

Edentata

The Newsletter of the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group

December 2015 • Number 16



Edentata

The Newsletter of the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group

ISSN 1413-4411 (print version)

ISSN 1852-9208 (electronic version)

<http://www.xenarthrans.org>

Editors:

Mariella Superina, IMBECU, CCT CONICET Mendoza, Mendoza, Argentina.

Nadia de Moraes-Barros, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade de Porto, CIBIO-Inbio, Porto, Portugal.

Agustín M. Abba, Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores, CCT CONICET La Plata – UNLP, La Plata, Argentina.

Associate editors:

W. Jim Loughry, Valdosta State University, Valdosta, GA, USA.

Roberto F. Aguilar, Adjunct Senior Lecturer Wildbase – Massey University, New Zealand.

Editorial assistance:

Helena Tadiello, Brazil

IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group Chair

Mariella Superina

IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group Deputy Chair

Flávia Miranda (until 2015)

Nadia de Moraes-Barros (starting in 2016)

Layout

Kim Meek, Washington, DC, E-mail <k.meek@mac.com>

The editors wish to thank all reviewers for their collaboration.

Front Cover Photo

Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). Photo: Rubén Digilio

Please direct all submissions and other editorial correspondence to Mariella Superina, IMBECU – CCT CONICET Mendoza, Casilla de Correos 855, Mendoza (5500), Argentina. Tel. +54-261-5244160, Fax +54-261-5244001, E-mail: <edentata@xenarthrans.org>.

IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group logo courtesy of Stephen D. Nash, 2009.

This issue of Edentata was generously supported by the Pangolin, Aardvark and Xenarthra Taxon Advisory Group (PAX TAG) and Austin Zoo.





Table of Contents

Letter from the Editors	ii
IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group Members 2013–2016	iii

ARTICLES

Etograma para tres especies de armadillos (<i>Dasyus sabanicola</i>, <i>D. novemcinctus</i> y <i>Cabassous unicinctus</i>) mantenidas en condiciones controladas en Villavicencio, Colombia.....	1
<i>Alexandra Cortés Duarte, Mariella Superina y Fernando Trujillo</i>	
Reintroducción del hormiguero gigante (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) en la Reserva Natural Iberá (Argentina): ¿misión cumplida?	11
<i>Ignacio Jiménez Pérez, Alicia Delgado, Yamil E. Di Blanco, Rafael Abuin, Berta Antúnez, Emanuel Galetto, Marianela Masat, Jorge Peña, Rut Pernigotti, Federico Pontón, Gustavo Solís, Karina L. Spørring y Sofía Heinonen</i>	
Distribución del Magnaorden Xenarthra en Uruguay en base a registros bibliográficos y de colecciones.....	21
<i>Ana Ameneiros, María Aristimuño, Florencia Artecona, Clementina Calvo, Ernesto Elgue, Enrique M. González, Daniel Hernández y José Mautone</i>	
Nuevos registros de Xenarthra para el nororiente del Perú, con notas sobre su distribución y conservación	28
<i>Néstor Allgas, Sam Shane, Alejandro Alarcón y Noga Shane</i>	
Area de vida y uso de hábitats de dos individuos de oso palmero (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) en Pore, Casanare, Colombia	37
<i>Cesar Rojano Bolaño, María Elena López Giraldo, Laura Miranda-Cortés y Renzo Ávila Avilán</i>	
Spatial distribution, resource use, and behavior of brown-throated sloths (<i>Bradypus variegatus</i>) in a multi-use landscape	46
<i>Kelsey D. Neam and Thomas E. Lacher, Jr.</i>	

SHORT COMMUNICATIONS AND FIELD NOTES

Primeros registros de crías de ocarro (<i>Priodontes maximus</i> Kerr, 1792) en Colombia	57
<i>Carlos Aya-Cuero, Mariella Superina y Abelardo Rodríguez-Bolaños</i>	
Áreas de extracción de xenartros en el Caribe colombiano.....	65
<i>Erika Humanez-Lopez, Julio Chacón Pacheco y Tinka Plese</i>	
An observation of chasing behavior in the yellow armadillo (<i>Euphractus sexcinctus</i>) at Maciço do Urucum, Corumbá, MS, Brazil.....	69
<i>Grasiela Porfirio, Filipe Martins Santos, Leonardo Nascimento, Wanessa Teixeira Gomes Barreto, Pricila Fátima de Souza and Paula H. Santa Rita</i>	
Registro de presencia del oso palmero (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) en plantaciones forestales comerciales en Colombia	72
<i>Cesar Rojano, Hernán Padilla, Andrea Giraldo, Gabriel Álvarez y Elver Ramos</i>	
Encontro agonístico entre dois tamanduás-mirins (<i>Tamandua tetradactyla</i>) (Mammalia: Myrmecophagidae) na natureza	78
<i>Raylenne Da Silva Araújo, Maria Clara Nascimento-Costa e Flávia Miranda</i>	
News	81
Notes to Contributors / Pautas para los Colaboradores / Instruções aos Colaboradores	83



Letter from the Editors

Welcome to another issue of Edentata! We are pleased to present to you six articles, two short communications, and three field notes on a wide range of topics related to the conservation of xenarthrans. Among many other interesting articles, Edentata 16 includes information about the spatial distribution and resource use of *Bradypus variegatus*; an analysis of the giant anteater reintroduction program in Corrientes, Argentina; new information about the distribution of *Xenarthra* in Uruguay and Peru; and a description of the first records of giant armadillo offspring in Colombia, with notes on parental and offspring behavior. Don't miss our News section, where you will find some important announcements and acknowledgements. We also included an obituary for Douglas Tompkins, an inspiring conservationist who sadly passed away much too soon.

In our constant effort to improve Edentata's quality, we are delighted to announce that Roberto Aguilar and Jim Loughry have accepted serving as Associate Editors. Helena Tadiello will provide editorial assistance. Welcome on board, Roberto, Jim, and Helena!

As you will read in the News section, thanks to Agustín Abba's immense work Edentata is now classified as Journal of Superior Level of Excellence in Latindex. We hope to get Edentata indexed in other databases very soon.

Our other means of communication are also a huge success! In the past three months, our website <<http://www.xenarthrans.org>> received 6,200 visits from 5,024 users from all over the world. Also, our facebook page <<http://www.facebook.com/xenarthrans>> has received 2,940 likes.

It is a huge pleasure and honor that Dr. Nádia Moraes-Barros has accepted serving as Deputy Chair of the ASASG! Due to her expertise on sloths and genetics of *Xenarthra* in general, Nadia has been a (very active!) member of our Specialist Group and co-editor of Edentata for several years now. As a Brazilian native she has excellent contacts in Latin America, and especially in Brazil, that will no doubt help us expand the work of our Specialist Group. Nádia is currently working at the Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos - Cibio, Universidade do Porto, Portugal. We would like to take the opportunity to thank our former Deputy Chair, Flávia Miranda, for her immense help over the past 7 years. It has been wonderful to work with her! As the leading anteater expert, Flávia will remain a member of our Specialist Group; she will also continue leading some of our Specialist Group's projects, such as the *Tolypeutes tricinctus* program in northern Brazil. Muito obrigada, Flávia!

Finally, we are extremely grateful to AZA's Pangolin, Aardvark and Armadillo Taxon Advisory Group (PAX TAG) and Austin Zoo for the generous financial support, and to John Gramieri who secured funding for this year's issue on very short notice. Last, but not least, we would like to extend warm thanks to all anonymous reviewers.

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Mariella Superina".

Mariella Superina
Editor in Chief

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Nadia Moraes-Barros".

Nadia Moraes-Barros
Editor

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Agustín M. Abba".

Agustín M. Abba
Editor



IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group Members 2013–2016

Chair

Mariella Superina, Dr.med.vet., Ph.D. in
Conservation Biology
Research Scientist CONICET
Associate Researcher Fundación Omacha
IMBECU - CCT CONICET Mendoza
Casilla de Correos 855
Mendoza (5500)
Argentina
E-mail: <mariella@superina.ch>

Deputy Chair (–2015)

Flávia Miranda, M.Sc. Ecology
Ph.D. Student in Zoology, Universidade Federal de
Minas Gerais
Projeto Tamanduá / Anteater Project
Rua Expedicionário José Assunção dos Anjos, 1170
Pampulha, BH, CEP 31310-050
Brazil
E-mail: <flavia@tamandua.org>
Website: <<http://www.tamandua.org>>

Deputy Chair (2016–)

Nádia de Moraes-Barros, PhD in Biology (Genetics)
Auxiliary Researcher
Cibio – Centro de Investigação em Biodiversidade e
Recursos Genéticos / InBIO Laboratório Associado
Universidade do Porto
Campus Agrário de Vairão
Rua Padre Armando Quintas
4485-661 Vairão
Portugal
E-mail: <nadiabarros@cibio.up.pt>

Red List Authority

Agustín M. Abba, Doctor in Natural Science
Research Scientist CONICET
Centro de Estudios Parasitológicos y Vectores
(CEPAVE)
CCT – CONICET La Plata – UNLP
Calle 120 entre 60 y 64 s/n
La Plata (B1902CHX)
Argentina
E-mail: <abbaam@yahoo.com.ar>

Members

Agustín Abba, Argentina
Roberto Aguilar, USA
Teresa Cristina Anacleto de Silveira, Brazil
Adriano Chiarello, Brazil
Erika Cuéllar, Bolivia
Gustavo A.B. da Fonseca, USA
Frédéric Delsuc, France
Flávia Miranda, Brazil
John Gramieri, USA
Jutta Heuer, Germany
Jim Loughry, USA
Colleen McDonough, USA
Dennis A. Meritt Jr., USA
Nadia Moraes-Barros, Brazil/Portugal
Tinka Plese, Colombia
Virgilio G. Roig, Argentina
Ilona Schappert, Germany
Diorene Smith, Panama
Mariella Superina, Argentina
Sergio F. Vizcaíno, Argentina
Bryson Voirin, Germany



Etograma para tres especies de armadillos (*Dasypus sabanicola*, *D. novemcinctus* y *Cabassous unicinctus*) mantenidas en condiciones controladas en Villavicencio, Colombia

ALEXANDRA CORTÉS DUARTE^{A,B,1}, MARIELLA SUPERINA^{B,C} Y FERNANDO TRUJILLO^B

^A Programa de Pregrado Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.

E-mail: alexcortesduarte92@gmail.com

^B Fundación Omacha, Calle 84 No. 21-64, Bogotá, Colombia

^C Laboratorio de Endocrinología de la Fauna Silvestre, IMBECU – CCT CONICET Mendoza, C.C. 855, Mendoza (5500), Argentina

¹ Autor para correspondencia

Resumen Los estudios sobre el comportamiento social representan una parte importante de los esfuerzos destinados a comprender la biología de una especie. Los armadillos, el grupo más diverso y ampliamente distribuido de los Xenarthra, se ve amenazado por diversos factores y es preocupante que para la mayoría de especies es muy poca la información científica existente. Una de las estrategias para la conservación de los armadillos es la implementación de programas *ex situ*, la cual se dificulta ya que no existe un etograma guía con el cual se pueda dar inicio a los estudios de comportamiento y bienestar de armadillos mantenidos en condiciones controladas. A raíz de lo expuesto, se realizó un etograma para tres especies de armadillos (*Dasypus sabanicola*, *D. novemcinctus* y *Cabassous unicinctus*) mantenidas en condiciones *ex situ* en el núcleo de manejo El Turpial, Villavicencio, Colombia. La mayor actividad se presentó en la noche, aunque también hubo un corto periodo de actividad en la mañana y otro después de medianoche. Se observaron 44 eventos agrupados en nueve estados, los cuales no se presentaron de igual forma en las tres especies. El etograma propuesto en este trabajo permite conocer más sobre los comportamientos que los armadillos presentan en condiciones controladas y es una base para su manejo *ex situ*.

Palabras clave: actividad, comportamiento, Dasypodidae, etología, *ex situ*, Xenarthra

Ethogram for three armadillo species (*Dasypus sabanicola*, *D. novemcinctus* and *Cabassous unicinctus*) kept in a controlled environment in Villavicencio, Colombia

Abstract Social behavior studies represent an important part of the efforts to understand the biology of a species. Armadillos are the most diverse and widely distributed of the Xenarthra. They are threatened by multiple factors; the very limited scientific information available for most species is a cause of concern. One of the conservation strategies for armadillos is the implementation of *ex situ* programs. However, the lack of basic information on the behavior of armadillos kept in controlled conditions makes it difficult to assess and improve their welfare. For this reason, we developed an ethogram for three armadillo species (*Dasypus sabanicola*, *D. novemcinctus*, and *Cabassous unicinctus*) maintained in *ex situ* conditions in the breeding facility El Turpial, in Villavicencio, Colombia. The armadillos were more active at night, although there was also a short activity period in the morning and another one after midnight. A total of 44 events grouped in nine states were observed. These behaviors were not present equally in all three species. This ethogram increases our knowledge of the behavioral repertoire of armadillos in human care. It will be useful for their *ex situ* management.

Keywords: activity, behavior, Dasypodidae, ethology, *ex situ*, Xenarthra

INTRODUCCIÓN

La etología es una rama de la biología y psicología experimental que estudia el comportamiento de los animales. También puede definirse como la aplicación de métodos biológicos ortodoxos a los problemas de comportamiento (Lorenz, 1960). Los estudios etológicos comprenden todos los movimientos y las sensaciones que los individuos bajo observación tienen en sus relaciones con sus ambientes externos, sean físicos, bióticos o sociales (Alexander, 1979). Por otro lado y de una forma más compleja, se define la etología como el estudio de los patrones de comportamiento animal en condiciones naturales, de manera que hacen hincapié en las funciones y en los patrones de la historia evolutiva (Eisner & Wilson, 1975).

Los estudios sobre el comportamiento social representan una parte importante de los esfuerzos destinados a comprender la biología de una especie. El estudio de animales en condiciones controladas permite abordar aspectos del comportamiento social difíciles de observar en estudios de campo (Talya *et al.*, 2010). Además, la ventaja de realizar investigaciones de comportamiento en animales bajo condiciones controladas es que éstos proveen información valiosa para el diseño de recintos adecuados, ya que estudiar un animal es en realidad estudiar una porción de la naturaleza que fue separada de su entorno (Schmidt, 2012). Al aportar un ambiente apropiado, se les permite a los animales satisfacer sus necesidades comportamentales (Broom, 1997), lo cual ayuda a prevenir estrés o sufrimiento innecesario; por lo tanto se mejorará su bienestar animal (Del Campo, 2008). Es importante no llevar a cabo ningún estudio comportamental sin construir primero el etograma de una especie y sin conocer la información básica de su ecología (Lorenz, 1960).

Un etograma es “el conjunto de descripciones completas de los patrones característicos del comportamiento de una especie” (Lehner, 1996:90). Es el resultado de perfeccionar un catálogo de comportamientos realizado a partir de esfuerzos estandarizados de observación y descripción. Este debería ser el punto de partida para cualquier análisis etológico debido a que va a dar a entender cuáles son los comportamientos que presenta la especie observada y así dar paso a la utilización de otro método de muestreo específico (Zerda, 2004).

Para realizar un etograma se deben describir los eventos y estados conductuales seleccionados. Estas descripciones deben ser claras y concisas y, en lo posible, estar respaldadas por fotografías o imágenes (Lehner, 1996). En el caso de la construcción de un etograma para animales en condiciones controladas, se registran los comportamientos que esos ejemplares específicos presentan, los cuales pueden o no ser representativos del comportamiento de la especie en su hábitat natural.

Los armadillos constituyen el grupo más diverso y ampliamente distribuido de los Xenarthra. Seis de las 21 especies existentes se presentan en Colombia (Gardner, 2008; Trujillo & Superina, 2013). Para la mayoría de los armadillos, es muy poca la información científica disponible en varias áreas de la biología y ecología; son especialmente escasos los trabajos científicos sobre estos animales realizados en Colombia (Superina *et al.*, 2014).

Una de las estrategias para la conservación de los armadillos es la implementación de programas de manejo *ex situ*. Para ello es necesario tener en cuenta que su mantenimiento y reproducción bajo condiciones controladas se dificulta debido, entre otros factores, a su elevada susceptibilidad al estrés y a la aparición de comportamientos anormales como las estereotipias por errores en su mantenimiento, incluyendo la falta de estímulos (Superina, 2000). Sin embargo, un problema fundamental es que no se han realizado estudios que evalúen el bienestar de los armadillos mantenidos en condiciones controladas mediante estudios conductuales o parámetros fisiológicos. Tampoco se ha realizado un etograma guía con el cual se pueda dar inicio a los estudios de comportamiento de armadillos mantenidos en condiciones controladas. En la literatura científica sólo se encuentra un listado de 11 comportamientos de *Dasyopus novemcinctus* silvestres realizado por Ancona & Loughry (2009). Finalmente, no existen publicaciones científicas que describan medidas de enriquecimiento ambiental diseñadas específicamente para ellos, ni evaluaciones de la efectividad que tienen estas medidas (Superina, 2000; Vherner, 2012).

A raíz de lo expuesto, este trabajo propone un etograma creado para tres especies de armadillos (*Dasyopus sabanicola*, *D. novemcinctus* y *Cabassous unicinctus*) mantenidos en condiciones *ex situ*. Las observaciones se realizaron en el núcleo de manejo de la finca El Turpial, Villavicencio, Colombia, considerado como un establecimiento de zootecnia no comercial con fines de investigación y estudio avalado por la autoridad ambiental regional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área y animales de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Finca el Turpial, ubicada en las afueras de Villavicencio (04°09'N, 73°38'W) al noroccidente del departamento del Meta, Orinoquia colombiana. Esta área se caracteriza por tener un ecosistema de sabana, con presencia de bosque de galería. La altitud es de 437 msnm y el clima es tropical y, por ser ecuatorial, húmedo semicaliente, con épocas bien definidas de lluvias y sequía (Cortés, 1986).

La finca cuenta con un encierro (5 x 5 x 2,50 m) con piso de cemento y una cubierta de zinc. De la mitad para abajo (hasta la base), las paredes son de

cemento y de la mitad para arriba (hasta el techo) con malla. Cuenta con una sola puerta metálica de entrada y un hueco (de 50 x 50 cm) en el extremo inferior de la pared, cubierto de una malla metálica, que comunica el encierro con el de otros animales. Dentro de esta instalación hay una caja central (140 x 140 x 38 cm) llena de viruta en la cual los armadillos se pueden enterrar. En las esquinas de ésta hay cuatro escaleras de madera (tipo rampa) de 90 x 10 cm. Adicionalmente, en el encierro se encuentra un recipiente (51 x 35 x 13 cm) que funciona como bebedero y sitio para el baño, tres tubos largos de madera que sirven como dormitorios (100 x 30 x 29 cm) separados entre ellos, y una esquina con arena que corresponde a letrina común del encierro.

En el lugar descrito se mantienen juntos todos los armadillos pertenecientes a tres especies distintas (*Dasyopus novemcinctus*, *Dasyopus sabanicola* y *Cabassous unicinctus*). A nivel internacional, *D. novemcinctus* y *C. unicinctus* se encuentran incluidos en la categoría de Preocupación Menor (LC), mientras que *D. sabanicola* está clasificado como Casi Amenazado (NT; IUCN, 2015).

El manejo consiste en una limpieza del recinto cada ocho días, una alimentación proteínica con concentrado para perro (Filpo, Contegral S.A., Itagüí, Colombia) remojado en agua, todos los días alrededor de las 19:00 hs y suministro de alimentación complementaria con lombrices a las 10:00 hs (una o dos veces por semana). El agua se cambia una vez al día en las horas de la noche; la arena se cambia cada 8 o 15 días.

En cuanto a los animales objeto del proyecto, se estudió el comportamiento de un total de 12 individuos adultos, de las especies *D. novemcinctus* (dos machos y una hembra), *D. sabanicola* (dos machos y cinco hembras) y *C. unicinctus* (una hembra y su cría macho). Todos los animales son provenientes de decomisos realizados por la autoridad ambiental Cormacarena en los municipios de Puerto Gaitán y San Martín, con excepción del *C. unicinctus* macho que nació bajo cuidado humano.

Para su fácil y rápida identificación, en este proyecto los animales fueron marcados con un número del 1 al 12 en la parte delantera del caparazón. El material que se usó fue esmalte blanco, el cual no es tóxico o perjudicial para los armadillos.

Observaciones conductuales

En base a la metodología utilizada por Schmidt (2012), se realizó un muestreo *Ad libitum* durante una semana, observando a los animales desde el exterior del recinto (para no interferir con su comportamiento) durante distintos bloques horarios hasta cubrir las 24 horas del día. Para ello se realizó diariamente (en diferentes horarios) un *scan* cada 15 min por 6 h diarias registrando el comportamiento que cada uno de los individuos exhibía en ese momento. Los animales

no se observaron en un orden específico y tampoco se determinó qué comportamiento presentaba cada individuo específicamente, porque se quería determinar qué comportamientos exhibían, en general, los animales y en qué horarios se presentaba la mayor actividad.

Para determinar cuándo finalizar las observaciones, se realizó un gráfico con el número acumulativo de comportamientos registrados desde el inicio del estudio con respecto al tiempo. El muestreo *Ad libitum* concluyó una vez que se llegó a la asíntota constante, lo que significó que si se hacían más observaciones, no se iban a registrar nuevos eventos (Lehner, 1996). Sin embargo, se continuaron las observaciones conductuales durante dos meses (seis horas por día, cinco días por semana) para un estudio del efecto del enriquecimiento ambiental (Cortés Duarte *et al.*, en preparación) para poder incluir comportamientos adicionales, como por ejemplo los que surgieran como consecuencia del enriquecimiento. Se añadió al etograma cualquier comportamiento nuevo que se observó durante ese período.

Con las observaciones realizadas se elaboró un etograma para los armadillos del núcleo de manejo El Turpial. Se agruparon distintos patrones comportamentales de duración relativamente corta (*eventos*) en patrones comportamentales de duración relativamente larga (estados) (Zerda, 2004), junto con una definición para cada evento elegido y una codificación factible de usarse en un estudio etológico.

RESULTADOS

El etograma se basó en 264 horas de observación en total, de las cuales 24 correspondieron al muestreo *Ad libitum* y 240 al muestreo durante el estudio de enriquecimiento.

Durante la semana del muestreo *Ad libitum*, el mayor porcentaje de armadillos del núcleo de manejo El Turpial estuvo activo en la noche (**FIG. 1**). Además,

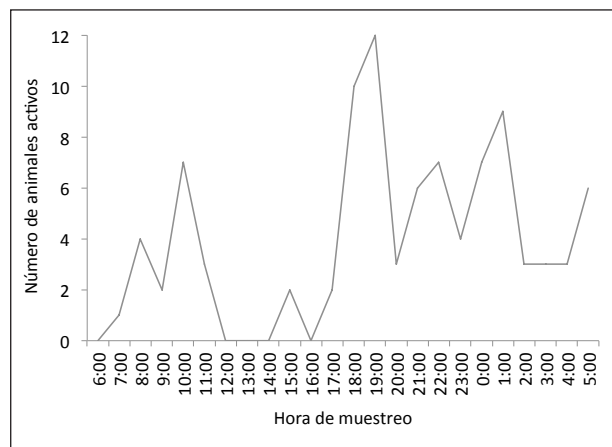


FIGURA 1. Número de armadillos que estuvieron activos por hora en el núcleo de manejo El Turpial, Villavicencio, Colombia.

más de la mitad de los animales estuvieron activos en el horario de la mañana y después de la medianoche (FIG. 1).

Se observaron 44 eventos que se agruparon en nueve estados. Cada evento fue descrito con su definición correspondiente (TABLA 1).

Los eventos observados no se presentaron de igual forma en las tres especies. Por ejemplo, los *Cabassous* nunca se suspendieron en la malla (CA05; TABLA 1, FIG. 2A), mientras que los del género *Dasyurus* lo hacían frecuentemente. También se observaron interacciones sociales entre especies, como olfatearse entre ellos, o eventos agresivos o territoriales (I02; TABLA 1, FIG. 2C). Tal es el caso del ataque que realizaron los *D. novemcinctus* machos hacia una cría recién nacida de *D. sabanicola*, causando su muerte. Cabe aclarar que debido a la carencia de registros individuales y la falta de un manejo reproductivo en el núcleo de manejo, se desconocía que había una hembra preñada en el grupo, por lo cual no se pudo evitar ese ataque.

DISCUSIÓN

Se logró obtener un catálogo completo de 53 conductas, entre nueve estados y 44 eventos exhibidos

por los armadillos pertenecientes a las tres especies (*D. novemcinctus*, *D. sabanicola* y *C. unicinctus*) alojadas en el núcleo de manejo El Turpial.

Lo anterior, a su vez, permitió la elaboración del primer etograma para armadillos mantenidos bajo condiciones controladas. Dentro del grupo de los *Xenarthra* sólo se conocen antecedentes de etogramas para osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*) mantenidos bajo cuidado humano (Schmidt, 2012) y una tabla de 11 comportamientos registrados para armadillos de nueve bandas silvestres (Ancona & Loughry, 2009). En el etograma de los osos hormigueros, Schmidt (2012) describió 11 categorías y 38 comportamientos específicos, mientras que en la presente investigación se describen nueve categorías (estados) y 43 comportamientos específicos (eventos). Esta diferencia se puede atribuir a que muchos de los comportamientos descritos y puestos en varias categorías por Schmidt (2012) fueron integrados en una misma categoría en esta investigación.

La comparación de ambos etogramas sugiere que los armadillos de las tres especies estudiadas presentan comportamientos muy similares a los osos hormigueros. La mayor diferencia se ve en las interacciones agonísticas, representadas por cinco eventos de agresión en los hormigueros (Schmidt, 2012) pero



FIGURA 2. Comportamientos registrados en armadillos mantenidos en el núcleo de manejo El Turpial, Villavicencio, Colombia. A) Comportamiento CA05; B) Comportamiento D01; C) Comportamiento I02; D) Comportamiento E07. Para la descripción de los comportamientos ver TABLA 1.

TABLA 1. Catálogo general de comportamientos potenciales para tres especies de armadillos en el núcleo de manejo el Turpial, Villavieja, Colombia.

Categoría (estado)	Código de comportamiento	Actividades (eventos)	Descripción del comportamiento
Alimentación	AL01	Ingerir alimento del sustrato	Búsqueda con sus miembros delanteros y consumo del alimento (FIG. 4C).
	AL02	Ingerir alimento suministrado en plato	Ingerir comida suministrada en comederos (FIG. 4D).
	AL03	Tomar agua	Beber agua del tanque (FIG. 5A).
	AL04	Ingerir alimento de otras fuentes	En troncos, termiteros u otros objetos como parte del enriquecimiento, haciendo uso de sus garras.
Locomoción	L01	Saltar	Elevarse del suelo u otra superficie con impulso para dejarse caer en el mismo lugar o para poder pasar a otro.
	L02	Desplazarse horizontalmente	A nivel de suelo, con la cabeza levantada del sustrato (FIG. 3A).
	L03	Escalar	Utilizar cajas o dormideros, para salir de ellos o para montarse encima. Usar los miembros delanteros para agarrarse y para impulsar hacia arriba el resto del cuerpo (FIG. 3D).
	L04	Desplazarse verticalmente	Hacer uso de rampas para acceder algún sitio (FIG. 3C).
	L05	Correr	Correr por el recinto dando pequeños saltos hacia adelante con las extremidades traseras en sincronía con las delanteras.
Exploración	E01	Percibir olores	Caminar y olfatear el suelo al mismo tiempo.
	E02	Estar alerta	Detenerse, poner las orejas hacia adelante y olfatear el ambiente (FIG. 5B).
	E03	Examinar el encierro	Detenerse, olfatear la puerta y/o las paredes.
	E04	Posición bípeda	Pararse en dos patas y olfatear el ambiente (FIG. 3B).
	E05	Examinar objetos del encierro	Lamer paredes, escaleras, suelo o cualquier otro objeto (FIG. 5D).
	E06	Percibir animales vecinos	Olfatear a los individuos (armadillos juveniles) de áreas circundantes al encierro (FIG. 5C).
	E07	Examinar objetos del enriquecimiento 1	Detenerse y olfatear los objetos implementados (FIG. 2D).
	E08	Examinar objetos del enriquecimiento 2	Lamer los objetos implementados que no hacen parte del encierro (p.ej. las pelotas con pulpa de fruta).
Descanso	D01	Estar en reposo	Dormir o descansar por más de 3 minutos en la caja o en los dormideros (FIG. 2B).
Interacción (social)	I01	Hurgar	Introducir la lengua en el oído de otro individuo.
	I02	Percibir a otros individuos	Olfatear a otro individuo del encierro (FIG. 2C).
	I03	Agresión territorial	Sacar a otro individuo de donde estaba enterrado o descansando para ocupar el lugar.
	I04	Interacción sexual	Lamer las partes sexuales de otro individuo.
	I05	Interacción agonística	Conducta hostil generada por un ataque provocado o no provocado sobre otro individuo.
	I06	Copular	Cópula.
	I07	Cortejo	El macho persigue a la hembra por todo el encierro para la monta.
Excreción	X01	Depositar excrementos	Orinar y/o defecar en "letrina común".

TABLA 1, SIGUE EN PRÓXIMA PÁGINA

TABLA 1, SIGUE

Categoría (estado)	Código de comportamiento	Actividades (eventos)	Descripción del comportamiento
Construcción (madrigueras)	C01	Excavar	Excavar o hacer un hueco en el sustrato con los miembros delanteros. El animal sólo entierra la cabeza en busca de alimento (FIG. 4B).
	C02	Enterrar	Sepultarse en el sustrato (caja). Excavar con sus miembros delanteros y con sus miembros traseros, impulsar la tierra removida hacia un lado.
	C03	Preparar el dormitorio 1	Arrastrar material hacia el lugar en el que va a descansar. El animal agarra el material con sus miembros delanteros, lo sostiene con el abdomen y en esa posición da pequeños saltos hacia atrás.
	C04	Preparar el dormitorio 2	Rasgar el material de enriquecimiento (cajas o troncos) y arrastrarlo (igual que en C03) hacia el dormitorio (FIG. 4A).
Comportamientos estereotipados	CA01	Arañar	Rasgar paredes o puertas, usualmente con las garras de los miembros delanteros.
	CA02	Caminar en círculos	Desplazamiento en círculos.
	CA03	Estereotipar	Movimientos continuos y repetidos (sin ningún objetivo), como caminar de un lado a otro o entrar y salir del agua múltiples veces.
	CA04	Pasividad extrema	Comportamientos estáticos. Ejemplo: Quedarse quieto en un lugar por varios minutos.
	CA05	Suspenderse en la rejas	Colgarse en las rejas que conectan los encierros por varios minutos y con las cuatro patas (todo el cuerpo está suspendido) (FIG. 2A).
	CA06	Coprofagia	Comer excrementos en la "letrina común".
	CA07	Canibalismo	Alimentarse de individuos del mismo grupo o lamer, rasgar o morder repetidamente la herida de otro individuo.
Otros	O01	Ocultarse	Hacerse invisible introduciéndose a los dormitorios o poniéndose fuera del alcance de la vista del observador.
	O02	Sacudirse	Agitarse fuertemente, en especial la cabeza para retirar viruta o tierra.
	O03	Estornudar	Arrojar aire con violencia por la nariz o boca.
	O04	Rascarse	Rascarse a sí mismo con las garras.
	O05	Frotarse	Restregar el dorso o el vientre contra superficies, paredes u objetos del encierro.
	O06	Bostezar	Abrir la boca involuntariamente para inspirar y expirar.
	O07	Bañarse	Revolcarse en la tierra o dentro del tanque de agua.

expresadas de una única forma en los armadillos (el individuo agresor intenta rasguñar al otro individuo). Aunque los armadillos se caracterizan por ser animales solitarios (Redford, 1985), Ancona & Loughry (2009) reportaron que los *D. novemcinctus* silvestres presentaban dos comportamientos que incluían interacciones sociales (persecución y pelea), que a pesar que son interacciones agonísticas y agresivas, necesitan de dos o más individuos para ser realizadas (interacción social). En este trabajo no sólo se reportaron eventos agresivos entre los individuos de la misma y diferentes especies, sino que también se evidenciaron siete eventos más de interacción entre dos o más armadillos. Este resultado puede explicarse por

el mantenimiento de un grupo relativamente grande de armadillos de ambos sexos en un espacio limitado, lo cual inevitablemente lleva a un elevado número de encuentros y, como consecuencia, interacciones sociales entre animales. Estos encuentros consistían frecuentemente de eventos agresivos debido a la reducida cantidad de sitios a los que se podían retirar los armadillos.

