

Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía ecuatoriana

E. de la Montaña^{1,2,*}

(1) Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE), Edificio de Ciencias Ambientales, Despacho B, Campus Universitario, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Madrid, España.

(2) Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID), Avda. Reyes Católicos 4, 28040 Madrid, España.

* Autor de correspondencia: E. de la Montaña [enriquedelamontana@gmail.com]

> Recibido el 16 de enero de 2012, aceptado el 1 de julio de 2013.

De la Montaña, E. (2013). Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía ecuatoriana. *Ecosistemas* 22(2):84-96. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.13

La cacería es un componente fundamental de la cultura y de las estrategias de subsistencia de los pueblos indígenas de la Amazonía. Además es una importante amenaza para la biodiversidad de algunas áreas. En esta revisión se recopilan 14 registros de cacería de distintos grupos indígenas de la región amazónica del Ecuador. La edad y el tamaño de las localidades se han relacionado con parámetros clave de los registros de cacería, y las tasas de cosecha reportadas se han comparado con las consideradas sostenibles. Los resultados muestran que los mamíferos son el grupo más importante en términos de biomasa y número de capturas. Al aumentar la persistencia de cacería, se produce una predecible sustitución de especies vulnerables como los primates por especies que toleran mejor la presión cinegética como los roedores, constatándose la extinción local de ciertas especies. Las especies consideradas sobreexplotadas en la mayoría de las localidades han sido los monos lanudos (*Lagothrix lagotricha* y *Lagothrix poeppigii*), el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) y el paujil (*Mitu salvini*). A pesar de ello, estas especies siguen siendo capturadas aunque para ello se requiera un mayor esfuerzo de búsqueda. Se concluye que la estrategia de caza de los indígenas responde a la disponibilidad de las distintas especies, y que los cambios culturales de las distintas etnias pueden causar la insostenibilidad de los recursos cinegéticos si no se mantienen las posibilidades de reclutamiento en las poblaciones bajo presión.

Palabras clave: aculturación, bosques Neotropicales, sostenibilidad, vertebrados

De la Montaña, E. (2013). Subsistence hunting of indigenous people from Ecuadorian Amazon. *Ecosistemas* 22(2):84-96. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.13

Hunting is an essential component of culture and survival strategy for many Amazonian indigenous peoples. Moreover, hunting is an important threat to the biodiversity of many areas. In this paper we compiled data on game harvests from 14 tribal settlements in Ecuadorian Amazon. The age and size of hunting settlements were correlated with key parameters of harvest profiles. Harvest volumes were compared with those considered sustainable for each species. Results show that mammals are the most important group in terms of biomass and number of animals harvested. We indicate that as hunting persistence increases there is a predictable shift from vulnerable to more hunting resilient species. Overexploited species in most settlements were woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha* and *Lagothrix poeppigii*), lowland tapir (*Tapirus terrestris*) and salvin's curassow (*Mitu salvini*). However, these species continue being hunted even though effort required to track these down is greater. Our study demonstrated that hunting by indigenous communities in Ecuador responses to species availability, and cultural changes of indigenous people could cause unsustainable exploitation of hunting resources if recruitment possibilities on population under pressure diminish.

Key words: acculturate, Neotropical forest, sustainability, vertebrates

Introducción

La cacería de subsistencia es fundamental para la adquisición de proteínas por parte de los habitantes de los bosques tropicales de todo el mundo (Elliott et al. 2002). En la Amazonia ecuatoriana la cacería también es una parte integral de la cultura de los distintos pueblos indígenas (Siren 2004, Franzen 2006, Zapata et al. 2009). Aunque se estima que hace décadas el pequeño tamaño poblacional de los indígenas y el uso de métodos tradicionales de caza no tenían por qué tener un impacto negativo en las poblaciones presa (Harner 1972; Vickers 1991; Descola 1994), también se sabe que en sociedades aborígenes tradicionales con tecnología rudimentaria, la extracción de ciertas especies vulnerables puede exceder la producción (Ross 1978, Alvard et al. 1997).

Los rápidos cambios socioeconómicos que se producen actualmente en la Amazonía están incrementando la presión sobre la fauna y los hábitats. De manera que el crecimiento de la población humana, el establecimiento de comunidades permanentes, el uso

de tecnologías de caza más eficientes, y el creciente mercado para la carne de fauna silvestre, conocida popularmente como carne de monte, están llevando a ciertas especies presa del Neotrópico a una frecuente extinción local (Bodmer et al. 1994; Alvard et al. 1997; Peres 2000; Jerzolimski y Peres 2003; Zapata-Ríos et al. 2009). Aunque la destrucción del hábitat es el impacto más negativo sobre la biodiversidad de los bosques tropicales, en zonas donde éstos aún presentan un estado de conservación aceptable la cacería es la principal amenaza para la biodiversidad tropical (Redford 1992). Solamente la baja densidad humana en gran parte del Neotrópico permite que las especies sean menos vulnerables a la extinción que en otras regiones del planeta (Fa et al. 2002).

Ecuador es el país más pequeño de los considerados megadiversos (Mittermeier et al. 1997). Es un hotspot de biodiversidad (Myers et al. 2000; Brooks et al. 2006) y en los 138 000 km² de la región amazónica se ha definido una ecoregión prioritaria para la conservación global, los "Bosques Húmedos del Napo" (Olson y Di-

nerstein 2002). Además de la sobresaliente riqueza biológica, Ecuador tiene una importante riqueza cultural, con cerca de 246 000 indígenas en la región pertenecientes a 9 grupos étnicos (Instituto Nacional de Estadística y Censos 2010). Aunque esta cifra puede parecer pequeña en términos absolutos, esta población es similar a la población indígena presente en toda la Amazonía brasileña (Lu y Bilsborrow 2011), cuya extensión es 45 veces más grande. Este trabajo presenta información referente a 6 de los grupos étnicos presentes en la Amazonía. El grupo más numeroso, con más 100 000 personas son los Shuar. Eran conocidos antiguamente como Jíbaros, los famosos guerreros reductores de cabezas de sus enemigos, que desde hace siglos han vivido en el sureste de Ecuador. El segundo grupo en número son los Kichwa, que provienen de una variedad de grupos étnicos que sobrevivieron a las enfermedades y violencia de la conquista española. Estos grupos decidieron o fueron obligados a vivir en misiones donde la lengua andina Quichua servía como *lingua franca*. La identidad Kichwa surgió en torno al año 1800 y actualmente son unas 80 000 personas en la región. Otro grupo son los Huaorani, que fueron contactados por misioneros en 1958. Actualmente son unas 3000 personas y se concentran al oeste del Parque Nacional Yasuní para evitar encontrarse con los pequeños grupos de Tagaeri y Taromenane no contactados, con los que están emparentados y mantienen una histórica hostilidad. El pueblo A'i Cofán, habita en la Amazonía ecuatoriana desde tiempos precolombinos. Impactados negativamente por la fiebre del caucho y la quinina del siglo pasado, en los años 70 fueron desplazados por la extracción de petróleo. Su población actual está alrededor de 2500 personas. Por último, los Siona y Secoya son grupos relacionados de la familia lingüística Tukano Occidental que se unieron mediante matrimonios tras migrar desde Perú en los años 30 del siglo XX como consecuencia de la invasión de su territorio por la explotación del caucho. Actualmente forman de nuevo dos grupos étnicos distintos, con 350 Sionas y 400 Secoyas.

El objetivo de esta revisión es analizar por primera vez de manera conjunta la composición y abundancia relativa de mamíferos, aves y reptiles capturados por los distintos grupos indígenas de la región amazónica del Ecuador; y evaluar cómo la historia y la escala de la cacería pueden afectar a la fauna cinegética, mediante la relación de parámetros clave al comparar la biomasa cosechada con la edad y la densidad humana de distintas localidades. Además, se discute la sostenibilidad de la cacería de subsistencia de las especies cinegéticas más importantes en la Amazonía ecuatoriana.

Material y Métodos

Criterios de recopilación

Mediante una exhaustiva búsqueda bibliográfica, se han recopilado todos los estudios de cacería en la Amazonía ecuatoriana que cuantifican la fauna vertebrada cazada, incluyéndose algunos trabajos que no están disponibles en formato digital. El presente artículo analiza datos de cacería representativos y que cumplen con los siguientes criterios: (1) el bosque tropical húmedo es el tipo de vegetación predominante en la zona de caza; (2) las áreas de caza están poco o nada intervenidas; (3) la cacería se lleva a cabo exclusivamente para subsistencia y usos tradicionales, mientras que la cacería para fines comerciales no se practica o es muy esporádica; (4) los cazadores y consumidores de la cacería pertenecen a alguno de los grupos indígenas de la región amazónica del Ecuador.

Localidades de estudio

La recopilación de datos se ha realizado a partir de 11 trabajos que incluyen un total de 14 registros de cacería realizados entre 1973 y 2005, obtenidos en 23 poblados distintos pertenecientes a los 6 grupos étnicos mencionados anteriormente. La localización geográfica y una breve descripción de cada localidad de estudio se muestran en la **Figura 1** y **Tabla 1**, respectivamente. El bosque tropical húmedo siempreverde de tierras bajas es el tipo de bosque que domina en todas las localidades, aunque en la mayoría de ellas existen importantes zonas de bosque inundable por aguas blancas

y negras. Además, las localidades situadas más al sur (localidades 9 y 14) incluyen zonas de bosque tropical húmedo siempreverde piemontano (Sierra 1999).

