



Los zoocriaderos en el Ecuador, ¿son efectivos como fuente alternativa de proteína y como herramienta de conservación?

Diciembre 2018



Fuente: Julie Larsen Maher © WCS

MINISTERIO DEL **AMBIENTE**



EL
GOBIERNO
DE TODOS



**Los zoocriaderos en el Ecuador, ¿son efectivos
como fuente alternativa de proteína y como
herramienta de conservación?**

Diciembre 2018



Copyright: Wildlife Conservation Society – Programa Ecuador. 2018. Se transfieren los derechos de autor al Ministerio del Ambiente, los gobiernos autónomos descentralizados y las comunidades locales que participaron en el proyecto y/o la elaboración de este documento.

Elaborado por:

Wildlife Conservation Society – Programa Ecuador

Coordinación editorial:

Daniela Racines

Diseño y diagramación:

Siroco Studio

Impresión:

Siroco Studio

Tiraje:

100 ejemplares

ISBN:

978-9942-8582-5-2

Cita bibliográfica sugerida: Wildlife Conservation Society. 2018. Los zoocriaderos en el Ecuador, ¿son efectivos como fuente alternativa de proteína y como herramienta de conservación? Wildlife Conservation Society. Quito. 26 pp.

La elaboración y publicación de “Los zoocriaderos en el Ecuador, ¿son efectivos como fuente alternativa de proteína y como herramienta de conservación?” fue posible gracias al apoyo de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y al Proyecto Paisajes – Vida Silvestre de la Dirección Nacional de Biodiversidad, del Ministerio del Ambiente. El Proyecto Paisajes – Vida Silvestre cuenta con el financiamiento del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF); el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), como agencia implementadora; y Wildlife Conservation Society Ecuador (WCS), como socio ejecutor.

El principal objetivo del Proyecto Paisajes – Vida Silvestre es lograr que el Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador aplique el enfoque de manejo de paisajes, para mejorar su efectividad en la conservación de la vida silvestre amenazada de importancia mundial.

Contenido

07

Introducción

08

¿Qué es un zoocriadero?

10

Consideraciones biológicas

12

Consideraciones económicas

13

Consideraciones sanitarias

14

Consideraciones socioculturales

15

Consideraciones legales

17

Conclusiones

18

Bibliografía

25

Tabla y figura



Fuente: Jaime Palacios

Introducción



En muchas áreas del Ecuador, al igual que en otros países neotropicales, la destrucción de los hábitats naturales y la sobreexplotación de los recursos causan que las especies de fauna silvestre estén desapareciendo a nivel local, o estén sufriendo una reducción significativa en el tamaño de sus poblaciones. La última versión del Libro Rojo de los Mamíferos del Ecuador (Tirira, 2011), por ejemplo, estima que el 25% de las especies de mamíferos está en alguna de las categorías de amenaza de la UICN.

La pérdida de especies de fauna silvestre por sobreexplotación produce impactos negativos severos en la integridad de los ecosistemas y su funcionamiento, así como en los medios de vida de las poblaciones locales (Redford, 1992; Redford y Feinsinger, 2001; Bennett, 2002; Rao y McGowan, 2002; de Merode *et al.*, 2004; Wilkie *et al.*, 2011). Actualmente en el Ecuador, mucha de esta pérdida se produce por niveles no sustentables de cacería, tanto comercial como de subsistencia (Zapata-Ríos, 2001; Suárez *et al.*, 2009; Zapata-Ríos *et al.*, 2009, 2011). La cacería se considera actualmente como la mayor amenaza para la fauna silvestre en las regiones tropicales (Bennett *et al.*, 2002; Milner-Gulland y Bennett, 2003; Robinson y Bennett, 2004).

Esta actividad se realiza principalmente para obtener carne, pieles, medicinas tradicionales, mascotas y materias primas para herramientas y adornos (Redford y Robinson, 1987). A pesar de los esfuerzos de las autoridades ambientales, la cacería opera de forma poco controlada y de manera no sustentable en nuestro país, y es provocada por una creciente demanda de productos provenientes de la fauna silvestre. La extensión y la intensidad de los impactos de la cacería ilegal en el Ecuador no han podido ser estimadas a gran escala; sin embargo, se puede inferir que son irreparables en grandes extensiones de la Amazonía ecuatoriana, especialmente a lo largo de las carreteras (WCS – Ecuador, 2007; Suárez *et al.*, 2009).

En respuesta a esta grave problemática que afronta el país en términos de conservación de la biodiversidad y el manejo de fauna silvestre, se han propuesto a los zoocriaderos como una estrategia de conservación efectiva. Los zoocriaderos se han implementado en muchos países, incluyendo el Ecuador (por ejemplo: Oviedo, 1988; Cobo *et al.*, 1994; Tapia, 1996; Fundación Natura, 2004a, 2004b; Mora *et al.*, 2004; Sarango, 2009). Sus partidarios aseguran que son una herramienta para mejorar la seguridad alimentaria de las comunidades locales, una estrategia para incrementar los ingresos de las poblaciones rurales, una iniciativa de conservación que sustituye la demanda de carne silvestre, y una fuente de individuos para programas de reintroducción en hábitats naturales (por ejemplo: Revol, 1995; Smythe y Brown de Guanti, 1995; Ntiamoa-Baidu, 1997; Nogueira-Filho y Nogueira, 2004; Lapointe *et al.*, 2007; Nogueira y Nogueira-Filho, 2011).

La implementación de zoocriaderos, sin embargo, no ha demostrado ser una herramienta efectiva de conservación con los efectos positivos mencionados, y más bien se ha convertido en una amenaza para la conservación. En muchas partes del mundo, los zoocriaderos han sido utilizados ilegalmente como puntos de acopio de fauna silvestre para tráfico de especies, han incrementado la demanda de productos de fauna silvestre como una consecuencia del incremento de su oferta, han demostrado que la cría en cautiverio de especies de fauna silvestre no es económicamente viable, han causado epidemias y contaminación genética en poblaciones silvestres por los individuos que han escapado o han sido reintroducidos en su ambiente natural, y han demostrado ser sitios ideales para la aparición de enfermedades zoonóticas (por ejemplo, Balmford *et al.*, 1995; Earnhardt, 1999; Fischer y Lindenmayer, 2000; Bulte y Damania, 2005; Mockrin *et al.*, 2005; Haitao *et al.*, 2007; WCS, 2008; Warkentin *et al.*, 2009; Brooks *et al.*, 2010; Kirkpatrick y Emerton, 2010; Abbott y van Kooten, 2011).