A pesar de que Superina *et al.* (2008) reportaron que la competencia por el alimento puede ser un problema en armadillos mantenidos bajo condiciones controladas y que se les debe proveer de un plato por individuo, en el presente estudio se les pudo ver comiendo del mismo plato con individuos de la misma

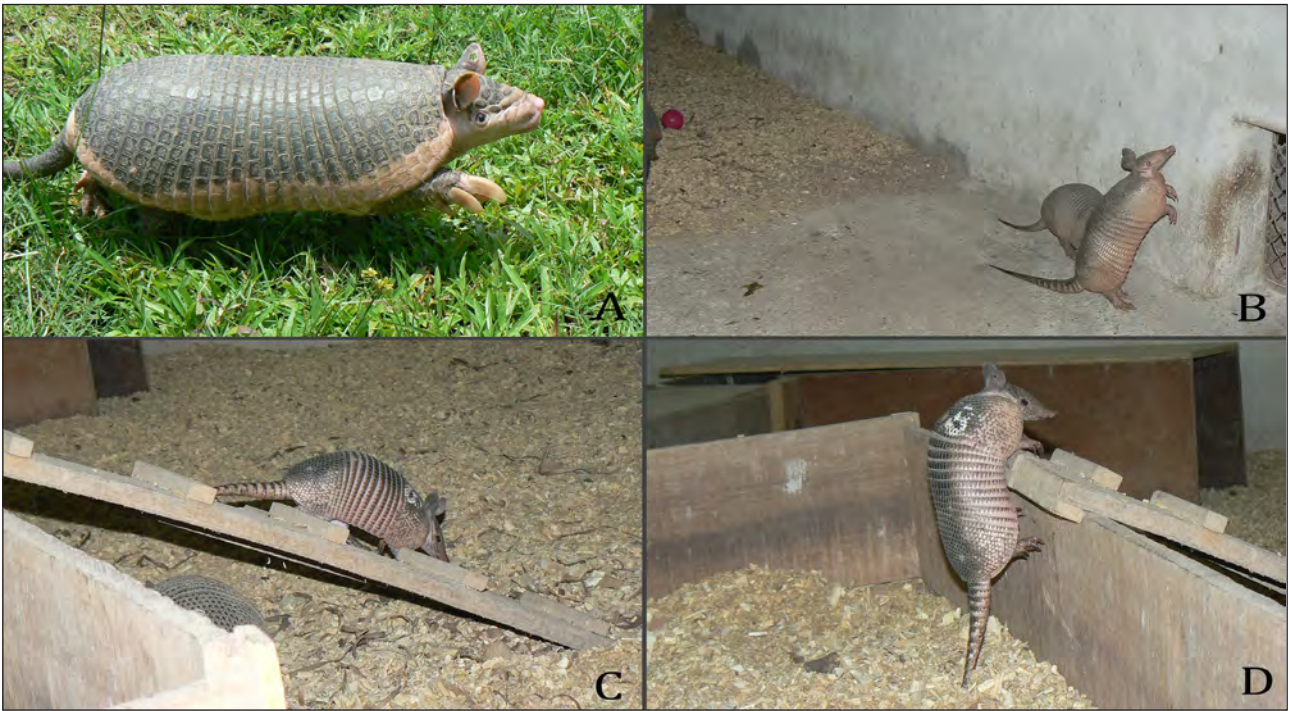


FIGURA 3. Comportamientos registrados en armadillos mantenidos en el núcleo de manejo El Turpial, Villavicencio, Colombia. A) Comportamiento L02; B) Comportamiento E04; C) Comportamiento L04; D) Comportamiento L03. Para la descripción de los comportamientos ver **TABLA 1**.

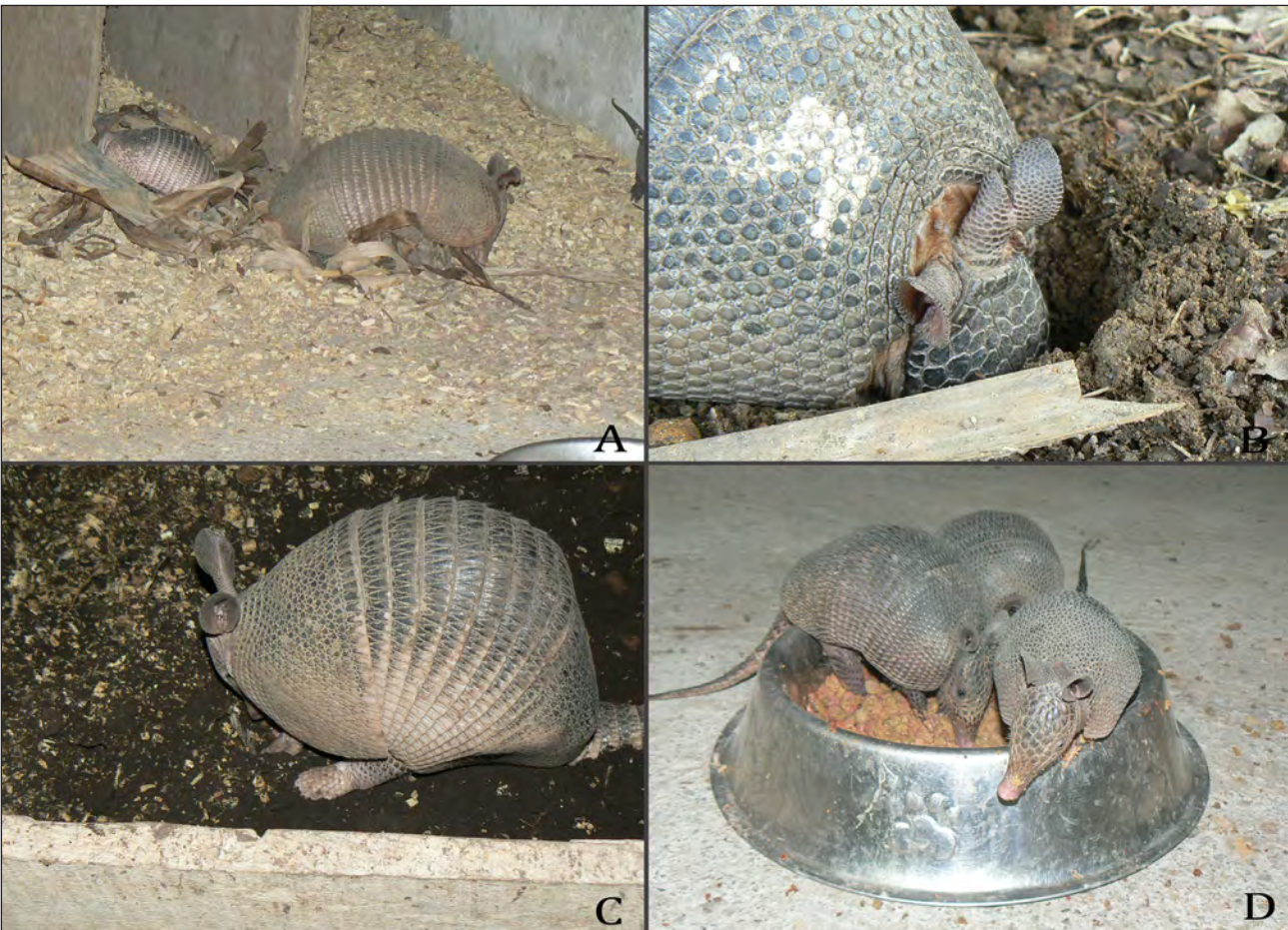


FIGURA 4. Comportamientos registrados en armadillos mantenidos en el núcleo de manejo El Turpial, Villavicencio, Colombia. A) Comportamiento C04; B) Comportamiento C01; C) Comportamiento AL01; D) Comportamiento AL02. Para la descripción de los comportamientos ver **TABLA 1**.

especie u otras especies sin presentar comportamientos agonísticos.

Otra diferencia entre este etograma y el descrito por Schmidt (2012) está en la aparición del comportamiento juego, el cual es reportado para los osos hormigueros adultos, pero no para armadillos. Según Ancona & Loughry (2009) no se han reportado casos en la literatura de que los armadillos juveniles o adultos jueguen entre ellos, aunque recientemente Aya-Cuero *et al.* (2015) describieron un comportamiento entre una hembra de *Priodontes maximus* y su cría que podría interpretarse como un jugueteo. La escasez de comportamientos de juego en armadillos puede deberse a que estos animales poseen una tasa metabólica baja, ya que su dieta, que está constituida principalmente por insectos, no les brinda grandes cantidades de energía. Debido a este hecho no pueden gastar energía en interacciones sociales y actividades como el juego, y tienen que priorizarla al máximo en la búsqueda de alimento para poder subsistir (Ancona & Loughry, 2009). Sin embargo, esto no explica por qué en los osos hormigueros sí ocurre el comportamiento de jugueteo, teniendo en cuenta que poseen tasas metabólicas y una dieta similares a los armadillos.

Por otra parte, en los armadillos aquí estudiados se observaron comportamientos aberrantes (CA, ver **TABLA 1**). Esto pudo deberse a que las condiciones para el estudio no fueron las ideales para el bienestar de los individuos en cuestión, ya que tres especies convivían en un recinto de reducidas dimensiones (25 m²) y sobre piso de cemento, lo cual naturalmente provoca comportamientos aberrantes por la incapacidad de interactuar positivamente con el ambiente.

En general las tres especies pasaron la mayor parte del tiempo durmiendo. Esto puede deberse a que los armadillos bajo condiciones controladas, al igual que otros animales, no requieren buscar alimento o permanecer despiertos y vigilantes para evitar depredadores como los animales silvestres (Rattenborg *et al.*, 2008). Mostraron mayor actividad en la noche (18:30 hs y hasta las 20:30 hs), lo cual era de esperarse ya que *D. novemcinctus*, *D. sabanicola* y *C. unicinctus* en su mayoría han sido reportados como especies nocturnas o crepusculares (McBee & Baker, 1982; Meritt, 1985; Trujillo & Superina, 2013). El pequeño pico de actividad presentado en la mañana pudo deberse al ocasional suministro de lombrices en ese horario (Lindburg, 1998), pero también a la predominancia de ejemplares de *D. sabanicola* en el estudio. Pacheco & Naranjo (1978) han reportado dos picos de actividad para esta especie en libertad, el primero entre las 8 y 10:30 hs y el segundo por la tarde entre las 16 y las 18 hs.

Cabassous unicinctus ha sido reportado en algunas áreas como un animal diurno (Bonato *et al.*, 2008), situación que no se vio en este trabajo.

CONCLUSIONES

El etograma propuesto en este trabajo permite conocer más sobre los comportamientos que los armadillos presentan en condiciones controladas y es una herramienta para su manejo *ex situ*. Además, puede servir como base para estudios etológicos de armadillos silvestres ya que es el primero que se hace para estas especies. Sin embargo, se requiere que se elaboren estudios adicionales con un tamaño

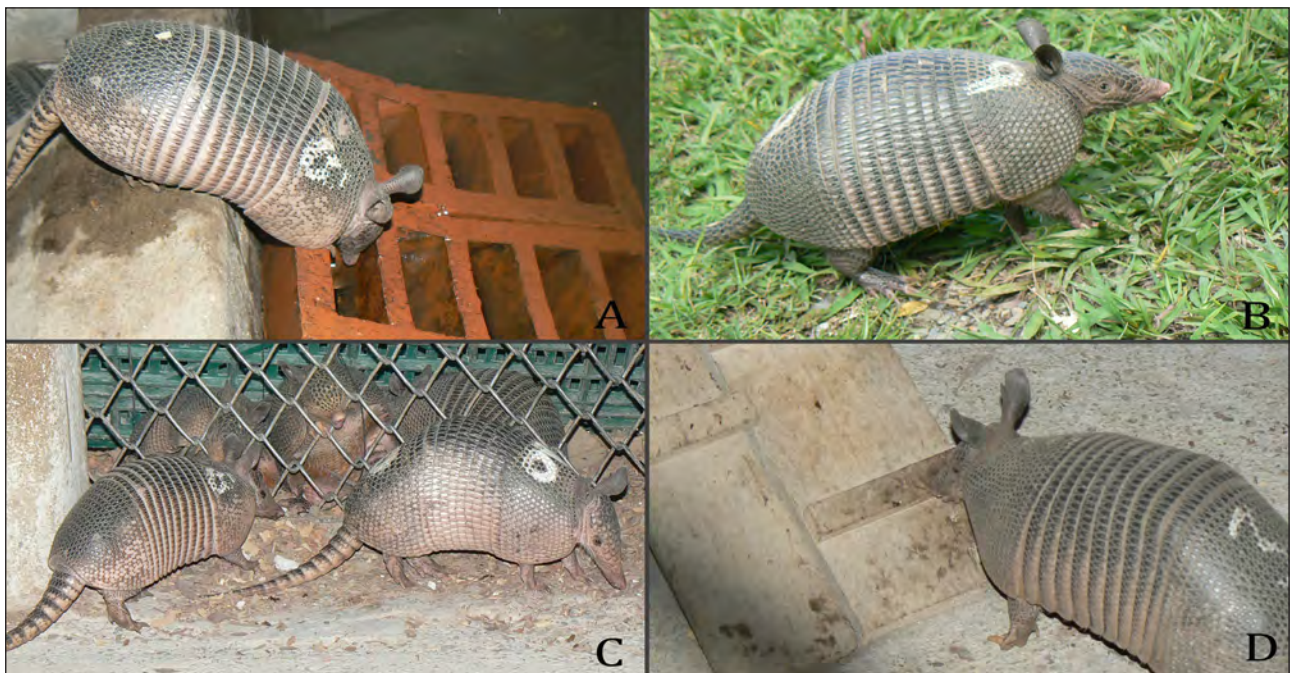


FIGURA 5. Comportamientos registrados en armadillos mantenidos en el núcleo de manejo El Turpial, Villavicencio, Colombia. A) Comportamiento AL03; B) Comportamiento E02; C) Comportamiento E06; D) Comportamiento E05. Para la descripción de los comportamientos ver **TABLA 1**.

muestreal más grande, especialmente de *C. unicinctus*, para comparar si los resultados aquí descritos son representativos para esta especie.

En cuanto a los comportamientos observados, este trabajo permite confirmar que los armadillos en condiciones controladas pueden presentar comportamientos aberrantes cuando se mantienen muchos individuos juntos en un espacio reducido, el cual no les brinda suficiente espacio para retirarse. Por lo tanto, se recomienda la implementación de programas de enriquecimiento ambiental. Adicionalmente, por las interacciones agonísticas observadas tanto entre especies como entre machos es importante separar especies, mantener menos individuos juntos y, en lo posible, sólo un macho por grupo de hembras.

AGRADECIMIENTOS

Gracias al Oleoducto de los Llanos Orientales y Fundación Omacha por el financiamiento del proyecto. Agradecemos a Cormacarena por permitir trabajar con los animales del núcleo de manejo del Turpial establecido bajo el convenio de Cooperación en Ciencia y Tecnología número PEGDE 1.4.8.1.13.002, el cual fue suscrito entre el Oleoducto de los Llanos Orientales (ODL), la Fundación Omacha, Cormacarena, Corporinoquia, Corpometa y el Bioparque Los Ocarros para trabajar conjuntamente en pro de la conservación de los armadillos de los Llanos Orientales. Finalmente, agradecemos a Doña María Isabel Pacheco, encargada del núcleo de manejo el Turpial, por todo su apoyo y ayuda durante la fase de campo de este trabajo.

REFERENCIAS

- Alexander, R. D. 1975. The search for a general theory of behavior. *Behavioral Science* 20: 77–100.
- Ancona, K. A. & W. J. Loughry. 2009. Time budgets of wild nine-banded armadillos. *Southeastern Naturalist* 8: 587–598.
- Aya-Cuero, C., M. Superina & A. Rodríguez-Bolaños. 2015. Primeros registros de crías de ocarro (*Priodontes maximus* Kerr, 1792) en Colombia. *Edentata* 16: 57–64.
- Bonato, V., E. G. Martins, G. Machado, C. Q. da-Silva & S. F. dos Reis. 2008. Ecology of the armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus sexcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian Cerrado. *Journal of Mammalogy* 89: 168–174.
- Broom, D. M. 1997. Welfare evolution. *Applied Animal Behavior Science* 54: 21–23.
- Cortés, A. L. 1986. Capacidad de uso actual y futuro de las tierras de la Orinoquia Colombiana. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 62 pp.
- Del Campo, M. G. 2008. El bienestar animal y la calidad de carne de novillos en Uruguay con diferentes sistemas de terminación y manejo previo a la faena. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España. 230 pp.
- Eisner, T. & E. O. Wilson. 1975. *Animal behavior: readings from Scientific American*. WH Freeman & Co, San Francisco, USA. 339 pp.
- Gardner, A. L. 2008. Magnorder Xenarthra. Pp. 127–176 in: *Mammals of South America. Volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats* (A. L. Gardner, ed.). The University of Chicago Press, Chicago.
- Gómez-Montoya, F. J. 2014. Modelación térmica de nidos en madrigueras de armadillo de nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*), en agro ecosistemas de tierras bajas del departamento del Quindío, Colombia. Tesis de pregrado, Facultad de Ciencias Básicas y Tecnologías, Universidad del Quindío, Colombia.
- IUCN. 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultada 18 de junio de 2015.
- Lehner, P. N. 1996. *Handbook of ethological methods*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 345 pp.
- Lindburg, D. G. 1998. Enrichment of captive mammals through provisioning. Pp. 262–276 in: *Second nature* (D. J. Shepherdson, J. D. Mellen & M. Hutchins, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Lorenz, K. 1960. Methods of approach to the problems of behavior. Pp. 60–103 in: *The Harvey lectures* (Harvey Society, ed.). Academic Press, New York.
- McBee, K. & R. J. Baker. 1982. *Dasypus novemcinctus*. *Mammalian Species* 162: 1–9.
- McDonough, C. M. 2000. Social organization of nine-banded armadillos (*Dasypus novemcinctus*) in a riparian habitat. *American Midland Naturalist* 144: 139–151.
- McDonough, C. M. & W. J. Loughry. 2006. Armadillos. Pp. 124–127 in: *The new encyclopedia of mammals* (D. W. McDonald, ed.). Brown Reference Group, London.
- Meritt, D. A. Jr. 1985. Naked-tailed armadillos, *Cabassous* sp. Pp. 389–391 in: *The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas* (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Pacheco, J. & C. J. Naranjo. 1978. Field ecology of *Dasypus sabanicola* in the flood savanna of

- Venezuela. Pp. 13–17 in: The armadillo as an experimental model in biomedical research (Pan American Health Organization, ed.). Pan American Health Organization, Caracas, Venezuela.
- Rattenborg, N. C. *et al.* 2008. Sleeping outside the box: electroencephalographic measures of sleep in sloths inhabiting a rainforest. *Biology Letters* 4: 402–405.
- Redford, K. H. 1985. Food habits of armadillos (*Xenarthra*: *Dasypodidae*). Pp. 429–437 in: The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Schmidt, T. L. 2012. Ethogram of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in captivity: an experience in the Temaikèn Foundation. *Edentata* 13: 38–41.
- Superina, M. 2000. Biologie und Haltung von Gürteltieren (*Dasypodidae*). Doctoral thesis, Universität Zürich, Zürich, Switzerland. 248 pp.
- Superina, M., F. Miranda & T. Plese. 2008. Maintenance of *Xenarthra* in captivity. Pp. 232–243 in: The biology of the *Xenarthra* (S. F. Vizcaíno & W. J. Loughry, eds.). University Press of Florida, Gainesville.
- Superina, M., N. Pagnutti & A. M. Abba. 2014. What do we know about armadillos? An analysis of four centuries of knowledge about a group of South American mammals, with emphasis on their conservation. *Mammal Review* 44: 69–80.
- Talya, A. D., A. O. Jiménez & A. M. Mantilla. 2010. Aspectos sociales del *Proechymis semispinosus* en condiciones de cautividad en el departamento del Chocó, Colombia. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo* 29: 97–101.
- Trujillo, F. & M. Superina. 2013. Armadillos de los Llanos Orientales. Fundación Omacha, ODL, Corporinoquia, Cormacarena, Bioparque los Ocarros, Corpometa, Bogotá, Colombia. 176 pp.
- Vherner, H. C. 2012. Enriquecimento ambiental para as Ordens Cingulata e Pilosa: uma revisão bibliográfica. Tesis de grado, Universidad de Santo Amaro, São Paulo, Brasil. 149 pp.
- Zerda, E. 2004. Comportamiento animal: introducción, métodos y prácticas. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. 400 pp.

Recibido: 12 de mayo de 2015; Aceptado: 10 de julio de 2015

Reintroducción del hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en la Reserva Natural Iberá (Argentina): ¿misión cumplida?

IGNACIO JIMÉNEZ PÉREZ^{A,1}, ALICIA DELGADO^A, YAMIL E. DI BLANCO^B, RAFAEL ABUIN^A, BERTA ANTÚNEZ^A, EMANUEL GALETTO^A, MARIANELA MASAT^A, JORGE PEÑA^A, RUT PERNIGOTTI^A, FEDERICO PONTÓN^A, GUSTAVO SOLÍS^A, KARINA L. SPØRRING^A Y SOFÍA HEINONEN^A

^A The Conservation Land Trust Argentina, Scalabrini Ortiz 3355, 4°J, C.P. 1425, Capital Federal, Argentina

^B Instituto de Biología Subtropical, sede Puerto Iguazú, Universidad Nacional de Misiones, Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CelBA), Bertoni 85, C.P. 3370, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina

¹ Autor para correspondencia. E-mail: i_jimenez_perez@yahoo.es

Resumen Se presentan los principales avances después de ocho años de reintroducciones de hormigueros gigantes en dos lugares de la Reserva Natural Iberá (Corrientes, Argentina). El proyecto ha manejado un total de 79 ejemplares, 75 de ellos provenientes de diferentes sectores del Chaco Seco y cuatro de ecorregiones adyacentes como Yungas y Chaco Húmedo. El 73% de los ejemplares manejados fueron crías huérfanas nacidas en libertad, el 13% fueron adultos cautivos, 2% animales silvestres translocados, 10% animales adultos silvestres heridos y un ejemplar nacido en cautiverio. Durante la fase de cuarentena se realizaron pruebas para detectar siete patógenos, encontrando anticuerpos frente a *Toxoplasma gondii* en el 27% de los individuos analizados, *Leptospira interrogans* en el 4% y la presencia del virus del moquillo canino en el 25%. El 73% de los ejemplares sobrevivió a la fase de cuarentena y manejo intensivo. Todos los hormigueros liberados fueron marcados con un radiotransmisor VHF y luego fueron seguidos por ese método y por cámaras trampa. De los 47 animales liberados, 11 han fallecido, 10 hembras liberadas han tenido un total de 29 crías y se estima que actualmente viven libres de 29 a 46 ejemplares en la primera población y 18 en la segunda. Desde que se dieron los primeros nacimientos, la relación entre reproducción y mortalidad ha sido positiva en cuatro años y negativa en uno. El proyecto cumple un rol doble de bienestar animal y de restauración ecológica. Los datos actuales apuntan al restablecimiento exitoso de la especie en la región.

Palabras clave: Iberá, oso hormiguero gigante, Pilosa, rehabilitación, reintroducción, supervivencia

Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) reintroduction into Iberá Nature Reserve (Argentina): mission accomplished?

Abstract We present the main results from eight years of reintroductions of giant anteaters into Iberá Nature Reserve (Corrientes, Argentina). The project has handled 79 individuals, 75 of which came from the Dry Chaco Ecoregion, and four animals were from neighboring Yungas and Wet Chaco ecoregions. 73% of the animals were wild-born orphan cubs, 13% were captive adults, 2% adults translocated from the wild, 10% injured free-ranging adults, and one animal was captive-born. We tested for seven possible pathogens during the quarantine phase. Overall, 27% of the tested animals had antibodies against *Toxoplasma gondii* and 4% for *Leptospira interrogans*, while DNA of canine distemper virus was found in 25% of the tested animals. Reintroduced anteaters were fitted with VHF transmitters and then monitored with this method or camera traps. Out of 47 released animals, 11 have died, ten females have given birth to 29 cubs, and we estimate that there are currently 29 to 46 animals in the first population and 18 in the second one. Since the animals started breeding there have been four years with more births than deaths, and one where mortality surpassed the reproductive rate. This project fulfils a double role of ecological restoration and animal welfare. Even though releases and monitoring will be sustained for several more years, present data suggest that this previously extirpated mammal has been successfully re-established in Iberá Nature Reserve.

Keywords: Giant anteater, Ibera, Pilosa, reintroduction, rehabilitation, survival

INTRODUCCIÓN

El oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*; a partir de ahora referido como "hormiguero gigante") es la mayor especie viviente de la familia Myrmecophagidae, llegando a medir más de 2 m y pesando hasta 50 kg (Redford & Eisenberg, 1992). Se distribuye desde Belice y el sur de México hasta el norte argentino, ocupando bosques lluviosos y secos, sabanas arboladas, pastizales abiertos y evitando regiones de altura o con inviernos marcadamente fríos (Camilo Alves, 2003; Rodrigues *et al.*, 2008). Se trata de una especie de reproducción tardía, alcanzando la madurez sexual alrededor de los dos años y medio (Nowak, 1999). Su dieta se basa casi exclusivamente en hormigas y termitas, variando la proporción ocupada por cada uno de estos grupos según la zona y, probablemente, la época del año (Montgomery, 1985; Redford, 1985; Shaw *et al.*, 1987; Drumond, 1992; Medri *et al.*, 2003).

Myrmecophaga tridactyla está catalogada como Vulnerable globalmente –VU A2c– (IUCN, 2014) y en la Argentina (Superina *et al.*, 2012). La especie está citada para todas las provincias del norte de la Argentina hasta llegar a Santa Fe, Santiago del Estero y el norte de Córdoba, incluyendo la provincia de Corrientes (Pérez Jimeno & Llarín Amaya, 2007; Chébez y Cirignoli, 2008). Igualmente se ha comprobado la presencia actual de la especie en la selva atlántica interior de la provincia de Misiones (Massoia *et al.*, 2006). En la provincia de Corrientes, Chébez & Cirignoli (2008:33) recopilan una cita antigua de D'Orbigny (ca. 1830) y una referencia oral bastante confiable que indicaba la captura de un ejemplar en la Ea. Rincón de Las Mercedes sobre el río Uruguay, en el departamento de Santo Tomé en 1986, y la foto de un ejemplar en la zona de los esteros Batel y Batelito en la década del 1950, por lo que asumen como "muy probable su extinción en fecha reciente".

Dentro de su ámbito general de distribución se han identificado las siguientes amenazas más importantes: 1) pérdida y fragmentación de hábitat por transformación agrícola o urbana, incendios recurrentes o inundaciones para crear represas, 2) mortalidad directa por incendios de grandes proporciones, 3) atropellamientos por automóviles, 4) cacería deliberada y 5) muerte de individuos asociada a conflictos con perros (Silveira *et al.*, 1999; Aguiar, 2004). En lo que se refiere a la ecorregión de Iberá, ante la ausencia de información histórica detallada se puede inferir que la desaparición gradual de la especie fue motivada por una combinación de cacería (intencionada o incidental al entrar en conflicto con perros), muerte directa en incendios de pastizales y pérdida de hábitat al ser sustituidos los pastizales naturales altos por praderas ganaderas. A esto se le suma una vulnerabilidad asociada a que la región estaría situada cerca del límite sur de la distribución de la especie, lo

que la haría más susceptible a las bajas temperaturas invernales.

En el año 2006, The Conservation Land Trust (CLT) y la Dirección de Recursos Naturales de Corrientes acordaron realizar el "Plan de recuperación del oso hormiguero gigante en los Esteros de Iberá" (Jiménez Pérez, 2006), el cual tiene como meta "Establecer en el medio plazo una población de osos hormigueros gigantes que sea viable y autosostenible a largo plazo en su ambiente natural dentro de la región de los Esteros de Iberá y áreas limítrofes". De acuerdo con este plan, desde el año 2007 el personal de CLT ha liberado hormigueros gigantes dentro de la Reserva Natural Iberá, en la que sería la primera experiencia mundial destinada a restaurar una población extinta de este mamífero.

El propósito de este artículo es describir los principales resultados del proyecto, con énfasis en los siguientes aspectos: a) demografía de los animales reintroducidos medida en términos de abundancia, supervivencia y reproducción, b) origen biogeográfico de los ejemplares y su implicación en términos de biología de la conservación, y c) resultados de las pruebas serológicas y moleculares realizadas en la fase de cuarentena previa a las liberaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio fue realizado en dos reservas privadas propiedad de CLT situadas dentro de la Reserva Natural Iberá, Corrientes, Argentina (RNI) (**FIG. 1**). La Reserva Privada Rincón del Socorro (12.400 ha; 28°38'6"S, 57°26'35"W) – llamada Socorro a partir de ahora – está ubicada en el sector oriental de la RNI. La vegetación de Socorro es una combinación de malezales (*i.e.*, pastizales abiertos temporalmente inundados), sabanas arboladas, bosques hidrófilos y pantanos (CLT, 2012a). Esta reserva fue utilizada como estancia ganadera hasta el año 2000, cuando fue adquirida por CLT con fines de restauración y conservación, por lo que el ganado fue excluido de la propiedad. Socorro fue elegido como primer lugar de reintroducción de hormigueros gigantes en el Iberá por ser un área de conservación estricta (*i.e.*, sin cacería), por su heterogeneidad de paisajes y por la facilidad logística para el manejo y seguimiento de una población de animales silvestres (Jiménez Pérez, 2006). La Reserva Privada San Alonso (11.384 ha; 28°18'18"S, 57°27'14"W) – San Alonso a partir de ahora – es una lomada arenosa cubierta de pastizales abiertos, bañados y pequeños bosques situada en el centro-oeste de la RNI (CLT, 2012b). Esta reserva tuvo un uso ganadero decreciente hasta el año 2013, cuando se retiró completamente el ganado con la excepción de unos 10 caballos. San Alonso fue elegido como segundo lugar de liberación de hormigueros gigantes al carecer también de cacería y por contar con abundantes

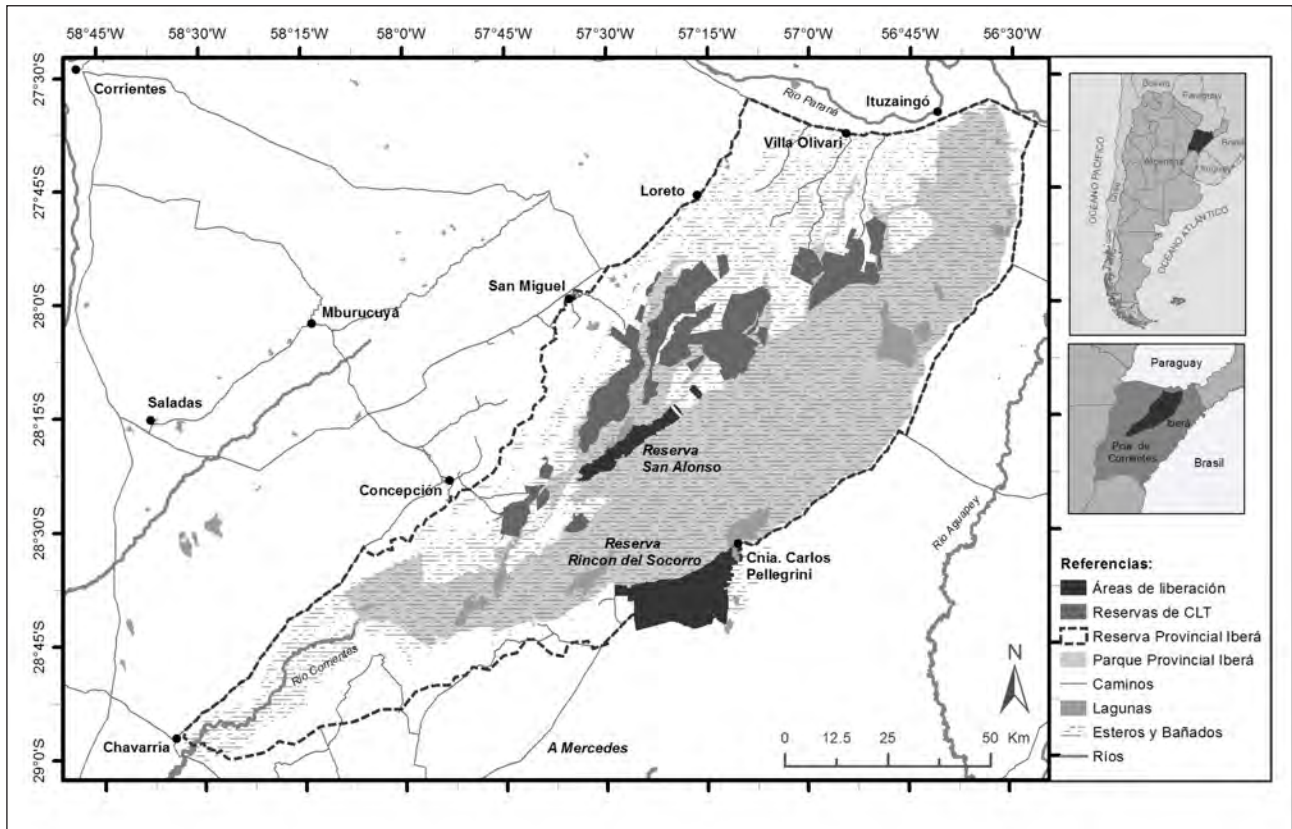


FIGURA 1. Áreas de liberación de osos hormigueros gigantes en la Reserva Natural Iberá (Rincón del Socorro y San Alonso) en relación a las áreas de Parque Provincial (*i.e.*, hábitats anegados) y a las otras reservas privadas manejadas por CLT, las cuales protegen pastizales y montes aptos para los osos hormigueros gigantes.

pastizales altos y algunos bosques (Jiménez Pérez, 2006).

El clima de la RNI es subtropical, las temperaturas medias del mes más frío (julio) varían entre 15 y 16 °C y en verano (enero y febrero) son de 27 a 28 °C. En el invierno se registran heladas entre mayo y septiembre, con un promedio de 5,2 heladas por año entre 1950 y 1990, y las precipitaciones pluviales medias anuales varían entre 1.500 y 1.800 mm (Neiff & Poi de Neiff, 2006).

Con una extensión estimada en 13.000 km² la RNI destaca como una de las regiones de Argentina con mayor vocación para mantener un ecosistema natural íntegro y viable a largo plazo (Parera, 2004; Heinonen, 2007). Esta reserva tiene como característica determinante que alrededor del 40% de su extensión es de propiedad provincial (situada principalmente en las áreas de agua abierta o permanentemente inundadas), mientras que el resto – fundamentalmente las áreas de pastizal mejor drenadas, de bosques y sabanas que servirían como hábitat para los hormigueros gigantes – está bajo propiedad privada (Heinonen, 2007).

Animales incorporados al proyecto: orígenes

Entre el 2006 y agosto de 2015 el proyecto ha incorporado 79 ejemplares con el fin de ser reintroducidos en el Iberá. Estos animales proceden originariamente de cinco provincias situadas en la región chaqueña de

Argentina: Santiago del Estero (N=52), Salta (N=15), Formosa (N=7), Jujuy (N=2) y Chaco (N=2), más un ejemplar nacido en el Zoológico de Florencio Varela. Los animales incorporados al proyecto fueron: a) crías de hormigueros gigantes que quedaron huérfanas después de que alguien matara a su madre cuando todavía iban sobre su espalda (N=57); b) animales que fueron criados como los anteriores por un zoológico o centro de rescate para luego ser donados al proyecto como adultos (N=10); c) animales adultos de vida silvestre que fueron entregados al proyecto por autoridades provinciales después de haber sido encontrados heridos (N=9); d) animales silvestres translocados desde su ambiente hacia las instalaciones del proyecto (N=2); y e) un animal nacido en un zoológico. Con el fin de identificar la ecorregión de origen de los animales incorporados al proyecto, se ubicaron las localidades de origen de éstos sobre una capa de las ecorregiones de Argentina incluidas en el programa ArcGis Desktop 10.1 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, USA).