La edad y el tamaño de las localidades se han utilizado como una medida del grado de persistencia e intensidad de las actividades cinegéticas en cada zona de cacería. En todos los análisis en los que era necesario conocer la antigüedad de la localidad se han excluido los datos de la localidad 12 ya que no se reportó esta información. Además, debido a la falta de información precisa en la edad de algunas de las localidades más antiguas, se fijó arbitrariamente la edad de éstas en un máximo de 25 años. De este modo se asume que 25 años habitando una localidad, es un tiempo suficientemente largo para permitir a la comunidad de especies cinegéticas responder a la historia local de cacería y que las respuestas posteriores a la adicional presión cinegética no tienen importancia comparativa.

Registros de cacería

El número de individuos y la biomasa cosechada de cada vertebrado considerados en esta revisión son los reportados en cada trabajo, excepto en el caso de las localidades 10 y 11 que no incluyen en sus registros información de biomasa cosechada, por lo que ésta fue calculada a partir del peso corporal medio de cada especie reportado por Mena et al. (2000). Yost y Kelley (1983) y Mena et al. (2000) no reportaron datos de aquellas especies para las que se cosecharon menos de 10 kg, mientras que Frazen (2006) no incluye en sus registros aquellas aves para las que se cazaron menos de 5 individuos.

Teniendo en cuenta los registros de cacería, el periodo de colección de datos, el área de caza y el número de habitantes de cada localidad, se calculó la cantidad diaria y anual de individuos y de biomasa cosechada *per capita* (nº/hab/tiempo y kg/hab/tiempo respectivamente), y la cosecha de cada especie en cada localidad (nº/km²/año). Para aquellos trabajos cuyo periodo de colección de datos fue inferior a 12 meses, los cálculos se realizaron considerando que las capturas reportadas durante los meses muestreados se mantendrían constantes durante el resto del año.

Se realizaron análisis de correlación entre la biomasa cosechada diaria *per capita* de todas las especies y la antigüedad de las distintas localidades y la densidad humana en el área de caza, para evaluar la influencia de la persistencia e intensidad de cacería en la cantidad de carne de monte cosechada. También se correla-



Figura 1. Localización en Ecuador de los lugares considerados en este estudio. Los números de cada localidad se refieren a los registros de cacería descritos en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Información relativa a las 14 localidades recopiladas en este trabajo numeradas como en la Fig. 1. El consumo diario per capita se refiere a la cantidad de carne de monte cosechada durante el periodo de toma de datos, procedente de animales sin eviscerar. El % de refugio se refiere a la proporción de territorio donde no se practica la caza o se hace muy esporádicamente

(Número Localidad) y Etnia	Antigüedad (años)/Población humana	Área de caza (km ²)	% Refugio	Consumo per capita (kg/día)	Fuentes
(1) Huaorani	9/140	435	88.2	0.218	Franzen 2006
(2) Huaorani	9/33	227	88.2	0.222	Franzen 2006
(3) Huaorani	1/47	57	88.2	0.335	Franzen 2006
(4) Huaorani	7/161	103	?	-	Lu 1999
(5) Huaorani	5/167	130	29.3	0.189	Mena et al. 2000
(6) Siona	>25/111	150	89.4	0.129	Prieto 2011, datos sin publicar
(7) Kichwa	>25/159	65	92.5	0.063	Prieto 2011, datos sin publicar
(8) Cofán	10/93	320	60.0	0.441	Schel 1997, datos sin publicar
(9) Kichwa	>25/846	986	29.6	0.113	Siren 2004
(10) Siona-Secoya	1/132	1150	54.0	0.661	Vickers 1980
(11) Siona-Secoya	1-10*/230	1150	54.0	0.535	Vickers 1991
(12) Huaorani	?/230	2200	87.0	0.410	Yost y Kelley 1983
(13) Kichwa	>25/570	210	0.0	0.191	Zapata 2001
(14) Shuar	>25/1000	243	59.5	0.089	Zapata et al. 2009

*Los registros de cacería se realizaron en 6 años distintos en un periodo que comprendía desde el primer año de establecimiento de la localidad hasta el décimo año.

cionó el porcentaje de biomasa cosechada de los principales grupos de mamíferos cazados (ungulados, primates grandes y roedores) con la edad de la localidad, para evaluar si la persistencia de cacería provoca cambios en la importancia relativa de cada grupo en el total de las capturas. En este último análisis se utilizaron solamente los registros de los mamíferos, ya que es el único grupo para el que se reporta información en todos los trabajos y porque este grupo de vertebrados es el más importante para los cazadores de subsistencia de los bosques tropicales de todo el mundo (Robinson y Bennett 2000).

El principal método de captura en todos los estudios es el uso de armas de fuego, mientras que el uso de cerbatanas y lanzas es minoritario. Estos métodos tradicionales representan menos del 20 % de la extracción de carne de monte excepto en el caso de los Huaorani de las localidades 4 y 12 que obtuvieron el 33 y el 49 % de la biomasa respectivamente. Además, también se utilizan perros y machetes para cazar animales que se ocultan en madrigueras. Todos estos métodos de captura precisan del encuentro entre los cazadores y las presas potenciales. Esto es importante a la hora de evaluar los patrones de selección de presas ya que los sistemas de captura indirectos como los lazos, trampas y redes, que son usados frecuentemente en los bosques del Paleotrópico (Fa y Peres, 2001), producen patrones de selección diferentes que no pueden ser comparados con las capturas directas.

Sostenibilidad de la cacería

Para evaluar si la cacería de subsistencia representa un riesgo para la sostenibilidad del recurso, se compararon las tasas de cosecha de las distintas especies obtenidas de los trabajos recopilados (excepto las localidades 4 y 12 por falta de información) con los valores teóricos de Máxima Cosecha Sostenible (MCS) considerados por Robinson y Redford (1991). No se utilizaron las estimas de producción aportadas por cada trabajo debido a que los distintos métodos usados para su cálculo introducen distintas fuentes de error que no permiten su comparación. Esos autores desarrollaron un modelo matemático que calcula la tasa de cosecha sostenible de animales silvestres, basándose en el concepto de producción máxima, entendida como la producción (animales por kilómetro cuadrado) generada durante un año, por una población silvestre bajo condiciones ambientales óptimas. De manera que la MCS es igual a la producción máxima menos la mortalidad natural. El método no evalúa en realidad la sostenibilidad de la cacería, sino que evalúa si una especie es sobreexplotada, ya que tasas de cosecha inferiores a la MCS podrían exceder la producción real si durante el año no se alcanzaron los niveles máximos. La evaluación se realizó solo en los mamíferos de mayor importancia en términos de individuos cazados y biomasa cosechada.

Resultados

Características de las localidades

Las localidades del estudio presentaron una población media de 280 habitantes (S.D.=302, rango=33-1000, $n=14$) y fueron establecidas entre 1 y 25 años antes de cada estudio (media 13.3 ± 9.9 , $n=13$). La densidad humana media en los principales territorios de cacería fue de 1.13 habitantes/km² (S.D.=1.2, rango=0.11-4.11, $n=14$). El periodo de toma de datos varió entre 7 y 18 meses excepto en el trabajo realizado por Franzen (2006) que fueron 16 semanas y el de Vickers (1991) que tomó datos durante 6 años distintos en un intervalo de 10 años.

Especies cosechadas

En el Anexo I se muestra el número de individuos cazados y en el Anexo II la biomasa cosechada de todas las especies registradas en las 14 localidades de estudio. Fueron cazados un total de 15 754 individuos, representando una biomasa de 120 214 kg de 98 especies distintas (Tabla 2). Por orden de importancia, los primates, pavas y similares (tinamúes, polluelas y trompeteros), roedores, y ungulados son las especies más cazadas, aunque estos últimos representan más de la mitad de la biomasa cosechada. Las aves son cazadas en gran número aunque su importancia en términos de biomasa cosechada es pequeña (4.8 %), mientras que los reptiles son el grupo con menor importancia en número y biomasa.

En cada localidad se cazaron un mínimo de 18 especies distintas y un máximo de 60 (Tabla 3). Estos rangos son bastante amplios a pesar de que el conjunto de especies cinegéticas presentes en cada localidad es similar. En el número de individuos y la biomasa cosechada por cada habitante al año también hay gran variabilidad, oscilando entre 2.6 y 38 individuos, y entre 23 y 241 kg.

Correlaciones de la biomasa cosechada

La biomasa cosechada por habitante en cada localidad fue muy variable, con un mínimo de 63 gr por persona y día y un máximo de 661 gr (media= 277 ± 186 gr, $n=13$). Existe una clara correlación negativa entre la edad de la localidad y la biomasa cosechada por habitante ($r=0.75$, $n=12$, $P<0.01$, Fig.2a) y entre la densidad humana en la zona de caza y la biomasa cosechada por habitante ($r=0.61$, $n=13$, $P<0.05$, Fig.2b), sugiriendo que la mayor antigüedad y el aumento poblacional conlleva una reducción en la cantidad de biomasa consumida por cada habitante en las comunidades indígenas. La coincidencia en los efectos de la edad y la densidad son esperables ya que ambas variables están correlacionadas ($r=0.62$, $P<0.05$, $n=13$).