El análisis presentado en este reporte evalúa el papel de los zoocriaderos como una fuente alternativa de proteína y su impacto en la conservación a largo plazo de las poblaciones de fauna silvestre en el Ecuador. En este contexto, este documento no evalúa a los zoocriaderos como una fuente alternativa de ingresos económicos (por ejemplo, mariposarios, cría de peces ornamentales, producción de miel con abejas nativas).

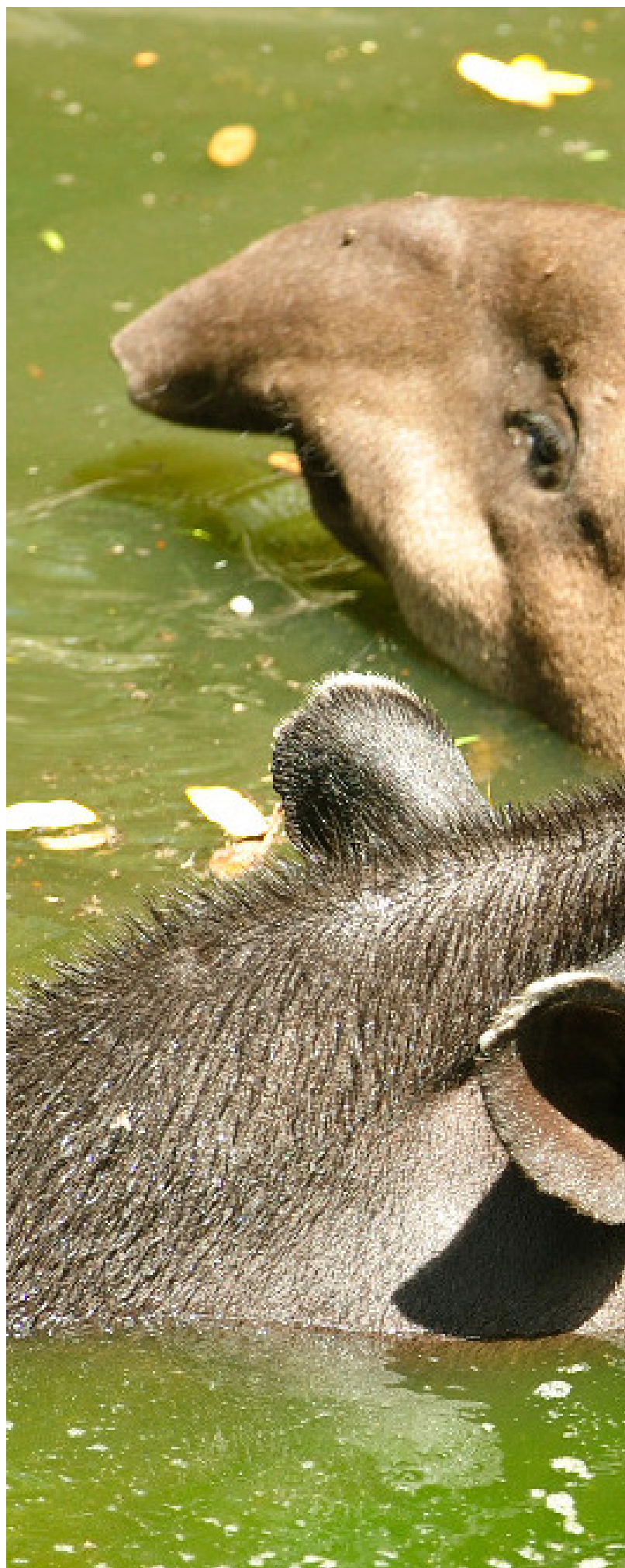
¿Qué es un zoocriadero?



Los zoocriaderos son granjas donde se reproducen y crían especies de fauna silvestre, en un sistema de manejo de población cerrada (sin suplementación de individuos silvestres), con el objetivo de utilizar los animales (o sus partes) con fines de lucro, para proveer una fuente de proteína a las poblaciones locales, o para suplementar poblaciones silvestres (CITES, 1997; Ojasti, 2000; WCS, 2008). Los zoocriaderos son aceptables únicamente si (CITES, 2000):

- i. Los individuos fundadores son extraídos de su ambiente natural sin causar impactos negativos en la población natural;
- ii. Existe evidencia de que la operación tiene éxito biológico y económico;
- iii. Existe la seguridad de que los individuos de la especie manejada vayan a ser tratados de forma adecuada y sin crueldad, y si
- iv. Existe evidencia documentada de que la implementación del criadero no afecta la conservación de la población natural.

Muchos factores determinan la factibilidad de un proyecto de zoocría. Entre estos hay que tomar en cuenta factores biológicos, como las tasas de reproducción y los requerimientos energéticos de las especies. También se deben tomar en cuenta factores económicos, sanitarios, legales y socioculturales. A continuación, se evalúan estos factores para determinar si la cría en cautiverio de especies de fauna silvestre neotropicales en el Ecuador es una estrategia válida para proveer fuentes alternativas de proteína a las poblaciones humanas y garantizar la conservación a largo plazo de las especies cinegéticas en el Ecuador.





Fuente: Julie Larsen Maher © WCS

Consideraciones biológicas



Para que la crianza en cautiverio de especies silvestres sea eficiente, los animales deben ser mantenidos en grupos; sin embargo, no todas las especies son gregarias, por lo que demuestran mucha agresividad y territorialidad cuando están hacinadas (por ejemplo, las guantas, *Cuniculus paca*). Otra característica que las especies deben poseer para mantenerse exitosamente en cautiverio es la tolerancia a la presencia humana. Por ejemplo, especies como los venados (tal es el caso de *Mazama americana*) se estresan y entran en pánico fácilmente, lo que produce altas tasas de mortalidad en cautiverio. Por otra parte, para satisfacer los requerimientos energéticos de una especie de forma económicamente viable, el alimento debe ser fácilmente adquirible y a bajo precio. La manutención en cautiverio de muchas de las especies de fauna silvestre es costosa por sus especiales requerimientos dietéticos (por ejemplo, los guacamayos) o porque la tasa de conversión de biomasa es muy baja (por ejemplo, los reptiles), lo que hace que consuman mucha proteína, pero produzcan muy poca (Emmons, 1987; Rushton *et al.*, 2004).