Manejo en cuarentena e instalaciones *ex-situ*

En todos los casos, los animales pasaron por una fase de cuarentena antes de ser trasladados a su área de liberación. En esta fase se realizaron pruebas serológicas para detectar anticuerpos en sangre frente a los siguientes patógenos: a) *Brucella* spp.: BPA (Buffered Plate Antigen) mediante aglutinación

rápida en placa, SAT (Seroaglutinación en Tubo) mediante prueba lenta en tubo (Wright), 2ME (2 Mercaptoetanol) y FPA (Polarización de luz fluorescente); b) *Leptospira interrogans*: microaglutinación de Martin y Petit con diferentes antígenos vivos (serovares *pomona*, *wolffi*, *tarassovi*, *icterohaemorrhagiae*, *canicola*, *grippotyphosa*, *pyrogenes*, *ballum*, *hardjo*, *bovis*); c) *Neospora* spp.: diagnóstico IFI (inmunofluorescencia indirecta); d) *Leishmania* spp.: inmunocromatografía; e) *Trypanosoma cruzi*: HAI (Hemoaglutinación indirecta; Wiener Lab, Rosario Argentina); f) *Toxoplasma gondii*: HAI (Hemoaglutinación indirecta) y HAI 2ME (Hemoaglutinación indirecta con 2-mercaptoetanol); y g) Virus del moquillo canino o CDV: reacción en cadena de la polimerasa en tiempo real (RT-PCR). Todas las pruebas excepto el moquillo canino fueron realizadas en el Centro de Diagnóstico Veterinario, mientras que la detección de presencia del virus del moquillo canino se realizó en el Centro de Virología Animal (CEVAN). Ambos laboratorios se encuentran ubicados en Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Además de estas pruebas, se realizaron análisis coproparasitológicos para identificar la presencia de parásitos intestinales. En algunos animales también se estudió la presencia de *Cryptosporidium* sp. en heces mediante inmunofluorescencia directa. En los casos positivos donde se confirmó el tipo de parásito y se observaron síntomas en el animal (diarrea, disminución de peso, falta de apetito, etc.), se procedió al tratamiento con un antiparasitario adecuado para cada caso.

En el caso de las crías se realizó la crianza artificial hasta que alcanzaron la edad y el peso óptimos para su liberación, fijándose éste en aproximadamente 20 kg. La edad de liberación varió entre 10 y 18 meses, realizándose las liberaciones al final de la primavera, verano o principios de otoño. Los animales silvestres heridos incorporados al proyecto pasaron por una fase de cuidados intensivos y, en los casos de lesiones óseas (N=4), por sucesivas cirugías destinadas a restaurar estos daños.

Pre-suelta, liberación y monitoreo *in situ*

Una vez que los animales alcanzaban el estado sanitario correcto, evaluado mediante los resultados de las pruebas médicas, y mostraban una adecuada alimentación artificial y natural (depredación sobre hormigas), eran trasladados a corrales de pre-suelta situados en la misma reserva donde serían liberados. Después de pasar un mínimo de una semana en estos corrales, los hormigueros gigantes los abandonaban saliendo de manera autónoma o siendo trasladados en un cajón de transporte a lugares seleccionados en Socorro o San Alonso.

Todos los animales liberados fueron dotados de un transmisor de VHF (MOD 400 y MOD 335; Telonics, Mesa, USA; ver Di Blanco *et al.*, 2012), lo

que permitió su localización a través de técnicas de radiotelemetría (White & Garrott, 1990) con el uso de receptores TR4 y antenas direccionales (Modelo R14K; Telonics, Mesa, USA). Su localización a través de rastreo (Samuel & Fuller, 1994) permitió su seguimiento regular y observación directa por técnicos del proyecto. Además, los animales fueron recapturados periódicamente luego de su liberación para evaluar su peso, estado general y ajustar, reemplazar o remover completamente el radio-arnés. En general los radio-arneses fueron quitados en los machos después de que pasaran dos inviernos en vida libre y se mantuvieron en todas las hembras, a no ser que se desprendiesen de éstas. Para inmovilizar a los animales se utilizó una combinación de tiletamina/zolazepam (Zelazol; Fort Dodge Sanidad Animal S.A., La Plata, Argentina) a dosis de 3-4 mg/kg IM (Deem & Fiorello, 2002). Las drogas fueron administradas de manera intramuscular mediante dardos de teleinyección (Dan-Inject, Børkop, Dinamarca), disparados con cerbatana de fabricación artesanal o con un rifle de precisión (Mod. 1M, No. 1122, Dan-Inject). Con el fin de complementar el monitoreo de los hormigueros gigantes, se ubicaron cámaras trampa en lugares seleccionados junto a "cebaderos" especialmente diseñados para que sólo pudieran ser aprovechados por hormigueros gigantes. Estos cebaderos eran dotados regularmente del mismo licuado con que se alimentó a los hormigueros en las fases previas a su liberación (conteniendo, en general, alimento balanceado para gatos, fruta y agua). Las cámaras fueron colocadas en Socorro y no en San Alonso, ya que en el primer lugar se quitaron gradualmente los radioarneses a los hormigueros, tal y como se explica anteriormente. Luego de su liberación, la gran mayoría de los animales permaneció dentro de los límites de Socorro y San Alonso, evitando las áreas circundantes dedicadas a la ganadería (Di Blanco *et al.*, 2015). Esto facilitó que, con el uso combinado de telemetría y cámaras trampa, fuera posible ubicar a la mayoría de los animales de Socorro y la totalidad de animales de San Alonso, verificar si estaban vivos, y comprobar posibles nacimientos en vida silvestre.

RESULTADOS

La supervivencia durante las fases previas a la liberación varió según el origen de los animales. Así, en el caso de los hormigueros gigantes que llegaron como crías huérfanas se logró que el 73% (N=57) sobrevivieran a las fases de recría y cuarentena. De los animales cautivos adultos el 100% (N=10) pasó por la fase de cuarentena y pudo ser trasladado al Iberá. Los dos hormigueros que fueron relocalizados desde su hábitat silvestre fallecieron en las instalaciones de cuarentena a los pocos días de ser capturados y trasladados, probablemente debido al pobre estado nutricional con el que llegaron, sumado al estrés de la captura. Finalmente, de los animales adultos

silvestres que llegaron heridos y tuvieron que pasar por un periodo de cuidados intensivos, que en algunos casos incluyó varias intervenciones quirúrgicas, el 67% (N=9) logró ser finalmente liberado. En total la supervivencia de los animales durante la fase de cuarentena y cuidados intensivos previa a la liberación fue del 73% (N=79).

En lo que se refiere a las pruebas realizadas durante la cuarentena, en ningún caso se detectaron anticuerpos neutralizantes frente a *Brucella* spp., *Neospora*, *Mycobacterium*, *Trypanosoma cruzi* o *Leishmania* spp. De 51 animales muestreados frente a anticuerpos de *T. gondii*, el 27% resultaron positivos. En el caso de *Leptospira interrogans* se muestrearon 56 ejemplares y en el 4% se detectaron anticuerpos.

Para la detección de ADN del virus del moquillo canino se muestrearon 48 animales mediante la técnica de RT-PCR. De estos 48, 12 animales (25%) presentaron resultados positivos a la presencia del virus en el primer chequeo. A 5 de ellos (10,4% de 48), no fue posible realizar un segundo chequeo para constatar si negativizaron o no la presencia del virus. A 4 (8,3%) se les realizó un segundo chequeo donde los

resultados fueron negativos. Los 3 animales restantes de los 12 volvieron a dar positivo en el segundo chequeo, constatando la negativización recién en la tercera intervención (TABLA 1). La TABLA 1 resume los resultados de las pruebas realizadas. Los animales con presencia del CDV en sangre mostraron sintomatología inespecífica (anorexia, debilidad, decaimiento) pero no mostraron el cuadro clásico que se observa en otras especies.

En relación al origen de los hormigueros gigantes liberados en el Iberá, todos ellos provinieron de diferentes localidades de la ecorregión del Chaco Seco, con la excepción de tres animales procedentes de la ecorregión del Chaco Húmedo y un macho juvenil procedente de Libertador General San Martín en Jujuy en la frontera entre el Chaco Seco y la ecorregión de Yungas (FIG. 2).

La TABLA 2 resume la dinámica poblacional de los hormigueros gigantes reintroducidos en Socorro y monitoreados mediante radio-seguimiento y cámaras trampa. El número de animales liberados en esta población fue aumentando gradualmente desde 2007 hasta el 2013, cuando se decidió empezar a liberar

TABLA 1. Resumen de las pruebas serológicas y moleculares realizadas en los hormigueros gigantes incorporados al proyecto de reintroducción en la Reserva Natural Iberá, Argentina. N: número de animales muestreados; (+)%: porcentaje de animales que resultó positivo a la prueba; (-)%: los que resultaron negativos; (+/-)%: los que resultaron negativos después de una segunda prueba; (+/+/-)%: los que fueron negativos en una tercera prueba.

	N	(+) %	(+/-) %	(+ /+ /-) %	(-) %
<i>Brucella</i> spp.	57	-	-	-	100
<i>Neospora</i> spp.	50	-	-	-	100
<i>Leishmania</i> spp.	53	-	-	-	100
<i>Trypanosoma cruzi</i>	51	-	-	-	100
<i>Toxoplasma gondii</i>	51	27	-	-	73
<i>Leptospira interrogans</i>	56	4	-	-	96
RT-PCR Virus del moquillo canino	48	25	8,3	6,3	75

TABLA 2. Datos demográficos de los osos hormigueros gigantes reintroducidos en la Reserva Privada Rincón del Socorro, Corrientes, Argentina. Liberados: animales liberados; nacidos: crías nacidas de animales liberados cuya presencia fue comprobada; muertos: animales cuyo cadáver fue encontrado; nacidos-muertos: relación entre animales nacidos y fallecidos en ese año; hembras reproductoras: hembras que ya se han reproducido al menos una vez; población estimada: número de animales que estimamos habitan la Reserva Privada Rincón del Socorro. *A fecha de agosto de 2015.

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Liberados	2	3	4	7	5	7	3	0
Nacidos	0	0	1	1	6	1	5	6
Muertos	0	0	1	1	4	4	2	1
Nacidos-Muertos	0	0	0	0	2	-3	3	5
Hembras reproductoras	0	0	1	1	4	4	5	7
Población estimada	2	5	9	15 a 16	22 a 24	24 a 27	30 a 35	30 a 40*

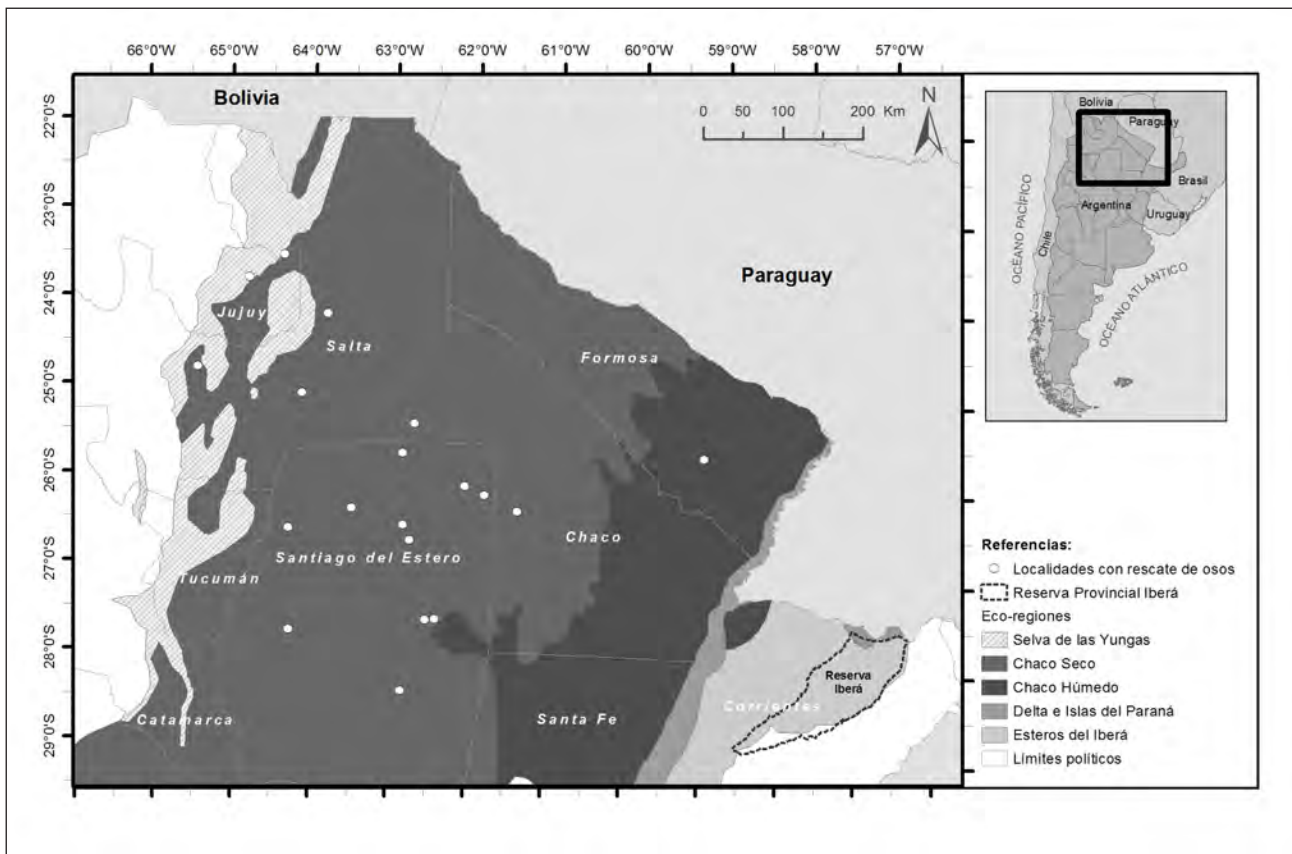


FIGURA 2. Lugares y ecorregiones de origen de los osos hormigueros gigantes liberados en la Reserva Natural Iberá, Corrientes, Argentina.

en San Alonso. La primera cría nació en 2009 y poco a poco fue aumentando el número de hembras que dieron a luz hasta llegar a ocho ejemplares en agosto de 2015. Todas estas hembras, incluyendo a la liberada en 2007, siguen con vida en Socorro. Desde que la especie comenzó a reproducirse en la zona, durante dos años el número de nacimientos fue equivalente al de muertes, en un año éstas superaron a aquéllos y durante cuatro años se observaron más nacimientos que fallecimientos. Los años 2011 y 2012 fueron los de mayor mortalidad en la población reintroducida. En este sentido el invierno del 2011 fue particularmente frío y se detectaron numerosas muertes de ciervos de los pantanos (*Blastocercus dichotomus*) y carpinchos (*Hydrochaeris hydrochaeris*) (Datos sin publicar de los autores). De las 27 crías nacidas en vida libre identificadas en Socorro, sólo tres fallecieron antes de alcanzar la edad de independencia estimada en los seis a siete meses de edad.

A partir de 2013 y después de realizar cambios en el manejo de los animales en cautiverio y en vida libre (*i.e.*, suplementación de comida en los primeros inviernos), el número de animales reintroducidos fallecidos disminuyó notablemente a pesar de haber más hormigueros gigantes en la población. En 2014 el único animal fallecido fue una cría de pocos meses y durante los ocho primeros meses de 2015 no se identificó ningún animal muerto. Según la población fue aumentando, también aumentó el número de

animales sin marcar – crías nacidas en vida silvestre y animales que se quitaban o a los que les quitábamos el radio-arnés – y así el grado de incertidumbre en la estimación de la población residente en Socorro fue incrementándose. Para agosto de 2015 se verificó con total certeza la presencia de 29 ejemplares. Además existirían al menos otros 17 animales conocidos que habían sido liberados o nacidos en la zona que al carecer de radio-arnés o señas identificativas no pudieron ser identificados con total certeza mediante cámaras trampa. Con estos datos, estimamos una población mínima y máxima de 29 y 46 ejemplares, respectivamente, en Socorro para agosto de 2015. A esto habría que sumar las posibles crías de animales nacidos en Socorro, las cuales nunca pudieron ser identificadas.

Las primeras liberaciones en San Alonso comenzaron en la primavera austral de 2013. Para agosto de 2015 había en la zona 18 ejemplares, incluyendo dos crías nacidas a partir de hembras de entre dos y tres años de edad, sin que hubiera fallecido ningún ejemplar. De los 47 animales liberados en la Reserva Natural Iberá sólo 11 han fallecido, por lo que la supervivencia de aquéllos a lo largo de todo el proyecto ha sido del 76%. La supervivencia total – tanto en manejo intensivo como en vida silvestre – de los individuos con anticuerpos frente a *Toxoplasma gondii* fue del 71% y la de los animales inicialmente positivos a RT-PCR frente a moquillo canino fue del 33%.

DISCUSIÓN

Existe un amplio consenso en que los mejores animales para un proyecto de reintroducción son animales silvestres con experiencia en vida libre (Jule *et al.*, 2008; McCarthy *et al.*, 2011). El “Plan de recuperación del oso hormiguero gigante en los Esteros de Iberá” se basó en la idea de que el proyecto se nutriera preferentemente de estos animales y de ejemplares adultos cautivos. Sin embargo, las autoridades de fauna del norte argentino (Dirección General de Recursos Forestales y Medio Ambiente de Santiago del Estero; Dirección de Fauna, Parques y Ecología de Chaco; Subsecretaría de Recursos Naturales, Ordenamiento y Calidad Ambiental de Formosa; Secretaría de Gestión Ambiental de Jujuy; y Dirección de Conservación y Áreas Protegidas de Salta) no autorizaron la captura y traslado de animales silvestres desde su provincia hasta Corrientes, y en cambio autorizaron el rescate y traslado de crías huérfanas que aparecieron en diferentes parajes del Chaco argentino. Esto hizo que la gran mayoría de los animales incorporados a nuestro proyecto acabaran siendo ejemplares de escasos meses de edad que debían ser criados y cuidados por personal del proyecto hasta que alcanzasen el peso y la edad adecuados para vivir por sí solos. Así tuvimos que generar protocolos y capacitar personal para el manejo de crías de osos hormigueros.

Con respecto al origen biogeográfico de los animales liberados, se logró minimizar el nivel de parentesco entre ellos al obtenerlos de múltiples lugares del norte de Argentina. Por otro lado, para minimizar eventuales problemas de depresión por exogamia (ver pág. 392 en Scribner *et al.*, 2006; Frankham *et al.*, 2011) ayudó que todos los animales provengan de la ecorregión del Chaco Seco, con la excepción de cuatro ejemplares que provienen de dos ecorregiones vecinas a ésta. Estas dos ecorregiones (Chaco Húmedo y Yungas) muestran continuidad biogeográfica y ecológica con el Chaco Seco al tratarse de áreas forestales adyacentes que carecen de barreras significativas al movimiento de la fauna entre sí (*i.e.*, áreas de altas montañas o grandes cuerpos de agua). Esto último cumpliría con el criterio explicitado por Frankham *et al.* (2011) de no mezclar animales de poblaciones que llevan más de 500 generaciones separadas entre sí con el fin de evitar la depresión por exogamia. El uso de animales procedentes de diferentes lugares dentro de una región con continuidad ecológica y biogeográfica coincide con los lineamientos de la IUCN para reintroducciones (ver Anexo 5.5.6 en IUCN/SSC, 2013).

Después de años de experiencia práctica se fue mejorando el manejo de estos animales hasta el punto que en los últimos años sólo ha fallecido una cría por año en la fase previa a su liberación a la vida silvestre. Esta mejora en la supervivencia de los ejemplares rescatados no hubiera sido posible sin años de trabajo y una cultura de aprendizaje continuo que incluyó la invitación de un experto externo en el manejo de

cuarentenas para fauna silvestre (*i.e.*, Wanderley de Moraes del Zoológico de Itaipú en Brasil) para que realizase una evaluación formal de las instalaciones y los protocolos de manejo.

En lo que se refiere a las pruebas serológicas y moleculares realizadas para detectar seroprevalencia de anticuerpos frente a patógenos o la presencia de ADN viral en la sangre de los animales que ingresaron al proyecto, los resultados más relevantes son los títulos de anticuerpos hallados frente a *L. interrogans* y *T. gondii* y las RT-PCR positivas a CDV. Las dos primeras no parecen tener un efecto sobre la supervivencia de los ejemplares, pero sí la tercera. Este supone el primer reporte del CDV en la especie detectado mediante PCR y se desconoce de qué manera afecta el virus del moquillo canino a los hormigueros gigantes. La supervivencia de los ejemplares que dieron positivo a la prueba frente al CDV en algún momento (25%) resultó ser marcadamente inferior a la del conjunto de los animales incluidos en el proyecto (72%). Sin embargo, de los que dieron positivo en algún momento y que actualmente viven en libertad se da el caso de una hembra (Ivoty Porá) que lleva viviendo exitosamente en Socorro desde 2007 y ha tenido seis crías en vida libre. Este supone el primer reporte del CDV en la especie detectado mediante PCR. Se desconoce de qué manera afecta el virus del moquillo canino a los hormigueros gigantes.

Al ser el primer proyecto dedicado a reintroducir *M. tridactyla* en un área donde la especie estaba extinta, se han tenido que desarrollar y mejorar técnicas de manejo en cautiverio, junto con marcaje, seguimiento y manejo en vida silvestre, a partir de los conocimientos provenientes de otros equipos de trabajo. No existen otras experiencias de reintroducción de esta especie, y no es común que animales provenientes de cautiverio sean exitosos frente a procesos de reintroducción (Snyder *et al.*, 1996), pero hemos visto como los hormigueros gigantes reintroducidos provenientes del cautiverio o de crianza con humanos logran sobrevivir en vida silvestre por varios años e incluso reproducirse naturalmente. Quizás el ejemplo más notable es el de los primeros hormigueros gigantes reintroducidos, los cuales venían ambos del cautiverio y siguen apareciendo en las cámaras trampa ocho años después, habiéndose reproducido la hembra en al menos seis ocasiones. También es notable la alta supervivencia de las crías nacidas a partir de animales reintroducidos, ya que de 27 ejemplares identificados sólo tres no lograron alcanzar la edad de independencia, siendo éste un periodo especialmente sensible para cualquier mamífero.

CONCLUSIONES

La Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN definió la reintroducción como “un intento para establecer una especie en un área que fue en algún

momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o de la cual se extinguió" (IUCN/SSC, 1995:2). Desde que esta definición fue elaborada el número de proyectos de reintroducción ha crecido notoriamente en el mundo, llegando incluso a postularse una nueva disciplina de "Biología de la Reintroducción" (Seddon *et al.*, 2007; Soorae, 2008). En paralelo, diferentes autores y grupos de trabajo proponen el rescate y liberación de animales cautivos decomisados como una posible herramienta de conservación, aunque a menudo cumplan más bien objetivos de bienestar animal (ver Drews, 2002).

Después de siete años de liberaciones y seguimiento sobre el terreno la información disponible apunta a que el Proyecto de Reintroducción del Oso Hormiguero en Iberá podría estar cumpliendo con ambos propósitos. Por un lado, está ofreciendo una oportunidad de retorno a su ambiente natural a decenas de ejemplares de la especie que han quedado huérfanos, han sufrido heridas o traumatismos, o que permanecían en zoológicos y centros de rescate de fauna. A falta de tener una medida de comparación con otras poblaciones de hormigueros gigantes silvestres, estos ejemplares "rescatados" parecen adaptarse adecuadamente a su nuevo ambiente silvestre, reproduciéndose y en varios casos logrando sobrevivir en su ambiente natural por varios años.

Más allá del bienestar animal, la población reintroducida en Socorro muestra valores demográficos que apuntan a que podría llegar a crecer y mantenerse por sí sola sin requerir la suplementación regular de más ejemplares. En el caso de San Alonso estos valores son todavía más positivos aunque harán falta más años de monitoreo para poder estimar su viabilidad a largo plazo. En la actualidad las liberaciones continúan en esa población. Con la información demográfica acumulada se podrán generar modelos predictivos que pongan a prueba la supervivencia a largo plazo de ambas poblaciones. Posiblemente después de otros cinco años de liberaciones y seguimiento poblacional intensivo podremos saber si el proyecto está cumpliendo su meta explícita de "establecer una población de osos hormigueros gigantes que sea viable y autosostenible a largo plazo en su ambiente natural".

AGRADECIMIENTOS

El Proyecto Oso Hormiguero en Iberá es una iniciativa conjunta del Gobierno de Corrientes y The Conservation Land Trust. La beca de doctorado de Yamil Di Blanco fue financiada por CONICET. Los autores agradecemos al Gobierno de Corrientes y a la Dirección Nacional de Fauna Silvestre de Argentina por su apoyo a este trabajo. A los Gobiernos de las provincias de Santiago del Estero, Chaco, Formosa, Jujuy y Salta, a las instituciones donantes de animales (Horco Molle y Zoo Florencio Varela) y a las decenas

de particulares que donaron ejemplares. A Pascual Pérez, Sebastián Cirignoli, Marcela Orozco, Javier Fernández, Guichi, Pablo Díaz y el resto del personal de CLT, quienes apoyaron en muchos aspectos todo el trabajo. A los numerosos asistentes de campo: Contanza Pasián, Chele Martínez, Gigie Welter, Valeria Androsiuk, Talía Zamboni, Viviana Tartarini, Imanol Cabaña, Clara Díaz, Lorena Coelho, Manolo Córdón, Natalia Silva, María Angeles Párraga Aguado, Pau Sanz, Rosanne Blijleven y Diana Friedrich. Flávio Rodrigues, Guilherme de Miranda Mourão, Flávia Miranda, Mariella Superina, Fernanda Braga, Mario Di Bitetti, Juan Jiménez, Marcela Uhart, Susana Merani y Guillermo Pérez Jimeno ofrecieron consejo y experiencia fundamental en las fases iniciales del proyecto. Wanderley de Moraes aportó su experiencia para mejorar aspectos del funcionamiento del centro de rescate de osos hormigueros. Gabriel Zunino y Martín Kowalesky ofrecieron el apoyo del personal y las instalaciones de la Estación Biológica Corrientes del CONICET. Douglas y Kris Tompkins apoyaron todo el proceso desde la dirección de CLT. Cristian Schneider realizó los mapas del artículo.

REFERENCIAS

- Aguiar, J. M. 2004. The 2004 edentate species assessment workshop. *Edentata* 6: 1–18.
- Camilo Alves, C. S. P. 2003. Adaptações dos tamanduás-bandeira à variação da temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, MS. Tesis de Maestría, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil. 246 pp.
- Chébez, J. C. & S. Cirignoli. 2008. Yurumí. Pp. 31–40 in: *Los que se van*. Tomo 3 (J. C. Chébez, ed.). Albatros, Buenos Aires.
- CLT – The Conservation Land Trust. 2012a. Parque Iberá/Rincón del Socorro. <http://proyectoibera.org/parqueibera_reservas_02.htm>. Consultada 1 de diciembre de 2014.
- CLT – The Conservation Land Trust. 2012b. Parque San Alonso. <http://www.proyectoibera.org/parqueibera_reservas_04.htm>. Consultada 1 de diciembre de 2014.
- Deem, S. L. & C.V. Fiorello. 2002. Capture and immobilization of free-ranging edentates. P. Doc. No. B0135.1202 in: *Zoological restraint and anesthesia* (D. Heard, ed.). International Veterinary Information Service, Ithaca, New York. <<http://www.ivis.org>>. Consultada 12 de diciembre de 2007.
- Di Blanco, Y. E., I. Jiménez Pérez & M. S. Di Bitetti. 2015. Habitat selection in reintroduced giant anteaters: the critical role of conservation areas. *Journal of Mammalogy* 96: 1024–1035.
- Di Blanco, Y. E., I. Jiménez Pérez, P. Díaz & K. Spørring. 2012. Cinco años de radiomarcaje de

- osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*): mejoras implementadas y lecciones aprendidas. *Edentata* 13: 49–55.
- Drews, C. 2002. Rescate de fauna en el Neotrópico. Iniciativas y perspectivas. Editorial Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 524 pp.
- Drumond, M. A. 1992. Padrões de forrageamento do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional da Serra da Canastra: dieta, comportamento alimentar e efeito de queimadas. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias Biológicas, Belo Horizonte, Brasil. 95 pp.
- Frankham, R., J. D. Ballou, M. D. Eldridge, R. C. Lacy, K. Ralls, M. R. Dudash & C. B. Fenster. 2011. Predicting the probability of outbreeding depression. *Conservation Biology* 25: 465–475.
- Heinonen, S. (ed.). 2007. Esteros del Iberá: Importancia de su conservación. The Conservation Land Trust, Buenos Aires. 60 pp.
- IUCN. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultada 1 de diciembre de 2014.
- IUCN/SSC. 1995. Guías para reintroducciones. Preparadas por el Grupo Especialista en Reintroducción de la Comisión de Supervivencia de Especies. <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/SSCwebsite/Policy_statements/Guidelines_for_re_introduction_Sp.pdf>. Consultada 1 de diciembre de 2014.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland. 57 pp.
- Jiménez Pérez, I. 2006. Plan de recuperación del oso hormiguero gigante en los Esteros de Iberá, Corrientes (2006-2010). <http://www.proyectoibera.org/download/sohormiguero/plan_de_recuperacion.pdf>. Consultada 1 de diciembre de 2014.
- Jule, K. R., L. A. Leaver & S. E. G. Lea. 2008. The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: a review and analysis. *Biological Conservation* 141: 355–363.
- Massoia, E., J. C. Chébez & A. Bosso. 2006. Los mamíferos silvestres de la Provincia de Misiones, Argentina. Edición de los autores, Buenos Aires, Argentina. 512 pp.
- McCarthy, M. A., D. P. Armstrong & M. C. Runge. 2011. Adaptive management of reintroduction. Pp. 262–263 in: *Reintroduction biology: integrating science and management* (J. G. Ewen, D. P. Armstrong, K. A. Parker & P. J. Seddon, eds.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Medri, I., G. Mourão & A. Y. Harada. 2003. Dieta do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. *Edentata* 5: 29–34.
- Montgomery, G. G. 1985. Movements, foraging and food habits of the four extant species of Neotropical vermilinguas (Mammalia: Myrmecophagidae). Pp. 219–232 in: *The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas* (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Neiff, J. & A. Poi de Neiff. 2006. Situación ambiental en la ecorregión Iberá. Pp. 177–184 en: *La situación ambiental argentina 2005* (A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi & J. Corcuera, eds.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Nowak, R. M. 1999. Walker's mammals of the world. 6th edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 2015 pp.
- Parera, A. (ed.). 2004. Fauna de Iberá: composición, estado de conservación y propuestas de manejo. Informe técnico sin publicar. Fundación Biodiversidad Argentina, Buenos Aires. 101 pp.
- Pérez Jimeno, G. & L. Llarín Amaya. 2007. Contribución al conocimiento de la distribución del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en Argentina. *Edentata* 8: 1–5.
- Redford, K. H. 1985. Feeding and food preference in captive and wild giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Journal of Zoology, London* 205: 559–572.
- Redford, K. H. & J. F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics, Volume 2. The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. The University of Chicago Press, Chicago and London. 460 pp.
- Rodrigues, F. H. G., I. M. Medri, G. H. B. de Miranda, C. Camilo-Alves & G. Mourão. 2008. Anteater behavior and ecology. Pp. 257–268 in: *The biology of the Xenarthra* (S. F. Vizcaíno & W. J. Loughry, eds.). University Press of Florida, Gainesville.
- Samuel, M. D. & M. R. Fuller. 1994. Wildlife radiotelemetry. Pp. 370–418 in: *Research and management techniques for wildlife and habitats* (T. A. Bookhout, ed.). The Wildlife Society, Bethesda.
- Scribner, K. T., G. K. Meffe & M. J. Groom. 2006. Conservation genetics: the use and importance of genetic information. Pp. 375–415 in: *Principles of conservation biology* (M. J. Groom, G. K. Meffe, C. R. Carroll & contributors, eds.). Sinauer, Sunderland.

- Seddon, P. J., D. P. Armstrong & R. F. Maloney. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology* 21: 303–312.
- Shaw, J. H., J. Machado-Neto & T. J. Carter. 1987. Behavior of free-living giant ant-eaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19: 255–259.
- Silveira, L., F. H. G. Rodrigues, A. T. de Almeida Jácomo & J. A. F. Diniz Filho. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx* 33: 108–114.
- Snyder, N. F. R., S. R. Derrickson, S. R. Beissinger, J. W. Wiley, T. B. Smith, W. D. Toone & B. Miller. 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* 10: 338–348.
- Soorae, P. S. 2008. Global re-introduction perspectives: re-introduction case-studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE. 24 pp.
- Superina M., A. M. Abba & S. F. Vizcaíno. 2012. Orden Pilosa. Pp. 59–60 in: Libro Rojo de los mamíferos amenazados de la Argentina (R. A. Ojeda, V. Chillo & G. B. Díaz Isenrath, eds.). SAREM, Argentina.
- White, G. & R. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, New York. 255 pp.