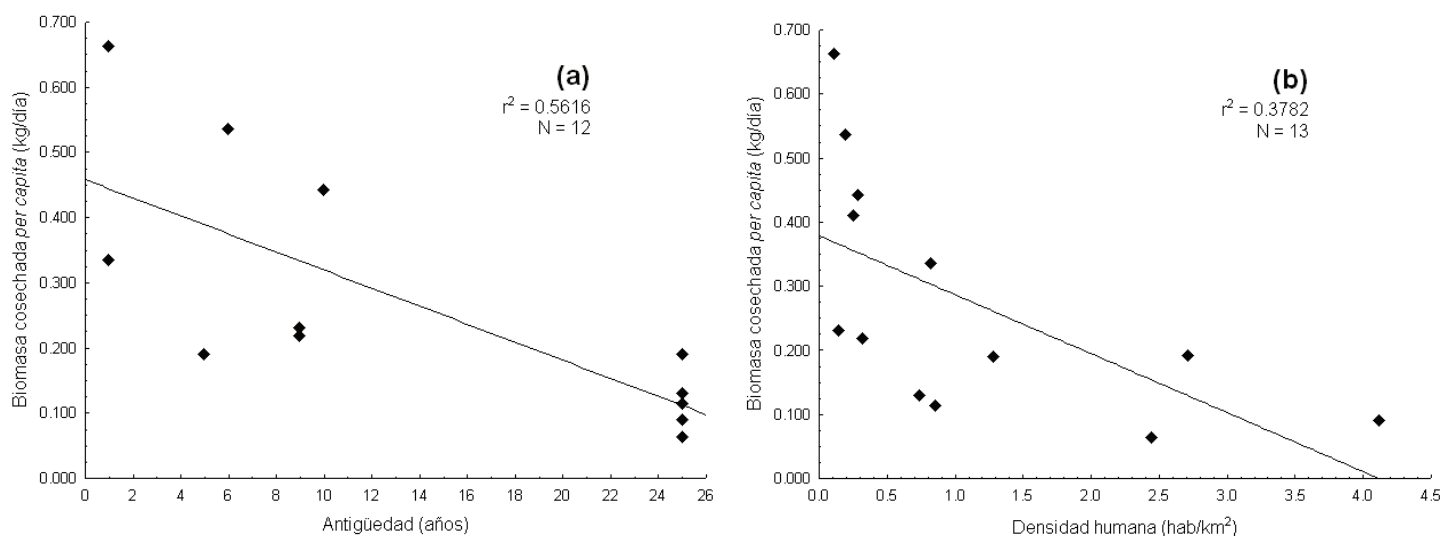
Tabla 2. Número de especies cazadas, número de individuos y biomasa cosechada de cada grupo y su importancia relativa (%).

	Especies	Individuos	% Ind.	Biomasa (kg)	% Biomasa
Mamíferos	49	10744	68.2	112 129	93.3
Primates	17	4167	26.5	22 153	18.4
Roedores ¹	8	2864	18.2	15 287	12.7
Ungulados	6	2420	15.4	68 011	56.6
Edentados ²	8	779	4.9	3464	2.9
Carnívoros	10	514	3.3	2789	2.3
Aves	42	4689	29.8	5780	4.8
Pavas y similares	12	2940	18.7	4437	3.7
Psitácidos	7	270	1.7	207	0.2
Tucanes	6	1282	8.1	1037	0.9
Otros	17	197	1.3	99	0.1
Reptiles	7	273	1.7	2275	1.9
Lagartos	4	139	0.9	1635	1.4
Tortugas	3	134	0.9	640	0.5
Total	98	15 754		120 214	

¹En este grupo se incluye una especie de Lagomorfo. ²Este grupo incluye el antiguo orden Edentata o Xenarthra que actualmente se ha dividido en el Orden Cingulata (armadillos) y el Orden Pilosa (perezosos y osos hormigueros).

Tabla 3. Número medio de especies cazadas en cada localidad, número medio de individuos cazados por habitante/año y biomasa (kg) media cosechada por habitante/año de cada uno de los grupos de vertebrados cazados.

	Especies (Rango)	Individuos (Rango)	Biomasa (Rango)
Mamíferos	19 (9-30)	6.9 (1.8-15)	92 (21-229.1)
Aves	12 (4-23)	5.6 (0.8-20,3)	7.3 (1.4-16.6)
Reptiles	3 (1-5)	0.6 (0.01-2,7)	3.9 (0.16-15.5)
Total	34 (18-60)	12 (2.6-38)	101 (23-241.4)

**Figura 2.** Relación entre biomasa cosechada diaria "per capita" y (a) la antigüedad de la localidad; y (b) la densidad humana.

Por otro lado, existe una fuerte correlación positiva entre la importancia relativa de la biomasa cosechada de roedores y la edad de la localidad ($r=0.73$, $n=13$, $P<0.01$, Fig.3), mientras que la importancia relativa de los grandes primates disminuye significativamente ($r=0.54$, $n=13$, $P<0.05$, Fig.3). La importancia relativa de los ungulados no varía ($r=0.44$, $n=13$, $P=0.13$, Fig.3).

Sostenibilidad de la cacería

Comparando las tasas de cosecha de especies estimadas en este trabajo con los valores de MCS calculados por Robinson y Redford (1991), se aprecia que los monos lanudos (*Lagothrix lagotricha* y *Lagothrix poeppigii*) y el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) son

sobreexplotados en la mayoría de las localidades. Por el contrario el armadillo de nueve bandas (*Dasyprocta novemcinctus*), la guatusa (*Dasyprocta fuliginosa*), el guatín (*Myoprocta pratti*), la ardilla roja (*Sciurus igniventris*), el venado gris (*Mazama gouazoubira*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) son cazados en todas las localidades por debajo de los niveles considerados máximos sostenibles. El resto de primates y ungulados evaluados y la guanta (*Cuniculus paca*) son cazados por encima de la MCS solo en algunas localidades (Tabla 4).

Las únicas localidades que no cazan ninguna de las especies por encima de la MCS son una comunidad Kichwa (localidad 9) y una comunidad Huaorani (localidad 2). Las otras localidades Huaorani presentan gran variabilidad, llegando a explotar la mitad de las

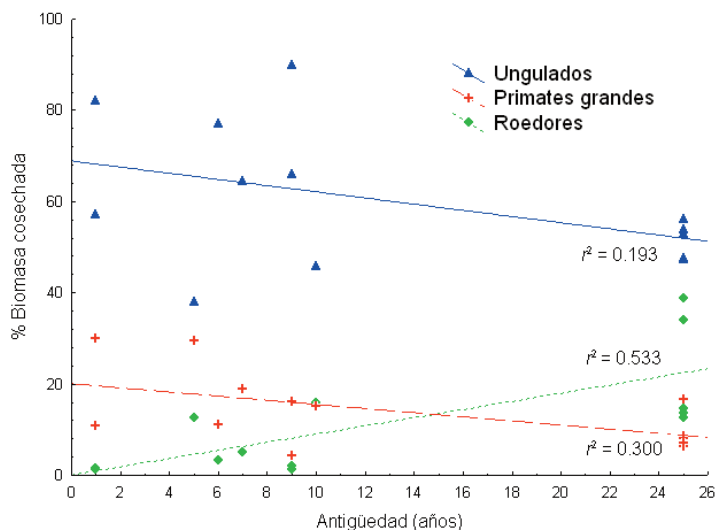


Figura 3. Relación entre la edad de las localidades y la importancia relativa (%) de la biomasa total cosechada de los principales grupos de mamíferos cazados (ungulados, primates grandes y roedores).

especies evaluadas por encima de la MCS (localidades 1, 3 y 5). En las localidades del NE situadas en torno al río Aguarico (localidades 6, 7, 8, 10 y 11), *Lagothrix spp* y *T. terrestris* son las únicas especies cazadas por encima de los niveles de sostenibilidad. Por el contrario, las localidades 13 y 14 cazan la mayoría de las especies evaluadas por encima de la MCS.

Estos resultados coinciden ampliamente con los propios análisis de sostenibilidad realizados en los trabajos revisados mediante el modelo de producción. Las únicas diferencias son que nuestros resultados consideran sobreexplotado a *Cebus albifrons* en la localidad 5 y no sobreexplotado a *P. tajacu* en la localidad 14, mientras que los autores de esos trabajos consideran lo contrario. Esto se debe a variaciones en los valores de MCS, ya que sus cálculos se basan en estimas de la producción adaptadas a la propia área de estudio.

Tabla 4. Cosecha estimada en las distintas localidades y Máxima Cosecha Sostenible (MCS) según Robinson y Redford (1991) en número de individuos por km² al año para los principales mamíferos cazados. En rojo se indican aquellas tasas de cosecha que exceden la MCS.