También es importante considerar que para que la producción en un zoológico sea económicamente viable, las especies utilizadas deben tener altas tasas de reproducción. Esto depende de varios factores: el tiempo para alcanzar la madurez sexual, el tamaño de la camada, el número de camadas por año y la edad de la última reproducción (Robinson y Redford, 1986). Si bien algunos de estos factores pueden ser modificados en cautiverio (por ejemplo, el tiempo para alcanzar la madurez sexual puede reducirse con una dieta abundante y de gran calidad), otros, como el tamaño de la camada, no han podido ser modificados (por ejemplo, en las guantas; Smythe y Brown de Guanti, 1995; Govoni y Fielding, 2001; Guimarães *et al.*, 2008). Las tasas de



reproducción en los animales silvestres siempre serán menores comparadas con las de los animales domésticos, porque estos han sido manipulados genéticamente durante miles de años. Por ejemplo, las guatusas (*Dasyprocta* spp.) están entre las especies de mamíferos neotropicales con mayor tasa de reproducción, pero producen dos crías por camada (comparadas con seis – ocho en los conejos domésticos) y tienen un período de gestación de 104 – 120 días, comparado con 32 días en los conejos (Robinson y Redford, 1986; Demeterova *et al.*, 1991; Ayyat y Marai, 1998).

Las especies silvestres, en general, tienen requerimientos de espacio mucho mayores que los de las especies domésticas. Los animales en cautiverio, especialmente cuando están hacinados, sufren de estrés y enfermedades infecciosas, y desarrollan comportamientos aberrantes, lo cual provoca que su producción decrezca. Estos problemas se agravan con el tiempo de cautiverio, y las generaciones nacidas en cautiverio son más propensas a estos problemas. Esto hace que los individuos de muchas especies criados en cautiverio no sean aptos para ser reintroducidos (McPhee, 2003; Mathews *et al.*, 2005; McDougall *et al.*, 2005) o que sus niveles de producción no



puedan ser mantenidos constantes por varias generaciones. Finalmente, se ha observado también que las poblaciones cautivas sufren de cambios en la proporción de sexos. En 66 especies de mamíferos, pertenecientes a tres órdenes diferentes (primates, ungulados y carnívoros), las poblaciones cautivas demostraron tener desbalances en la proporción de sexos después de varias generaciones en cautiverio, al punto de que el mantenimiento a largo plazo de la población se vuelve insostenible (Faust y Thompson, 2000).

Las especies de fauna silvestre son muy poco resistentes a la endogamia (reproducción entre individuos emparentados). La endogamia reduce los niveles de fecundidad y aumenta las tasas de mortalidad. Para reducir los impactos negativos de la endogamia en poblaciones cautivas es necesario tomar en cuenta el número mínimo de individuos fundadores. Se ha estimado que el número mínimo de individuos fundadores debe ser de 20 para garantizar el mantenimiento del 90% de la diversidad genética por al menos 10 generaciones (Willis y Willis, 2010). Este número de individuos es irreal para muchas especies, especialmente mamíferos grandes (> 1 kg). Incluso si se mantuvieran en cautiverio 20

individuos adultos, esto no garantizaría que se pudiera mantener la diversidad genética, porque el número efectivo de la población no equivale al número total de individuos adultos en una población (Lande y Barrowclough, 1987; Margan *et al.*, 1998; Meffert *et al.*, 2005). Otra limitación es que los individuos fundadores de una población cautiva son siempre obtenidos de poblaciones silvestres. En muchos casos, los zoocriaderos continúan extrayendo individuos de las poblaciones silvestres aún después de que la población cautiva fuera establecida. Por ejemplo, en Ghana, más del 90% de los criadores de ratas del bambú (*Thryonomys swinderianus*) dependen continuamente de poblaciones silvestres para el suplemento de individuos por la alta tasa de mortalidad en las poblaciones cautivas. En la actualidad, el tamaño de las poblaciones silvestres de esta especie se ha reducido de forma significativa y se considera que el mayor obstáculo para la expansión de su cría en cautiverio es la escasez de los pies de cría (Adu *et al.*, 1999). De la misma manera, en áreas extensas de Indonesia, Camboya y Vietnam, las poblaciones del cocodrilo de Siam (*Crocodylus siamensis*) han sido extirpadas con el afán de obtener pies de cría para su manejo en cautiverio (Mockrin *et al.*, 2005).

Consideraciones económicas



En aquellas áreas donde las poblaciones de fauna silvestre todavía son abundantes, cazar un animal es mucho más fácil, rápido y barato que criarlo en cautiverio. Los cazadores, en este caso, necesitan tiempo para las incursiones y dinero para pagar por la carabina (u otras armas) y los cartuchos (que, una vez utilizados, pueden ser reacondicionados; Zapata-Ríos *et al.*, 2009). Mientras tanto, la implementación de un zoocriadero requiere de una inversión importante de tiempo y dinero. Inicialmente se requiere de un capital para infraestructura (cemento, alambre, malla, madera) y tiempo para la construcción y el mantenimiento. Existen, además, costos adicionales para alimentar y mantener la salud de los animales. Por lo tanto, para que un zoocriadero sea exitoso, los costos de producción y el esfuerzo deberían ser menores a los de la cacería (Wilkie y Carpenter, 1999; Abbott y van Kooten, 2011).

Por otra parte, para que la producción de carne de las especies silvestres sea atractiva desde un punto de vista económico, también es necesario que los costos de producción sean al menos equivalentes a los de la producción de especies domésticas (chanchos, pollos y conejos, entre otros). Pero este no es el caso debido a la baja productividad de las especies silvestres comparadas con las domésticas. Los costos de producción de las especies silvestres son entre tres y siete veces más altos que los de las especies domésticas (Tabla 1). La crianza de animales domésticos, especialmente pollos y cerdos, es mucho más eficiente y económica que la crianza de animales silvestres. Sin embargo, por los impactos negativos de los cerdos en el ambiente, los pollos deberían ser preferidos como fuente alternativa de proteína. Otra opción promisoría para satisfacer las necesidades de subsistencia de las poblaciones rurales en el Ecuador son los peces nativos, especialmente pacus (*Piaractus brachypomus*) y gamitanas (*Colossoma macropomum*). Existen extensos tratados sobre producción de animales domésticos y piscicultura a pequeña escala, por lo que estos temas no se discuten con más detalle en este documento (por ejemplo, pollos: Haynes, 1990; North y Bell, 1990; Juárez-Caratachea y Ortiz Alvarado, 2001; Orozco Campo *et al.*, 2004; peces: Goulding y Carvalho, 1982; Saint-Paul, 1986; Juárez-Palacios, 1989; Pinheiro *et al.*, 1991; Guerra, 2000; Salinas Coy y Agudelo, 2000; Flores-Nava y Brown, 2010; Lasso *et al.*, 2011).