Recibido: 27 de diciembre de 2014; Aceptado: 30 de agosto de 2015



Distribución del Magnaorden Xenarthra en Uruguay en base a registros bibliográficos y de colecciones

ANA AMENEIROS^A, MARÍA ARISTIMUÑO^{B,1}, FLORENCIA ARTECONA^C, CLEMENTINA CALVO^D, ERNESTO ELGUE^E, ENRIQUE M. GONZÁLEZ^F, DANIEL HERNÁNDEZ^G Y JOSÉ MAUTONE^{H*}

^A Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Iguá 4225, Montevideo, Uruguay. E-mail: anaameneiros@gmail.com

^B Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, Departamento de Biodiversidad y Genética, Av. Italia 3318, Montevideo, Uruguay. E-mail: piaristi@gmail.com

^C Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Evolución, Iguá 4225, Montevideo, Uruguay. E-mail: fartebra@gmail.com

^D Universidad de la República, Centro Universitario de la Región Este, Grupo de Investigación en Ecología Básica y Aplicada, Tacuarembó entre Av. Artigas y Aparicio Saravia, Maldonado, Uruguay. E-mail: clemen.calvo@gmail.com

^E Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Laboratorio de Sistemática e Historia Natural de Vertebrados, IECA, Iguá 4225, Montevideo, Uruguay. E-mail: ernestoelgue@gmail.com

^F Museo Nacional de Historia Natural, Sección Mamíferos, 25 de mayo 582, Montevideo, Uruguay. E-mail: emgonzalezuy@gmail.com

^G Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Evolución, Iguá 4225, Montevideo, Uruguay. E-mail: gallegodez@gmail.com

^H Museo Nacional de Historia Natural, Área Biodiversidad y Conservación, 25 de mayo 582, Montevideo, Uruguay. E-mail: mautone.j@gmail.com

¹ Autor para correspondencia

* Los autores están ordenados alfabéticamente

Resumen En Uruguay se encuentran presentes actualmente cinco especies de xenarthros. Se relevó la información existente acerca de sus localidades de registro en colecciones científicas nacionales y en bibliografía. Se dividieron los datos en completos e incompletos en función de la posibilidad de datarlos y georreferenciarlos. Se encontraron 172 registros, de los cuales el 63% correspondió a la especie *Dasyurus hybridus*. Se halló un alto porcentaje de registros incompletos (39% del total) que constituyeron una gran pérdida de información. Existe una distribución homogénea en el territorio nacional del total de los registros durante el período histórico, mientras que en el período actual se encuentran distribuidos principalmente al sureste del país. Las zonas donde se registran más especies no coinciden con las áreas protegidas del país.

Palabras clave: armadillos, colecciones, geonemia, tamandúa, Uruguay

Magnorder Xenarthra in Uruguay: distribution of records

Abstract There are five species of xenarthrans currently present in Uruguay. Existing information about their records in national scientific collections and literature was reviewed. The data were divided into complete and incomplete records, according to whether it was possible to date and geo-reference them. A total of 172 records was found, 63% of which were from the species *Dasyurus hybridus*. A high percentage of incomplete records (39% of the total) was found, representing a great loss of information. There is a homogeneous distribution of records in the national territory during the historical period, while in the current period records are distributed mainly in the southeastern part of the country. The areas where more species have been recorded do not match the country's protected areas.

Keywords: armadillos, collections, geonemia, tamandua, Uruguay

INTRODUCCIÓN

El Magnaorden Xenarthra está compuesto actualmente por cinco familias y comprende especies de muy diversas morfologías (Feldhamer *et al.*, 2007), constituyendo el único superorden de mamíferos vivientes originario de América del Sur (Abba *et al.*, 2012; Vizcaíno & Bargo, 2014). Actualmente, se consideran presentes en Uruguay cinco especies de este grupo: mulita (*Dasyopus hybridus*), tatú (*D. novemcinctus*), peludo (*Euphractus sexcinctus*), tatú de rabo molle (*Cabassous tatouay*) y tamandúa (*Tamandua tetradactyla*; González & Martínez-Lanfranco, 2010). Respecto al oso hormiguero grande (*Myrmecophaga tridactyla*), existen registros históricos y se conservan además restos óseos asociados a sitios arqueológicos (Mones & Ximénez, 1980), pero la especie se considera actualmente extinta en el país (González & Martínez-Lanfranco, 2010). Tres de las especies mencionadas anteriormente son consideradas comunes y se asume su presencia en la mayor parte del territorio (*D. hybridus*, *D. novemcinctus* y *E. sexcinctus*), mientras que las otras dos (*C. tatouay* y *T. tetradactyla*) son consideradas raras y su distribución en el país es restringida (Fallabrino & Castiñeira, 2006; González & Martínez-Lanfranco, 2010). De acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), todas las especies antes mencionadas se categorizan a nivel regional como de "Preocupación Menor" (LC), excepto *D. hybridus* que se encuentra en la categoría "Casi Amenazado" (IUCN, 2015). En Uruguay, no está permitida la caza de ninguna de estas especies (Ley N° 9.481; Decreto 164/996). A pesar de esto, la mulita y el tatú se identifican como especies de consumo asiduo en la población, mientras que el peludo y el tatú de rabo molle son consideradas especies de consumo ocasional (González & Martínez-Lanfranco, 2010).

Conocer la distribución de las especies y su estado de conservación es imprescindible para la elaboración de planes de manejo (Soutullo *et al.*, 2013). Todos los xenartros presentes en Uruguay, con excepción de *E. sexcinctus*, son considerados prioritarios para la conservación (Soutullo *et al.*, 2013). A pesar de esto, existen pocos trabajos sobre la biología, abundancia o distribución del grupo en el país (Ximénez & Achaval, 1966; Ximénez, 1972; González *et al.*, 2001; Fallabrino & Castiñeira, 2006; Coitiño *et al.*, 2013; Soutullo *et al.*, 2013) por lo que la información disponible acerca de las especies es escasa.

En el presente trabajo se realiza un análisis de la distribución temporal y geográfica (histórica y actual) de los registros disponibles en bibliografía y colecciones para las especies de xenartros que persisten en el territorio uruguayo. Se apunta a reconocer patrones espaciales en dichos registros que ayuden a identificar sesgos, vacíos de información y zonas de alto valor para la realización de muestreos o la adopción de medidas de conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio abarcó la totalidad del territorio continental uruguayo, cuya superficie es de 176.215 km². El país se localiza entre 30° y 35°S y 53° y 58°W. Su territorio se considera tradicionalmente incluido en la provincia fitogeográfica Pampeana (Cabrera & Willink, 1973), que se caracteriza por la dominancia de praderas subtropicales y topografía levemente ondulada (Evia & Gudynas, 2000). La información recabada proviene de dos fuentes: i) especímenes depositados en las dos principales colecciones de mamíferos existentes en el país: Museo Nacional de Historia Natural (MNHN) y Facultad de Ciencias – Universidad de la República (ZVCM) y ii) revisión bibliográfica. Para cada registro se tomó fecha y localidad. Los registros de colecciones fueron divididos en dos categorías, aquellos que fueron posibles de datar y georreferenciar (completos), y aquellos que carecían de fecha y/o localidad de colecta, o no contaban con suficiente precisión para ser georreferenciados (incompletos). Los datos que contaban con fecha de colecta se dividieron en dos períodos siguiendo el criterio de Abba & Vizcaíno (2011): histórico (1905–1983) y actual (1984–2013), para posteriormente efectuar comparaciones en relación al número y ubicación geográfica de los registros entre ambos períodos. La información fue digitalizada y las localidades georreferenciadas mediante Google Earth (Versión 7.1.2.2041; Google Inc., USA). A través del software libre Quantum GIS versión 2.6.0 (QGIS Development Team, 2014) fue generado un mapa de distribución para cada especie. El área de estudio se dividió en cuadrículas de 1,0° × 1,0° y se analizó la distribución y abundancia de registros para el territorio, identificándose vacíos de información y coincidencias con las áreas protegidas nacionales actualmente ingresadas al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP).

RESULTADOS

Se encontraron 172 registros entre colecciones científicas y bibliografía para las especies analizadas (**Tabla 1**), de los cuales el 63% correspondió a la especie *D. hybridus*. El 61% de los datos de colecciones científicas contó con la información necesaria para considerarlos registros completos. Por otro lado, de los 56 registros incompletos, el dato faltante en mayor proporción fue la fecha de colecta (91%). La totalidad de los registros bibliográficos contó con fecha y localidad.

Para *D. hybridus* se encontró una amplia distribución de registros en el país, siendo Montevideo el único departamento donde no se ha documentado la presencia de esta especie (**Fig. 1A**). *Dasyopus novemcinctus* contó con 18 registros, la mayoría de ellos correspondientes al período 1905–1983 (**Fig. 1B**). Los registros actuales para esta especie se ubicaron únicamente en el sureste del país. La mayoría de los registros de *E. sexcinctus* se encontró en el sur del país,

mientras que todos los ubicados en el norte fueron previos a 1984 (FIG. 1C). Para *C. tatouay*, todos los registros se ubicaron al este del territorio (FIG. 1D). En el período histórico se contó con un único dato de

dicha especie. Sin embargo, no pudo ser georreferenciado debido a la falta de precisión en la localidad de colecta. Por último, *T. tetradactyla* fue la especie con menor número de registros, ubicándose uno de ellos

TABLA 1. Datos obtenidos a partir de la revisión de colecciones científicas y bibliografía para las cinco especies de xenartros presentes en Uruguay.

Especie	N° total de registros	Período		Tipo			
		1905-1983	1984-2014	Georreferenciables		Incompletos	
				Completos	Bibliografía	S/fecha	S/localidad
<i>Dasyopus hybridus</i>	109	47	19	58	4	43	4
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	18	13	3	13	3	2	0
<i>Euphractus sexcinctus</i>	28	17	11	27	1	0	0
<i>Cabassous tatouay</i>	10	1	8	4	1	1	4
<i>Tamandua tetradactyla</i>	7	1	4	3	2	2	0
Totales	172	79	45	105	11	48	8

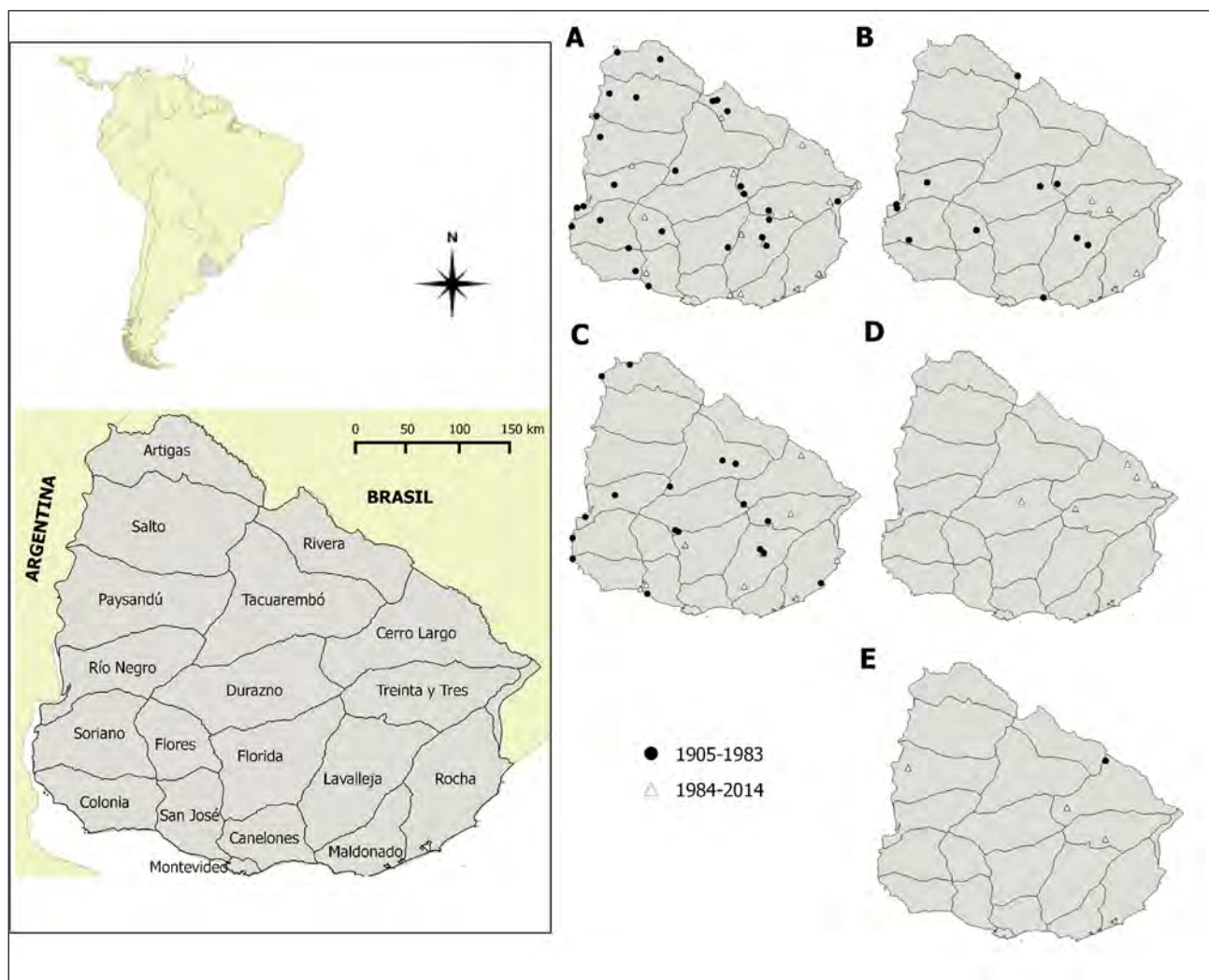


FIGURA 1. Distribución de los registros de las cinco especies de xenartros presentes en Uruguay. Se representan con círculos negros los registros entre los años 1905-1983 y triángulos blancos entre los años 1984-2014, para (A) *Dasyopus hybridus*, (B) *D. novemcinctus*, (C) *Euphractus sexcinctus*, (D) *Cabassous tatouay*, (E) *Tamandua tetradactyla*.

en el litoral oeste y los restantes al este del territorio. También en este caso se contó con un único registro para el período histórico (FIG. 1E).

En cuanto a la división de los datos por períodos temporales, se contó con dos registros de *D. hybridus* para el año 1905 (que constituyen los más antiguos en colecciones nacionales para este grupo de mamíferos), mientras que todos los demás fueron posteriores al año 1944. Esto posibilita la comparación entre ambos períodos de tiempo, ya que descontando estos registros del año 1905, los períodos abarcan intervalos de tiempo similares. Los registros de xenartros en el período histórico se distribuyen por casi todo el país (FIG. 2A), y corresponden al 64% del total de datos analizados. Los cuadrantes con más especies registradas se encuentran al suroeste y centro-este del país, contando con tres especies representadas, mientras que la mayor parte del territorio cuenta con registros de una o dos especies. El número de registros del período actual se reduce respecto al período histórico, distribuyéndose principalmente al este del país. Para este período se encontró mayor proporción del territorio sin registros. Sin embargo, en un cuadrante se registraron las cinco especies (FIG. 2B).

Considerando el total de registros completos para el período histórico, se observa que existen datos para 46 localidades distribuidas en 17 departamentos, no existiendo registros para los departamentos de Maldonado y Montevideo. Por otro lado, en el período actual se cuenta con 31 localidades con registros distribuidas en 13 departamentos (no hubo registros para los departamentos de Artigas, Salto, Río Negro, Soriano, Tacuarembó y Montevideo). En total, se encontraron 76 localidades de muestreo ubicadas en 18 departamentos. Únicamente la localidad “Arroyo del

Cordobés”, ubicada entre Cerro Largo y Durazno, se repitió en ambos períodos temporales.

DISCUSIÓN

A pesar de que representan una pequeña fracción de la biodiversidad, los mamíferos están entre los grupos más considerados al momento de generar planes de manejo de ambientes o designar áreas destinadas a la conservación, dado que muchas especies pueden actuar como “especies paraguas”, es decir, su protección implica el mantenimiento de hábitats que son sustento para muchas otras especies (Francis *et al.*, 2010).

Si se consideran de manera individual, se observa gran disparidad en la frecuencia de los registros de las cinco especies analizadas. Esto podría estar reflejando diferencias en la abundancia de las mismas en el territorio. Para las especies *C. tatouay* y *T. tetradactyla* los registros se limitan casi exclusivamente al período actual. La escasez de registros documentados en Uruguay para estas especies podría ser explicada por el bajo número de investigaciones, por sus hábitos nocturnos y comportamiento elusivo y por el hecho de que probablemente presentan bajas densidades poblacionales (Coitiño *et al.*, 2013). Para las otras tres especies, particularmente *D. novemcinctus*, es destacable el bajo número de registros, principalmente para el período actual, teniendo en cuenta que son especies consideradas comunes, de amplia distribución en el país y relativamente abundantes (González & Martínez-Lanfranco, 2010). Esto podría estar reflejando una declinación poblacional debido a conflictos con actividades humanas (Ceballos & Ehrlich, 2002). También podría deberse a la escasez

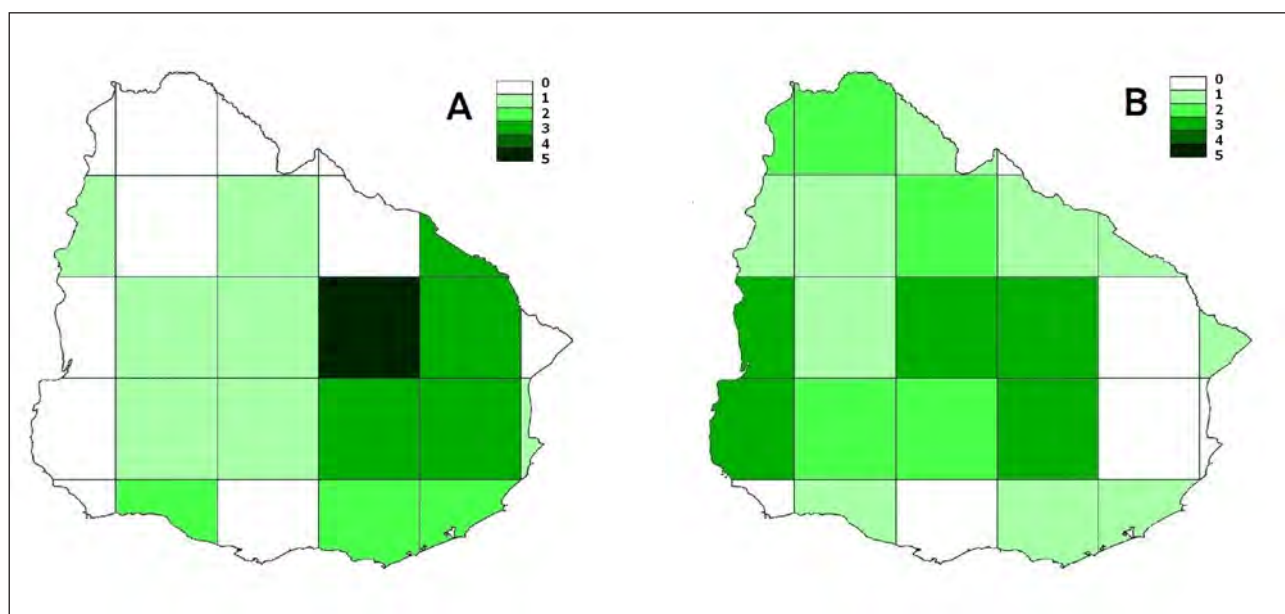


FIGURA 2. Número de especies de xenartros registradas en Uruguay por cuadrantes de 1,0° x 1,0° para los períodos (A) 1905-1983, (B) 1984-2013.

de trabajos referentes a este grupo, y a que por ser consideradas especies comunes, los investigadores no suponen necesaria la colecta o divulgación de sus registros (Guralnick & Van Cleve, 2005).

Se encontró un alto nivel de cobertura del territorio para el total de los registros de xenartros, lo que facilita el uso potencial de estos datos para estudios a nivel local. Existe una distribución homogénea en el territorio del total de los registros durante el período histórico, mientras que en el período actual se encuentran distribuidos principalmente en el sureste del país, donde se identifican áreas con mayor diversidad de especies. Dichas áreas podrían resultar de interés para investigación y conservación. Por otro lado, esta distribución podría deberse a sesgos en el esfuerzo de muestreo y reflejar su heterogeneidad temporal y espacial. La distribución del esfuerzo de muestreo de un grupo constituye un aspecto fundamental a tener en cuenta, ya que conocerlo permite identificar vacíos de información y establecer prioridades para la prospección y colecta (Brazeiro *et al.*, 2008; Canavero *et al.*, 2010).

Solamente una localidad de colecta se repite entre los períodos de tiempo analizados, siendo esta localidad "Arroyo del Cordobés" frontera entre los departamentos de Durazno y Cerro Largo. Este último departamento es el que cuenta con mayor número y diversidad de registros (siendo igualado por Río Negro en el período histórico), siendo además destacado por González *et al.* (2013) como uno de los departamentos con mayor riqueza de mamíferos del país.

Las zonas con mayor representatividad de especies relevadas no coinciden con las áreas protegidas ingresadas en el SNAP, por lo cual éstas no estarían contribuyendo en forma óptima a la protección de este grupo de mamíferos. Por otro lado, el cuadrante donde se encontraron representadas las cinco especies coincide con un área de alta diversidad de mamíferos amenazados (González *et al.*, 2013). Esto sugiere que sería pertinente analizar la viabilidad del desarrollo de áreas protegidas en la zona que permitan la protección de poblaciones de estas especies.

Al analizar la temporalidad de los registros, se observa que ha existido un desplazamiento en las localidades de colecta hacia el este. En el período actual los departamentos menos relevados se encuentran al oeste y centro del territorio. El centro del país en general representa una zona subrelevada desde el punto de vista mastozoológico (González *et al.*, 2013). Existen otras zonas que combinan bajo esfuerzo de colecta con la posibilidad de registro de especies nuevas o raras para el país, como sectores de los departamentos de Artigas, Rivera, Tacuarembó, Cerro Largo y Treinta y Tres. Estas regiones, además de presentar la diversidad conocida y potencial más elevada de mamíferos dentro del territorio (Brazeiro *et al.*, 2008),

han sido las menos relevadas en forma sistemática (Soutullo *et al.*, 2013).

Las colecciones científicas constituyen una importante fuente de información para documentar la presencia y distribución de las especies, y por tanto representan herramientas fundamentales para la investigación en materia de biodiversidad y conservación (Patterson, 2002). En las últimas décadas ha existido un gran aumento en el número de publicaciones que utilizan las colecciones científicas para estudios con enfoques ecológicos y ambientales, como la selección de áreas de conservación, impactos del cambio climático y declive en el número de especies (Pyke & Ehrlich, 2010). La conservación de especímenes en colecciones permanentes maximiza el beneficio que puede obtenerse de los mismos y asegura el acceso a información valiosa para futuras investigaciones (Sikes & Gannon, 2011). De la misma forma aporta un componente histórico a las observaciones contemporáneas (Berendsohn & Seltsmann, 2010). Los resultados de este trabajo aportan a la comprensión del rol fundamental de las colecciones para la generación de conocimiento acerca de las especies y su biología, así como para una aproximación científica a su conservación y uso sustentable (González & Martínez-Lanfranco, 2010). Los datos de colecciones resultan particularmente importantes para especies como algunos xenartros que por sus hábitos y densidades son difíciles de observar y poseen escasos registros. Para dichas especies, la recolección de restos de esqueletos o caparazones y el registro documentado de otros signos de presencia se convierten en herramientas importantes para su estudio, dado que complementan la información que proveen los especímenes completos conservados en colecciones (Bauni *et al.*, 2013).

Se observa que ha existido una reducción en el número de colectas en los últimos treinta años. Es probable que esta disminución responda a un cambio en la metodología de obtención de información, ya que en los últimos tiempos se ha dado prioridad a las metodologías que no requieren la captura o muerte del animal. Estas metodologías proveen de información biológica valiosa, minimizando el impacto humano en el proceso de obtención de los datos (González & Duarte, 2007).

A pesar del incremento en el interés por los datos alojados en la colecciones de historia natural, aún existen obstáculos considerables en el uso de herramientas como Sistemas de Información Geográfica (SIGs), ya que en muchas ocasiones las localidades de colecta no son georreferenciables o en algunos casos no están siquiera disponibles. En esta revisión, se encontró un alto porcentaje de registros incompletos (39% del total), siendo en su mayoría datos carentes de fecha. Los datos contenidos en estos registros, al no poder ser incluidos en el análisis, constituyeron una gran pérdida de información. El registro preciso de la localidad y la fecha de colecta es de gran importancia,

ya que constituye el nexo entre el espécimen y su contexto natural, lo que es fundamental para estudios de enfoque cuantitativo o espacial (Wieczorek *et al.*, 2004).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) por el apoyo financiero y a Hugo Coitiño por su colaboración.

REFERENCIAS

- Abba, A. M., M. F. Tognelli, V. P. Seitz, J. B. Bender & S. F. Vizcaíno. 2012. Distribution of extant xenarthrans (Mammalia: Xenarthra) in Argentina using species distribution models. *Mammalia* 76: 123–136.
- Abba, A. M. & S. F. Vizcaíno. 2011. Distribución de los armadillos (Xenarthra: Dasypodidae) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 18: 185–206.
- Bauni, V., V. Capmourteres, M. A. Homberg & G. A. Zuleta. 2013. Distribution and status of the extant xenarthrans (Mammalia: Xenarthra) in the southern cone mesopotamian savanna, Argentina. *Edentata* 14: 35–50.
- Berendsohn, W. G. & P. Seltmann. 2010. Using geographical and taxonomic metadata to set priorities in specimen digitalization. *Biodiversity Informatics* 7: 120–129.
- Brazeiro, A., M. Achkar, A. Canavero, C. Fagúndez, E. González, I. Grela & D. Núñez. 2008. Prioridad geográfica para la conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay. Resumen Ejecutivo Proyecto PDT: 32–26.
- Cabrera, A. L. & A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Serie Biología 13, Secretaría General de la Organización de Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Departamento de Asuntos Científicos, Washington D.C., USA. 120 pp.
- Canavero, A., A. Brazeiro, A. Camargo, I. Da Rosa, R. Maneyro & D. Núñez. 2010. Amphibian diversity of Uruguay: background knowledge, inventory completeness and sampling coverage. *Boletín de la Sociedad de Zoología de Uruguay* 19: 1–19.
- Ceballos, G. & P. R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904–907.
- Coitiño, H. I., F. Montenegro, A. Fallabrino, E. M. González & D. Hernández. 2013. Distribución actual y potencial de *Cabassous tatouay* y *Tamandua tetradactyla* en el límite sur de su distribución: implicancias para su conservación en Uruguay. *Edentata* 14: 23–34.
- Evia, G. & E. Gudynas. 2000. Ecología del paisaje en Uruguay: aportes para la conservación de la diversidad biológica. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Agencia Española de Cooperación Internacional, Sevilla, España. 173 pp.
- Fallabrino, A. & E. Castiñeira. 2006. Situación de los edentados en Uruguay. *Edentata* 7: 1–3.
- Feldhamer, G. A., L. C. Drickamer, S. H. Vessey, J. F. Merritt & C. Krajewski. 2007. *Mammalogy: adaptation, diversity, ecology*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 643 pp.
- Francis, C. M., A. V. Borisenko, N. V. Ivanova, J. L. Eger, B. K. Lim, A. Guillén-Servent, S. V. Kruskop, I. Mackie & P. D. N. Hebert. 2010. The role of DNA barcodes in understanding and conservation of mammal diversity in Southeast Asia. *PLoS ONE* 5: 1–12.
- González, S. & J. M. B. Duarte. 2007. Noninvasive methods for genetic analysis applied to ecological and behavioral studies in Latino-America. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36: 89–92.
- González, E. M., J. A. Martínez-Lanfranco, E. Juri, A. L. Rodales, G. Botto & A. Soutullo. 2013. Mamíferos. Pp. 175–207 in: *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay*. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares (A. Soutullo, C. Clavijo & J. A. Martínez-Lanfranco, eds.). SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC, Montevideo, Uruguay.
- González, E. M. & J. A. Martínez-Lanfranco. 2010. Conservación de los mamíferos en Uruguay. Pp. 355–378 in: *Mamíferos de Uruguay*. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación (E. M. González & J. A. Martínez-Lanfranco, eds). Banda Oriental, MNHN y Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, Uruguay.
- González, E. M., A. Soutullo & C. A. Altuna. 2001. The burrow of *Dasypus hybridus* (Desmarest, 1804) (Cingulata, Dasypodidae). *Acta Theriologica* 46: 53–59.
- Guralnick, R. & J. Van Cleve. 2005. Strengths and weaknesses of museum and national survey datasets for predicting regional species richness: comparative and combined approaches. *Diversity and Distributions* 11: 349–359.
- IUCN. 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultada 21 de julio de 2015.
- Mones, A. & A. Ximénez. 1980. Hallazgo de dos mamíferos extintos del Uruguay. *Revista de*

la Facultad de Humanidades y Ciencias, Serie Ciencias Biológicas 1: 201–206.

- Patterson, B. D. 2002. On the continuing need for scientific collecting of mammals. *Mastozoología Neotropical* 9: 253–262.
- Pyke, G. H. & P. R. Ehrlich. 2010. Biological collections and ecological/environmental research: a review, some observations and a look to the future. *Biological Reviews* 85: 247–266.
- QGIS Development Team. 2014. QGIS Geographic Information System (version 2.6.0-Brighton). Open Source Geospatial Foundation Project. URL: <<http://qgis.osgeo.org>>.
- Sikes, R. S. & W. L. Gannon. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92: 235–253.
- Soutullo, A., C. Clavijo & J. A. Martínez-Lanfranco. 2013. Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC, Montevideo, Uruguay. 222 pp.
- Vizcaíno, S. F. & M. S. Bargo. 2014. Loss of ancient diversity of xenarthrans and the value of protecting extant armadillos, sloths and anteaters. *Edentata* 15: 27–38.
- Wieczorek, J., Q. Guo & R. Hijmans. 2004. The point-radius method for georeferencing locality descriptions and calculating associated uncertainty. *International Journal of Geographical Information Science* 18: 745–767.
- Ximénez, A. 1972. Hallazgo de *Tamandua tetradactyla* (Linne, 1758) en el Uruguay. *Neotrópica* 18: 134–136.
- Ximénez, A. & F. Achaval. 1966. Sobre la presencia en el Uruguay del tatú de rabo molle, *Cabassous tatouay* (Desmarest) (Edentata, Dasypodidae). *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo* 9: 1–5.

Recibido: 8 de junio de 2015; Aceptado: 27 de agosto de 2015

Nuevos registros de *Xenarthra* para el nororiente del Perú, con notas sobre su distribución y conservación

NÉSTOR ALLGAS^{A,C,1}, SAM SHANEE^{A,B}, ALEJANDRO ALARCÓN^{A,C} Y NOGA SHANEE^{A,B}

^A Asociación Neotropical Primate Conservation Perú, 1187 Carretera Fernando Belaunde Terry, La Esperanza, Yambrasbamba, Perú

^B Neotropical Primate Conservation, 23 Portland Road, Manchester M32 0PH, United Kingdom

^C Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Av. Universitaria / Av. Germán Amézaga s/n, Edificio Jorge Basadre, Ciudad Universitaria, Lima, Perú

¹Autor para correspondencia. E-mail: nestor.allgas@gmail.com, nestor@neoprimate.org

Resumen El Perú es uno de los países más biodiversos producto de la variedad de sus ecosistemas, topografía y cambios climáticos sufridos a través de su historia. De las 31 especies vivientes del Superorden *Xenarthra*, 13 ocurren en Perú. Sin embargo, existe poca información sobre sus distribuciones. Entre 2011 y 2014 se realizaron evaluaciones de fauna en 13 localidades en las regiones de Amazonas y San Martín utilizando el método de Inventario Biológico Rápido, considerándose al grupo *Xenarthra* de interés en estas evaluaciones. Se obtuvieron 45 registros con un total de 10 especies de xenarthros identificados, siendo la localidad de Larga Vista, zona de bosque húmedo montano bajo tropical ubicado en la parte central de San Martín, donde se registró la mayor cantidad de especies. *Bradypus variegatus* fue la especie más registrada, mientras que *Dasyopus kappleri* y *Cabassous unicinctus* fueron los menos registrados. *Dasyopus kappleri* se registró en una nueva localidad por encima de su distribución altitudinal conocida. Todas las localidades visitadas presentaron algún grado de disturbio antropogénico producto de las migraciones humanas. Las principales amenazas para este grupo son la deforestación producto de la migración de poblaciones humanas, la caza de armadillos para comercializar su carne y, en menor medida, la caza de hormigueros y perezosos para ser vendidos como mascotas. Resaltamos la necesidad de estudios detallados sobre la distribución de las especies de este grupo, especialmente de sus límites.

Palabras clave: Amazonas, Bradypodidae, Dasypodidae, Myrmecophagidae, San Martín

New localities for *Xenarthra* in northeastern Peru, with notes on their distribution and conservation

Abstract Peru is one of the most biodiverse countries on earth due to its variety of ecosystems, topography, and historical climate changes. Thirteen of the 31 extant species of *Xenarthra* occur in Peru. However, few studies exist on their distribution and ecology. Between 2011 and 2014 we carried out rapid biological inventories in 13 localities in the regions of Amazonas and San Martín to evaluate the distribution and conservation status of *Xenarthra* in the area. We encountered xenarthrans 45 times, representing 10 species. Larga Vista, an area of lower montane humid forest in central San Martín, had the highest diversity of species. *Bradypus variegatus* was the most common species, whereas *Dasyopus kappleri* and *Cabassous unicinctus* were the least common. We present a new locality for *D. kappleri* at a higher altitude than previously recorded. All sites visited showed some level of anthropogenic disturbance. The principal threats to xenarthrans in this area are habitat loss through immigration, and hunting. Armadillos faced the highest hunting pressure for bushmeat, while anteaters and sloths were hunted to a lesser extent to be sold as pets. More detailed studies are needed on the distribution of species of this group to help with their conservation. Studies are especially necessary at the distributional limits of each species, which are poorly understood.

Keywords: Amazonas, Bradypodidae, Dasypodidae, Myrmecophagidae, San Martín

INTRODUCCIÓN

El Perú es uno de los países más biodiversos del mundo, con un estimado de 508 especies de mamíferos y ocupando el tercer puesto en diversidad y endemismos de mamíferos en América Latina (Rodríguez & Young, 2000; Pacheco *et al.*, 2009). Estos altos niveles de biodiversidad son producto de la variedad de sus ecosistemas, topografía y cambios climáticos a través de su historia. Parte de las regiones administrativas de San Martín y Amazonas se encuentran dentro de los Andes Tropicales, la ecorregión más biodiversa del mundo (Myers *et al.*, 2000; Myers, 2003). Estas regiones presentan un amplio rango altitudinal que va desde los bosques de la llanura amazónica, ~200 msnm (metros sobre el nivel del mar), hasta los 4.500 msnm aproximadamente.