Localidades	Cosecha (n°/km ² /año) por localidad													MCS
	1	2	3	5	6	7	8	9	10	11	13	14		
Primates														
<i>Alouatta seniculus</i>	0.15	0.01	0.4	0.74	0.23	0.08	0.33	0.07	0.05	0.09	0.54	0.58	0.39	
<i>Ateles belzebuth</i>	0.12		2.4	0.09				0.01					0.16	
<i>Cebus albifrons</i>	0.10		0.23	0.31			0.01	0.13		0.01	0.77	0.24	0.18	
<i>Lagothrix spp*</i>						0.40	0.73		0.58	0.64			0.24	
<i>Lagothrix lagotricha</i>					0.17						1.0		0.24	
<i>Lagothrix poeppigii</i>	0.34	0.10	1.72	3.44				0.2				2.19	0.24	
Roedores														
<i>Cuniculus paca</i>	0.01	0.03	0.11	0.85	0.32	1.15	0.59	0.72		0.09	1.86	1.44	1.31	
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	0.04		0.11	0.42	0.42	1.62	0.26	0.55	0.04	0.11	2.88	1.01	8.98	
<i>Myoprocta pratti</i>	0.02			0.35	0.17	1.06	0.23	0.55		0.01	1.13	0.72	4.34	
<i>Sciurus igniventris</i>	0.16		0.06	0.24						0.03		0.01	44.8	
Ungulados														
<i>Mazama americana</i>	0.12		0.17	0.42	0.03	0.23	0.02	0.15	0.01	0.03	0.86	0.69	0.67	
<i>Mazama gouazoubira</i>				0.02				0.1					1.23	
<i>Pecari tajacu</i>	0.08	0.17	0.29	0.92	0.37	0.88	0.14	0.16	0.38	0.4	0.02	1.58	2.41	
<i>Tapirus terrestris</i>	0.01	0.01		0.04	0.07	0.03	0.02	0.02	0.01	0.06	0.05	0.09	0.03	
<i>Tayassu pecari</i>	0.43	0.24	1.83		0.19	0.08	0.33	0.05	0.41	0.45	2.04		0.83	
Edentados														
<i>Dasyopus novemcintus</i>				0.06			0.09	0.2	0.02	0.01	0.06	2.68	5.19	

*Incluye a *Lagothrix lagotricha* y/o *Lagothrix poeppigii*

Discusión

De las aproximadamente 110 especies de mamíferos no voladores descritos en la Amazonía ecuatoriana (Tirira 2007), en esta revisión se han registrado 49 especies. Teniendo en cuenta la pequeña proporción de Amazonía presente en Ecuador, es significativo que esa cifra se aproxime a las 53 especies de mamíferos que son considerados cinegéticos en los bosques del Neotrópico según Fa y Peres (2001). Aunque la diferencia entre cifras debe ser mayor ya que nuestros resultados incluyen ciertas especies que no son consideradas por dichos autores, como un mamífero acuático, el manatí (*Trichechus inunguis*), algunos carnívoros, o aquellas especies que han sido capturadas exclusivamente para tenerse como mascotas, como el leoncillo (*Cebuella pygmaea*). En cualquier caso, junto con aves y reptiles han sido 98 especies distintas las registradas, lo que muestra la gran diversidad de presas existente. Aunque la mayoría de las especies cazadas se utilizan como alimento, y en ciertas ocasiones como mascotas, también hay algunas especies de felinos, psitácidos y tucanes que son apreciadas por sus pieles, dientes y plumas para la producción de útiles tradicionales. Mena et al. (2000) reporta que el 53 % de las especies de mamíferos, el 17 % de las especies de aves y el 18 % de las especies de reptiles fueron usados en alguna ocasión como mascotas o para adornos, lo que está en consonancia con otros registros en el Neotrópico (Redford y Robinson 1987).

A pesar de ser muchas las especies cazadas, no son tantas las especies que se capturan con regularidad. En general, con fines alimenticios, todos los ungulados, los primates grandes (*Alouatta seniculus*, *A. belzebuth*, *L. lagotricha* y *L. poeppigii*), los roedores grandes (*C. paca* y *D. fuliginosa*), las aves grandes (*Mitu salvinii*, *Nothocrax urumutum*, *Pipile cumanensis*, *Psophia crepitans*, *Penelope jacquacu* y *Tinamus major*) y los caimanes (*Caiman cocodrilus* y *Melanosuchus niger*) son las especies preferidas y se las trata de cazar siempre que se presenta la oportunidad. Estas especies representan el 86 % de la biomasa cosechada en todas las localidades analizadas. Los animales pequeños tienden a ser cazados solo donde hay pocas posibilidades de encontrar animales grandes.

La importancia relativa de los distintos grupos de especies capturadas coincide con los resultados de Redford y Robinson (1987), siendo los primates siempre los más cazados, seguidos de los roedores y los ungulados. Aunque estos autores reportan menor importancia numérica relativa de mamíferos capturados (55.3 %) y mayor de aves (35.1 %) y reptiles (9.7 %). Esto puede deberse a la presencia en su revisión de ciertos grupos étnicos con mayor preferencia hacia las aves y reptiles, como los Kuna de Panamá, los Yanomami de Venezuela y los Ka'apor de Brasil.

Las tasas de captura de las comunidades indígenas en Ecuador coinciden especialmente para los mamíferos con las existentes en la bibliografía para todo el Neotrópico. La media de 6.9 mamíferos cazados por habitante/año se asemeja a los 7.8 reportados por Redford y Robinson (1987). En cambio, para las aves, los 11 individuos reportados por estos autores doblan los 5.6 de esta revisión. Hay que tener en cuenta que en esta revisión la importancia relativa de aves y reptiles está sesgada ya que no se han reportado datos de aves en dos localidades y de reptiles en cuatro, a pesar de que se tiene la certeza de que también son cazados. Además, varios autores no han reportado las especies capturadas en pequeñas cantidades que predominantemente suelen ser aves. Respecto a la biomasa consumida, los 277 gr de media encontrados en esta revisión coinciden con los 280 gr de carne que son recomendados como la cantidad diaria mínima necesaria para satisfacer las necesidades de proteína (Robinson y Bennett 2000). Los 252 gr de carne de mamíferos por persona/día son algo superiores a los 205.9 gr de media reportados por Jerzolimski (1998, datos sin publicar) para todo el Neotrópico. Estas diferencias pueden deberse en parte a que los Huaorani y los Secoya representan 8 de los 14 trabajos revisados, siendo considerados entre los grupos étnicos con mayor eficiencia de caza (Beckerman 1994).

Disponibilidad de las especies cazadas

Como ya se ha mencionado existe una preferencia por los animales grandes que ha sido documentada ampliamente en trabajos previos (Hames 1979; Alvard 1993; Jerzolimski y Peres 2003). La caza selectiva de especies grandes causa la desaparición local de estas especies y la dependencia de las especies más pequeñas. Vickers (1991), después de seis años de muestreo encontró que la biomasa capturada de roedores fue mayor en los años en los que las capturas totales de carne de monte habían sido menores, y viceversa. Pero las poblaciones de animales no desaparecen repentinamente, sino mediante un proceso relativamente lento (Siren 2004). De este modo, la edad de la localidad es uno de los factores que determinan qué tipo de especies son capturadas (Franzen 2006).

Los resultados de esta revisión confirman el incremento de la importancia relativa de los roedores conforme aumenta la persistencia de cacería en un área (Fig. 3), como fue demostrado por Cowlishaw et al. (2005) en un estudio en Ghana (África). Smith (1976) reportó que las capturas de roedores en lugares antiguos eran del 39 % de media frente al 3 % de media en los lugares modernos. Además algunas especies de roedores se mantienen cerca de las localidades debido a la mayor disponibilidad de comida en las zonas de cultivo de los indígenas (Lu 1999). Por ejemplo, es frecuente encontrar guantas y guatusas comiendo yuca en los huertos (Siren 2004). De hecho, algunos grupos indígenas transforman el bosque o siembran ciertas especies para atraer animales a sus "jardines de caza" (Redford y Robinson 1987). Los roedores suelen tener gran importancia para los cazadores de la Amazonía porque sus poblaciones tienen alto potencial reproductivo y por lo tanto toleran mejor la presión cinagética (Redford y Robinson 1987). El análisis de sostenibilidad apoya este hecho, ya que ninguna de las especies es sobreexplotada, excepto *C. paca* en las localidades 13 y 14. Esta especie es el roedor más apreciado, no solo por indígenas, sino en todas las regiones del país, debido a ser el más grande después de la capibara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), pero de carne muy sabrosa, todo lo contrario que la capibara que es considerada por algunos grupos indígenas como de mal sabor (Vickers 1991). Esta predilección por *C. paca* junto al hecho de ser el roedor con

menor tasa intrínseca de crecimiento (Robinson y Redford 1986) provoca que en algunas ocasiones sea sobreexplotada.