Fuente: Galo Zapata-Ríos © WCS

Consideraciones sanitarias



En el Ecuador, los zoocriaderos se han manejado tradicionalmente con muy poco cuidado veterinario y con un desconocimiento total de los patógenos que pueden afectar a las especies manejadas. La conexión entre la fauna silvestre y la aparición de enfermedades infecciosas está bien establecida (Figura 1). Las poblaciones cautivas de animales silvestres proveen mecanismos de transmisión de enfermedades que producen epidemias entre las poblaciones humanas, sus animales domésticos y las poblaciones nativas de fauna silvestre (Laurenson *et al.*, 1998; Murray *et al.*, 1999; Bell *et al.*, 2004; de Castro y Bolker, 2005; Dudley, 2004; Watanabe, 2004; Karesh *et al.*, 2005; Perkins *et al.*, 2005; Mathews *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2006; Magnino *et al.*, 2009; Rich *et al.*, 2009; Kock *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2012).

Las condiciones de hacinamiento en muchos centros de cría de fauna silvestre pueden tener efectos devastadores en la salud de las poblaciones silvestres y humanas. Las poblaciones cautivas concentran enfermedades en áreas muy pequeñas, lo que facilita la rápida dispersión y contagio de enfermedades, así como la mutación de los patógenos. Estas poblaciones funcionan también como reservorios de enfermedades. Por ejemplo, estudios epidemiológicos en Bolivia han demostrado que más del 50% de individuos de venados colorados (*Mazama americana*) y más del 25% de pecaríes (*Tayassu pecari* y *Pecari tajacu*) provenientes de poblaciones silvestres están infectados con leptospirosis, una enfermedad bacteriana que resulta fatal para muchas especies de fauna silvestre y para los seres humanos (Mockrin *et al.*, 2005).

El escape y la liberación de individuos criados en cautiverio puede producir contaminación genética, transmisión de alelos deletéreos y transmisión de enfermedades (Jori *et al.*, 1998; Mathews *et al.*, 2006). En el Ecuador existen al menos dos casos reportados de impacto negativo de la reintroducción de individuos de fauna silvestre. De acuerdo con las percepciones de los comuneros y comuneras de Playa de Oro, en la provincia de Esmeraldas, la liberación de individuos de ratón puyoso (*Proechimys semispinosus*), criados en cautiverio, produjo la extinción local de las poblaciones silvestres en una amplia área de la zona de amortiguamiento de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas. Por otra parte, los guardaparques de la Reserva Ecológica Manglares Churute aseguran que el tamaño de las poblaciones silvestres de pecarí de collar (*Pecari tajacu*) disminuyó significativamente luego de que varias docenas de individuos que habían sido criados en cautiverio fueran liberadas dentro de los límites de la reserva. En ambos casos, probablemente una enfermedad infecciosa fue la causante de la disminución y extirpación de estas especies.



Consideraciones socioculturales



El contexto sociocultural es determinante al momento de establecer el éxito o el fracaso de un proyecto de zootría. Por ejemplo, la percepción de escasez de los recursos biológicos, incluyendo la de animales cinegéticos, no es un concepto común en la cosmovisión indígena amazónica, lo que disminuye la motivación para implementar programas de manejo de fauna silvestre *in situ* y proyectos de manejo *ex situ*. En el mismo contexto, los animales silvestres tienen mucho valor simbólico, incluyendo propiedades medicinales, que no se considera presente en los animales criados en cautiverio (Vickers, 1989; Harner, 1994; Descola, 1996).

Aunque los zootreros son considerados iniciativas para mejorar la seguridad alimentaria de las comunidades rurales, en el Ecuador el producto de los zootreros no es consumido por estas. La fauna silvestre es la principal fuente de proteína en muchas áreas rurales y es muy apreciada

por su sabor (excelente como resultado de la variedad de alimento que consumen los animales silvestres) y por su calidad (considerada muy sana porque está libre de químicos, como las hormonas presentes en los animales domésticos). Sin embargo, los animales producto de los zootreros son alimentados, en general, con balanceado, por lo que su sabor y calidad cambian.

En el Ecuador, el principal factor para el fracaso de los zootreros como una fuente alternativa de proteína para las poblaciones rurales ha sido la negativa de la gente a alimentarse con la carne de estos animales una vez que han probado el “desagradable” sabor de su carne. Además, la población involucrada en la crianza de los animales está consciente de la dieta (balanceado) que recibieron durante el proceso de crianza, por lo que no aprecian de la misma manera la carne y sus cualidades. En el mejor de los casos, el producto de los zootreros ha sido comercializado en mercados urbanos, donde consumir carne silvestre es más bien un lujo y donde no existe una relación entre consumo y seguridad alimentaria (Bennett, 2002; Sirén *et al.*, 2006; Suárez *et al.*, 2009).



Fuente: Rubén Cueva © WCS

Consideraciones legales



A nivel internacional, la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres (CITES) regula el comercio de animales y plantas silvestres para evitar que este sea una amenaza para la supervivencia a largo plazo de las especies comercializadas. Las especies amparadas en la CITES están incluidas en tres apéndices, según el grado de protección que se considera necesario. La CITES somete el comercio internacional de las especies incluidas en los apéndices a una serie de controles que se basan en un sistema de concesión de licencias (CITES, 2012).