En Perú, los xenartros están ampliamente distribuidos entre la Amazonía, los bosques nublados del oriente de los Andes y la costa norte. De las 31 especies existentes, 13 se registran en el Perú (Gardner, 2005; Pacheco *et al.*, 2009; Abba & Superina, 2010; Superina *et al.*, 2010a, b), incluyendo al endémico armadillo peludo (*Dasypus pilosus* = *Cryptophractus pilosus*, *sensu* Castro *et al.*, 2015). El 36% de estas especies se encuentra bajo alguna categoría de amenaza (IUCN, 2014; **TABLA 1**). Sin embargo, no existe información detallada sobre su distribución, ecología o estado de conservación en el país. Según la UICN, de las especies registradas en Perú, tres (*Chaetophractus nationi*, *Myrmecophaga tridactyla* y *Priodontes maximus*) están consideradas en estado Vulnerable (VU), en tanto que *Cr. pilosus* está categorizado como una especie con Datos Insuficientes (DD; IUCN, 2014; **TABLA 1**). Las principales amenazas para las poblaciones de este grupo son la caza, tráfico ilegal, deforestación y fragmentación de sus hábitats naturales (Abba & Superina, 2010; Superina *et al.*, 2010a, b). Todas estas amenazas se evidencian en las regiones

de Amazonas y San Martín, las cuales presentan las más altas tasas de deforestación en el país (Ellegren, 2005; Llactayo *et al.*, 2013a, b). Adicionalmente, estudios previos reportan el tráfico ilegal de varias especies de xenartros en el nororiente del Perú para su uso como mascotas, carne de monte y/o en rituales espirituales (Shanee, 2012b).

El objetivo del presente estudio fue actualizar las distribuciones e identificar nuevas localidades para los xenartros del nororiente del Perú (Amazonas y San Martín) y evaluar las principales amenazas de este grupo en la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre 2011 y 2014 se realizaron evaluaciones de fauna silvestre en 13 localidades en las regiones de San Martín y Amazonas, Perú (**TABLA 2, FIG. 1**), las cuales fueron propuestas por asociaciones civiles como Concesiones para la Conservación en tierras libres que pertenecen al Estado Peruano; por personas naturales o comunidades campesinas como Áreas de Conservación Privada, las cuales tenían títulos de propiedad debidamente registradas ante el Estado Peruano; o como ARCA (Áreas Ronderiles de Conservación Ambiental). Este último es un modelo complementario de conservación en donde las comunidades organizadas en rondas campesinas para la autodefensa toman la responsabilidad de cuidar y defender áreas boscosas cercanas a sus comunidades contra el tráfico de tierras y la extracción ilegal de recursos naturales. Cada uno de ellos cuenta con asesoramiento y apoyo de los autores del presente estudio a través del programa de conservación comunitaria que llevamos a cabo durante los últimos ocho años. Estas áreas se encuentran en los bosques montanos húmedos, bosques de llanura y/o en zonas de bosques secos de los valles de los Ríos Marañón y Huallaga.

TABLA 1. Categorías de conservación para las especies registradas según la UICN y la Ley Peruana.

Orden	Familia	Especie	Categoría de amenaza	
			UICN	DS.004-2014 MINAGRI
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	LC	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus kappleri</i>	LC	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous unicinctus</i>	LC	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cryptophractus pilosus</i>	DD	VU
Cingulata	Dasypodidae	<i>Priodontes maximus</i>	VU	VU
Pilosa	Bradypodidae	<i>Bradypus variegatus</i>	LC	
Pilosa	Megalonychidae	<i>Choloepus didactylus</i>	LC	
Pilosa	Cyclopedidae	<i>Cyclopes didactylus</i>	LC	
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	VU	VU
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	LC	

Para la detección de los xenartros se utilizó el método de censo por transecto lineal (Burnham *et al.*, 1980), el cual ha sido utilizado anteriormente en evaluaciones de este grupo (Acevedo *et al.*, 2011). La metodología consistió en recorrer caminos existentes y transectos abiertos específicamente para este estudio,

a una velocidad promedio de 1 km/h, registrando las especies por observación directa e indirecta (huellas, heces, madrigueras, pelos y/o cerdas). Se realizaron paradas cada 100 m con la finalidad de percibir cualquier indicio de la presencia de las especies, además de registrarse detecciones de las especies *ad libitum*.

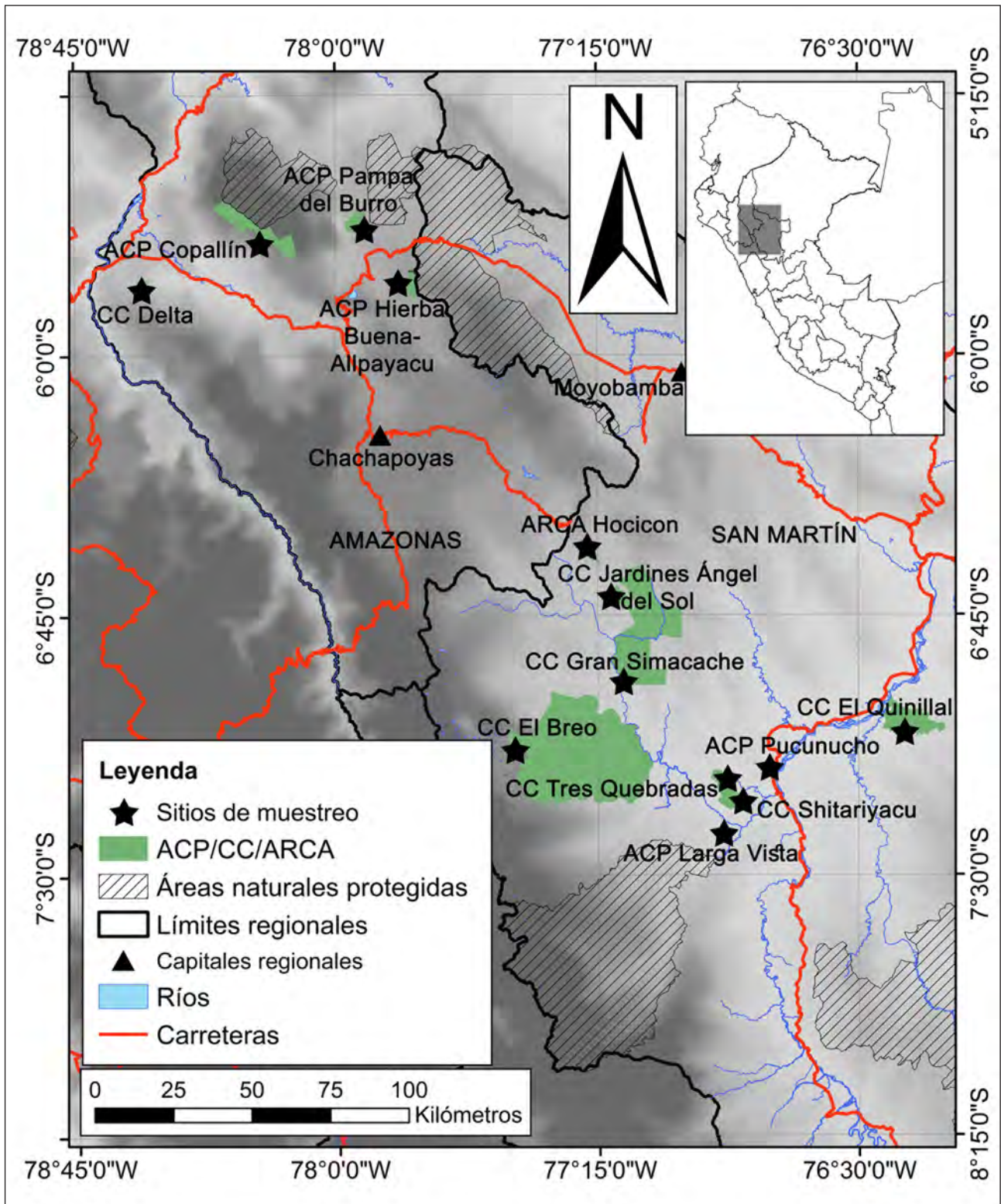


FIGURA 1. Mapa de sitios de muestreo. El área sombreada representa el Modelo de Elevación Digital (DEM); mientras más oscuro, mayor altitud (Fuente: <<http://srtm.usgs.gov/>>). ACP = Área de Conservación Privada; ARCA = Área Ronderil de Conservación Ambiental; CC = Concesión para Conservación.

TABLA 2. Localidades de evaluación del grupo *Xenarthra* en el nororiente del Perú.

Localidad	Coordenadas	Altitud (msnm)	Esfuerzo de muestreo	Tipos de hábitat ZEE Amazonas y San Martín (Aquino & Encarnación 2007a, b)*	Nivel de alteración antropogénica
Pucunucho	07°13'46"S, 76°45'22"W	300–400	8 días	Bosque húmedo montano bajo tropical	Moderadamente fragmentado, sin presión de caza
Quinillal	07°03'30"S, 76°20'59"W	280–600	4 días	Bosque seco del Huallaga	Moderadamente fragmentado y fuerte presión de caza
Delta	05°47'57"S, 78°34'16"W	600–800	11 días	Bosque seco del Marañón	Moderadamente fragmentado y moderada presión de caza
Bagazán	07°14'20"S, 76°53'25"W	500–1.200	9 días	Bosque húmedo estacional de tierras bajas	Alteración baja y poca presión de caza
Ricardo Palma	07°17'49"S, 76°51'58"W	500–1.100	9 días	Bosque húmedo estacional de tierras bajas	Alteración baja y poca presión de caza
Simacache	07°02'39"S, 77°11'59"W	200–500	10 días	Bosque húmedo estacional de tierras bajas	Alteración baja y moderada presión de caza
Primavera	06°42'28"S, 77°13'29"W	950–1.400	11 días	Bosque premontano nublado	Alteración moderada y fuerte presión de caza
Hocicón	06°35'08"S, 77°15'31"W	1.600–1.800	5 días	Bosque premontano nublado	Alteración moderada y fuerte presión de caza
Yambrasbamba	05°39'56"S, 77°54'36"W	1.700–2.300	Investigación continua	Bosque montano nublado	Altamente fragmentado y poca presión de caza
Copallín	05°38'30"S, 78°15'03"W	1.700–2.500	4 días	Bosque montano nublado	Alteración baja y poca presión de caza
Corosha	05°47'43"S, 77°47'12"W	2.100–2.500	9 días	Bosque montano nublado	Alteración mínima sin presión de caza
Breo	07°19'14"S, 77°27'39"W	2.200–2.600	7 días	Bosque montano nublado	Alteración baja y moderada presión de caza
Larga Vista	07°22'47"S, 76°50'40"W	300–400	4 días	Bosque húmedo montano bajo tropical	Alteración baja y poca presión de caza

* Una Zonificación Económica Ecológica (ZEE) es una herramienta técnica de consulta que relaciona la fauna silvestre con las diferentes asociaciones de hábitat descritas y conocidas en las diferentes regiones del Perú. Su contenido refleja la distribución de la fauna silvestre en relación a la altitud.

Cuando hubo contacto directo se registró la especie, tipo de hábitat, localización y hora.

La identificación en campo fue sencilla debido a la experiencia de ocho años realizando estudios mastozoológicos en el área. Las especies *P. maximus*, *M. tridactyla* y *Tamandua tetradactyla* fueron identificadas en base a sus características inconfundibles como su tamaño, además de la coloración del pelaje y características de la cola en caso de los hormigueros. *Bradypus variegatus* fue identificado principalmente por la presencia de tres uñas en las manos y la coloración del pelaje grisáceo verdusco o marrón claro, una mancha de color oscuro sobre los ojos a modo de antifaz y una mancha amarilla en el dorso en caso de los machos, a diferencia de *Choloepus didactylus* que es de menor tamaño y sólo presenta dos uñas en las manos, sin manchas sobre el rostro. *Ch. didactylus* se diferenció de *Choloepus hoffmanni* por mostrar el pelaje del pecho y la garganta del mismo color (en *Ch. hoffmanni* la coloración de la garganta es más clara en relación al pelaje del pecho) y por tener pelos en las mejillas de similar tamaño a los pelos del hombro y el cuello. Por otra parte, *Ch. hoffmanni*

presenta pelos cortos y finos sobre las mejillas en comparación a los pelos del cuello y los hombros.

Se identificó a *Dasyopus novemcinctus* gracias a que todos los individuos observados en campo presentaron nueve bandas sobre el dorso acorazado; aunque todos los armadillos poseen bandas en el dorso, ninguna de las otras especies presentes en nuestra área de estudios llega a tener nueve. También se observaron garras en forma de uñas en las extremidades anteriores. *Dasyopus kappleri* se diferenció de otras especies de armadillos por la presencia de ocho bandas dorsales y dos hileras de escudos alargados en forma de espuelas sobre las rodillas de las extremidades inferiores. Las características identificables para *Cabassous unicinctus* fueron la presencia no muy bien definida de entre 10 y 13 bandas sobre el dorso con el borde inferior de la coraza de color amarillo pálido y una cola desnuda, sin placas dermales. *Cryptophractus pilosus* fue identificado por el abundante pelaje que cubre todo su cuerpo, incluyendo la cola, y su menor tamaño en comparación con las otras especies de armadillos presentes en el área de estudio. No se presentaron discrepancias en

el momento de la identificación de ninguna de las especies registradas en este estudio.

Como evidencia secundaria, se realizaron entrevistas sobre las especies existentes en el área, las cuales fueron dirigidas a los pobladores de las comunidades. Para ello se utilizaron descripciones verbales, ilustraciones de Emmons & Feer (1997), Eisenberg & Redford (1999) y Leite *et al.* (2009) y fotos tomadas por los autores en ocasiones anteriores. Adicionalmente, realizamos entrevistas a los cazadores de los pueblos cercanos a los sitios de estudio e hicimos revisiones de los hallazgos de pieles, caparzones y cuerpos taxidermizados hallados en las viviendas. En todo momento tuvimos mucho cuidado en que nuestra presencia y preguntas no resultasen en la captura de más xenartros. Además, realizamos evaluaciones cualitativas del estado de conservación del hábitat y presión de caza en las zonas visitadas.

RESULTADOS

Registro de campo

En las 13 localidades estudiadas (TABLA 2) obtuvimos 46 registros de xenartros, con un total de 10 especies (TABLA 3). Las localidades Larga Vista, La Primavera y Simacache albergaron un mayor número de especies (nueve, seis y seis, respectivamente). El perezoso de tres dedos (*B. variegatus*) y el perezoso de dos dedos (*Ch. didactylus*) fueron las especies

más frecuentemente registradas (TABLA 3). El armadillo de nueve bandas (*D. novemcinctus*) fue comúnmente encontrado en sitios de mayor altitud y hasta por encima de los 2.000 msnm en Yambrasbamba, Amazonas. Los armadillos *D. kappleri* y *Ca. unicinctus* fueron registrados únicamente en Larga Vista, en tanto que los perezosos de dos y tres dedos (*Ch. didactylus* y *B. variegatus*) fueron registrados en muchos sitios de altura. Por su parte, el armadillo peludo (*Cr. pilosus*), especie endémica del Perú, se registró en las localidades de El Breo, Copallín, Corosha y Yambrasbamba. Debido probablemente a su baja densidad poblacional, ya que son poco comunes en comparación a otros sitios visitados (N. Allgas, observación personal), algunas especies sólo fueron registradas por entrevista o evidencia secundaria. Estas especies fueron el armadillo gigante (*P. maximus*), el oso hormiguero gigante (*M. tridactyla*) y el oso hormiguero de collar (*T. tetradactyla*).

Todas las áreas que visitamos presentaron diferentes niveles de actividad antropogénica. Se observaron bajos niveles de caza; durante un estudio realizado entre 2007 y 2011, sólo el 1,9% del total de animales cazados en la zona eran xenartros, y sólo el 7% del total de mamíferos representó la caza de este grupo durante el mismo estudio (Shanee, 2012b). Sin embargo, se observó que todos los sitios de estudio sufren diferentes grados de deforestación, a

TABLA 3. Especies de xenartros registrados en las áreas de conservación de San Martín y Amazonas, Perú. Localidad: Pu: Pucunucho; Qu: Quinillal; De: Delta; Ba: Bagazán; Ri: Ricardo Palma; Si: Simacache; Pr: Primavera; Ho: Hocicón; Ya: Yambrasbamba; Cop: Copallín; Cor: Corosha; Br: El Breo; Lv: Larga Vista. X: observación directa; † signos; * sólo entrevistas.

Orden	Familia	Especie	Localidad													
			Pu	Qu	De	Ba	Ri	Si	Pr	Ho	Ya	Cop	Cor	Br	Lv	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>							X	X†	X*	X				X
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus kappleri</i>														X†
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous unicinctus</i>														X†
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cryptophractus pilosus</i>										X	X†	X	X	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Priodontes maximus</i>				X*			X*	X*					X*	X*
Pilosa	Bradypodidae	<i>Bradypus variegatus</i>	X			X	X	X	X*	X*	X	X*		X	X	
Pilosa	Megalonychidae	<i>Choloepus didactylus</i>	X	X					X	X		X	X*			X
Pilosa	Cyclopedidae	<i>Cyclopes didactylus</i>				X	X									X*
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>				X*			X†	X†						X*
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>			X*				X*	X*	X*		X*			X*
		Total	2	1	1	4	2	6	6	3	4	4	1	3	9	

excepción de Simacache que en su mayoría permanece prístino.

Los resultados de entrevistas que realizamos a cazadores y nuestras observaciones *ad libitum* sugieren que la caza de xenartros en los lugares que visitamos es mayormente de subsistencia y en menor grado para venta como carne de monte o mascota. Estos resultados son similares a los encontrados por Shanee (2012b). En las zonas altas, la deforestación se debe predominantemente a la ganadería vacuna y la realización de chacras familiares. Por otra parte, en zonas bajas y de bosques secos, la mayor causa de deforestación es la conversión de bosques a plantaciones comerciales de monocultivos como la palmera aceitera, arroz, cacao, papaya y especies maderables exóticas.

DISCUSIÓN

Aunque actualmente se conoce que muchas especies de xenartros presentan rangos de distribución muy amplios, existe la posibilidad de que la diversidad de especies de este grupo se encuentre subestimada debido a la escasez de estudios de campo. Efectivamente, hasta la actualidad este grupo no ha sido considerado como prioridad de investigación dentro de la mayoría de estudios (Abba & Superina, 2010; Superina *et al.*, 2010a, b) y sólo los armadillos han sido considerados como prioridad de investigación en Perú (Superina *et al.*, 2014). Registros previos de xenartros en las Regiones de Amazonas y San Martín se limitan a escasos artículos científicos e informes no publicados (Leo, 1994; Anderson *et al.*, 2001; INRENA, 2003; Aquino & Encarnación, 2007a, b; Pitman *et al.*, 2014).

Los cambios en los diferentes tipos de hábitat, causados por las variaciones de temperatura, precipitación, radiación solar y humedad entre selva baja y los bosques pre-montanos, montanos y secos, son considerados barreras para la distribución

geográfica de muchas especies (Patterson *et al.*, 1998; Cadena *et al.*, 2012). Aunque la mayoría de especies que registramos en este estudio se encuentran en amplios rangos altitudinales, varias fueron observadas en el límite de su distribución conocida (TABLA 4). El perezoso de tres dedos (*B. variegatus*) fue registrado a los 2.500 msnm, altitud que supera los 2.400 msnm reportados en Costa Rica (Ureña *et al.*, 1986). Además, esta especie fue anteriormente reportada mediante entrevista por Butchart *et al.* (1995) en la Cordillera de Colán en la Región Amazonas, entre los 1.500 y 2.650 msnm.

Registramos por entrevista al armadillo gigante (*P. maximus*) cerca de los 1.000 msnm. Esta especie está citada por Abba & Superina (2010) por debajo de los 500 msnm, aunque fue reportada mediante entrevista por Aquino *et al.* (2011) en Satipo, Perú a 1.182 msnm. Asimismo, encontramos al oso hormiguero enano (*Cyclopes didactylus*) a 1.600 msnm, especie que fue observada sobre los 1.770 msnm en Vilcabamba (Alonso *et al.*, 2001). Las observaciones de *Cr. pilosus* presentes en este estudio son una de las primeras en vida silvestre publicadas para esta especie en Amazonas (Abba & Superina, 2010). Previamente sólo era conocida en Amazonas en dos localidades de colecta, Yurac Rume y la Cordillera de Colán (Castro *et al.*, 2015) y un registro en campo (Abba & Superina, 2010).

El armadillo de una banda (*Ca. unicinctus*) fue registrado a través de despojos únicamente en la localidad de Larga Vista sobre los 400 msnm. Esta especie ha sido registrada a través de entrevistas por Aquino & Encarnación (2007b) en varias localidades de San Martín hasta los 1.200 msnm. Similarmente a *Ca. unicinctus*, el armadillo de Kappler (*D. kappleri*) fue identificado a través de despojos en la localidad de Larga Vista, lo que sugeriría su ocurrencia sobre la margen izquierda del río Huallaga. No existen registros previos de esta especie en esta zona, siendo

TABLA 4. Máxima altitud para las especies de xenartros registradas durante este estudio.

Especie	Presente estudio (msnm)	Estudios previos (msnm)
<i>Dasybus novemcinctus</i>	2.300	2.445 (Alonso <i>et al.</i> , 2001); 2000 (Aquino & Encarnación, 2007b)
<i>Dasybus kappleri</i>	~300	180 (Oversluijs, 2003)
<i>Cryptophractus pilosus</i>	2.600	3.000 (Abba & Superina, 2010)
<i>Cabassous unicinctus</i>	~300	1.700 (Aquino & Encarnación, 2007b)
<i>Choloepus didactylus</i>	~2.300	2.438 (Britton, 1948)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	950	1.182 (Aquino <i>et al.</i> , 2011); 1.500–2.650 (Butchart <i>et al.</i> , 1995)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1.700*	1.500–2.000 (Amazon <i>et al.</i> , 2003); 2.000 (Emmons & Feer, 1997)
<i>Bradypus variegatus</i>	2.500	2.400 (Ureña <i>et al.</i> , 1986; Aquino <i>et al.</i> , 2011)
<i>Priodontes maximus</i>	~1.000*	1.182 (Aquino <i>et al.</i> , 2011); 500 (Abba & Superina, 2010)
<i>Cyclopes didactylus</i>	1.600	1.770 (Alonso <i>et al.</i> , 2001); 1.500 (Superina <i>et al.</i> , 2010a)

* Altura máxima donde los entrevistados indicaron que se puede encontrar la especie.

éste el registro más occidental y por encima de su rango altitudinal conocido (Oversluijs, 2003).

Nuestras observaciones sugieren entre las principales amenazas para el grupo la fragmentación y la pérdida del hábitat (**TABLA 2**) en la zona de estudio y en menor grado la caza selectiva. El aumento de la población humana producto del constante proceso de migración hacia estas zonas se encuentran entre las más altas en el Perú (INEI, 2008); tal es así que Amazonas y San Martín se encuentran entre las regiones del Perú con las más altas tasas de deforestación (Llactayo *et al.*, 2013a, b). Solo hasta el año 2000, se estima que San Martín perdió 1,327,736 hectáreas (25,9%) y Amazonas perdió 1,001,540 hectáreas (25,5%) de la cobertura boscosa (PROCLIM/CONAM, 2005). Estas migraciones pueden resultar en la invasión y deforestación de extensas áreas boscosas y son comúnmente promovidas por traficantes de tierras (Shanee & Shanee, 2014). Estas nuevas poblaciones solicitan a los gobiernos regionales servicios básicos como carreteras, produciéndose la fragmentación de los hábitats. Por otro lado, la proliferación de la agroindustria a partir de monocultivos como la palma aceitera y el arroz en zonas bajas obliga a que más migrantes se desplacen hacia las zonas altas (Shanee, 2011). La mayoría de migrantes llega de Cajamarca, donde concesiones mineras ocupan casi el 50% del territorio regional (MINEM, 2011). Los migrantes son mayormente pobres y usan métodos de producción agrícola inadecuados sobre la nueva zona ocupada (Bebbington, 1990; Shanee, 2012a).

La caza en el norte de Perú varía mucho entre sitios; los grupos indígenas cazan mayormente para subsistir, mientras que los inmigrantes cazan más por oportunismo (Shanee, 2012a). El comercio de carne de monte y animales vivos ocurre principalmente en zonas bajas. Por otro lado, la presión de la caza varía entre especies de xenartros ya que observamos que los armadillos son cazados mucho más que otras especies para comercializar su carne, mientras los perezosos son frecuentemente cazados para ser traficados como mascotas (Shanee, 2012b).

Los estudios de distribución geográfica son un requerimiento básico para la conservación de los xenartros. Hacen falta mapas detallados de la distribución de la mayoría de las especies de este taxón, principalmente en los límites de sus distribuciones. En las zonas más montañosas, como en nuestros sitios de estudio, los límites de distribución generalmente no son definidos por barreras geográficas sino que generalmente están delimitados por complejas interacciones de las condiciones ambientales. Más estudios de campo son necesarios para definir las distribuciones de los xenartros en el norte de Perú; esta información será útil para la elaboración de estrategias de conservación y conducirá a un

mejor entendimiento de sus adaptaciones a ambientes antropogénicos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Julio Tello-Alvarado, Nicola Campbell, Leyda Rimarachín Cayatopa, José Tito Villacis del Castillo y Noé Rojas por su ayuda en campo. Este estudio fue financiado por Neotropical Primate Conservation gracias a becas de Community Conservation, Science Network Agency, International Primate Protection League – UK y US, Wild Futures / The Monkey Sanctuary Trust, Apenheul Primate Conservation Trust, *La Vallée des Singes*, Primate Conservation Inc, Primate Society of Great Britain, American Society of Primatologists, the International Primatological Society, the National Geographic Society y Margot Marsh Biodiversity Foundation. También agradecemos a las diferentes instituciones y gobiernos regionales que nos apoyaron en este trabajo: Gobierno Regional de San Martín, Gobierno Regional de Amazonas, Proyecto Especial Alto Huallaga, Amazónicos por la Amazonía, Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana, Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Chachapoyas, Sociedad Peruana de Derecho Ambiental, Asociación de Ecosistemas Andinos y la Asociación Peruana para la Conservación de la Naturaleza. El estudio fue realizado bajo los permisos de investigación N° 130-2007-INRENA-IFFS-DCB, N° 122-2008-INRENA-IFFS-DCB, N° 102-2009-AG-DGFFS-DGEFFS y N° 384-2010-AG-DGFFS-DGEFFS, N° 029-2012-AG-DGFFS-DGEFFS, N° 152-2014-MINAGRI-DGFFS/DGEFFS.

REFERENCIAS

- Abba, A. M. & M. Superina. 2010. The 2009/2010 armadillo Red List assessment. *Edentata* 11: 135–184.
- Acevedo, J., D. Sanchez & T. Plese. 2011. Abundancia y preferencia de hábitat de *Bradypus variegatus* y *Choloepus hoffmanni* durante la época seca en dos fragmentos de bosque seco, Arboletes, Antioquia-Colombia. *Edentata* 12: 36–44.
- Alonso, L. E., A. Alonso, T. S. Schulenberg & F. Dallmeier. 2001. Biological and social assessments of the Cordillera de Vilcabamba, Peru. Smithsonian Institution Press, Washington. 298 pp.
- Amazon, J., R. Acosta, C. Aguilar, K. Eckhardt, S. Baldeon & T. Pequeño. 2003. Evaluación biológica rápida del Santuario Nacional Tabaconas-Namballe y zonas aledañas. WWF-INRENA, Lima, Peru. 217 pp.

- Anderson, W. S., R. O. Rodriguez & D. K. Moskovitz. 2001. Perú: Biabo Cordillera Azul. The Field Museum, Chicago. 155 pp.
- Aquino, R. & F. Encarnación. 2007a. Zonificación Ecológica Económica (ZEE) de la Región San Martín: Fauna. Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana, Gobierno Regional de San Martín, Iquitos, Peru. 51 pp.
- Aquino, R. & F. Encarnación. 2007b. Zonificación Ecológica Económica (ZEE) de la Región Amazonas: Fauna. Gobierno Regional de Amazonas, Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos. Peru 61 pp.
- Aquino, R., M. Peralta, R. Cadenillas, K. Siu Ting & A. Quinones. 2011. Fauna, informe temático, proyecto de mesozonificación ecológica económica para el desarrollo sostenible de la provincia de Satipo. Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana, Iquitos, Peru. 58 pp.
- Bebbington, A. 1990. Farmer knowledge, institutional resources and sustainable agricultural strategies: a case study from the eastern slopes of the Peruvian Andes. *Bulletin of Latin American Research* 9: 203–228.
- Britton, S. W. 1948. Form and function in the sloth. *Quarterly Review of Biology* 16: 13–34.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson & J. L. Laake. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72: 1–202.
- Butchart, S. H. M., R. Barnes, C. W. N. Davies, M. Fernandez & N. Seddon. 1995. Threatened mammals of the Cordillera de Colán, Peru. *Oryx* 29: 275–281.
- Cadena, C. D., K. H. Kozak, J. P. Gómez, J. L. Parra, C. M. McCain, R. C. Bowie, A. C. Carbaval, C. Moritz, C. Rahbek, T. E. Roberts, N. J. Sanders, C. J. Schneider, K. R. Zamudio & C. H. Graham. 2012. Latitude, elevational climatic zonation and speciation in new world vertebrates. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279: 194–201.
- Castro, M. C., M. R. Ciancio, V. Pacheco, R. M. Salas-Gismondi, J. E. Bostelmann & A. A. Carlini. 2015. Reassessment of the hairy long-nosed armadillo "*Dasypus pilosus* (Xenarthra, Dasypodidae) and revalidation of the genus *Cryptophractus* Fitzinger, 1856. *Zootaxa* 3947: 30–48.
- Eisenberg, J. F. & K. H. Redford. 1999. Mammals of the Neotropics, Volume 3. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press, Chicago, USA. 609 pp.
- Ellegren, J. J. 2005. La deforestación en el Perú. CONAM, Lima. 41 pp.
- Emmons, L. & F. Feer. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, Chicago. 307 pp.
- Gardner, A. L. 2005. Order Cingulata. Pp. 94–97 in: *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (D. E. Wilson & D. M. Reeder, eds.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- INEI – Instituto Nacional de Estadística e Informática. 2008. Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). <<http://www.inei.gob.pe/>>. Consultada 20 de noviembre de 2009.
- INRENA – Instituto Nacional de Recursos Naturales. 2003. Plan maestro del Parque Nacional del Río Abiseo, Lima, Peru. 237 pp.
- IUCN. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultada 2 de septiembre 2015.
- Leite, R. L., R. B. Pitman, P. Foster & T. S. Wachter. 2009. Environmental & Conservation Programs, Mamíferos grandes del sudeste de la amazonía Peruana. In rapid Color guide #231. The Field Museum, Chicago. 4 pp.
- Leo, M. 1994. The importance of tropical montane cloud forest for preserving vertebrate endemism in Peru: the Rio Abiseo national park as a case study. Pp. 198–211 in: *Tropical montane cloud forests* (L. Hamilton, J. O. Juvik & F. N. Scetena, eds.). Springer-Verlag, New York.
- Llactayo, W., K. Salcedo & E. Victoria. 2013a. Memoria técnica de la cuantificación de cambios de la cobertura de bosque a no bosque por deforestación en el ámbito de la amazonía Peruana periodo 2009–2010–2011. Ministerio del Ambiente, Dirección General de Ordenamiento Territorial, Lima, Peru. 50 pp.
- Llactayo, W., K. Salcedo & E. Victoria. 2013b. Memoria técnica de la cuantificación de la cobertura de bosque y cambio de bosque a no bosque de la amazonia Peruana periodo 2000–2005–2009. Ministerio del Ambiente, Dirección General de Ordenamiento Territorial, Lima, Peru. 34 pp.
- MINEM – Ministerio de Energía y Minas, Peru. 2011. Ubicación de los derechos mineros por departamento a nivel nacional. <<http://www.inacc.gob.pe/PresentacionDatos/ReporteDMDpto.aspx>>. Consultada 10 de agosto de 2011.
- Myers, N. 2003. Biodiversity hotspots revisited. *Bioscience* 53: 916–917.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity

- hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Oversluijs, M. R. 2003. Animales de caza en la Reserva Allpahuayo-Mishana. *Folia Amazónica* 14: 7–11.
- Pacheco, V., R. Cadenillas, E. Salas, C. Tello & H. Zeballos. 2009. Diversity and endemism of Peruvian mammals. *Revista Peruana de Biología* 16: 5–32.
- Patterson, B. D., D. F. Stotz, S. Solari, J. W. Fitzpatrick & V. Pacheco. 1998. Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *Journal of Biogeography* 25: 593–607.
- Pitman, N., C. Vriesendorp, D. Alvira, J. A. Markel, M. Johnston, E. Ruelas, A. Lancha, G. Sarmiento, P. Álvarez-Loayza, J. Homan, T. Wachter, A. del Campo, D. F. Stotz & S. Heilpern. 2014. Peru: Cordillera Escalera-Loreto. The Field Museum, Chicago. 550 pp.
- PROCLIM/CONAM. 2005. Informe del Proyecto PROCLIM – CONAM. INRENA, Lima.
- Rodríguez, L. O. & K. R. Young. 2000. Biological diversity of Peru: Determining priority areas for conservation. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29: 329–337.
- Shanee, N. 2012a. The dynamics of threats and conservation efforts for the tropical Andes hotspot in Amazonas and San Martín, Peru. Kent University, Canterbury. 430 pp.
- Shanee, N. 2012b. Trends in local wildlife hunting, trade and control in the Tropical Andes Hotspot, northeastern Peru. *Endangered Species Research* 19: 177–186.
- Shanee, N. & S. Shanee. 2014. Yellow tailed woolly monkey (*Oreonax flavicauda*): conservation status, anthropogenic threats and conservation initiatives. Pp. 283–299 in: *The woolly monkey: behaviour, ecology, conservation and systematics* (T. R. Defler & P. R. Stevenson, eds). Springer-Verlag, New York.
- Shanee, S. 2011. Distribution survey and threat assessment of the yellow-tailed woolly monkey (*Oreonax flavicauda*; Humboldt 1812), northeastern Peru. *International Journal of Primatology* 32: 691–706.
- Superina, M., F. R. Miranda & A. M. Abba. 2010a. The 2010 anteater Red List assessment. *Edentata* 11: 96–114.
- Superina, M., N. Pagnutti & A. M. Abba. 2014. What do we know about armadillos? An analysis of four centuries of knowledge about a group of South American mammals, with emphasis on their conservation. *Mammal Review* 44: 69–80.
- Superina, M., T. Plese, N. Moraes-Barros & A. M. Abba. 2010b. The 2010 sloth Red List assessment. *Edentata* 11: 115–134.
- Szablowski, D. 2002. Mining, displacement and the World Bank: A case analysis of compañía minera Antamina's operations in Peru. *Journal of Business Ethics* 39: 247–273.
- Ureña, H. M., C. R. Chacón, A. S. Faerrón & S. T. Lizano. 1986. Hallazgo de *Bradypus griseus* y *Choloepus hoffmanni* (Edentata: Bradypodidae) en tierras altas de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 34: 165–166.