La persistencia de cacería también tiene un claro efecto en los grandes primates (*A. belzebuth*, *A. seniculus*, *L. lagotricha* y *L. poeppigii*). La Figura 3 muestra un descenso en la importancia relativa de este grupo. Los grandes primates son una presa muy codiciada por los cazadores indígenas (Peres y Lake 2003) y son de las especies más vulnerables a la sobreexplotación (Bodmer et al. 1997; Peres 2000). Frazen (2006) evidencia la disminución local de *A. belzebuth* en las comunidades antiguas, mientras que en la recién creada localidad 1, esta especie representa el 18 % de la biomasa cosechada. Este primate es la especie menos cazada y más susceptible a extinguirse en su área de distribución (Yost y Kelley 1983), siendo en esa localidad el único lugar donde su captura es importante debido a la, posiblemente, saludable población que se mantiene cerca de la recién creada comunidad. Es esperable que esta situación cambie ya que se considera una especie cosechada por encima del MCS. Según Peres (1990), *A. seniculus* es el primate más susceptible a la extinción frente a la cacería en el oeste de la Amazonía, pero los trabajos revisados muestran que esta especie sigue siendo capturada en todas las localidades, y aunque se la considera sobreexplotada en varias de ellas, aún contribuye de manera significativa al total de biomasa cosechada, siendo el segundo primate en importancia. Por último, *L. lagotricha* y *L. poeppigii* son los primates más cazados y se consideran muy sobreexplotados en casi todas las localidades y exterminados cerca de los poblados, por lo que es necesario desplazarse a lugares más lejanos que funcionan como refugio y como fuente (Vickers 1991, Siren 2004). Todos los grandes primates se encuentran catalogados "en peligro de extinción" en Ecuador, excepto *A. seniculus* que está catalogado "casi amenazado" (Tirira 2011). Por lo tanto, a la vista de los resultados, para mejorar su estado de conservación es necesario disminuir la presión cinagética que soportan.

Los pequeños primates combinados representan menos del 4 % de las capturas, por lo que se considera que sus poblaciones no son muy impactadas por la cacería. Es probable que cuando las cerbatanas y los arcos con flechas se usaban en lugar de las armas de fuego, las capturas de estas especies más pequeñas fueran mayores (Yost y Kelley 1983), ya que actualmente los cazadores evitan gastar munición en animales pequeños.

La desaparición de las especies grandes conforme aumenta la persistencia de cacería no es apoyada por los resultados obtenidos para los ungulados (Fig. 3). Esta resistencia a la desaparición ha sido documentada para pecarías y venados (Dourojeanni 1985) y puede deberse a varias causas: (1) son especies con tasas intrínsecas de crecimiento poblacional medias y altas (Robinson y Redford 1986); (2) según Bodmer et al. (1988) la tasa reproductiva de los artiodáctilos aumenta cuando sus poblaciones se mantienen menores a la capacidad de carga del hábitat debido a la cacería; (3) algunas especies tienen alta movilidad; (4) la posibilidad de inmigración desde áreas con menor presión de cacería. Así, *P. tajacu* presenta una baja movilidad (Siren 2004) pero una tasa de crecimiento poblacional alta, de manera que no es considerada sobreexplotada en ninguna localidad a pesar de ser el ungulado más cazado. Mientras que *Mazama americana*, tiene tres veces menor tasa de crecimiento poblacional pero es considerada una especie con alta movilidad y solo es sobreexplotada en dos localidades. Al igual que *Tayassu pecari*, la especie de mayor movilidad que forma manadas migrantes de decenas de individuos (Kiltie y Terborgh 1983), lo que ocasiona que sus capturas sean muy variables (Vickers 1991), pero también que siempre pueda aparecer algún grupo en el territorio de cacería, como sucedió en la localidad 9, donde llevaban 9 años sin cazar y en el año de estudio se cazaron 45 ejemplares. Respecto al tapir (*T. terrestris*), al ser el mamífero terrestre más grande en la región es la presa preferida de los cazadores (Robinson y Redford 1991) y debido a su baja densidad y a su baja tasa reproductiva es una de las especies más susceptibles a ser sobreexplotada en el Neotrópico (Bodmer 1995). Los resultados de esta revisión coinciden con esa afirmación, ya que esta especie es sobreexplotada en 6 de las 11 localidades donde se ha

analizado. En cambio, [Vickers \(1991\)](#) concluye que la cacería de tapir es sostenible, comparando las capturas por unidad de esfuerzo entre años recientes, y [Alvard et al. \(1997\)](#) comprobaron que la caza de tapires se mantuvo después de más de dos décadas de estudio en el sureste de Perú, cerca del Parque Nacional Manu, mientras que [Siren \(2004\)](#) muestra que esta especie está exterminada cerca de las comunidades pero que aún son cazados con regularidad en lugares más lejanos.

Los trabajos revisados sugieren similares consecuencias de la cacería sobre las aves grandes. Los pavones y las pavas son las especies más apreciadas y relativamente fáciles de cazar al ser bastante conspicuas, de manera que suelen desaparecer de las zonas cercanas a las comunidades. Con 3 kg de peso, el paujil (*M. salvini*) es la especie más grande y se considera frecuentemente ausente en la zona de caza intensiva y sobreexplotada en las localidades 5, 8, 9 y 11, según los análisis de los propios autores. Otras especies mayores de 1 kg y con baja movilidad como la pava silvona (*P. cumanensis*), el trompetero aligris (*P. crepitans*) y el pavón nocturno (*N. urumutum*) también están ausentes en las zonas cercanas a las comunidades y se consideran sobreexplotadas en algunas de esas localidades ([Vickers 1991](#), [Schel 1997](#), datos sin publicar, [Mena et al. 2000](#), [Siren 2004](#)).

En cuanto a los reptiles hay que tener en cuenta que presentan una situación compleja en términos de distribución en el hábitat y técnicas de caza empleadas para capturarlos. Caimanes y tortugas acuáticas pueden ser abundantes en hábitats específicos y/o en ciertas épocas del año, pero ser raros en otros lugares o periodos. Este hecho junto a que la persecución de caimanes hace años y la cosecha de huevos de tortugas en el periodo de cría se hacía indiscriminadamente, han causado que las capturas reportadas sean esporádicas y no se pueda establecer una relación con las estrategias de caza. En cambio, la tortuga terrestre (*Geochelone denticulata*) siempre ha sido cosechada con regularidad y su aprovechamiento se considera sostenible en algunos casos ([Schel 1997](#), datos sin publicar), pero el aumento del uso de los perros disparó sus tasas de cosecha al ser localizadas con más frecuencia, de manera que en las zonas frecuentes de caza es una especie escasa ([Vickers 1991](#)).

Los resultados discutidos sugieren que la estrategia de caza de los indígenas persigue maximizar la cosecha minimizando el esfuerzo, respondiendo a la disponibilidad de las distintas especies presa. Así, primero se cazan los animales más grandes como el tapir y los más fácilmente adquiribles como primates y aves grandes, que son los primeros en extinguirse localmente. Después los indígenas cambian a esas especies que producen más carne por unidad de esfuerzo y que son las menos vulnerables (pecaríes, venados y roedores grandes). Esa ausencia de las especies preferidas parece en realidad un gradiente de densidad con la distancia a la comunidad ([Peres y Lake 2003](#)), que indica el exterminio en las zonas cercanas pero la existencia de una población en lugares más alejados. Si tenemos en cuenta los niveles de captura reportados para las especies consideradas más sobreexplotadas (tapir y monos lanudos), estas especies deberían extinguirse localmente en pocos años. Sin embargo, esto no se ocurre siempre, probablemente porque la producción local es subestimada o porque existe otra fuente de reclutamiento. De hecho, en algunas de las localidades después de llevar décadas cazando estas especies, aún siguen siendo una significativa proporción de la carne de monte cosechada (localidades 6 y 14). [Vickers \(1980\)](#) reporta una tasa de extracción de mono lanudo del doble de la MCS, pero diez años más tarde la especie se sigue cazando con frecuencia, aunque las capturas se concentran en el área de caza menos próxima a la comunidad ([Vickers 1991](#)). Actualmente es necesario caminar un mínimo de 3 horas desde la comunidad para poder cazar esta especie (observación personal). Esto sugiere que la existencia de áreas sin actividad cinegética, podrían ser fundamentales para la persistencia de las especies y la sostenibilidad de la cacería al formar un sistema fuente-sumidero ([Pulliam 1988](#)). Las áreas adyacentes sin cacería podrían ayudar a reconstruir las poblaciones diezadas al actuar como fuentes de animales dispersantes. [Novaro et al. \(2000\)](#)

estimaron el mínimo porcentaje de territorio requerido como refugio para prevenir el descenso poblacional de algunos de los principales mamíferos cazados. Al comparar sus resultados con el porcentaje de territorio considerado como refugio en las localidades de estudio ([Tabla 1](#)), vemos que la mitad de las localidades presentan una superficie de refugio en la parte superior del rango considerado necesario para el tapir y los primates (entre 61 y 100 %), mientras que para roedores y pecaríes, casi todas las localidades tienen suficiente territorio para actuar de fuente de individuos ya que el porcentaje de territorio necesario oscila entre el 18 y el 61 %.

La rarificación de las especies preferidas en las zonas cercanas a la comunidad hace que sea necesario un mayor esfuerzo para cazar, de manera que si éste no se produce se traduce en menores capturas. La [Figura 2](#) apoya esta hipótesis, ya que evidencia un descenso en la cantidad de biomasa cosechada *per capita* cuanto mayor es la persistencia y la intensidad de cacería. Teniendo en cuenta el número de consumidores como medida de intensidad de cacería, [Fa y Peres \(2001\)](#) mostraron la misma tendencia en una amplia revisión de trabajos del Neotrópico y África. La mayor eficiencia de caza conseguida al sustituirse las tradicionales cerbatanas por las armas de fuego ([Yost y Kelley \(1983\)](#) reportaron un aumento del 33 % en las capturas de caza de los Huaorani) no evita que el sedentarismo y el aumento poblacional provocado por la aculturación disminuya la cantidad de carne de monte cosechada y haga necesario un mayor esfuerzo para obtenerla.