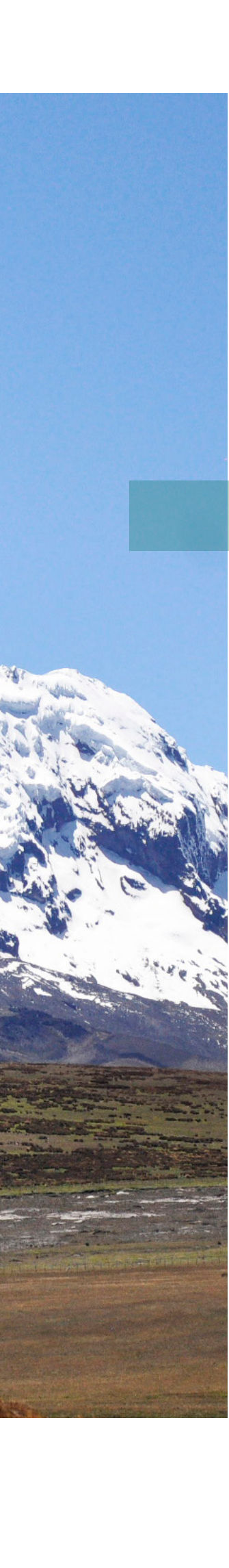
A nivel nacional, mientras tanto, el Ministerio del Ambiente, respaldado en el Código Orgánico Ambiental (COA), controla la investigación, colección y exportación de flora y fauna silvestre, y el funcionamiento de centros de rescate, zoológicos, museos, jardines botánicos y muestrarios de fauna y flora silvestres. De acuerdo con el COA,

los zoocriaderos con fines comerciales son permitidos cuando han obtenido una patente de funcionamiento, entregada luego de la aprobación del plan de manejo. Esos planes incluyen consideraciones importantes para el funcionamiento del proyecto de zoocría, como el origen del pie de cría, un sistema de seguridad para evitar el escape de individuos, y medidas sanitarias y de bioseguridad, entre otras.

En el Ecuador no existen evaluaciones al respecto, pero a nivel internacional, los zoocriaderos y otros centros de tenencia de fauna silvestre complican el control de la cacería ilegal y el tráfico de especies. En la mayoría de los casos es muy difícil determinar el origen de los animales, y los zoocriaderos han sido utilizados a menudo para enmascarar operaciones de tráfico ilegal de especies de fauna silvestre, muchas de ellas amenazadas (Mockrin *et al.*, 2005; TRAFFIC, 2008).



Fuente: Daniela Racines © WCS



Conclusiones



- Para la implementación exitosa de un zoocriadero, debemos tomar en cuenta varios factores: biológicos, económicos, sanitarios, socioculturales y legales.
- Para que la crianza en cautiverio de especies silvestres sea eficiente, debemos considerar varios aspectos: si los animales son gregarios o solitarios, si toleran la presencia humana, si el alimento es de fácil adquisición y de bajo costo, y si la tasa de reproducción de las especies es alta o baja.
- Los animales en cautiverio, especialmente cuando están hacinados, sufren de estrés y enfermedades infecciosas, que producen epidemias entre las poblaciones humanas, sus animales domésticos y las poblaciones nativas de fauna silvestre. Esto hace que los individuos de muchas especies no sean aptos para ser reintroducidos, o que sus niveles de producción no puedan ser mantenidos constantes por varias generaciones, por lo que deben tomarse en cuenta los debidos cuidados veterinarios al manejar zoocriaderos.
- Los costos de producción de las especies silvestres son entre tres y siete veces más altos que los de las especies domésticas, por lo que, para que un zoocriadero sea exitoso, los costos de producción y el esfuerzo deberían ser menores a los de la cacería, y al menos equivalentes a los de la producción de especies domésticas (chanchos, pollos y conejos, entre otros).
- Aunque en el Ecuador no hay datos, a nivel internacional, los zoocriaderos han sido utilizados a menudo para enmascarar operaciones de tráfico ilegal de especies de fauna silvestre, muchas de ellas amenazadas. Actualmente, el Código Orgánico Ambiental (COA) ecuatoriano permite el funcionamiento de zoocriaderos con fines comerciales cuando han obtenido una patente de funcionamiento, entregada luego de la aprobación de un plan de manejo (que incluyen consideraciones importantes como el origen del pie de cría, un sistema de seguridad para evitar el escape de individuos, y medidas sanitarias y de bioseguridad, entre otras).

Bibliografía



Abbott, B. y G.C. van Kooten. 2011. Can domestication of wildlife lead to conservation? The economics of tiger farming in China. *Ecological Economics*, 70: 721–728.

Adu, E.K., W.S. Alhassan y F.S. Nelson. 1999. Smallholder farming of the greater cane rat *Thryonomys swinderianus*, Temmink, in southern Ghana: a baseline survey of management practices. *Tropical Animal Health and Production*, 31: 223–332.

Ayyat, M.S. e I.F.M. Marai. 1998. Evaluation of application of the intensive rabbit production system under the sub-tropical conditions of Egypt. *World Rabbit Science*, 6: 213–217.

Balmford, A., N. Leader-Williams y M.J.B. Green. 1995. Parks or arks: where to conserve threatened mammals? *Biodiversity and Conservation*, 4: 595–607.

Bell, D.J., S.I. Robertson y P.R. Hunter. 2004. Animal origins of SARS coronavirus: possible links with the international trade in small carnivores. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 359: 1107–1114.

Bennett, E.L. 2002. Is there a link between wild meat and food security? *Conservation Biology*, 16: 590–592.

Bennett, E.L., E.J. Milner-Gulland, M. Bakarr, H.E. Eves, J.G. Robinson y D.S. Wilkie. 2002. Hunting the world's wildlife to extinction. *Oryx*, 36: 328–329.

Brooks, E.G.E., S.I. Robertson y D.J. Bell. 2010. The conservation impact of commercial wildlife farming of porcupines in Vietnam. *Biological Conservation*, 143: 2808–2814.

Bulte, E.H. y R. Damania. 2005. An economic assessment of wildlife farming and conservation. *Conservation Biology*, 19: 1222–1233.

CITES. 1997. *Specimens of Animal Species Bred in Captivity*. Conf. 10.16 (Rev. CoP15, 2010). 10th Meeting of the Conference of the Parties. Harare – Zimbabwe.

CITES. 2000. *Ranching and Trade in Ranches Specimens of Species Transferred from Appendix I to Appendix II*. Conf. 11.16 (Rev. CoP15, 2010). 11th Meeting of the Conference of the Parties. Gijiri – Kenia.

CITES. 2010. *Resolutions of the Conference of the Parties in Effect after the 15th Meeting*, Doha – Qatar. <http://www.cites.org/eng/res/index.php>

CITES. 2012. *What is CITES? y How CITES work?* <http://www.cites.org/eng/disc/what.php> / <http://www.cites.org/eng/disc/how.php>

Cobo, L., F. Chonillo y P. Ayuso. 1994. *Cría de la Guatusa y Guanta en Cautiverio*. Universidad Católica de Santiago de Guayaquil. Guayaquil. 37 pp.