Recibido: 24 de mayo de 2015; Aceptado: 19 de octubre de 2015

Área de vida y uso de hábitats de dos individuos de oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en Pore, Casanare, Colombia

CESAR ROJANO BOLAÑO^{A,1}, MARÍA ELENA LÓPEZ GIRALDO^B, LAURA MIRANDA-CORTÉS^A
Y RENZO ÁVILA AVILÁN^A

^AProyecto de conservación del oso palmero, Fundación Cunaguaro, Carrera 22 N° 8 – 28, Yopal, Casanare, Colombia. E-mail: c.rojanob@gmail.com (CRB), lmirandacortes@gmail.com (LMC), yarumoblanco@gmail.com (RAA)

^BUniversidad de Caldas, Calle 65 No 26 – 10, Manizales, Caldas, Colombia. E-mail: marialopez1987@gmail.com

¹Autor para correspondencia

Resumen En este estudio determinamos el área de vida y uso de hábitat de dos individuos de oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en Pore, Casanare, Colombia. Para esto se colocaron arneses VHF y se monitorearon un macho en la vereda San Rafael (MTSR) y una hembra en Cafifíes (MTCA). Para calcular el área de vida se usó el método de Kernel 95%, mientras que para el uso de hábitat se registraron las localizaciones en cada uno de los hábitats presentes en la zona y se estableció el índice de selección (IS). Se obtuvieron 70 localizaciones exitosas para el individuo MTCA, encontrando un área de vida de 2,07 km², mientras que el área núcleo de actividad (50%) fue calculada en 0,69 km². En cuanto a MTSR, se registraron 69 localizaciones exitosas, un área de vida de 0,77 km² y un núcleo de actividad de 0,32 km². Respecto al uso de hábitat, MTSR mostró un alto IS por pastizales naturales, mientras que MTCA usaba las zonas de bosque de galería para refugio durante el día y los potreros de pasto introducido para forrajear. No se obtuvieron localizaciones en arrozales. Este es el primer estimativo de área de vida para la especie en Colombia. Los resultados indican que el área de vida y uso de hábitat en Pore pueden estar influenciados por la calidad y disponibilidad de hábitat. No obstante, se recomienda realizar nuevos muestreos que incluyan períodos de sequía y un mayor número de individuos, para así obtener resultados más fiables.

Palabras clave: Agroecosistemas, Myrmecophagidae, Orinoquía, radiotelemetría, sabana natural

Home range and habitat use of two giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in Pore, Casanare, Colombia

Abstract In this research we determined the home range and habitat use of two giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in Pore, Casanare, Colombia. For this objective, one male and one female were equipped with VHF harnesses and monitored in San Rafael (MTSR) and in Cafifíes (MTCA), respectively. We used the Kernel 95% method to calculate the home range and established the selection index (SI) for habitat use by registering the locations in each habitat. Seventy successful locations were obtained for the individual MTCA; its home range was calculated as 2.07 km² and its core area of activity (50%) as 0.69 km². A total of 69 successful locations were registered for MTSR; its home range was 0.77 km² and its core area 0.32 km². In reference to habitat use, MTSR showed a high SI in natural grasslands while MTCA used riparian forest areas for shelter during the day, and introduced grazing pastures for foraging. No locations were obtained in rice fields. This is the first home range estimate for giant anteaters in Colombia. Our results indicate that home range and habitat use in Pore could be influenced by habitat quality and availability. However, additional studies are needed that include the dry season and a higher number of individuals to obtain more representative results.

Keywords: Agroecosystems, Myrmecophagidae, natural savanna, Orinoquia, radio telemetry

INTRODUCCIÓN

El oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) es un mamífero del superorden Xenarthra que habita en Centro y Suramérica (Miranda *et al.*, 2014). En Colombia se distribuye en la Orinoquía, el Caribe, la Amazonía y algunos departamentos de la región andina y pacífica (Alberico *et al.*, 2000; Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2006; Humanez & Chacón, 2014).

No obstante, y a pesar de su aparente amplia distribución en el territorio colombiano, en los últimos años se ha presentado una rápida disminución poblacional por causa de la destrucción del hábitat, los atropellamientos en carreteras y la caza. Por esta razón ha sido categorizada como Vulnerable a nivel nacional (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2006; MADS, 2014).

Dentro de este contexto, es importante determinar parámetros ecológicos que permitan monitorear las poblaciones naturales (Desbiez & Medri, 2010). Algunos de estos parámetros, como la densidad, área de vida y uso de hábitat, pueden ser afectados por la transformación del hábitat (Keuroghlian *et al.*, 2004; Camilo-Alves & Mourão, 2006; Braga, 2010), haciendo que especies como *M. tridactyla* sean menos abundantes en áreas más intervenidas (Zimbres, 2010).

Algunas estimaciones del tamaño del área de vida son conocidos para la especie, utilizando diferentes métodos y tiempo de monitoreo. En los Llanos de Venezuela, usando caballos para seguir a los individuos, se encontró el uso de 25 km² (Montgomery & Lubin, 1977); en el Pantanal brasileiro se reporta en machos de la especie 5,7±1,7 km² (Medri & Mourão, 2005); y 8,92 km² en una hembra y 1,6 km² en un individuo macho en Paraná, Brasil (Braga, 2010). Por otra parte, Miranda (2004) reporta un área de vida media tanto para los machos como para las hembras de 9,83 km² (n=14) en el Parque Nacional das Emas, en Brasil. Los tres últimos estudios citados utilizaron telemetría VHF.

En cuanto al uso del hábitat, se ha observado que los patrones de uso de ambientes se presentan de manera distinta entre diferentes localidades, por lo que se deben considerar las características fitofisionómicas de cada zona (Medri, 2002; Miranda, 2004; Braga, 2010). También es importante tener en cuenta la estacionalidad y la temperatura ambiental del área estudiada (Camilo-Alves & Mourão, 2006; Braga, 2010), dado que esta especie presenta temperaturas corporales bajas y tasas metabólicas basales inferiores a otros mamíferos con masas corporales similares (McNab, 1985). Por esta razón debe desplegarse distintos comportamientos de termorregulación, entre ellos el uso de diferentes coberturas vegetales, para así evitar la exposición durante las horas más frías o calientes (Camilo-Alves & Mourão, 2006; Desbiez & Medri, 2010).

En Colombia no existe información sobre el área de vida y uso de hábitat del oso palmero, y sólo se

cuenta con información sobre la densidad poblacional de esta especie en la sabana natural inundable del municipio de Pore, Casanare (Rojano *et al.*, 2015). Este ecosistema está siendo objeto de grandes transformaciones desde hace algunos años para la implementación de monocultivos y ganadería sobre pasturas introducidas (Peñuela *et al.*, 2011).

Basados en esto, y en la necesidad de tomar medidas de conservación para este mamífero, presentamos el primer estudio que determina el área de vida y el uso del hábitat de la especie en Colombia, en fincas ganaderas de las veredas San Rafael y Cafifíes del municipio de Pore, Casanare.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio fue desarrollado en el municipio de Pore, Casanare, en las veredas San Rafael y Cafifíes (Fig. 1), durante los meses de julio a octubre de 2014, correspondiente a la época lluviosa (Minorta-Cely & Rangel-Ch, 2014). El municipio de Pore está ubicado en la provincia fisiográfica del Orinoco y geográficamente se localiza en la zona norte del departamento. La región presenta una temperatura promedio de 27 °C, con una humedad relativa de 60 a 85% dependiendo de la época. El ecosistema predominante es la sabana inundable y la precipitación anual varía entre los 1.200 y 2.800 mm (Correa *et al.*, 2006).

Para el objeto de este estudio determinamos cinco hábitats para la especie, los cuales están descritos en la TABLA 1.

Captura y radiomarcaje

Se colocaron arneses VHF en dos individuos de oso palmero capturados en el área de estudio: el primero (MTSR), un macho adulto joven de 28,30 kg de peso y 2,22 m de largo total, en la vereda San Rafael, predio El Jordán (5°36'33,39"N, 71°47'42,91"W), a 190 msnm. El segundo individuo, una hembra adulta de 31,5 kg de peso y 1,91 m de largo del cuerpo (MTCA), fue capturado en la vereda Cafifíes, predio El Oso, a 177 msnm (5°34'21,25"N, 71°44'29,51"W). Para la captura los animales fueron localizados a caballo y posteriormente enlazados, aplicando, con ayuda de cerbatana, un dardo que contenía un coctel anestésico consistente en 12 mg/kg de ketamina (Imalgene 1000, 100 mg/ml; Merial, Chile) y 0,5 mg/kg de xilacina (Rompun, 20 mg/ml; Bayer, Colombia).

Cada arnés utilizado incluía un radiotransmisor Telenax Tx335B (Playa del Carmen, México) con indicador de movimiento u óbito. El peso del transmisor no excedió el 6% del peso vivo de los osos palmeros, según lo recomendado para la especie (Di Blanco *et al.*, 2012). Los animales se observaron aptos para su desplazamiento y alimentación luego de tres horas de realizado el procedimiento.

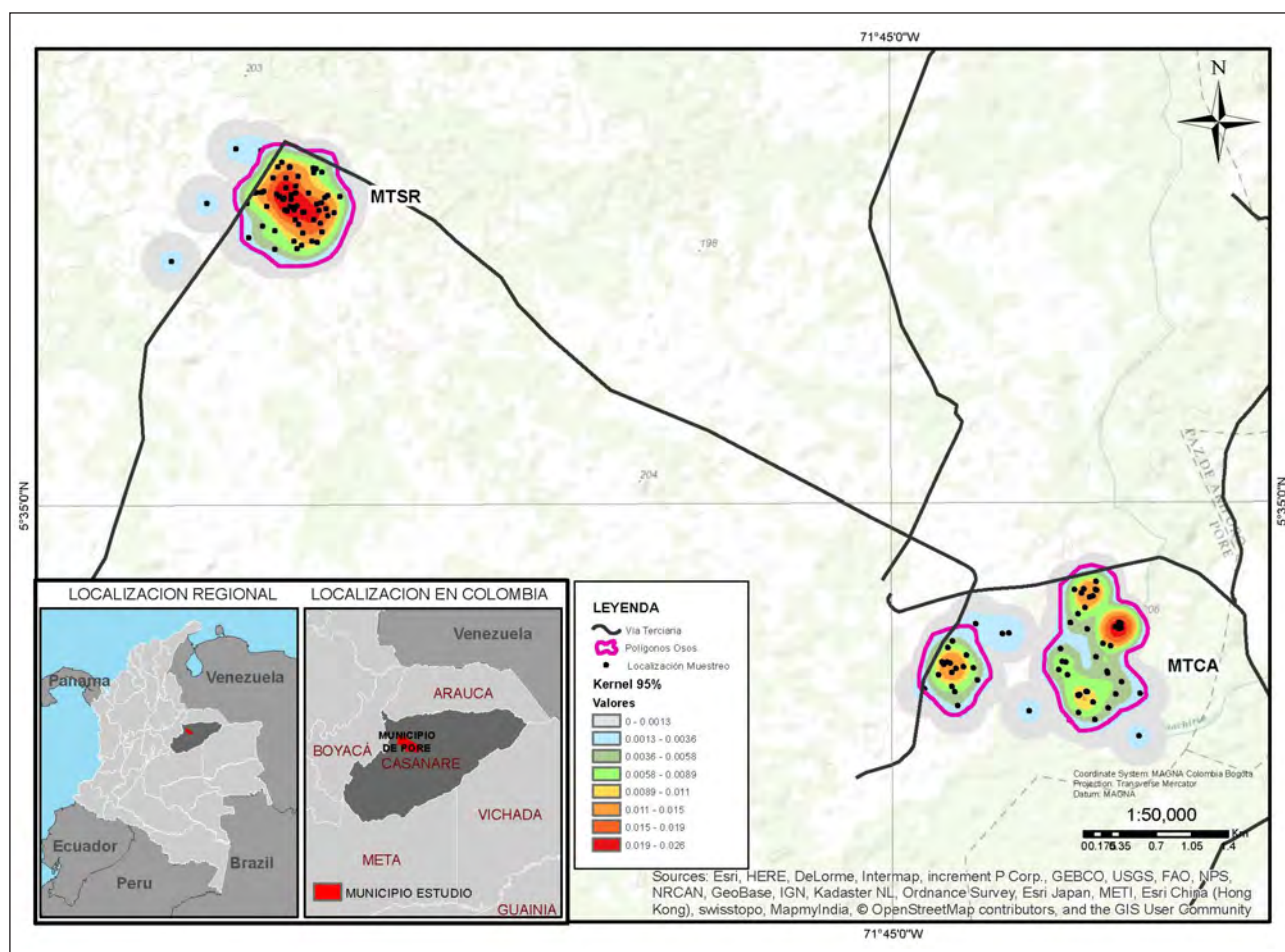


FIGURA 1. Sitio del estudio con foco en el área de vida (Kernel 95%) de dos individuos de osos palmeros (*Myrmecophaga tridactyla*) monitoreados en Pore, Casanare, Colombia.

TABLA 1. Descripción de los hábitats presentes y su disponibilidad dentro del área de estudio en las veredas Cafifíes y San Rafael, de Pore.

Hábitat	Estructura de la vegetación	Área Cafifíes		Área San Rafael	
		km ²	%	km ²	%
Sabana natural inundable	Especies herbáceas nativas de mediana (entre 60 y 30 cm) y baja (entre 3 y 10 cm) altura, entre las que sobresalen árboles y arbustos.	35,56	17,0	83,13	60,13
Cuencas (caños, esteros, ríos)	Río Guaichiría y los caños San Rafael, Cafifíes y Carupana. La zona cuenta con un gran número de humedales naturales (bajos y esteros).	19,3	9,2	17,3	12,46
Agroecosistema ganadero	Herbáceas nativas (<i>Paspalum</i> sp.) y exóticas (<i>Brachiaria</i> sp.) de bajo porte, con pequeños relictos de vegetación secundaria aislados. Presenta un alto grado de intervención y transformación para potreros.	70,3	33,6	0	0
Bosques y rastrojos	Zonas con predominio de vegetación secundaria, con una alta diversidad de especies arbóreas, entre las que predominan el matapalo (<i>Ficus</i> sp.), cubarro (<i>Bactris major</i>), corozo (<i>Acrocomia aculeata</i>), aceite (<i>Capaifera pubiflora</i>) y la palma real (<i>Attalea butyracea</i>)	63,6	30,4	37,8	27,34
Cultivos de arroz	Monocultivos de la gramínea <i>Oryza sativa</i> que permanecen inundados durante gran parte del año, con altura promedio de cultivo de 50 cm.	20,29	9,70	0	0
TOTAL		209,05	100	138,23	100

Estimación del área de vida

Para estimar el área de vida se utilizaron las localizaciones obtenidas a través de la técnica de triangulación (White & Garrott, 1990) con ayuda de un receptor, una antena tipo Yagi y una brújula, con el fin de tomar azimuts desde distintas estaciones georreferenciadas a cada 150 m aproximadamente. La toma de datos (azimuts) para las localizaciones se realizó en intervalos de tres horas. Cada localización se realizó con por lo menos tres azimuts desde estaciones diferentes, empleando máximo 10 min por localización.

Las localizaciones de cada animal se estimaron por medio del programa LOCATE III (Nams, 2006) que utiliza el estimador de Lenth para obtener las coordenadas estimadas de la posición del animal a partir de los azimuts tomados en campo y una elipse de error con un 95% de confianza. Estas coordenadas se importaron al programa Ranges 8, versión 2,9 (Kenward *et al.*, 2008) para calcular el área de acción por medio de una isolínea con el 95% y 50% de los datos, usando la función de densidad de Kernel a través del método de *least squares cross validation* (Powell, 2000). De igual forma, se obtuvieron curvas de acumulación para establecer si el área de vida de los individuos se encontraba subestimada.

Uso de hábitat

Para la determinación del uso de hábitat utilizamos las localizaciones generadas con el método de triangulación y arrojadas por el programa Locate III (Nams, 2006), las cuales fueron importadas al software ArcGis 10.2 (Esri, 2011) donde se obtuvo el porcentaje de lugares marcados dentro de cada uno de los tipos de hábitats descritos. Los datos sobre la disponibilidad y el uso del hábitat para todos los individuos fueron combinados para determinar un índice de selección general del hábitat y analizados individualmente para evaluar el uso del mismo por cada animal. Para el cálculo del índice de selección de hábitat (IS) se utilizó la siguiente fórmula (Medri, 2002; Braga, 2010):

$$IS = \frac{\% \text{ de utilización del hábitat}}{\% \text{ de disponibilidad del hábitat}}$$

Siendo que un $IS > 1$ indica selección para un hábitat, $IS < 1$ indica sub-uso del hábitat y $IS = 1$ indica que el hábitat es utilizado en la misma proporción en la que ocurre.

Aspectos éticos

La manipulación de los individuos fue realizada bajo estricta vigilancia del médico veterinario, manteniendo las normas de bioseguridad y bienestar animal establecidas para tal fin. Se cumplió con los requisitos de la legislación sobre la investigación científica en diversidad biológica en el territorio nacional. Se obtuvo el permiso de la Corporación Autónoma de la Orinoquía-Corporinoquia, en el departamento

del Casanare, de conformidad con el decreto 309, artículo 2A de 2000 del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. El trabajo de investigación contó con la aprobación del Comité de ética para la investigación animal-CEIAS de la Fundación Cunaguaro. Al finalizar el estudio, ambos individuos fueron recapturados y los collares retirados, constatando que no presentaban lesiones por el equipo utilizado.

RESULTADOS

Área de vida

Se obtuvieron 69 localizaciones exitosas del individuo de la vereda Cafifiés (MTCA) en 23 días efectivos en campo y 70 del individuo de la vereda San Rafael (MTRSR) en 24 días efectivos de monitoreo durante los meses de muestreo. El número de localizaciones por día varió de acuerdo a las condiciones logísticas y climáticas de las veredas de estudio, que muchas veces impidieron realizar el monitoreo.

El área de vida (95%) y el núcleo de actividad (50%) fue mayor para el oso palmero hembra (MTCA) con 2,04 km² y de 0,69 km², respectivamente (FIG. 2), que para el individuo macho (MTRSR), con 0,77 km² y 0,32 km² (FIG. 3). El análisis de Kernel separó dos áreas de actividad para el individuo MTCA. Ninguna de las curvas de acumulación de área alcanzó la asíntota (FIG. 4).

El macho recorrió por día un promedio de 2,59±0,89 km, con una distancia mínima de 1,65 km y máxima de 4,96 km. Por su parte, la hembra recorrió diariamente un promedio de 2,85±0,76 km, con una distancia mínima de 1,76 km y máxima de 4,18 km.

Uso de hábitat

Se encontró que el individuo MTCA, que habita en la zona más intervenida, muestra un índice de selección de 1,09 para las zonas de bosque de galería, donde reposaba durante las horas cálidas del día (entre las 8:00 y 17:00 hs; FIG. 5A). De igual forma, evidenció una alta preferencia hacia el hábitat de agroecosistema ganadero (2,07), donde utilizaba las zonas de pasturas bajas para forrajear. No se obtuvo ningún registro de este individuo en los arrozales.

Para el individuo MTRSR, que habita la zona más conservada del área de estudio, se encontró un IS de 1,66 sobre el hábitat de sabana natural inundable, permaneciendo durante todo el tiempo de muestreo dentro de los pastizales nativos, principalmente rabo de vaca (*Andropogon bicornis*) y guayacana (*Imperata brasiliensis*), que utilizaba tanto para forrajear como para refugiarse durante las horas más soleadas del día (FIG. 5B).

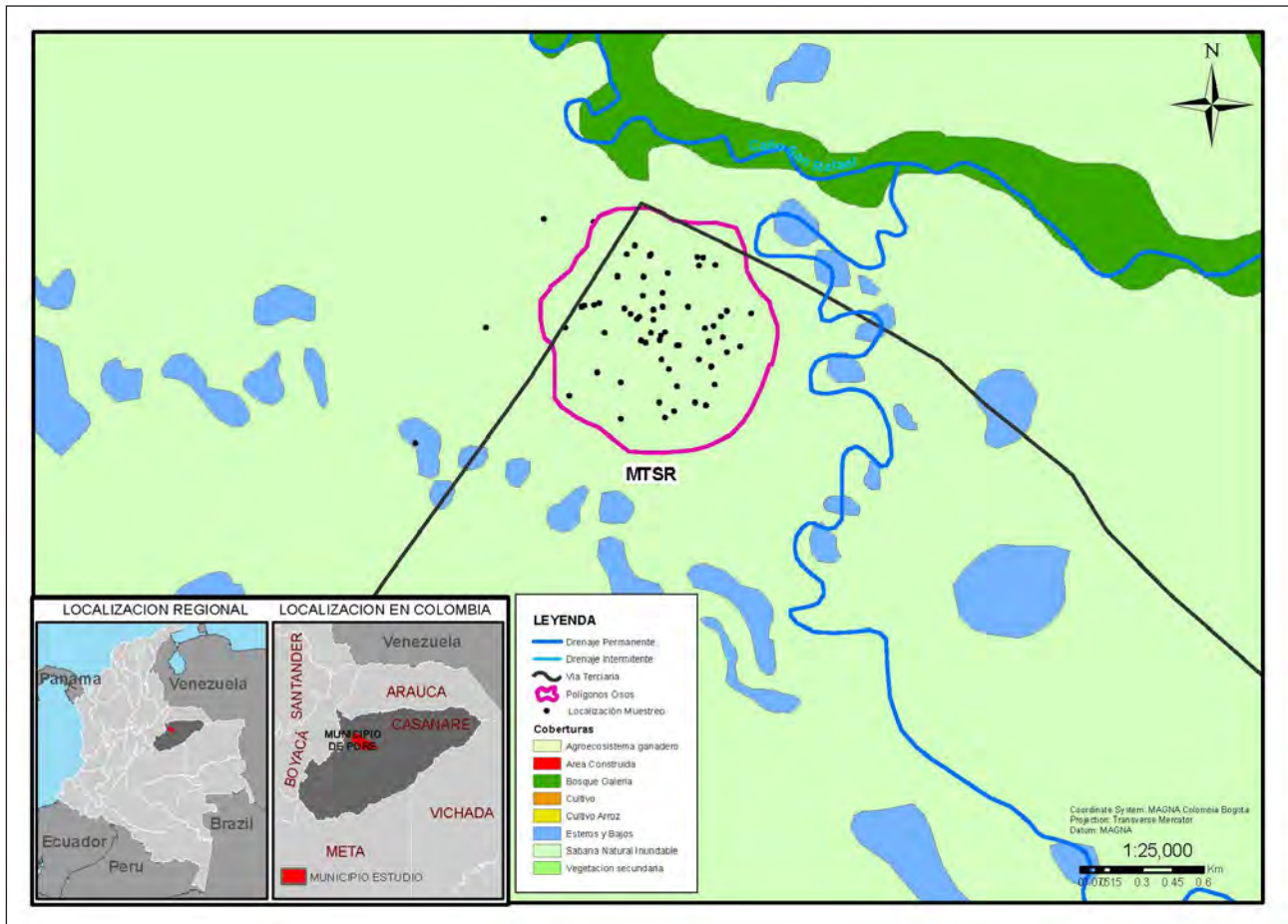


FIGURA 2. Área de vida y localizaciones de individuo macho de oso palmero en la vereda San Rafael, Pore, Casanare, Colombia.

DISCUSIÓN

Se presenta el primer estimativo del área de vida de osos palmeros en los Llanos Orientales y en general en Colombia. Es preciso resaltar que los resultados sólo comprenden la época de lluvia, considerando que las distancias recorridas por los individuos podrían ser diferentes en época seca debido a la disponibilidad de agua y alimento.

Ninguna de las curvas de acumulación alcanzó la asíntota, por lo que es probable que los valores presentados en este trabajo, al igual que en otros estudios realizados con esta especie (Montgomery & Lubin, 1977; Medri & Mourão, 2005), se encuentren subestimados dado que el primero no menciona las curvas de áreas acumuladas y el segundo afirma que ninguna de sus curvas de acumulación alcanzó la asíntota. Algunos autores reportan que las asíntotas en las curvas de acumulación de área de vida suelen ser raras, inclusive en aquellos trabajos que incluyen tamaños muestrales grandes (Gautestad & Mysterud, 1995).

Diversos aspectos deben ser considerados para el análisis de los resultados obtenidos dado que pueden influir en el área de vida de una especie, como el tipo y calidad del hábitat, la edad, el sexo, la temperatura, la disponibilidad de alimento, densidad poblacional,

y las variaciones individuales y estacionales (Medri, 2002; Miranda, 2004; Braga, 2010).

Se ha reportado que la confluencia en un hábitat determinado de dos o más de los recursos necesarios para que un individuo sobreviva de manera exitosa (por ejemplo, alimentos y refugio) pueden influir directamente sobre el tamaño del área de vida de un animal (Tilman, 1982). Para este estudio, es posible que el área de vida y centro de actividad sean mayores y estén fragmentados en la hembra que habita un área con un alto grado de intervención humana sobre el ecosistema, haciendo que requiera una mayor extensión que el otro individuo monitoreado para satisfacer sus necesidades de refugio y alimento.

Otra característica a considerar es la diferencia de sexos entre los individuos monitoreados en este estudio. Sin embargo, no existe una tendencia marcada en la literatura en cuanto al área que usan individuos de diferente sexo. Estudios comparativos entre hembras y machos usando el método de MPC no obtuvieron resultados concluyentes. Miranda (2004) reportó 9,83 km² del área de vida media para 14 osos palmeros en el Parque Nacional das Emas, en Brasil, sin diferencias significativas entre sexos. Por su parte, Medri & Mourão (2005) encontraron un área vida mayor para una hembra (11,9 km²) que para los machos (5,7 km²),

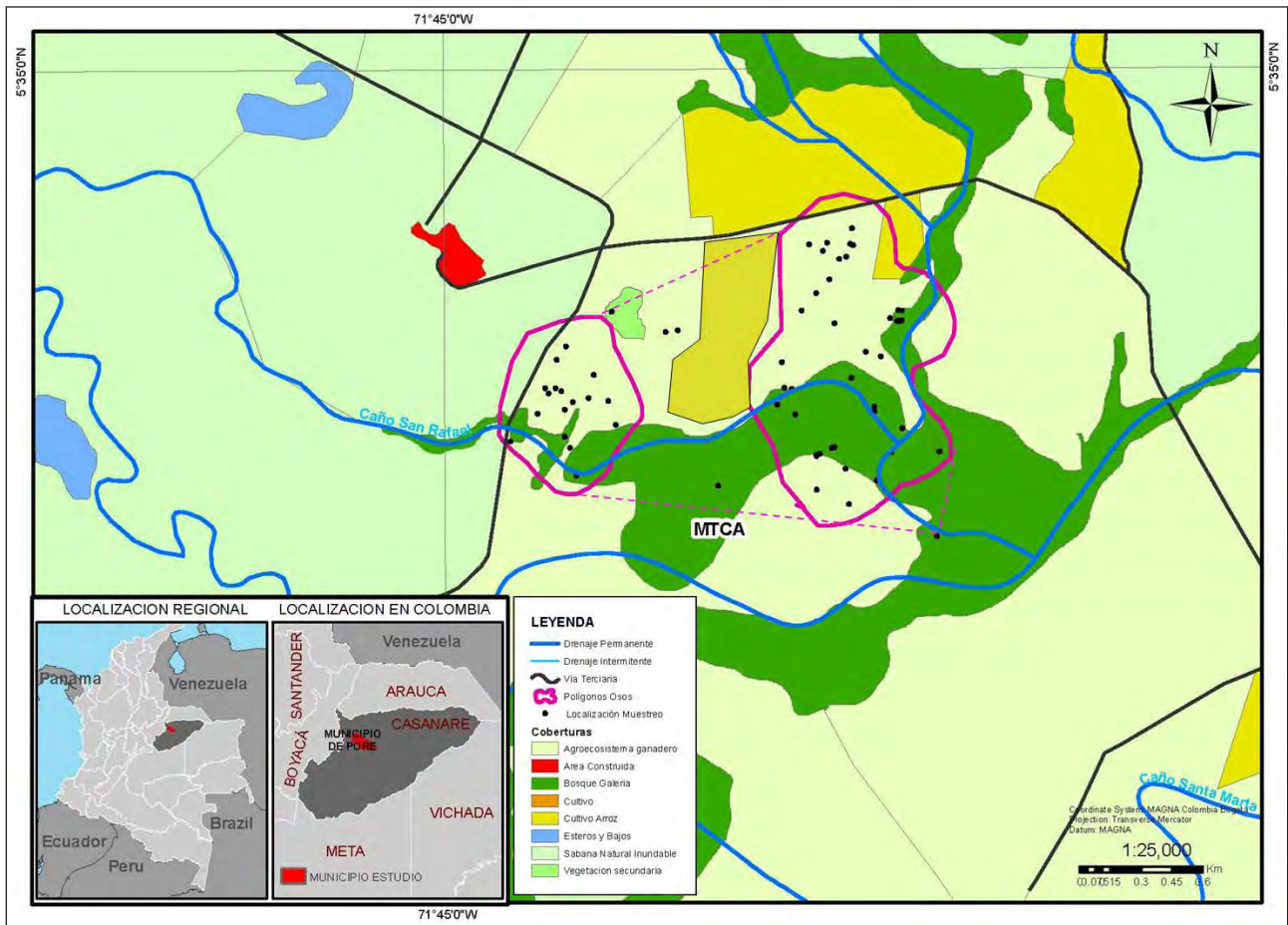


FIGURA 3. Área de vida y localizaciones de individuo hembra de oso palmero en la vereda Caffíes, Pore, Casanare, Colombia.

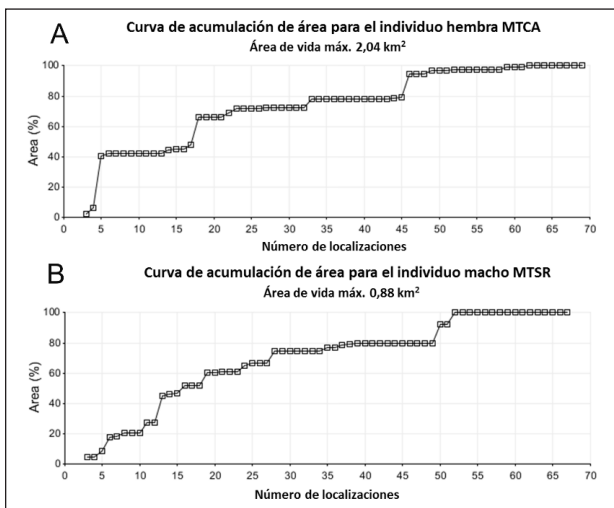


FIGURA 4. A) Curva de acumulación de individuo macho de oso palmero en la vereda Caffíes, Pore, Colombia. B) Curva de acumulación de individuo hembra de oso palmero en la vereda San Rafael, Pore, Colombia.

mientras que Braga (2010) registró en Jaguaríaíva, Brasil, un área mayor para un macho (8,92 km²) que para una hembra (1,60 km²), lo que sugiere que probablemente no es un parámetro ligado al sexo.

En cuanto a ejemplares de edades diferentes, se ha encontrado que el tamaño y la masa corporal

influye en el área de vida de mamíferos a través de los requerimientos energéticos (Mace *et al.*, 1983), indicando que individuos adultos con un peso corporal mayor, como la hembra aquí monitoreada, requieren una área más extensa que pueda brindar una mayor oferta alimenticia (Cederlund & Sand, 1994).

Otro aspecto a tener en cuenta es que los machos adultos de algunas especies de mamíferos tienden a usar áreas de vida mayores con respecto a individuos jóvenes como el de San Rafael. Un área mayor les ayudaría a aumentar la tasa de encuentro con hembras durante la época reproductiva (Cederlund & Sand, 1994), lo cual podría ocurrir con el oso palmero dado que es una especie solitaria cuya área de vida puede sobreponerse con una o más hembras (Medri, 2002).

Las distancias recorridas por los individuos monitoreados fueron similares. Sin embargo, el promedio diario para la hembra MTCA fue relativamente superior, lo que indica que este animal requiere desplazarse un poco más para conseguir alimento, agua o refugio. Para algunos mamíferos que usan áreas extensas, como el oso palmero, factores como el grado de intervención, la composición del paisaje y el tiempo transcurrido desde que inició la transformación pueden modificar los movimientos dentro de un ecosistema, forzando a los animales a alterar sus rutas y



FIGURA 5. A) Hembra de oso palmero refugiada en bosque de galería durante horas cálidas del día en Cafifíes, Pore, Colombia. B) Macho de oso palmero refugiándose en pastizal de guayacana (*Imperata brasiliensis*) en la vereda San Rafael, Pore, Colombia.

usar una extensión mayor de territorio (Saunders *et al.*, 1991; Braga, 2010; Keuroghlian *et al.*, 2014), como probablemente ocurre en Cafifíes.

De manera general se considera que los estudios *in situ* para el oso palmero han cubierto pequeñas poblaciones, con conocimiento poco representativo para toda la especie (Diniz & Brito, 2012). No obstante, la restricción de este estudio en cuanto a número de individuos y tiempo de monitoreo no permiten considerar como definitivos los estimativos de áreas que usan los osos palmeros en las veredas muestreadas, aun cuando concuerdan con lo esperado para la especie.