Consideraciones sobre la sostenibilidad de la cacería

Respecto a los cálculos de sostenibilidad realizados mediante el modelo de producción de [Robinson y Redford \(1991\)](#), hay que tener en cuenta que dicho modelo matemático tiene varias limitaciones: los cálculos teóricos de densidad están basados en datos de áreas poco alteradas y sin presión de cacería; la tasa intrínseca de incremento natural presume que las condiciones ambientales son óptimas; no considera perturbaciones estocásticas que afecten la tasa de crecimiento de las poblaciones silvestres; presume que no existe mortalidad antes de la edad de la primera reproducción; presume implícitamente, ya que basa los cálculos en un área de cacería definida, que no existe inmigración desde zonas no afectadas por cacería; y no se considera la heterogeneidad espacial de las presas ([Slade et al. 1998](#), [Milner-Gulland y Akçakaya 2001](#), [Siren et al. 2004](#), [Ling y Milner-Gulland 2008](#), [Levi et al. 2009](#), [Van Vliet et al. 2010](#)). Además de esos aspectos ecológicos, este tipo de modelos no consideran que la cacería es un sistema dinámico y que los cazadores responden a cambios en las variables del sistema tales como los costos de cacería o los ingresos de los hogares. De manera que se ignoran los procesos humanos y se asume que las capturas son constantes. Los enfoques bioeconómicos superan estas limitaciones al integrar explícitamente a los componentes biológicos y humanos del sistema ([Wilkie y Godoy 2001](#), [Damania et al. 2005](#), [Ling y Milner-Gulland 2006](#), [Siren et al. 2006](#)). A pesar de estas limitaciones, el modelo de producción utilizado es efectivo como una herramienta preliminar para medir el impacto en las poblaciones silvestres. Pero lo importante es determinar si la cosecha es menor a la MCS debido a que la intensidad de cacería es sostenible, o si es debido a que la intensidad de cacería es tan alta que la densidad poblacional se ha reducido a un nivel muy bajo.

Otro de los determinantes importantes para la evaluación de la sostenibilidad es la escala de análisis, ya que como hemos visto, la dispersión de fauna cinegética desde las áreas fuente hacia las zonas de cacería podría ser predominante en Ecuador. Así, es necesario realizar evaluaciones a una escala de paisaje suficientemente grande para incorporar áreas de caza y potenciales áreas fuente adyacentes, que permita evaluar la estructura espacial y el tamaño de estas áreas, el tamaño poblacional de las especies en las áreas fuente y el comportamiento social de las especies. Si los estudios de sostenibilidad de cacería solo incluyen las áreas de caza, los resultados podrían estar sesgados.

El mantenimiento de grandes áreas de bosques conservados en la Amazonía ecuatoriana, podría garantizar que a escala regional la mayoría de las especies toleren los actuales niveles de caza,

de manera que se pueda mantener el estado de explotación sostenible que existe a nivel de cuenca, donde según [Fa et al. \(2002\)](#), ningún taxón es sobreexplotado. Las diferencias en las tasas de explotación y el estado de conservación de las especies en las distintas zonas del territorio sugieren que, parafraseando a [Redford \(1992\)](#), el bosque está medio lleno o medio vacío dependiendo de la escala de análisis.

En cualquier caso, las tasas de explotación en la Amazonía no deberían incrementarse para evitar situaciones irremediables en las especies más vulnerables. Por suerte, estas especies no son tantas como en otros continentes ([Fa y Brown 2009](#)) lo que facilita realizar los esfuerzos necesarios en investigación que ayuden a la gestión sostenible, y también involucrar a los distintos actores sociales. Estos son, por un lado, los grupos indígenas, cuyos actuales derechos sobre su territorio en Ecuador, permiten que sean ellos los que decidan y gestionen el uso de los recursos cinegéticos siempre que no tenga fines comerciales; y por otro, los estamentos políticos responsables de la conservación del medio ambiente tanto dentro como fuera de las áreas naturales protegidas.

Si tenemos en cuenta que la caza de las especies susceptibles solo es sostenible cuando la densidad humana es baja y/o la localización de los poblados varía o los territorios de caza son relativamente grandes, es decir, las condiciones tradicionales se mantienen, es de esperar que el actual incremento poblacional, la colonización de nuevas tierras y el aumento de la explotación de los recursos naturales, tanto dentro como fuera de los territorios indígenas, produzca un aumento en las tasas de cosecha de fauna silvestre y una pérdida de territorios de caza y áreas fuente debido a la destrucción y fragmentación del bosque tropical. Además, el uso de la carne de monte no solo para subsistencia sino para comercialización empeoraría la situación ([Suárez et al. 2009](#)). Así, un nuevo equilibrio debe encontrarse como consecuencia de la irreversible integración de los indígenas en la economía de mercado y la consecuente aculturación.

Referencias

- Alvard, M.S. 1993. Testing the "ecologically noble savage" hypothesis: Interspecific prey choice by Piro hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology* 21:355-387.
- Alvard, M.S., Robinson, J.G., Redford, K.H. Kaplan, H. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11:977-982.
- Beckerman, S. 1994. Hunting and fishing in Amazonia: Hold the answers, what are the questions? En: Roosevelt, A. (ed.), *Amazonian Indians from Prehistory to the Present: Anthropological Perspectives* 177-202. Arizona University Press, Tucson, USA.
- Bodmer, R.E. 1995. Susceptibility of mammals to overhunting in Amazonia. En: Bissonette, J.A., Krausman, P.R. (eds.), *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*, pp. 292-295. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Bodmer, R.E., Eisenberg, J.F., Redford, K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11:460-466.
- Bodmer, R.E., Fang, T.G., Moya I, L. 1988. Primates and ungulates: a comparison of susceptibility to hunting. *Primate Conservation* 9:79-83.
- Bodmer, R.E., Fang, T.G., Moya I, L. Gill, R. 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 67:29-35.
- Brooks, T.M. Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S.L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313:58-61.
- Cowlishaw, G., Mendelson, S., Rowcliffe, J. 2005. Evidence for post-depletion sustainability in a mature bushmeat market. *Journal of Applied Ecology* 42:460-468.
- Damania, R., Milner-Gulland, E.J., Crookes, D.J. 2005. A bioeconomic analysis of bushmeat hunting. *Proceedings of the Royal Society B* 272:259-266.
- Descola, P. 1994. *In the Society of Nature: A Native Ecology in Amazonia*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Dourojeanni, M.J. 1985. Over-exploited and under-used animals in the Amazon region. En: Prance, G.T., Lovejoy, T.E. (eds.), *Key Environments Amazonia*, pp. 419-433. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Elliott, J., Grahn, R., Sriskanthan, G., Arnold, C. 2002. *Wildlife and Poverty Study*. Livestock and Wildlife Advisory Group, Department for International Development, London, UK.
- Fa, J.E., Brown, D. 2009. Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: a review and synthesis. *Mammal Review* 39:231-264.
- Fa, J.E., Peres, C.A. 2001. Game vertebrate extraction in African and Neotropical forests: an intercontinental comparison. En: Reynolds, J.D., Mace, G.M., Robinson, J.G., Redford, K.H. (eds.), *Conservation of exploited species*, pp. 203-241. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fa, J.E., Peres, C.A., Meeuwig, J. 2002. Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison. *Conservation Biology* 16:232-237.
- Franzen, M. 2006. Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities. *Environmental Conservation* 33:36-45.
- Hames, R.B. 1979. A comparison of the efficiencies of the shotgun and the bow in neotropical forest hunting. *Human Ecology* 7:219-252.
- Harner, M. 1972. *The Jivaro: People of the Sacred Waterfalls*. Natural History Press Washington, DC, USA.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos 2010. Censo de Población y de Vivienda – Resultados. Electronic document. <http://www.inec.gov.ec/estadisticas/http://www.inec.gov.ec>
- Jerzolimski, A. Peres, C.A. 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.
- Kiltie, R.A., Terborgh, J. 1983. Observations on the Behavior of Rain Forest Peccaries in Perú: Why do White-lipped Peccaries Form Herds? *Zeitschrift für Tierpsychologie* 62:241-265.
- Levi, T., Shepard, G.H., Ohi-Schacherer, J., Peres, C.A., Yu, D.W. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology* 46:804-814.
- Ling, S., Milner-Gulland, E.J. 2006. Assessment of the sustainability of bushmeat hunting based on dynamic bioeconomic models. *Conservation Biology* 20:1294-1299.
- Ling, S., Milner-Gulland, E.J. 2008. When does spatial structure matter in models of wildlife harvesting? *Journal of Applied Ecology* 45:63-71.
- Lu, F. 1999. *Changes in subsistence patterns and resource use of the Huaorani Indians in the Ecuadorian Amazon*. Ph.D. University of North Carolina, Chapel Hill, USA.
- Lu, F., Bilsborrow, E. 2011. A cross-cultural analysis of human impacts on the rainforest environment in Ecuador. En: Cincotta, R.P., Gorenflo, L.J. (eds.), *Human population: its influences on biological diversity*, pp. 127-151. Springer, Berlin, Alemania.
- Mena, P.V., Stallings, J.R., Regalado, J., Cueva, R. 2000. The Sustainability of current hunting practices by the Huaorani. En: Robinson, J.G., Bennett, E.L. (eds.), *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, pp. 57-78. Columbia University Press, New York, USA.
- Milner-Gulland, E.J., Akçakaya, H.R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology & Evolution* 16:686-692.
- Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Mittermeier, C.G. 1997. *Megadiversity*. CEMEX, Mexico City, Mexico.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Novaro, A.J., Redford, K.H., Bodmer, R.E. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14:713-721.
- Olson, D.M., Dinerstein, E. 2002. The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89(2): 199-224.
- Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54:47-59.
- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14:240-253.
- Peres, C.A., Lake, I.R. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology* 17:521-535.

- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652-661.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42:412-422.
- Redford, K.H., Robinson, J.G. 1987. The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89:650-667.
- Robinson, J.G., Bennett, E.L. 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. En: Robinson, J.G., Bennett, E.L. (eds.), *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, pp. 13-30. Columbia University Press, New York, USA.
- Robinson, J.G., Redford, K.H. 1986. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68:516-520.
- Robinson, J.G., Redford, K.H. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. En: Robinson, J.G., Redford, K.H. (eds.), *Neotropical wildlife use and conservation*, pp. 415-429. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Ross, E. 1978. Food Taboos, Diet, and Hunting Strategy: The Adaptation to Animals in Amazon Cultural Ecology. *Current Anthropology* 19:1-19.
- Sierra, R. 1999. *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de la vegetación para el Ecuador continental*. INEFAN-EcoCiencia, Quito, Ecuador.
- Sirén, A.H. 2004. *Changing interactions between humans and nature in Sarayaku, Ecuadorian Amazon*. PhD. University of Agricultural Sciences, Uppsala, Suecia.
- Sirén, A.H., Cardenas, J.C. Machoa, J.D. 2006. The relation between income and hunting in tropical forests: an economic experiment in the field. *Ecology and Society* 11:44.
- Sirén, A.H., Hambäck, P., Machoa, J.D. 2004. Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. *Conservation Biology* 18:1315-1329.
- Slade, N.A., Gomulkiewicz, R., Alexander, H.M. 1998. Alternatives to Robinson and Redford's method of assessing overharvest from incomplete demographic data. *Conservation Biology* 12:148-155.
- Smith, N.G.H. 1976. Utilization of game along Brazil's transamazon highway. *Acta Amazonica* 6:455-466.
- Suárez, E., Morales, M., Cueva, R., Utreras-Bucheli, V., Zapata-Ríos, G., Toral, E., Torres, J., Prado, W., Vargas-Olalla, J. 2009. Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation* 12:364-373.
- Tirira, D.G. 2007. *Guía de campo de los mamíferos del Ecuador*. Ediciones Murciélago Blanco. Quito, Ecuador.
- Tirira, D.G. 2011. *Libro rojo de los mamíferos del Ecuador*. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Van Vliet, N., Milner-Gulland, E.J., Bousquet, F., Saqalli, M. Nasi, R. 2010. Effect of small-scale heterogeneity of prey and hunter distributions on the sustainability of bushmeat hunting. *Conservation Biology* 24:1327-1337.
- Vickers, W.T. 1980. An analysis of Amazonian hunting yields as a function of settlement age. En: Hames, R.B., Kensinger, K.M. (eds.), *Studies in Hunting and Fishing in the Neotropics 2*, Bennington College, Bennington, USA.
- Vickers, W.T. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazon Indian territory. En: Robinson, J.G., Redford, K.H. (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, pp. 53-81. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Wilkie, D.S., Godoy, R.A. 2001. Income and price elasticities of bushmeat demand in lowland amerindian societies. *Conservation Biology* 15:761-769.
- Yost, J.A., Kelley, P.M. 1983. Shotguns, blowguns, and spears: the analysis of technological efficiency. En: Vickers, W.T. (ed.), *Adaptive Response of Native Amazonians*, pp. 189-224. Academic Press, New York, USA.
- Zapata-Ríos, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades Quichuas en la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* 8:59-66.
- Zapata-Ríos, G., Urgilés, C., Suárez, E. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx* 43:375-385.

Anexo I. Número de individuos cazados de todas las especies registradas en 14 localidades de la Amazonía ecuatoriana durante los distintos periodos de toma de datos.

Localidades	Individuos cosechados en las localidades													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Primates														
<i>Ateles belzebuth</i>	16		42		10				4			13		
<i>Alouatta seniculus</i>	20	1	7	6	85	13	3	15	36	11	42	246	45	140
<i>Lagothrix</i> spp							13	33		130	295			
<i>Lagothrix lagotricha</i>						10							83	
<i>Lagothrix poeppigii</i>	46	7	30	22	395				114			562		531
<i>Cebus apella</i>									2					
<i>Cebus albifrons</i>	14		4	4	36		1	1	63		4	116	64	59
<i>Pithecia monachus</i>	8			3	28			2	15		3	51		113
<i>Pithecia aequotarialis</i>									1					
<i>Callicebus moloch</i>	3	4	3		16						5	28		
<i>Aotus vociferans</i>	1		2	1	29		1	4	36			25		153
<i>Saimiri sciureus</i>			4				1	18	2		3	31		
<i>Callicebus torquatus</i>							1	3						
<i>Saguinus tripartitus</i>	2													
<i>Callicebus cupreus</i>							1	2						
<i>Saguinus nigricollis</i>							1	3			5			
<i>Saguinus fuscicollis</i>									93			67		
<i>Cebuella pygmaea</i>								1						
Roedores														
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	1				7	1	1	1	1	2	3	6	127	1
<i>Cuniculus paca</i>	1	2	2	2	98	18	39	25	129		40	27	154	351
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	5		2	6	48	24	54	11	96	10	49	12	239	246
<i>Coendou bicolor</i>							1							
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>							1		5				1	
<i>Myoprocta pratti</i>	2			5	40	10	35	10	93		3	22	94	176
<i>Sciurus</i> spp				4			4	6	155			16		
<i>Sciurus spadiceus</i>					80									
<i>Sciurus igniventris</i>	22		1		28						13	193		3
Ungulados														
<i>Tapirus terrestris</i>	2	1			5	4	1	1	12	12	26	8	4	21
<i>Tayassu pecari</i>	57	17	32			11	3	14	27	92	206	152	169	
<i>Mazama americana</i>	16		3	3	48	2	8	1	75	2	13	6	71	168
<i>Mazama nemorivaga</i>							3							
<i>Pecari tajacu</i>	11	12	5	20	106	21	29	6	80	85	182	133	2	384
<i>Mazama gouazoubira</i>					2				46					
Edentados														
<i>Priodontes maximus</i>					1									
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	2				1				2					
<i>Dasyopus kappleri</i>									12		18			
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1				3		1						2	
<i>Dasyopus novemcintus</i>					7		6	4	33	5	5		5	651
<i>Choloepus didactylus</i>									14				2	
<i>Choloepus hoffmanni</i>									2					
<i>Bradypus variegatus</i>									1				1	
Carnívoros														
<i>Tremarctus ornatus</i>														1
<i>Panthera onca</i>	1	1					1				4		3	1
<i>Puma concolor</i>			1		1						1			
<i>Pteronura brasiliensis</i>											1			
<i>Leopardus pardalis</i>			1		8		2				11		13	34
<i>Eira barbara</i>	2											7	12	1
<i>Nasua nasua</i>	3		1	1	19			2	13		12	16	79	35
<i>Nasuella olivaceae</i>									4					
<i>Procyon cancrivorus</i>														1
<i>Potos flavus</i>	1				12		1	2	33				61	111
Sirénidos														
<i>Trichechus inunguis</i>						2								

Anexo I. (Continuación)