- De Castro, F. y B. Bolker. 2005. Mechanisms of disease-induced extinction. *Ecology Letters*, 8: 117–126.
- de Merode, E., K. Homewood y G. Cowlishaw. 2004. The value of bushmeat and other wild foods to rural households living in extreme poverty in Democratic Republic of Congo. *Biological Conservation*, 118: 573–581.
- Demeterova, M., C.L. Pereira y A.C. Dade. 1991. Rabbit production under tropical conditions in Mozambique. *World Animal Review*, 69: 36–43.
- Descola, P. 1996. *La Selva Culta: Simbolismo y Praxis en la Ecología de los Achuar*. Ediciones Abya-Yala. Quito. 468 pp.
- Dudley, J.P. 2004. Global zoonotic disease surveillance: an emerging public health and biosecurity imperative. *BioScience*, 54: 982–983.
- Earnhardt, J.M. 1999. Reintroduction programmes: genetic trade-offs for populations. *Animal Conservation*, 2: 279–286.
- Emmons, L.H. 1987. Ecological considerations on the farming of game animals: capybaras yes, pacas no. *Vida Silvestre Neotropical*, 1: 54–55.
- Fauci, A.S. 2001. Infectious diseases: considerations for the 21st century. *Clinical Infectious Diseases*, 32: 675–685.
- Faust, L.J. y S.D. Thompson. 2000. Birth sex ratio in captive mammals: patterns, biases, and the implications for management and conservation. *Zoo Biology*, 19: 11–25.
- Fischer, J. y D.B. Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocation. *Biological Conservation*, 96: 1–11.
- Flores-Nava, A. y A. Bron (Eds.). 2010. *Peces Nativos de Agua Dulce de América del Sur de Interés para la Acuicultura: una síntesis del estado de desarrollo tecnológico de su cultivo*. FAO. Roma. 200 pp.
- Fundación Natura. 2004a. *Los Zoocriaderos como una Alternativa para el Ecodesarrollo de la Amazonía Ecuatoriana: pautas básicas para la cría de guatusas en cautiverio*. Fundación Natura. Quito. 24 pp.
- Fundación Natura. 2004b. *Los Zoocriaderos como una Alternativa para el Ecodesarrollo de la Amazonía Ecuatoriana: pautas básicas para la cría de capibaras en cautiverio*. Fundación Natura. Quito. 16 pp.
- Goulding, M. y M.L. Carvalho. 1982. Life history and management of the tambaqui (*Colossoma macropomum*, Characidae): an important Amazonian food fish. *Revista Brasileira de Zoologia*, 1: 107–133.
- Govoni, G. y D. Fielding. 2001. Paca (*Agouti paca*) and agouti (*Dasyprocta* spp.) – minilivestock production in the Amazonas State of Venezuela. *Tropicultura*, 19: 56–60.

Guerra, H. 2000. *Cultivo y Procesamiento de Peces Nativos: una propuesta productiva para la Amazonía Peruana*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP). Iquitos. 82 pp.

Guimarães, D.A.A., L.V. Bastos, A.C.S. Ferreira, R.S. Luz-Ramos, O.M. Ohashi y H.L. Ribeiro. 2008. Características reproductivas da paca fêmea (*Agouti paca*) criada em cativeiro. *Acta Amazonica*, 38: 531–538.

Haitao, S., J.F. Parham, M. Lau y C. Tien-Hsi. 2007. Farming endangered turtles to extinction in China. *Conservation Biology*, 21: 5–6.

Harner, M.J. 1994. *Shuar, Pueblo de las Cascadas Sagradas*. Ediciones Abya-Yala. Quito. 275 pp.

Haynes, C. 1990. *Cría Doméstica de Pollos*. Editorial Limusa. México. 327 pp.

Jori, F., M. López-Béjar y P. Houben. 1998. The biology and use of the African brush-tailed porcupine (*Atherurus africanus* Gray, 1842) as a food animal: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1417–1426.

Juárez-Caratachea, A. y M.A. Ortiz Alvarado. 2001. Estudio de la incubabilidad y crianza en aves criollas de traspatio. *Veterinaria México*, 3: 27–32.

Juárez-Palacios, J.R. (Ed.). 1989. *Avances en el Cultivo de Peces del Género Colossoma*. FAO. Brasilia. 245 pp.

Karesh, W.B., R.A. Cook, E.L. Bennett y J. Newcomb. 2005. Wildlife trade and global disease emergence. *Emerging Infectious Diseases*, 11: 1000–1002.

Kirkpatrick, R.C. y L. Emerton. 2010. Killing tigers to save them: fallacies of the farming argument. *Conservation Biology*, 24: 655–659.

Kock, R.A., M.H. Woodford y P.B. Rossiter. 2010. Disease risks associated with the translocation of wildlife. *Science and Technology Review of the Office International des Epizooties*, 29: 329–350.

Lande, R. y G. Barrowclough. 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. Pp. 87–123. En: M.E. Soulé (ed.). *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.

Lapointe, E., K. Conrad, B. Mitra y H. Jenkins. 2007. *Tiger Conservation: it's time to think outside the box*. International Wildlife Management Consortium – World Conservation Trust. Lausana. 27 pp.

Lasso, C.A., F. de Paula Gutiérrez, M.A. Morales-Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil y R.E. Ajiaco-Martínez (eds.). 2011. *Pesquerías Continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico*. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 304 pp.