Por otro lado, se encontró que el IS varía dependiendo del sitio de muestreo. La hembra mostró una mayor preferencia por los bosques de galería para reposo y por los potreros para ganadería durante el forrajeo. Esto probablemente se da en respuesta a que en la zona de Cafifíes existen muy pocas zonas de pastizales altos, debido a la fragmentación del hábitat e implementación de grandes extensiones de cultivos de arroz. Por otra parte, el macho mostró preferencia por los pastizales altos, posiblemente influenciado por la disponibilidad de este hábitat en el lugar de muestreo, el cual cuenta con aproximadamente 800 ha de sabanas naturales inundables con poco grado de intervención.

Otra de las posibles causas de las diferencias en el uso de ambientes es la disponibilidad de protectores

térmicos, requeridos por el oso palmero dada la baja temperatura corporal que presenta (McNab, 1985). Se ha encontrado que esta especie se adapta a los diferentes refugios disponibles dependiendo de la zona y la temperatura (Camilo-Alves & Mourão, 2006; Braga, 2010). Puede usar los bosques y/o pastizales altos y húmedos para reposo, y las sabanas abiertas durante actividad y forrajeo (Medri, 2002; Braga, 2010). Los dos animales muestreados en este estudio usaron, de acuerdo con la disponibilidad de cada hábitat, tanto pastizales altos en San Rafael, como zonas de bosque o rastrojos en Cafifíes para refugiarse de las condiciones climáticas, lo que demuestra la adaptabilidad de esta especie.

No se registró uso de los cultivos de arroz, lo que podría indicar que MTCA sub-usa estas zonas o sólo transita por ellas para llegar a otros lugares de forrajeo. Es probable que la especie evite estas zonas debido al alto grado de alteración y a la baja oferta de recursos alimenticios. Las transformaciones del hábitat pueden interferir en la disponibilidad de alimento, alterando la distribución, abundancia y disponibilidad de invertebrados (Vasconcelos, 1998), ocasionando a su vez una influencia en los patrones de movimiento del oso palmero (Montgomery & Lubin, 1977).

En esta misma zona de estudio se encontró una disminución considerable de la densidad poblacional en los paisajes intervenidos para implementar arroz y

pasturas introducidas en la vereda Cafifíes (0,29 ind/km²) con respecto a las zonas más conservadas de San Rafael (1,009 ind/km²; Rojano *et al.*, 2015), lo que sugiere que probablemente el oso palmero es sensible a las alteraciones producidas por los cultivos de arroz.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos sugieren que el área de vida de los individuos monitoreados en Pore, Casanare, podría verse influenciada por diferentes factores como la calidad del hábitat, la edad y los sitios de refugio, entre otros. Se encontró que la disponibilidad de hábitats en las zonas muestreadas probablemente influye sobre el uso que la especie le da a cada uno de ellos, tanto para refugio térmico como para alimentación. No obstante, se hace necesario complementar estos resultados con un mayor esfuerzo de muestreo que permita registrar datos en época de sequía, donde probablemente se presenten variaciones en el tamaño de las áreas usadas, incluyendo un número de muestras más representativo.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Compañía Geopark Colombia S.A.S. Se agradece a las comunidades de las veredas San Rafael y Cafifíes del municipio de Pore, y a los propietarios de los predios El Oso y El Jordán, donde se llevó a cabo la investigación. De igual forma, a Julio Chacón y Jennifer Ardila por su colaboración y orientación en la construcción del documento.

REFERENCIAS

- Alberico, M. S., A. Cadena, J. Hernández-Camacho & Y. Muñoz-Saba. 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana* 1: 43–75.
- Braga, F. G. 2010. Ecología e comportamiento de tamandúá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 no município de Jaguariaíva, Paraná. Tesis Doctoral, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 104 pp.
- Camilo-Alves, C. S. P. & G. Mourão. 2006. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. *Biotropica* 38: 52–56.
- Cederlund, G. & H. Sand. 1994. Home-range size in relation to age and sex in moose. *Journal of Mammalogy* 75: 1005–1012.
- Correa, H., S. Ruiz & L. Arévalo. 2006. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco-Colombia 2005–2015. Propuesta técnica. Corporinoquía, Cormacarena, IAvH, Unitrópico, Fundación Omacha, Fundación Horizonte Verde, Universidad Javeriana, Unillanos, WWF-Colombia, GTZ, Bogotá. 281 pp.
- Desbiez, A. L. J. & I. M. Medri. 2010. Density and habitat use by giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and southern tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. *Edentata* 11: 4–10.
- Di Blanco, Y. E., I. Jiménez-Perez, P. Díaz & K. Spørring. 2012. Cinco años de radiomarcaje de osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*): mejoras implementadas y lecciones aprendidas. *Edentata* 13: 49–55.
- Diniz, M. F. & D. Brito. 2012. The charismatic giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*): a famous John Doe? *Edentata* 13: 76–83.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California.
- Gautestad, A. O. & I. Mysterud. 1995. The home range ghost. *Oikos* 74: 195–204.
- Humanez, E. & J. Chacón. 2014. Taxonomía, identificación y distribución de las especies del suborden Vermilingua en Colombia. Pp. 18–31 in: Manual de rehabilitación de hormigueros de Colombia (C. Rojano, L. Miranda & R. Avila, eds.). Fundación Cunaguaro, Geopark Colombia S.A.S., El Yopal, Casanare.
- Kenward, R. E., N. M. Casey & S. S. Walls. 2008. Ranges 8. For the analysis of tracking and location data. Anatrack Ltd., Wareham, UK.
- Keuroghlian, A., D. P. Eaton & W. S. Longland. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120: 411–425.
- Keuroghlian, A., M. C. A. Santos & D. P. Eaton. 2014. The effects of deforestation on white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) home range in the southern Pantanal. *Mammalia* 78: 1–6.
- Mace, G. M., P. H. Harvey & T. Clutton-Brock. 1983. Vertebrate home range sizes and energetic requirements. Pp. 32–53 in: The ecology of animal movement (I. R. Swingland & P. J. Greenwood, eds.). Clarendon, Oxford.
- MADS – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2014. Resolución 0192 de 10 de febrero de 2014. República de Colombia. 36 pp.
- McNab, B. K. 1985. Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and extinct. Pp. 219–232 in: The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Medri, I. M. & G. Mourão. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the

- Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology* 266: 365–375.
- Medri, I. M. 2002. Área de vida e uso do habitat de tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 nas Fazendas Nhumirim e Porto Alegre, Pantanal da Nhecolândia, MS. Tesis de Maestría, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 82 pp.
- Minorta-Cely, V. & J. O. Rangel-Ch. 2014. El clima de la Orinoquia colombiana. Pp. 207–236 in: Colombia diversidad biótica XIV. La región de la Orinoquia de Colombia (J. O. Rangel-Ch, ed). Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Miranda, F., A. Bertassoni & A. M. Abba. 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultada 19 de julio de 2015.
- Miranda, G. H. B. 2004. Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) no Parque Estadual das Emas. Tesis de Doctorado, Universidade de Brasília, Brasília. 81 pp.
- Montgomery, G. G. & Y. D. Lubin. 1977. Prey influences on movements of Neotropical anteaters. Pp. 103–131 in Proceedings of the 1975 predator symposium (R. L. Phillips & C. Jonkel, eds.). Montana Forest and Conservation Experiment Station, University of Montana. Missoula, MT.
- Nams, V. 2006. Locate III User's guide. Pacer Computer Software, Nova Scotia, USA.
- Peñuela, L., A. P. Fernández, F. Castro & A. Ocampo. 2011. Uso y manejo de forrajes nativos en la sabana inundable de la Orinoquia. The Nature Conservancy, Fundación Horizonte verde, Fundación Biodiversa de España y Corporinoquía, Bogotá. 66 pp.
- Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. Pp. 65–110 in: Research techniques in animal ecology (L. Boitani & T. K. Fuller, eds.). Columbia University Press, New York.
- Rodríguez-Mahecha, J. V., M. Alberico, F. Trujillo & J. Jorgenson. 2006. Libro Rojo de los mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de especies amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogotá. 443 pp.
- Rojano, C., L. Miranda & R. Ávila. 2015. Densidad poblacional y biomasa del oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en Pore, Casanare, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical* 5: 64–70.
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton, NJ. 296 pp.
- Vasconcelos, H. L. 1998. Respostas das formigas à fragmentação florestal. *Série Técnica IPEF* 12: 95–98.
- White, G. C. & R. A. Garrot. 1990. Analysis of wild-life radio-tracking data. Academic San Diego Press, San Diego. 138 pp.
- Zimbres, B. Q. C. 2010. Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatús e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem de ecologia de paisagens. Tesis de Maestría, Universidade de Brasília, Brasília. 126 pp.

Recibido: 11 de agosto de 2015; Aceptado: 2 de noviembre de 2015

Spatial distribution, resource use, and behavior of brown-throated sloths (*Bradypus variegatus*) in a multi-use landscape

KELSEY D. NEAM¹ AND THOMAS E. LACHER, JR.

Department of Wildlife and Fisheries Sciences, Texas A&M University, College Station TX, 77843, USA

¹Corresponding author. E-mail: kelseyneam@tamu.edu

Abstract We assessed the spatial distribution, resource use, and activity patterns of brown-throated sloths (*Bradypus variegatus*) in a multi-use landscape in north central Costa Rica. Sloth surveys were conducted during May to August 2014 in two countryside habitats: tree plantations and mixed-use areas. A total of 38 individual brown-throated sloths were detected throughout the study area. Within countryside habitats, brown-throated sloths were more abundant in mixed-use areas (1.2 sloths/km) than in plantations (0.2 sloths/km). Spatial distribution maps and cluster analysis indicated two statistically significant hot spots and one statistically significant cold spot of brown-throated sloths. Sloths were observed on trees with heights ranging from 5.5 to 31.5 m, and were generally found using the upper strata of trees. Thirteen plant species were utilized by brown-throated sloths, with the most common being *Cecropia obtusifolia* (61%), *C. insignis* (7.3%), and *Cordia alliodora* (7.3%). Plants used by sloths for food included *C. obtusifolia*, *C. insignis*, *Stryphnodendron microstachyum*, and *Tetracera hydrophila*. Sloths spent most of the time resting (48.2%), followed by surveillance (17.3%), feeding (12.6%), grooming (12.2%), and moving (7.2%). While a greater variety of plant species were utilized for resting and surveillance, brown-throated sloths appeared to specialize on fewer species for feeding. The Costa Rican countryside could offer more suitable habitats for brown-throated sloths by incorporating more tree species that sloths use for foraging, such as *Cecropia* spp. Countryside habitats, particularly mixed-use areas, have the potential to provide valuable resources for brown-throated sloths and complement protected areas in the conservation of this species.

Keywords: Costa Rica, countryside biogeography, spatial ecology, three-toed sloth, tropics, Xenarthra

Distribución espacial, uso de recursos y comportamiento de perezosos de tres dedos (*Bradypus variegatus*) en un paisaje de multiuso

Resumen Investigamos la distribución espacial, uso de recursos y patrones de actividad de perezosos (*Bradypus variegatus*) en un paisaje de multiuso de Costa Rica. Durante mayo hasta agosto 2014 llevamos a cabo muestreos de perezosos en dos hábitats rurales: plantaciones de árboles y áreas de uso mixto. En total observamos 38 perezosos y encontramos que fueron más abundantes en áreas de uso mixto (1,2 perezosos/km) que en plantaciones (0,2 perezosos/km). El análisis espacial indicó dos áreas de alto nivel de agrupamiento y un área de bajo nivel de agrupamiento. Los perezosos fueron observados en árboles con alturas entre 5,5 y 31,5 m y se encontraban usando la parte superior del estrato arbóreo. Los perezosos utilizan 13 especies de plantas, siendo las más comunes *Cecropia obtusifolia* (61%), *C. insignis* (7,3%) y *Cordia alliodora* (7,3%). Las plantas que usan como alimento incluyen *C. obtusifolia*, *C. insignis*, *Stryphnodendron microstachyum* y *Tetracera hydrophila*. Los perezosos pasan la mayor parte del tiempo descansando (48,2%), seguido de las siguientes actividades: vigilancia (17,3%), alimentándose (12,6%), acicalamiento (12,2%) y desplazándose (7,2%). Mientras que un variedad de especies de plantas se utilizaron para descanso y vigilancia, los perezosos parecen especializarse en pocas especies para alimentarse. Las zonas rurales de Costa Rica podrían ofrecer hábitats más adecuados mediante la incorporación de más especies de árboles que los perezosos utilizan para alimentación, como *Cecropia* spp. Hábitats rurales, particularmente áreas de uso mixto, tienen el potencial que proveer recursos valiosos para perezosos y complementar las áreas protegidas para la conservación de esta especie.

Palabras clave: Biogeografía de campo, Costa Rica, ecología espacial, perezoso de tres dedos, trópicos, Xenarthra

INTRODUCTION

Brown-throated three-toed sloths (*Bradypus variegatus*) are mid-sized, arboreal mammals associated with Neotropical forests, where they rely on the upper levels of the forest canopy to live, feed, and reproduce (Eisenberg, 1989). As a consequence of the poor nutritional quality of their folivorous diet and their extremely low basal metabolic rates, sloths require slow movements and extended periods of inactivity (Montgomery & Sunquist, 1975; Nagy & Montgomery, 1980; Gilmore *et al.*, 2001). These physiological constraints combined with their high reliance on forest cover inhibit sloths from traversing wide gaps in the canopy and dispersing long distances. This weak dispersal ability makes sloths especially susceptible to forest fragmentation and degradation caused by land use change (Tilman *et al.*, 1997). In eastern Nicaragua, for example, fragmentation of the native forest has adversely affected three-toed sloth populations and, in some cases, caused extinction of local populations (Genoways & Timm, 2003).

Brown-throated sloths occur from southern Honduras to southern Brazil and are common inhabitants of primary and secondary forests (Eisenberg, 1989; Emmons & Feer, 1997; Superina *et al.*, 2010). Studies on the home range of adult brown-throated sloths are somewhat variable in their findings, but all available estimates are relatively smaller than expected for a medium-sized mammal. One study on Barro Colorado Island in Panama found the average home range size for *B. variegatus* to be 1.6 ha (Sunquist & Montgomery, 1973). Vaughan *et al.* (2007) estimated that brown-throated sloths in Limón, Costa Rica possessed a median home range size of approximately 5.2 ha. Within their relatively restricted home range, brown-throated sloths travel small distances on a daily basis (<38 m/day in 89% of cases) and typically remain in the same tree for consecutive days before moving to a new tree through the pathways of the canopy (Sunquist & Montgomery, 1973; Montgomery, 1983; Vaughan *et al.*, 2007).

Notably, brown-throated sloths are not entirely dependent on forests to fulfill their resource requirements. Brown-throated sloths have also been observed using other habitats, specifically riparian areas, cacao agroforests, and pastures containing living fencerows and remnant trees (Vaughan *et al.*, 2007; Ramirez *et al.*, 2011). These countryside habitats (Daily *et al.*, 2001) can increase structural complexity and enhance the connectivity of habitats in human-modified landscapes, and therefore provide suitable habitats, resources, and dispersal pathways for a significant portion of the native biota (Harvey *et al.*, 2006; Brockerhoff *et al.*, 2008; Haslem & Bennett, 2008). Whether brown-throated sloths are able to support a self-sustaining population in countryside

habitats remains uncertain. Given their low vagility, brown-throated sloths may require supplementation from source populations in neighboring forest patches to maintain a stable population within countryside habitats (Peery & Pauli, 2014).

As human population, food consumption, and the demand for forest products continue to rise over the next century, the pressures of land use change on biodiversity are projected to intensify (Sala *et al.*, 2000; DeFries *et al.*, 2005). All else being equal, species with poor dispersal ability might be disproportionately vulnerable to habitat loss and fragmentation (Kotiaho *et al.*, 2005; Stork *et al.*, 2009). Because sloths are sedentary and highly cryptic animals, making inferences about their habitat associations is often difficult. While a handful of ecological studies have focused on the spatial ecology of sloths in human-dominated landscapes, specifically within shade-grown cacao agroforests (Vaughan *et al.*, 2007; Peery & Pauli, 2014), no research has examined the extent to which sloths use tree plantations or mixed-use areas (*i.e.*, areas containing multiple land uses, such as residential, small-scale agriculture, and secondary forest fragments). Advancing our understanding about how and to what degree sloths use countryside habitats is an important step in assessing and mitigating the effects of land use change on species of low vagility.

The principal objectives of this study were to investigate the spatial distribution, resource use, and activity patterns of brown-throated sloths in a multiple-use landscape in Costa Rica, with specific focus on their use of tree plantations and mixed-use areas.

MATERIALS AND METHODS

Study area

This study was carried out in San Juan de Peñas Blancas, San Ramón, Costa Rica (10°23'N, 84°37'W) located about 75 km northwest of the capital city of San José (**FIG. 1**). San Juan de Peñas Blancas is located on the Caribbean slope of the Tilarán Mountains, adjacent to the Bosque Eterno de los Niños and the Monteverde Cloud Forest Reserve. This region is classified as tropical premontane wet forest (Holdridge, 1967) with an elevation gradient of 275–465 m above sea level. The mean annual temperature of this region is 24 °C and the mean annual precipitation is approximately 4,500 mm. Mean monthly precipitation varies from 154 mm in February to 540 mm in November, with the majority of the rainfall occurring during June through December.

The study area covers approximately 4 km² and is composed of a mosaic of forest and human-modified habitats. The landscape is primarily comprised of forests (59.5%) in different successional stages, specifically secondary forests (45.5%), primary forests (11%), and riparian forests (3%). The

next dominant land uses are pastures and small-scale monocultures, which cover 19% and 10% of the landscape, respectively. Two types of countryside habitats, tree plantations and mixed-use areas, are present in the study region. Tree plantations encompass approximately 3.5% of the landscape. Most plantations in the study area are relatively well established (≥ 8 years old), possess a cleared understory, and contain a polyculture of native (e.g., *Astronium graveolens*) and non-native species (e.g., *Tectona grandis* and *Gmelina arborea*). Mixed-use areas comprise a smaller portion of the landscape (~1%), but are often adjacent to pastures and agricultural lands, and thus may be important refuge habitats for biodiversity. Residential areas, unpaved roads, and water cover the remaining 7% of the study area.

Data collection

Sloth surveys. Line transects are a practical and effective method for obtaining qualitative data on the distribution of sedentary organisms, which can then be compared across sites (Anderson *et al.*, 1979). In this study, line transects were used to collect information on the distribution and relative abundances of brown-throated sloths in different countryside habitats. The study region was stratified according to land use type and seven survey sites were selected, four of which were tree plantation sites and three were mixed-use sites (FIG. 1).

Within plantation sites, transects were established using a systematic design of parallel transects to ensure equal coverage of the site, and a random first start to provide an element of randomization. Transects were established at least 15 m from surrounding habitats to minimize edge effects. In mixed-use areas, transects were walked along pre-existing trails distributed throughout the entire sampling area. Riparian areas were also sampled, but harsh terrain prohibited the inclusion of transects in such sites. Therefore, any observations of brown-throated sloths in riparian areas or forest fragments were performed from unpaved roads, *ad libitum*.

Multiple methods were used to improve detection probability: 1) extensive transect lengths guaranteed adequate coverage of each site; 2) repeated surveys ensured exhaustive sampling; and 3) high powered binoculars (Nikon Monarch 7 – 8x42, Tokyo, Japan) assisted in locating sloths in the canopy. Since species with small area requirements, like the brown-throated sloth, are more prone to regularly use their entire home range for foraging, we expected that sloths would be observed at a constant probability along the sampling effort (de Thoisy *et al.*, 2008).

All transects were walked at a rate of 0.5 km/h during peak sloth activity periods (08:00–16:00 hr; Urbani & Bosque, 2007; Voirin *et al.*, 2014), and brief

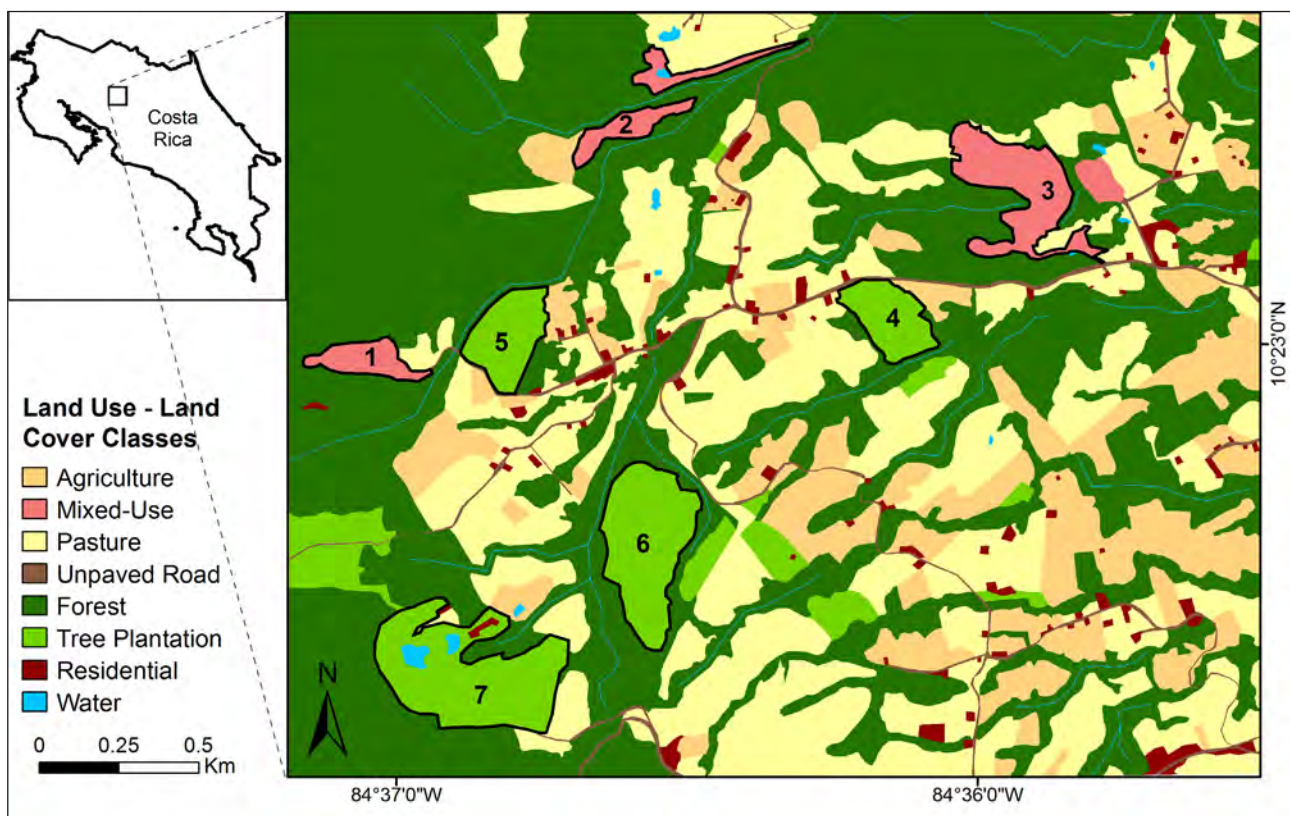


FIGURE 1. Map of the study region and locations of study sites sampled by line-transects in San Juan de Peñas Blancas, Costa Rica (10°23'N, 84°37'W). Study sites (1–7) correspond with site codes in TABLE 1.

stops were made regularly to scan for sloths with binoculars. To avoid a potential bias in the ability to detect sloths, all transects were walked alone by the same experienced observer (KDN). Surveys were not carried out during periods of heavy rainfall because of the extremely low detectability rates during these conditions. The total sampling effort was 18.7 km (6.2±3.9 km) in three mixed-use areas and 26.5 km (6.6±2.3 km) in four tree plantations, however the sampling effort per unit area was relatively consistent across sites (TABLE 1). On average, there was a slightly lower sampling effort per unit area in plantations because the cleared understories and lower structural complexity improved observer visibility in these areas.

When a sloth was encountered, a photograph was taken using a Canon EOS Rebel T3 digital SLR camera with a 200 mm telephoto zoom lens (Canon USA, Melville, NY, USA). All photographs were catalogued into a library that was used to determine whether each observation was a new individual or a resight, based on marked differences in the sloths' pelage. Sexually mature male brown-throated sloths possess a dorsal speculum that is unique in brightness, shape, and pattern, allowing for the recognition of a particular individual (FIG. 2). The lack of a speculum in female sloths makes individual identification slightly more challenging; however, the use of photographs of distinct pelage patterns combined with the time and geographic location of each observation allowed for conclusive identification of individuals. Data presented on sloths are therefore counts and not estimates.

A unique identification number was assigned to each new individual, and GPS coordinates were taken at the base of the tree in which the sloth was located using a Garmin eTrex 20 receiver (Garmin Ltd., Kansas, USA). If the base of the tree was not accessible, the distance from the observer to the tree was measured to the nearest meter using a laser range-finder (Nikon Aculon 6x20, Tokyo, Japan), and a compass bearing was recorded to the nearest degree. This information was used along with a geographic

information system (ArcGIS 10.2; ESRI, 2014) to determine the precise location of the sloth. Tree height and the height of the sloth above ground were calculated using a clinometer to determine which height of the tree was most commonly used by sloths in the study. In addition, all trees utilized by sloths were identified to the species level.

Focal-animal sampling (Altmann, 1974) was used to record brown-throated sloth behavior. The following behavior categories were selected following an ethogram adapted from Urbani & Bosque (2007): 1) feeding; 2) grooming; 3) locomotion; 4) resting; and 5) surveillance. The frequencies and



FIGURE 2. The speculums of mature male brown-throated sloths are unique for each individual. Speculums differ in brightness, shape, and pattern, and can be used for identification purposes.

TABLE 1. Characteristics of sampling sites and sampling effort for brown-throated sloth surveys in San Juan de Peñas Blancas, Costa Rica during May–August 2014.

Habitat type	Site	Area (ha)	Total sampling effort (km)	Effort/area (km/ha)	Mean effort/area (km/ha)
Mixed-use	1	2.9	3.9	1.3	1.1
	2	4.5	4.0	0.9	
	3	9.0	10.8	1.2	
Tree plantation	4	4.9	4.5	0.9	0.8
	5	5.6	4.9	0.9	
	6	11.6	8.1	0.7	
	7	15.7	9.0	0.6	

durations of behaviors were continuously recorded for 60 min or until the individual was no longer visible. Each sloth was categorized as either an adult or juvenile/infant based on general body size, and male or female based on secondary dimorphic markings (Emmons & Feer, 1997).

Spatial distribution and clustering. Merely plotting brown-throated sloth localities on a map does not provide sufficient information about distribution patterns. We used two spatial-analysis tools to visualize and quantify spatial patterns in the brown-throated sloth occurrence data. First, we created a heat map using the Point Density tool in the Spatial Analyst toolbox of ArcGIS 10.2 (ESRI, Redlands, CA, USA) to visualize areas of high and low frequency of sloth occurrence. We used a grain size of 0.5 m² and a neighborhood of 5 ha to represent the brown-throated sloths' approximate home range. Subsequently, we conducted an optimized hot spot analysis to quantify the observed spatial patterns and identify statistically significant hot and cold spots. A hot spot map was created using the Optimized Hot Spot Analysis tool in the Spatial Statistics toolbox of ArcGIS 10.2. Optimized hot spot analysis aggregates incident points into fishnet (grid-like) polygons and uses the Getis-Ord Gi* statistic (Getis & Ord, 1992) to determine areas of statistically significant spatial clustering. The Optimized Hot Spot Analysis tool selects an optimal scale of analysis by assessing the intensity of clustering at increasing distances, and applies a false discovery rate correction when determining statistical significance to correct for multiple testing and spatial dependence. The resulting z-scores indicate whether the observed spatial clustering is more or less pronounced than expected by random. Statistically significant positive z-scores indicate high concentration areas (hot spots) and statistically significant negative z-scores indicate low concentration areas (cold spots).

RESULTS

Use of countryside habitats

A total of 38 brown-throated sloths were encountered throughout the study area during May–August 2014 (FIG. 3). Twenty-seven sloths were observed from transects in tree plantations and mixed-used areas. A greater number of sloths was detected within mixed-use areas (1.2 sloths/km) than in plantations (0.2 sloths/km), despite similar survey effort per unit area. Sloths were also detected in riparian forest and secondary forest fragments from unpaved roads between survey sites, however survey effort was much lower in these habitat types because they were not the primary focus of the study.

The observed sex ratio was 1.7:1 (male:female), comprising 58% males (n=22), 34% females (n=13), and 8% juvenile/infant sloths (n=3). On four

separate occasions, one male and one female were observed together in the same tree for several days, although copulation was never observed. Twenty-five individuals were resighted at least once (*i.e.*, identified by distinct patterns in their pelage, as well as time and location of last observation), generally in the same tree or within 50 m of the original sighting.

Use of floristic resources

The utilization of plant species by brown-throated sloths is presented in TABLE 2. Brown-throated sloths were observed using a total of 41 plants belonging to 13 species during the four months of this study. Brown-throated sloths were predominantly detected on *C. obtusifolia* (61%), followed by *C. insignis* (7.3%), and *Cordia alliodora* (7.3%). Both *Cecropia* species were most often used for feeding, although brown-throated sloths were also observed feeding on *Stryphnodendron microstachyum* and a liana species, *Tetracera hydrophila*, on one occasion. It is worthy to note that we recorded only a single incident of a sloth using a plantation tree (*Terminalia oblonga*). All other detections in tree plantations were of sloths using *C. obtusifolia* and *Pourouma bicolor* (Family: Urticaceae).

Trees utilized by brown-throated sloths ranged from 5.5 m in *C. obtusifolia* to 31.5 m in *C. insignis*, with an average of 20.9±0.9 m for all tree species. Aside from one instance of a juvenile sloth on a *C. obtusifolia* measuring 5.5 m, sloths were not observed using trees less than 10 m. On average, sloths were situated 16.2±0.8 m above the ground. The average relative position of sloths in trees was 0.78, with 0 representing the ground level and 1 representing the tree crown. On several occasions, a sloth was observed climbing up the lower portion of the tree, but never remained at the base of the tree for more than several seconds.

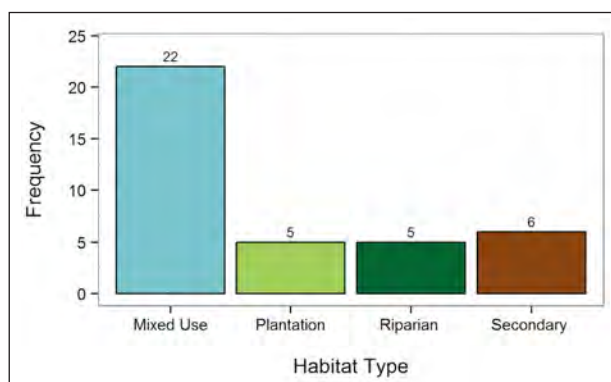


FIGURE 3. Relative frequency of brown-throated sloth observations in four habitat types throughout San Juan de Peñas Blancas, Costa Rica. Numbers above histograms indicate the number of individuals observed.

Activity patterns

The activities of brown-throated sloths were observed for a total of 49.64 hours (TABLE 3). Of all activities, sloths spent the greatest amount of time resting (48.2%), followed by surveillance (17.3%). Sloths devoted a similar amount of time to feeding (12.6%) and grooming (12.2%), while locomotion accounted for 7.2% of their activities. Brown-throated sloths exhibited differential use of plant species. Throughout the study, brown-throated sloths spent most of their time in *Cecropia* trees (84.8%), especially *C. obtusifolia*

(77.3%). *Cecropia* spp. were used by sloths for all activities: feeding, grooming, locomotion, resting, and surveillance. Sloths were observed feeding on four species of plants, however feeding primarily occurred on *Cecropia* spp. (92.2%). Stationary behaviors (*i.e.*, resting and surveillance) took place in a greater diversity of tree species than foraging behaviors.

Spatial distribution and clustering

The heat map revealed two areas of relatively high frequencies of sloth occurrence, represented by the regions in red and orange, as well as many

TABLE 2. Use of plant species by brown-throated sloths in San Juan de Peñas Blancas, Costa Rica during May–August 2014, including mean (\pm SEM) height of sloth above ground, mean (\pm SEM) tree height, and mean relative position of sloth. Relative position of sloth ranges from 0 to 1, with 0 representing the ground level and 1 representing the tree crown.

Plant species	Family	N	Mean height of sloth (m)	Mean tree height (m)	Mean relative position of sloth
<i>Cecropia obtusifolia</i>	Urticaceae	25	15.4 \pm 0.9	20.5 \pm 1.2	0.75
<i>Cecropia insignis</i>	Urticaceae	3	19.6 \pm 5.1	27.2 \pm 2.4	0.72
<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	3	22.2 \pm 1.9	24.1 \pm 2.3	0.92
<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae	1	11.4	13.6	0.84
<i>Inga coruscans</i>	Fabaceae	1	13.2	17.8	0.74
<i>Ocotea cernua</i>	Lauraceae	1	20.5	21.8	0.94
<i>Pourouma aspera</i>	Urticaceae	1	19.1	22.0	0.87
<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	Fabaceae	1	19.6	30.7	0.64
<i>Terminalia oblonga</i>	Combretaceae	1	14.0	21.8	0.64
<i>Tetracera hydrophila</i>	Dilleniaceae	1	19.5	21.0	0.93
<i>Trichospermum grewiiifolium</i>	Malvaceae	1	11.3	19.2	0.59
<i>Virola koschnyi</i>	Myristicaceae	1	11.8	12.1	0.98
<i>Vochysia guatemalensis</i>	Vochysiaceae	1	12.5	13.3	0.94
Average			16.2\pm0.8	20.9\pm0.9	0.78

TABLE 3. Extent of time brown-throated sloths utilized 13 plant species for different activities in San Juan de Peñas Blancas, Costa Rica during May–August 2014.