Localidades	Individuos cosechados en las localidades													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Pavas y similares														
<i>Mitu salvini</i>	24	5	25	3	66	5	15	15	22	61	95	186		
<i>Nothocrax urumutum</i>					10				133			12		
<i>Pipile cumanensis</i>	62	3	23	1	30	4	10	50	9	40	82	181		
<i>Penelope jacquacu</i>	43		14	10	125	18	33	38	211	14	43	214		
<i>Tinamus major</i>	12				93	12	31				16	83		
<i>Psophia crepitans</i>	15		5	3	53	3	5	8	64	16	36	56		
<i>Tinnamus spp</i>				7				17	269					
<i>Tinamus guttatus</i>					17	3	5							
<i>Aramides cajanea</i>									3					
<i>Odontophorus erythrops</i>									95					
<i>Crypturellus undulatus</i>									11	3	4			
<i>Ortalis guttata</i>								5	27				16	
<i>Odontophorus gujanensis</i>				4		2	6							
Psitácidos														
<i>Ara ararauna</i>	9	1	3			4	5				2			
<i>Ara macao</i>	38	1	1				1		10		11	16		
<i>Ara chloroptera</i>	8								6		1			
<i>Amazona farinosa</i>					24		1	25	12		5	40		
<i>Pionus menstruus</i>									9			14		
<i>Psarocolius spp</i>									48					
<i>Ara severa</i>									3					
<i>Pionites melanocephala</i>											1			
<i>Psittacidae spp</i>				4					15					
Tucanes														
<i>Ramphastos cuvieri</i>	138		16	13	209		2				14	313		
<i>Selenidera reinwardtii</i>												42		
<i>Ramphastos spp</i>								46	243					
<i>Ramphastos culminatus</i>					26							10		
<i>Pteroglossus inscriptus</i>											1			
<i>Pteroglossus pluricinctus</i>				1						3	5			
<i>Pteroglossus flavostris</i>					29							128		
<i>Pteroglossus spp</i>				2					83					
Otras aves														
<i>Spizaetus ornatus</i>				1			1							
<i>Micrastur mirandalloi</i>									6					
<i>Ardea cocoi</i>											2			
<i>Egretta tula</i>											2			
<i>Opisthocomus hoazin</i>											1			
<i>Gymnostinops spp</i>											2			
<i>Buteo magnirostris</i>								2						
<i>Ibycter americanus</i>								3						
<i>Cacicus cela</i>				1					24		3			
<i>Cyanocorax violaceus</i>								3						
<i>Psarocolius decumanus</i>				1										
<i>Columbidae spp</i>				1				2	53					
Desconocidos (peq. aves)									19		2			
<i>Dryocopus lineatus</i>				1										
<i>Psarocolius angustifrons</i>							6	9						
<i>Crotophaga major</i>				1										
<i>Dendroica spp</i>				1										
<i>Ramphocelus nigrogularis</i>				2										
Lagartos														
<i>Melanosuchus niger</i>					22						4			
<i>Caiman cocodrilus</i>	4	1	1	2	12				51	2	12	1		
<i>Paleosuchus trigonatus</i>								4	23					
<i>Tupinambis teguixin</i>									4					
Tortugas														
<i>Geochelone denticulata</i>	1	2	1	1	34			26	21	3	7			
<i>Podocnemis unifilis</i>					3				1		5			
<i>Podocnemis spp</i>										19				
<i>Podocnemis expansa</i>	4				6									

Anexo II. Biomasa cosecha (kg) de todas las especies registradas en 14 localidades de la Amazonía ecuatoriana durante los distintos periodos de toma de datos.

Localidades	Individuos cosechados en las localidades													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Primates														
<i>Ateles belzebuth</i>	136		317		68				28			110		
<i>Alouatta seniculus</i>	128	2	31	37	597	79	19	72	253	77	295	2197	278	918
<i>Lagothrix</i> spp							106	196		753	1708			
<i>Lagothrix lagotricha</i>						108							830	
<i>Lagothrix poeppigii</i>	291	33	181	99	2289				662			3874		3414
<i>Cebus apella</i>									6					
<i>Cebus albifrons</i>	40		12	10	104		0.3	4	181		11	401	128	145
<i>Pithecia monachus</i>	21			5	69				37		7	100		287
<i>Pithecia aequatorialis</i>									2					
<i>Callicebus moloch</i>	2	3	2		18						5	17		
<i>Aotus vociferans</i>	1		2	1	26		0.4	3	32			18		150
<i>Saimiri sciureus</i>			4				1	14	1		3	24		
<i>Callicebus torquatus</i>							1	2						
<i>Saguinus tripartitus</i>	1													
<i>Callicebus cupreus</i>							1	1						
<i>Saguinus nigricollis</i>							0	1			2			
<i>Saguinus fuscicollis</i>									37			19		
<i>Cebuella pygmaea</i>								0.1						
Roedores														
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	34				236	26	27	41	35	67	101	227	4001	30
<i>Cuniculus paca</i>	6	11	13	16	658	145	312	189	1016		268	195	1267	2724
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	14		7	13	264	97	295	38	380	40	194	48	680	900
<i>Coendou bicolor</i>							3							
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>							1		5				1	
<i>Myoprocta pratti</i>	2			5	35	9	32	10	82		3	11	52	125
<i>Sciurus</i> spp				1			3	3	99			15		
<i>Sciurus spadiceus</i>					51									
<i>Sciurus igniventris</i>	13		1		19						9	83		2
Ungulados														
<i>Tapirus terrestris</i>	252	100			629	546	136	188	1518	1510	3271	1314	596	2876
<i>Tayassu pecari</i>	1464	397	865			312	84	455	867	2944	6592	4940	4825	
<i>Mazama americana</i>	305		61	69	971	45	272	38	1516	40	263	253	1853	3718
<i>Mazama nemorivaga</i>							57							
<i>Pecari tajacu</i>	242	241	84	394	2166	315	396	129	1633	1737	3718	2741	35	7177
<i>Mazama gouazoubira</i>					34				827					
Edentados														
<i>Priodontes maximus</i>					30									
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	17				31				53					
<i>Dasypus kappleri</i>									92		138			
<i>Tamandua tetradactyla</i>	4				20		5						9	
<i>Dasypus novemcintus</i>					31		14	14	147	22	22		18	2715
<i>Choloepus didactylus</i>									58				8	
<i>Choloepus hoffmanni</i>									8					
<i>Bradypus variegatus</i>									4				4	
Carnívoros														
<i>Tremarctus ornatus</i>														81
<i>Panthera onca</i>							27				275		206	68
<i>Puma concolor</i>					70						70			
<i>Pteronura brasiliensis</i>											25			
<i>Leopardus pardalis</i>					62		20				85		136	304
<i>Eira barbara</i>	11											27	48	3
<i>Nasua nasua</i>	7		2	4	58			10	40		37	131	307	121
<i>Nasuella olivaceae</i>									12					
<i>Procyon cancrivorus</i>														3
<i>Potos flavus</i>	2				29		2	4	75				152	275
Sirénidos														
<i>Trichechus inunguis</i>						425								

Anexo II. (Continuación)

Localidades	Individuos cosechados en las localidades													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Pavos y similares														
<i>Mitu salvini</i>	72	15	76	3	207	15	55	39	68	187	291	611		
<i>Nothocrax urumutum</i>					15				227			20		
<i>Pipile cumanensis</i>	74	3	27	1	41	4	10	47	12	52	107	262		
<i>Penelope jacquacu</i>	49		16	11	134	21	38	33	245	16	50	302		
<i>Tinamus major</i>	12				95	15	37				17	117		
<i>Psophia crepitans</i>	17		6	3	55	4	6	8	67	17	38	67		
<i>Tinnamus spp</i>				8				13	266					
<i>Tinamus guttatus</i>					10	2	4							
<i>Aramides cajanea</i>									2					
<i>Odontophorus erythrops</i>									50					
<i>Crypturellus undulatus</i>									6	2	2			
<i>Ortalis guttata</i>								2	13				22	
<i>Odontophorus gujanensis</i>				0.1		1	2							
Psitácidos														
<i>Ara ararauna</i>	9	1	3			6	7				2			
<i>Ara macao</i>	38	1	1				1		10		11	18		
<i>Ara chloroptera</i>	8								6		1			
<i>Amazona farinosa</i>					16		1	11	8		3	20		
<i>Pionus menstruus</i>									5			7		
<i>Psarocolius spp</i>									25					
<i>Ara severa</i>									2					
<i>Pionites melanocephala</i>											1			
<i>Psittacidae spp</i>				4					7					
Tucanes														
<i>Ramphastos cuvieri</i>	100		12	8	167		1				11	414		
<i>Selenidera reinwardtii</i>												30		
<i>Ramphastos spp</i>								21	143					
<i>Ramphastos culminatus</i>					14							11		
<i>Pteroglossus inscriptus</i>											1			
<i>Pteroglossus pluricinctus</i>				1						1	2			
<i>Pteroglossus flavostris</i>					11							86		
<i>Pteroglossus spp</i>				1					31					
Otras aves														
<i>Spizaetus ornatus</i>				0.3			6							
<i>Micrastur mirandalloi</i>									12					
<i>Ardea cocoi</i>											4			
<i>Egretta tula</i>											4			
<i>Opisthocomus hoazin</i>											2			
<i>Gymnostinops spp</i>											2			
<i>Buteo magnirostris</i>								2						
<i>Ibycter americanus</i>								2						
<i>Cacicus cela</i>				0.1					13		2			
<i>Cyanocorax violaceus</i>								1						
<i>Psarocolius decumanus</i>				0.3										
<i>Columbidae spp</i>				0.3				1	13					
Desconocidos (peq. aves)									5		0.2			
<i>Dryocopus lineatus</i>				0.2										
<i>Psarocolius angustifrons</i>								1	2					
<i>Crotophaga major</i>				0.2										
<i>Dendroica spp</i>				0.2										
<i>Ramphocelus nigrogularis</i>				0.1										
Lagartos														
<i>Melanosuchus niger</i>					427						78			
<i>Caiman cocodrilus</i>	35	3	35	21	54				634	25	150	20		
<i>Paleosuchus trigonatus</i>								30	119					
<i>Tupinambis teguixin</i>									4					
Tortugas														
<i>Geochelone denticulata</i>	3	11	5	2	175			140	108	15	36			
<i>Podocnemis unifilis</i>					13				4		19			
<i>Podocnemis spp</i>										72				
<i>Podocnemis expansa</i>	15				21									