- Laurenson, K., C. Sillero-Zubiri, H. Thompson, F. Shiferaw, S. Thirgood y J.R. Malcolm. 1998. Disease as a threat to endangered species: Ethiopian wolves, domestic dogs, and canine pathogens. *Animal Conservation*, 1: 273–280.
- Magnino, S., P. Colin, E. Dei-Cas, M. Madsen, J. McLauchlin, K. Nöckler, M. Prieto Maradona, E. Tsigarida, E. Vanopdenbosch y C. Van Peteghem. 2009. Biological risks associated with consumption of reptile products. *International Journal of Food Microbiology*, 134: 163–175.
- Margan, S.H., R.K. Nurthen, M.E. Montgomery, L.M. Woodworth, E.H. Lowe, D.A. Briscoe y R. Frankham. 1998. Single large or several small? Population fragmentation in the captive management of endangered species. *Zoo Biology*, 17: 467–480.
- Mathews, F., D. Moro, R. Strachan, M. Gelling y N. Buller. 2006. Health surveillance in wildlife reintroductions. *Biological Conservation*, 131: 338–347.
- Mathews, F., M. Orros, G. McLaren, M. Gelling y R. Foster. 2005. Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation*, 121: 569–577.
- McDougall, P.T., D. Réale, D. Sol y S.M. Reader. 2005. Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive, reintroduced, and wild populations. *Animal Conservation*, 9: 39–48.
- McPhee, M.E. 2003. Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation*, 115: 71–77.
- Meffert, L.M., N. Mukana, S.K. Hicks y S.B. Day. 2005. Testing alternative captive breeding strategies with the subsequent release into the wild. *Zoo Biology*, 24: 375–392.
- Milner-Gulland, E.J. y E.L. Bennett. 2003. Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 351–357.
- Mockrin, M.H., E.L. Bennett y D.T. LaBruna 2005. *Wildlife Farming: a viable alternative to hunting in tropical forests?* Wildlife Conservation Society. Nueva York. 32 pp.
- Mora, L., M. Tapia y A. Tapia. 2004. *Guía para el Manejo y Crianza del Guatín Myoprocta pratti (Wagler, 1831)*. Centro Tecnológico de Recursos Amazónicos de la OPIP. Puyo. 21 pp.
- Morens, D.M., G.K. Folkers y A.S. Fauci. 2004. The challenge of emerging and re-emerging infectious diseases. *Nature*, 430: 242–249.
- Murray, D.L., C.A. Kapke, J.F. Evermann y T.K. Fuller. 1999. Infectious disease and the conservation of free-ranging large carnivores. *Animal Conservation*, 2: 241–254.
- Nogueira, S.S.C. y S.L.G. Nogueira-Filho. 2011. Wildlife farming: an alternative to unsustainable hunting and deforestation in Neotropical forests? *Biodiversity and Conservation*, 20: 1385–1397.
- Nogueira-Filho, S.L.G. y S.S.C. Nogueira. 2004. Captive breeding programs as an

alternative for wildlife conservation in Brazil. Pp. 171–190. En: K.M. Silviu, R.E. Bodmer y J.M.V. Fragoso (Eds.). *People in Nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press. Nueva York.

North, M.O. y D.D. Bell. 1990. *Manual de Producción Avícola*. Editorial Manual Moderno. Bogotá. 829 pp.

Ntiamoa-Baidu, Y. 1997. *Wildlife and Food Security in Africa*. FAO Conservation Guide 33. Roma. <http://www.fao.org/docrep/w7540e/w7540e00.htm>

Ojasti, J. 2000. *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. Smithsonian Institution / MAB Biodiversity Program. Washington. 290 pp.

Orozco Campo, R., R. Meleán Romero y G. Romero Medina. 2004. Costos de producción en la cría de pollos de engorde. *Revista Venezolana de Gerencia*, 9: 1–27.

Oviedo, L. 1988. *Guía para la Crianza del Ratón Liso Proechimys semispinosus*. EcoCiencia. Quito. 28 pp.

Perkins, S.E., I. Cattadori y P.J. Hudson. 2005. The role of mammals in emerging zoonoses. *Mammal Study*, 30: S67–S71.

Pinheiro, M.H.P., J.W.B. e Silva, M.I.S. Nobre y F.A. Pinheiro. 1991. Cultivo do híbrido tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818, com a pirapitinga, *C. brachypomum* Cuvier, 1818, na densidade de 5.000 peixes/ha. *Ciência Agrônômica*, 22: 77–87.

Rao, M. y P.J.K. McGowan. 2002. Wild-meat use, food security, livelihoods, and conservation. *Conservation Biology*, 16: 580–583.

Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience*, 42: 412–422.

Redford, K.H. y P.H. Feinsinger. 2001. The half-empty forest: sustainable use and the ecology of interactions. Pp. 370–399. En: J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford y J.G. Robinson (Eds.). *Conservation of Exploited Species*. Cambridge University Press. Cambridge.

Redford, K.H. y J.G. Robinson. 1987. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist*, 89: 650–667.

Revol, B. 1995. Crocodile farming and conservation, the example of Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation*, 4: 299–305.

Rich, S.M., F.H. Leendertz, G. Xu, M. LeBreton, C.F. Djoko, M.N. Aminake, E.E. Takang, J.L.D. Dikko, B.L. Pike, B.M. Rosenthal, P. Formenty, C. Boesch, F.J. Ayala y N.D. Wolfe. 2009. The origin of malignant malaria. *Proceedings of the National Academy of Science*, 106: 14.902–14.907.

Robinson, J.G. y E.L. Bennett. 2004. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. *Animal Conservation*, 7: 397–408.

Robinson, J.G. y K.H. Redford. 1986. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia*, 68: 516–520.

Rushton, J., R. Viscarra, C. Viscarra, F. Basset, R. Baptista, C. Huallata y D. Brown. 2004. Captive breeding of wild species – a skeptical view of the prospects. *ODI Wildlife Policy Briefing*, 9: 1–4.

Saint-Paul, U. 1986. Potential for aquaculture of South American freshwater fishes: a review. *Aquaculture*, 54: 205–240.

Salinas Coy, Y. y E. Agudelo. 2000. *Peces de Importancia Económica en la Cuenca Amazónica Colombiana*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI). Leticia. 140 pp.

Sarango, V. 2009. *Capacitación, Diseño y Asesoría Técnica para la Implementación de Zoocriaderos Productivos en la Comuna Indillama en la Cuenca Media Baja del Río Napo – Informe Ejecutivo*. FAO – Informe Técnico. Quito. 27 pp.

Sirén, A.H., J.C. Cárdenas y J.D. Machoa. 2006. The relation between income and hunting in tropical forests: an economic experiment in the field. *Ecology and Society*, 11: 44 (online).

Smith, K.F., D.F. Sax y K.D. Lafferty. 2006. Evidence for the role of infectious disease in species extinction and endangerment. *Conservation Biology*, 20: 1349–1357.

Smith, K.M., S.J. Anthony, W.M. Switzer, J.H. Esptein, T. Seimon, H. Jia, M.D. Sanchez, T.T. Huynh, G.G. Galland, S.E. Shapiro, J.M. Sleeman, D. McAloose, M. Stuchin, G. Amato, S.O. Kolokotronis, W.I. Lipkin, W.B. Karesh, P. Daszak y N. Marano. 2012. Zoonotic viruses associated with illegally imported wildlife products. *PLoS One*, 7: e29505 (online).

Smythe, N. y O. Brown de Guanti. 1995. *The Domestication and Husbandry of the Paca (Agouti paca)*. FAO Conservation Guide 26. Roma. 93 pp.

Suárez, E., M. Morales, R. Cueva, V. Utreras Bucheli, G. Zapata-Ríos, E. Toral, J. Torres, W. Prado y J. Vargas Olalla. 2009. Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oils extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation*, 12(4): 364–373.

Tapia, M. 1996. *Guía para el Manejo y Cría del “Pecarí” o “Puerco Sahíno”*. Convenio Andrés Bello. Bogotá. 37 pp.

Taylor, L.H., S.M. Latham y M.E.J. Woolhouse. 2001. Risk factors for human disease emergence. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 356: 983–989.

Tirira, D.G. (ed.). 2011. *Libro Rojo de los Mamíferos del Ecuador*. Fundación Mamíferos y Conservación – Pontificia Universidad Católica del Ecuador – Ministerio del Ambiente. Quito. 398 pp.

TRAFFIC, 2008. *What’s Driving the Wildlife Trade? A review of expert opinion on economic and social drivers of the wildlife trade and trade control efforts in Cambodia, Indonesia, Lao PDR and Vietnam*. World Bank. Washington. 103 pp.

Vickers, W.T. 1989. *Los Sionas y Secoyas: su adaptación al ambiente amazónico*. Ediciones Abya-Yala. Quito. 374 pp.

Warkentin, I.G., D. Bickford, N.S. Sodhi y C.J.A. Bradshaw. 2009. Eating frogs to extinction. *Conservation Biology*, 23: 1056–1059.

Watanabe, M.E. 2004. Origins of HIV: the interrelationship between nonhuman primates and the virus. *BioScience*, 54: 810–814.

WCS. 2008. *Commercial Wildlife Farms in Vietnam: a problem or solution for conservation?* Wildlife Conservation Society. Hanói. 49 pp.

WCS – Ecuador. 2007. El tráfico de carne silvestre en el Parque Nacional Yasuní: caracterización de un mercado creciente en la Amazonía norte del Ecuador. *Boletín de Wildlife Conservation Society – Ecuador*, 2: 1–8.

Wilkie, D.S., E.L. Bennett, C.A. Peres y A.A. Cunningham. 2011. The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223: 120–128.

Wilkie, D.S. y J.F. Carpenter. 1999. Bushmeat hunting in the Congo Basin: an assessment of impacts and options for mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 8: 927–955.

Willis, K. y R.E. Willis. 2010. How many founders, how large a population? *Zoo Biology*, 29: 638–646.

Zapata Ríos, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas de la Amazonía ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical*, 8: 59–66.

Zapata Ríos, G., E. Suárez, V. Utreras y R. Cueva. 2011. Uso y conservación de fauna silvestre. Pp. 97–116. En: A. Krainer y M.F. Mora (eds.). *Retos y Amenazas en Yasuní*. FLACSO. Quito.

Zapata Ríos, G., C. Urgilés y E. Suárez. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx*, 43: 375–385.

Tabla y figura



Tabla 1. Parámetros biológicos y de producción para tres especies silvestres neotropicales (capibara, *Hydrochoerus hydrochaeris*; pecarí de collar, *Pecari tajacu*; y guanta, *Cuniculus paca*) y tres especies de animales domésticas (vacas, cerdos y pollos). Tabla modificada de Rushton *et al.* (2004).

Parámetro	Capibara	Pecarí	Guanta	Vaca	Cerdo	Pollo
Gestación (días)	150	145	224	282	114	2
Intervalo entre partos (días)	380	215	187	730	166	2
Madurez sexual hembras (días)	1450	416	390	1095	354	240
Tamaño de la camada	3,3	1,6	1	1	10	1
Peso al nacer (kg)	1,5	1,1	0,7	30	2	0,1
Peso de faena (kg)	40	17	6	400	80	2,4
Peso de animal adulto (kg)	50	33	7	500	120	4
Tasa de crecimiento (gr/día)	62	50	9,8	343	433	55
Edad de faena (meses)	20,7	10	18	36	6	1,4
Número de crías/hembra/año	3,2	2,7	2	0,5	22	182,5
Costo de producción (\$/kg)	1,85	3,46	1,75	0,65	0,49	0,51



Figura 1. Ejemplos a nivel global de enfermedades infecciosas que pueden ser transmitidas por fauna doméstica y silvestre: 1. *Escherichia coli* O157:H7, 2. Criptosporidiosis, 3. Ciclosporiasis, 4. Arenavirus de Whitewater Arroyo, 5. Síndrome pulmonar por Hantavirus, 6. Dengue, 7. Virus del oeste del Nilo, 8. Enfermedad de Lyme (Borreliosis), 9. Fiebre amarilla, 10. Variante de la enfermedad de Creutzfeldt–Jakob, 11. Fiebre hemorrágica de Lassa, 12. Fiebre del Valle del Rift, 13. Fiebre hemorrágica Ébola, 14. Fiebre hemorrágica Marburg, 15. Viruela del simio, 16. Peste bubónica, 17. Gripe aviar H5N1, 18. Síndrome respiratorio agudo severo (SARS), 19. Virus Nipah, 20. Enterovirus 71, 21. Virus Hendra, 22. Gripe porcina H1N1, 23. *E. coli* O104:H4, 24. Leptospirosis, 25. Fiebre hemorrágica de Machupo. Mapa modificado de Fauci (2001) y Morens *et al.* (2004). Se presenta un listado incompleto de zoonosis. De los 1415 patógenos que afectan a las poblaciones humanas, al menos 868 (61%) son zoonóticos (Taylor *et al.*, 2001).



Los zoológicos en el Ecuador, ¿son efectivos
como fuente alternativa de proteína y como
herramienta de conservación?



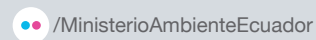
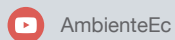
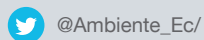
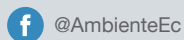
Al servicio
de las personas
y las naciones

Diciembre 2018

ISBN: 978-9942-8582-5-2



9 789942 858252



EL
GOBIERNO
DE TODOS

Calle Madrid 1159 y Andalucía

Código Postal: 170525 / Quito - Ecuador
www.ambiente.gob.ec

Teléfono: 593-2 398-7600