Plant species	All activities Hours (%)	Feeding Hours (%)	Grooming Hours (%)	Locomotion Hours (%)	Resting Hours (%)	Surveillance Hours (%)
<i>Cecropia obtusifolia</i>	38.36 (77.3)	5.42 (84.4)	4.31 (69.2)	2.35 (64.0)	19.11 (77.9)	7.17 (81.6)
<i>Cecropia insignis</i>	3.70 (7.5)	0.50 (7.8)	0.70 (11.2)	0.50 (13.6)	1.62 (6.6)	0.38 (4.3)
<i>Cordia alliodora</i>	2.08 (4.2)	0.00 (0.0)	0.42 (6.7)	0.17 (4.6)	1.16 (4.7)	0.34 (3.9)
<i>Dendropanax arboreus</i>	0.75 (1.5)	0.00 (0.0)	0.20 (3.2)	0.20 (5.4)	0.00 (0.0)	0.35 (4.0)
<i>Inga coruscans</i>	1.50 (3.0)	0.00 (0.0)	0.35 (5.6)	0.10 (2.7)	0.90 (3.7)	0.15 (1.7)
<i>Ocotea cernua</i>	0.25 (0.5)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.10 (2.7)	0.00 (0.0)	0.15 (1.7)
<i>Pourouma aspera</i>	0.50 (1.0)	0.00 (0.0)	0.25 (4.0)	0.10 (2.7)	0.00 (0.0)	0.15 (1.7)
<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	0.50 (1.0)	0.25 (3.9)	0.00 (0.0)	0.15 (4.1)	0.00 (0.0)	0.10 (1.1)
<i>Terminalia oblonga</i>	0.50 (1.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.5 (2.0)	0.00 (0.0)
<i>Tetracera hydrophila</i>	0.25 (0.5)	0.25 (3.9)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)
<i>Trichospermum grewiiifolium</i>	0.50 (1.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.5 (2.0)	0.00 (0.0)
<i>Virola koschnyi</i>	0.50 (1.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.5 (2.0)	0.00 (0.0)
<i>Vochysia guatemalensis</i>	0.25 (0.5)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)	0.25 (1.0)	0.00 (0.0)
Total	49.64 (100)	6.42 (12.6)	6.23 (12.2)	3.67 (7.2)	24.54 (48.2)	8.79 (17.3)

areas of relatively low frequencies of occurrence, denoted by the regions in green and blue (FIG. 4). Assumptions were not made about the frequency of occurrence at locations where no sloths were observed, or where surveys were not conducted. The optimized hot spot analysis identified statistically significant clustering of brown-throated sloths using an optimal fixed distance band of 401.3 m (FIG. 5). Two statistically significant hot spots ($1.7 \leq Z \leq 4.3$) and one statistically significant cold spot ($-2.3 \leq Z \leq -1.7$) were detected.

DISCUSSION

Our results demonstrate that brown-throated sloths in this study appear to be able to adapt to the disturbed and fragmented landscape by utilizing countryside habitats, specifically mixed-use areas and tree plantations. This may be a consequence of the high density of pioneer species that is typical of these early-mid successional habitats. Brown-throated sloths were relatively more abundant in mixed-use areas than in tree plantations. The greater structural complexity of the vegetation and diversity of habitats in mixed-use areas could account for the differential use of these areas, however future studies should aim to quantify the vegetation structure of these sites to confirm this speculation.

Previous studies have found evidence that three-toed sloths favor habitats based on their floristic composition (Urbani & Bosque, 2007; Falconi *et al.*, 2015). Habitats containing high densities of pioneer tree species, specifically *Cecropia* spp., harbor important components of sloths' diets (Vaughan *et al.*, 2007). In our study area, *C. obtusifolia* retains its leaves and continuously flowers throughout the year (Zalamea *et al.*, 2011). The constant supply of young leaves and flowers could explain the high number of observations of sloths in these trees. The use of *Cecropia* spp. by brown-throated sloths in this study is in accordance with other studies on the habitat selection and use of floristic resources by three-toed sloths in Costa Rica (Vaughan *et al.*, 2007; Ramirez *et al.*, 2011; Mendoza *et al.*, 2015). The higher relative density of *Cecropia* spp. in mixed-use areas compared to plantations could be attracting sloths to this land use type. However, it remains unclear whether a combination of vegetation structure together with an abundance of preferred plant species might better explain the differential habitat use by sloths in this study. Interestingly, even though *Cecropia* were sparse in tree plantations, sloths appeared to utilize the few *Cecropia* trees that were present, remained in them for several days before departing, and returned to the same *Cecropia* frequently. This suggests that while sloths do not appear to be regularly using plantation trees for feeding, they may be using

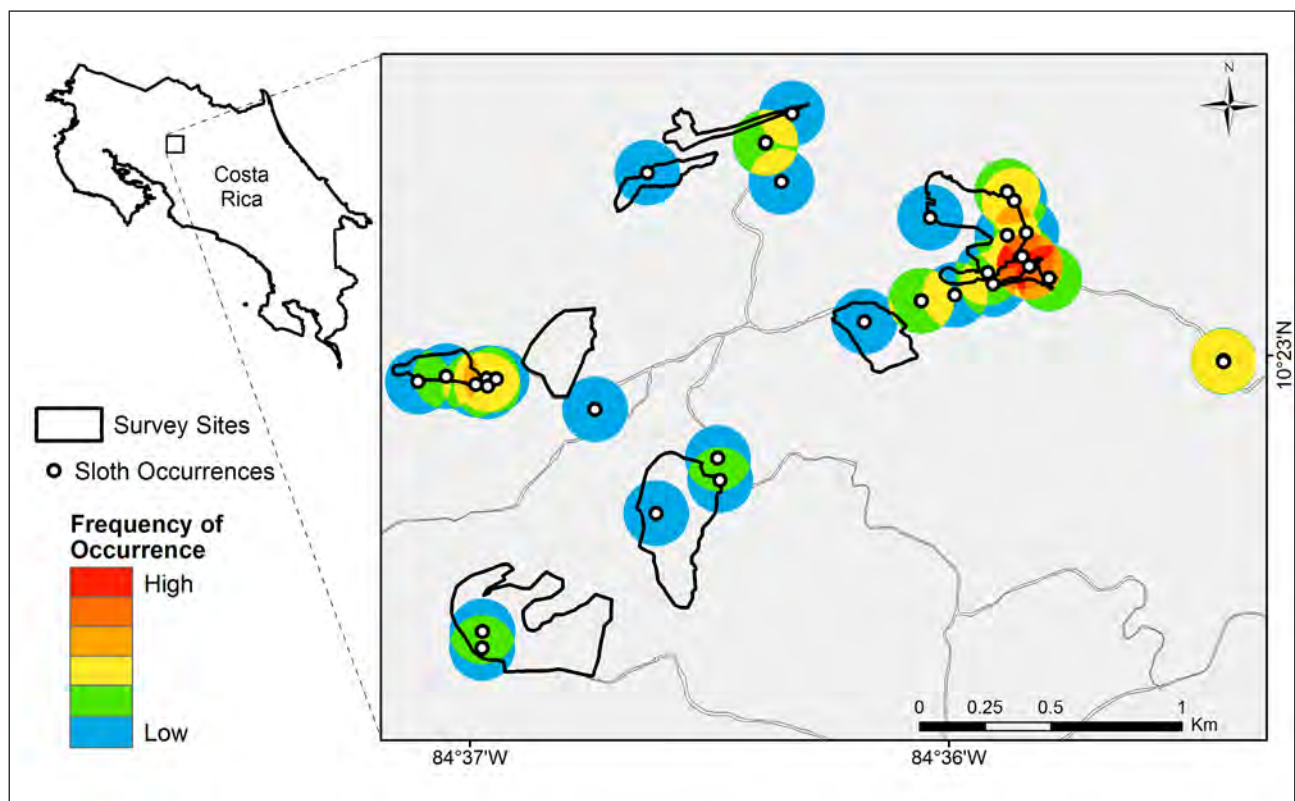


FIGURE 4. Spatial distribution and relative frequency of occurrence of brown-throated sloths (N=38) in San Juan de Peñas Blancas, Costa Rica during May–August 2014. Areas in red correspond with a high frequency of occurrence, while areas in blue correspond with a low frequency of occurrence.

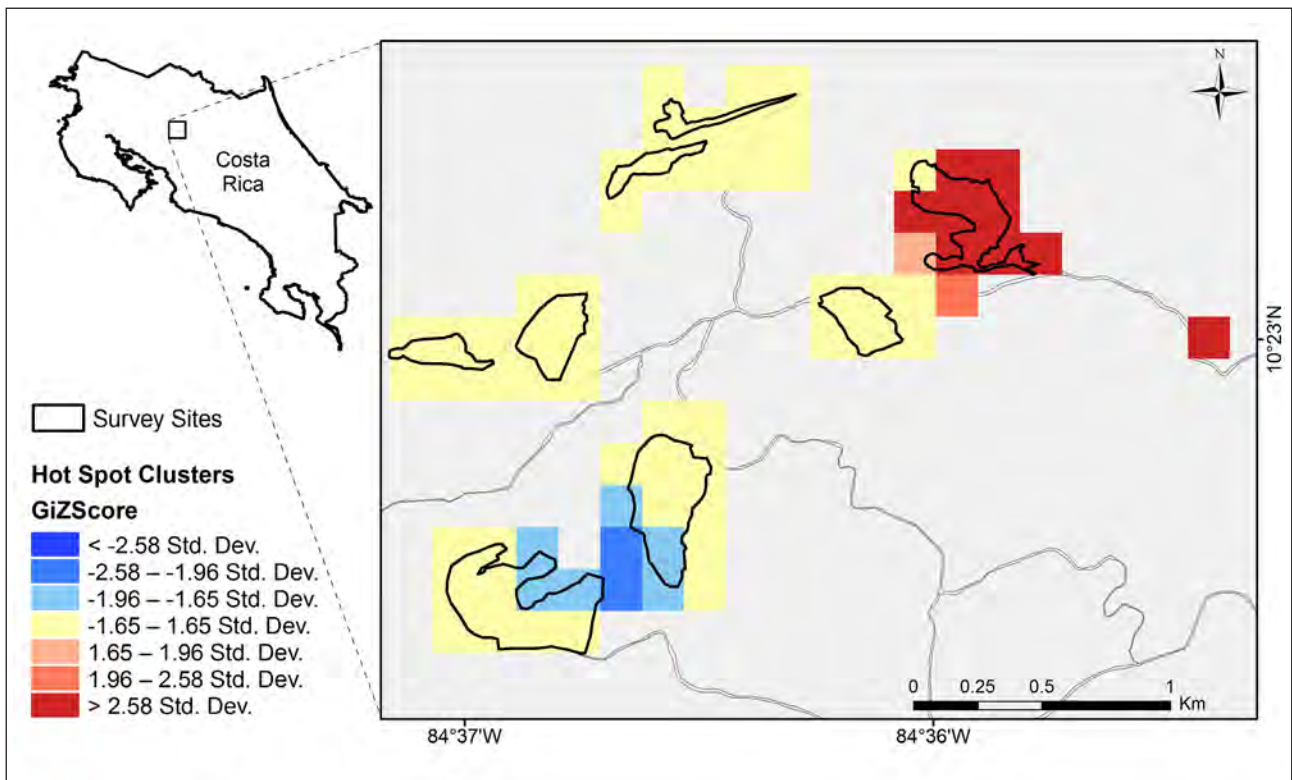


FIGURE 5. Optimized hot spot analysis (Getis-Ord G_i^*) of brown-throated sloths ($N=38$) in San Juan de Peñas Blancas, Costa Rica during May–August 2014. Shades of red indicate significant spatial clusters of high values (hot spots), shades of blue indicate significant spatial clusters of low values (cold spots), and yellow indicates random distribution with no spatial clustering.

them to aid in dispersal to *Cecropia* trees nearby. Plantations could potentially serve as more favorable habitats for brown-throated sloths, and perhaps other species (Medellin, 1994), if they comprised a greater abundance of plants species used for foraging, such as *Cecropia* species.

While the sloths in our study specialized on only a few plant species for feeding, they appeared to be generalists in their use of floristic resources for other activities. These findings are concordant with the behavioral patterns of *Bradypus* sloths in other studies (Queiroz, 1995; Chiarello, 1998; Urbani & Bosque, 2007). Given their documented specialized folivorous diets and low metabolic rates, it is not surprising that our study sloths were observed consuming only four plant species, but utilized a wider range of species for activities that require minimal energy expenditure, such as resting.

Consistent with previous studies, our results indicate that sloths tend to frequent the intermediate and upper portions of the canopy (Queiroz, 1995; Urbani & Bosque, 2007; Castro-Vásquez *et al.*, 2010). One possible explanation for the differential use of the upper strata may be directly related to ambient temperature and weather (Urbani & Bosque, 2007; Giné *et al.*, 2015). Throughout the four months of our study, the region received an above-average amount of precipitation (2287.5 mm, personal observation). Because of their low body temperature and limited

thermoregulatory abilities (McNab, 1978), sloths probably took advantage of the upper portions of trees to enhance their exposure to solar radiation, increase core body temperatures, and dry out after periods of rain.

Sloths also respond to cold and cloudy weather by adopting a huddled posture to conserve heat (Urbani & Bosque, 2007; Giné *et al.*, 2015). Perhaps the high proportion of the time sloths were observed resting compared to other activities could be a consequence of the unusually rainy conditions during our study. An opportunity for future research may be to repeat this study in the dry season to investigate the temporal variation of activity patterns by brown-throated sloths in our study area. Seasonal differences in activity patterns have previously been shown for *Bradypus* spp., however they vary by geographic region (Chiarello, 1998; Castro-Vásquez *et al.*, 2010). Given that our study area experiences significantly more rainfall and cooler daytime temperatures during June–December, we expect that sloth activity patterns would also differ across seasons. Moreover, activity levels can depend on the time of day (Urbani & Bosque, 2007), and vary among individuals in a population (Sunquist & Montgomery, 1973; Chiarello, 1998). In this study, surveys started in the morning and ended in the late afternoon. Perhaps nocturnal sampling could also be conducted on sloths to improve our understanding of their activity patterns throughout the 24-h cycle.

The heat map and hot spot analysis collectively revealed information about the spatial patterns of brown-throated sloths in the study area. The heat map identified two regions with high frequencies of sloth occurrence, both of which occurred in mixed-use areas. Of these two areas, only one demonstrated statistically significant clustering of sloths based on the hot spot analysis. Additionally, the hot spot analysis detected a statistically significant clustering of sloths in an area that exhibited only a moderate frequency of occurrence according to the heat map. These results suggest that while heat maps are excellent tools for visualizing the spatial distribution of occurrence data, they may introduce bias when identifying areas of high or low occurrence. The disparity in the two distribution maps is likely related to the difference in neighborhood sizes used in the analyses. The Optimized Hot Spot Analysis tool determines the optimal fixed distance band based on peak clustering, whereas the neighborhood size parameter of the Point Density tool is user-defined, and therefore prone to bias. Care should be taken when defining the extent of the spatial neighborhood, as this may influence the interpretation of the output. When possible, heat maps should be used in combination with statistical analyses, such as optimized hot spot analysis, to properly identify spatial patterns in the data.

In our study area, it appears that mixed-use areas can provide suitable habitat for brown-throated sloths, and one mixed-use site in particular is a significant sloth hot spot. Sloth hot spots can be used in the development of sustainable land management plans that promote sloth occurrence and increase suitable habitat. While the identification of sloth hot spots aids with pinpointing areas that warrant attention from land managers, it does not reveal any information about neighboring land uses, degree of fragmentation, or local habitat structure that may be correlated with the hot spots. Nevertheless, the maps produced in this study provide valuable information on the geographic distribution and spatial clustering of brown-throated sloths in the study region, facilitates visual detection of patterns in the data, and may be used in further analyses, such as quantifying changes in sloth distribution over time.

We believe that because of the cryptic and sedentary nature of brown-throated sloths, this study provides a conservative estimate of the relative use of countryside habitats by sloths. We expect that a greater number of sloths are using tree plantations and mixed-use areas during periods that were not included in our surveys (*e.g.*, night time and dry season), so the potential for these countryside habitats to support a higher abundance of sloths appears promising. It still remains unclear, however, whether brown-throated sloths are able to support a self-sustaining population in these areas. It is possible

that because of their limited spatial flexibility, they might require immigration from surrounding forest patches to sustain a stable population (Peery & Pauli, 2014). This is a similar concern among other taxa, including birds and insects (Hughes *et al.*, 2002; Horner-Devine *et al.*, 2003). More detailed population studies are needed to assess the potential for countryside habitats to support populations that are sustainable.

Conservation and management implications

A key management challenge in human-modified landscapes is to maintain a balance between agricultural production and biodiversity conservation. There is no substitute for the habitats, resources, and ecosystem services provided by forests, and thus the preservation of large tracts of intact forest must take precedence in conservation planning. However, the management of countryside habitats should also be a priority because of their potential to maintain and restore biodiversity throughout the Neotropics (Lees & Peres, 2006; Haslem & Bennett, 2008). In integrated landscapes formerly dominated by forest, countryside habitats can complement conservation reserves and protected areas (Daily *et al.*, 2001; Mendenhall *et al.*, 2011). Our study demonstrates the potential value of countryside habitats, especially mixed-use areas, in providing suitable habitat for brown-throated sloths by increasing structural complexity and tree cover compared to cattle pastures and cropland. Hot spot maps provide graphical tools for land managers and local actors that facilitate the visualization of focal areas for conservation efforts. The identification of sloth hot spots may stimulate further research in this region to determine which specific factors are driving the spatial ecology of brown-throated sloths. Future research should focus on assessing how different habitat characteristics influence the occurrence of brown-throated sloths in human-modified landscapes so that conservation efforts can be effectively prioritized.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Soltis Center for Research and Education for logistical support, Pablo Castro for assisting with satellite imagery, and numerous landowners for granting access to their properties. This research was conducted in accordance with the laws of the Costa Rican government (MINAE-SINAC; Resolución N° SINAC-SE-GASP-PI-R-075-2014). Financial support was provided by the Department of Wildlife and Fisheries Sciences, Texas A&M University.

REFERENCES

Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49: 227–267.

- Anderson, D. R., J. L. Laake, B. R. Crain & K. P. Burnham. 1979. Guidelines for line transect sampling of biological populations. *Journal of Wildlife Management* 43: 70–78.
- Brockerhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine & J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925–951.
- Castro-Vásquez, L., M. Meza, T. Plese & S. Moreno-Mora. 2010. Activity patterns, preference and use of floristic resources by *Bradypus variegatus* in a tropical dry forest fragment, Santa Catalina, Bolívar, Colombia. *Edentata* 11: 62–69.
- Chiarello, A. G. 1998. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *Journal of Zoology* 246: 1–10.
- Daily, G. C., P. R. Ehrlich & G. A. Sánchez-Azofeifa. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11: 1–13.
- DeFries, R., A. Hansen, A. C. Newton & M. C. Hansen. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15: 19–26.
- de Thoisy, B., S. Brosse & M. Dubois. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: What is the minimal effort required? *Biodiversity and Conservation* 17: 2627–2644.
- Eisenberg, J. 1989. *Mammals of the Neotropics, Volume 1. The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana*. University of Chicago Press, Chicago. 550 pp.
- Emmons, L. H. & F. Feer. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide* (2nd ed.). University of Chicago Press, Chicago. 396 pp.
- ESRI. 2014. ArcMap 10.2. [Computer software]. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Falconi, N., E. M. Vieira, J. Baumgarten, D. Faria & G. A. F. Giné. 2015. The home range and multi-scale habitat selection of the threatened maned three-toed sloth (*Bradypus torquatus*). *Mammalian Biology* 80: 431–439.
- Genoways, H. H. & R. M. Timm. 2003. The Xenarthrans of Nicaragua. *Journal of Neotropical Mammalogy* 10: 231–253.
- Getis, A. & K. Ord. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis* 24: 189–206.
- Gilmore, D. P., C. P. Da Costa & D. P. Duarte. 2001. Sloth biology: an update on their physiological ecology, behavior, and role as vectors of arthropods and arboviruses. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research* 34: 9–25.
- Giné, G. A. F., C. R. Cassano, S. S. de Almeida & D. Faria. 2015. Activity budget, pattern and rhythm of maned sloths (*Bradypus torquatus*): Responses to variations in ambient temperature. *Mammalian Biology* 80: 459–467.
- Harvey, C. A., A. Medina, D. M. Sánchez, S. Vílchez, B. Hernández, J. C. Saenz, J. M. Maes, F. Casanoves & F. L. Sinclair. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16: 1986–1999.
- Haslem, A. & A. F. Bennett. 2008. Countryside elements and the conservation of birds in agricultural environments. *Agriculture Ecosystems & Environment* 125: 191–203.
- Holdridge, L. R. 1967. *Life zone ecology*, Tropical Science Center, San José, Costa Rica. 206 pp.
- Horner-Devine, M. C., G. C. Daily, P. R. Ehrlich & C. L. Boggs. 2003. Countryside biogeography of tropical butterflies. *Conservation Biology* 17: 168–177.
- Hughes, J. B., G. C. Daily & P. R. Ehrlich. 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5: 121–129.
- Kotiaho, J. S., V. Kaitala, A. Komonen & J. Päävinen. 2005. Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 1963–1967.
- Lees, A. C. & C. A. Peres. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* 133: 198–211.
- McNab, B. K. 1978. Energetics of arboreal folivores: physiological problems and ecological consequences of feeding on a ubiquitous food supply. Pp. 153–162 in: *The ecology of arboreal folivores* (G.G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution, Washington D.C.
- Medellin, R. A. 1994. Seed dispersal of *Cecropia obtusifolia* by two species of opossums in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica* 26: 400–407.
- Mendenhall, C. D., C. H. Sekercioglu, F. Oviedo Brenes, P. R. Ehrlich & G. C. Daily. 2011. Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 16313–16316.
- Mendoza, J. E., M. Z. Peery, G. A. Gutiérrez, G. Herrera & J. N. Pauli. 2015. Resource use by

- the two-toed sloth (*Choloepus hoffmanni*) and the three-toed sloth (*Bradypus variegatus*) differs in a shade-grown agro-ecosystem. *Journal of Tropical Ecology* 31: 49–55.
- Montgomery, G. G. 1983. *Bradypus variegatus* (Perezoso de tres dedos, three-toed sloth). Pp. 453–456 in: *Costa Rican natural history* (D. H. Janzen, ed.). University of Chicago, Chicago.
- Montgomery, G. G. & M. E. Sunquist. 1975. Impact of sloths on Neotropical forest energy flow and nutrient cycling. Pp. 69–111 in: *Tropical ecological systems: trends in terrestrial and aquatic research* (F. B. Golley & E. Medina, eds.). Springer-Verlag, New York.
- Nagy, K. A. & G. G. Montgomery. 1980. Field metabolic rate, water flux, and food consumption in three-toed sloths (*Bradypus variegatus*). *Journal of Mammalogy* 61: 465–472.
- Peery, M. Z. & J. N. Pauli. 2014. Shade-grown cacao supports a self-sustaining population of two-toed but not three-toed sloths. *Journal of Applied Ecology* 51: 162–170.
- Queiroz, H. L. de. 1995. Preguiças e guaribas: os mamíferos folívoros arborícolas do Mamirauá. CNPq e Sociedade Civil Mamirauá, Brazil. 160 pp.
- Ramirez, O., C. Vaughan, G. Herrera & R. Guries. 2011. Temporal and spatial resource use by female three-toed sloths and their young in an agricultural landscape in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 59: 1743–1755.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Stork, N. E., J. A. Coddington, R. K. Colwell, R. L. Chazdon, C. W. Dick, C. A. Peres, S. Sloan & K. Willis. 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conservation Biology* 23: 1438–1447.
- Sunquist, M. E. & G. G. Montgomery. 1973. Activity patterns and rates of movement of two-toed and three-toed sloths (*Choloepus hoffmanni* and *Bradypus infuscatus*). *Journal of Mammalogy* 54: 946–954.
- Superina, M., T. Plese, N. Moraes-Barros & A. M. Abba. 2010. The 2010 sloth Red List assessment. *Edentata* 11: 115–134.
- Tilman, D., C. L. Lehman & C. Yin. 1997. Habitat destruction, dispersal, and deterministic extinction in competitive communities. *American Naturalist* 149: 407–435.
- Urbani, B. & C. Bosque. 2007. Feeding ecology and postural behaviour of the three-toed sloth (*Bradypus variegatus flaccidus*) in northern Venezuela. *Mammalian Biology* 72: 321–329.
- Vaughan, C., O. Ramírez, G. Herrera & R. Guries. 2007. Spatial ecology and conservation of two sloth species in a cacao landscape in Limón, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 16: 2293–2310.
- Voirin, B., M. F. Scriba, D. Martinez-Gonzalez, A. L. Vyssotski, M. Wikelski & N. C. Rattenborg. 2014. Ecology and neurophysiology of sleep in two wild sloth species. *Sleep* 37: 753–761.
- Zalamea, P. C., F. Munoz, P. R. Stevenson, C. T. Paine, C. Sarmiento, D. Sabatier & P. Heuret. 2011. Continental-scale patterns of *Cecropia* reproductive phenology: evidence from herbarium specimens. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 278: 2437–2445.

Received: 22 September 2015; Accepted: 8 December 2015

COMUNICACIÓN BREVE

Primeros registros de crías de ocarro (*Priodontes maximus* Kerr, 1792) en Colombia

CARLOS AYA-CUERO^{A,1}, MARIELLA SUPERINA^B Y ABELARDO RODRÍGUEZ-BOLAÑOS^A

^AGrupo de Investigación en Biodiversidad de Alta Montaña, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Carrera 3 N° 26ª-40, La Macarena Bogotá, Colombia. E-mail: ekatenkes@hotmail.com (CA)

^BLaboratorio de Endocrinología de la Fauna Silvestre, CCT CONICET Mendoza, Av. Ruiz Leal s/n, Parque Gral. San Martín, Mendoza 5500, Argentina

¹ Autor para correspondencia

Resumen El ocarro u armadillo gigante (*Priodontes maximus*) es una especie rara, críptica y poco estudiada de América del Sur, que en Colombia se distribuye en la Orinoquia y Amazonia. La historia natural del ocarro es prácticamente desconocida y son muy escasos los datos de esta especie en vida silvestre. En esta comunicación breve se describen tres registros de hembras con cría de ocarro obtenidos a través de trampas cámara en un bosque ripario de Puerto Gaitán (Meta-Colombia) y se aportan observaciones sobre el comportamiento parental y de las crías.

Palabras clave: Colombia, crías, Dasypodidae, Meta, Puerto Gaitán, tatú carreta

First records of giant armadillo (*Priodontes maximus* Kerr, 1792) offspring in Colombia

Abstract The giant armadillo (*Priodontes maximus*) is a rare, poorly studied species endemic to South America. In Colombia it occurs in the Orinoco and Amazon regions. The natural history of the giant armadillo is still poorly known, and studies on wild individuals are scarce. Here we document three records of giant armadillo offspring obtained through camera traps in a riparian forest in Puerto Gaitán (Meta-Colombia). We also describe observations on parental and offspring behavior.

Keywords: Colombia, Dasypodidae, giant armadillo, Meta, offspring, Puerto Gaitán

INTRODUCCIÓN

El armadillo gigante u ocarro (*Priodontes maximus*) es el armadillo más grande que existe en la actualidad. Esta especie, de una longitud de hasta 150 cm incluyendo la cola y un peso entre 28 y 50 kg, presenta hábitos nocturnos y altamente fosoriales (Eisenberg & Redford, 1999; Gardner, 2008; Silveira *et al.*, 2009). Se distribuye al este de los Andes en 11 países de América del Sur, abarcando un área de ocurrencia aproximada de 9.750.000 km² (Wetzel, 1985; Eisenberg & Redford, 1999; Gardner, 2008; Abba & Superina, 2010). En Colombia habita diferentes ecosistemas, desde bosques hasta sabanas naturales en la Orinoquia y Amazonia, preferiblemente cerca de cuerpos de agua (Cabrera *et al.*, 1995; Trujillo & Superina, 2013). Aguiar & Fonseca (2008) mencionan

que en muchas regiones de América del Sur las poblaciones de ocarros se han reducido significativamente debido a la sobreexplotación. A nivel mundial se clasifica como Vulnerable (VU; Abba & Superina, 2010). Además, está incluido en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES, 2013). En Colombia, *P. maximus* es catalogada como una especie en peligro de extinción (EN) debido a la presión de caza (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2006). En la Orinoquia colombiana se están generando cambios en los ecosistemas como producto de la intensificación de plantaciones forestales, cultivos de arroz, soja, maíz, palma africana y actividades para la extracción de hidrocarburos. Estas actividades no sólo degradan el hábitat sino que afectan directamente a las poblaciones de armadillos, incluyendo al ocarro

(Trujillo & Superina, 2013). Por lo tanto, es posible que esta especie esté sufriendo localmente una mayor amenaza de lo que refleja su categorización a nivel nacional.

En general existe un gran desconocimiento de la historia natural y estado de las poblaciones de *P. maximus* debido a los pocos estudios realizados (Anacleto & Marinho-Filho, 2001; Superina *et al.*, 2014). En Colombia se han realizado estudios sobre infección con *Echinococcus* (D'Alessandro *et al.*, 1981), dieta e infección con *Trypanosoma cruzi* (Barreto *et al.*, 1985), comportamiento y manejo *ex situ* (Palomino-Ortega *et al.*, 2007), representatividad de las áreas protegidas en su conservación (González-Maya *et al.*, 2014) y su densidad poblacional y patrones de actividad (Aya-Cuero & Rodríguez-Bolaños, 2014). Meritt (2006) elaboró un listado de las preguntas de investigación más inquietantes asociadas a diferentes aspectos que aún no se conocen sobre *Priodontes*. Nueve años más tarde, la mayoría de estas preguntas sigue sin responderse.

Al tratarse de una especie que está bajo diversas presiones que reducen sus poblaciones, es especialmente preocupante desconocer los aspectos más básicos que determinan su dinámica poblacional, como por ejemplo la época de apareamiento, grado de estacionalidad de nacimientos y cuidado de las crías en condiciones naturales. La supervivencia de una especie está directamente relacionada a su capacidad para reproducirse y es vital contar con información sobre el ciclo y el comportamiento reproductivo para desarrollar una estrategia de conservación (Dixson *et al.*, 2003). Como *P. maximus* es una especie que probablemente tiene una baja tasa reproductiva y que se encuentra en densidades poblacionales bajas, es indispensable documentar aspectos básicos de su ecología, como las estrategias reproductivas y de cuidado parental.

La reproducción del ocarro es poco conocida. Merrett (1983) ha descrito que alcanza la madurez sexual durante el primer año de vida, entre los 9 y 12 meses de edad. Una vez que ocurre el apareamiento y después de una gestación usualmente de cuatro meses, la hembra tiene una cría por parto, rara vez dos (Krieg, 1929; Redford & Eisenberg, 1992), que según Merrett (1983) pesaría alrededor de 113 g al nacer. Neris *et al.* (2002) proponen un período de lactancia entre cuatro y seis meses, aunque Merrett (1983) indica que el mismo es de sólo cuatro semanas. Las crías permanecen dentro de las madrigueras hasta el destete y se asume que a esa edad ya tienen la mitad del tamaño de la madre, por lo cual puede ser difícil distinguir a un juvenil de un subadulto o de un adulto pequeño (Trujillo & Superina, 2013).

Recientemente, el proyecto tatú canastra de Pantanal Brasil ha obtenido registros de tres crías de ocarro a través de la técnica de fototrampeo (A. Desbiez, com. pers., 2014). En muchas especies se

pueden conocer los aspectos reproductivos y de las crías a través de los ejemplares mantenidos en zoológicos. Sin embargo, a pesar de que existen algunos ejemplares de *Priodontes* en cautiverio, es difícil mantenerlos y nunca se ha logrado reproducirlos exitosamente en condiciones *ex situ* (Superina *et al.*, 2008).

En este trabajo se describen los primeros registros de crías de *P. maximus* en Colombia, haciendo énfasis en la temporalidad, cuidado parental y comportamiento de las crías.

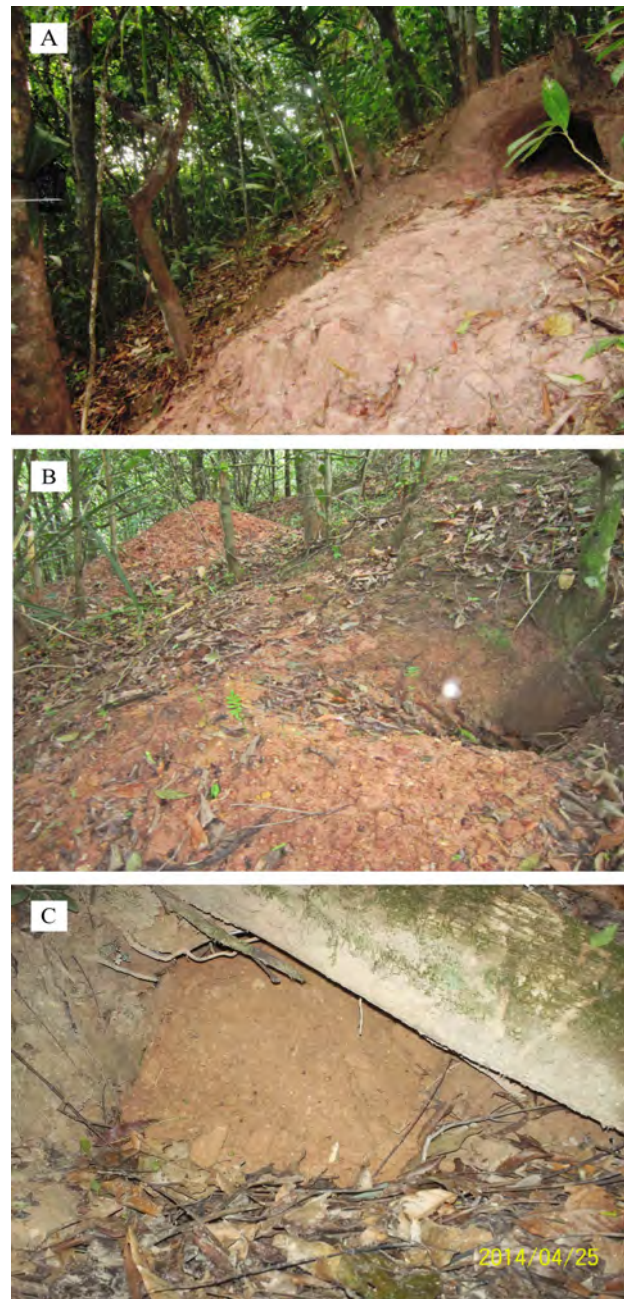


FIGURA 1. Madrigueras construidas por *Priodontes* en un bosque ripario de Puerto Gaitán (Meta-Colombia). A y B) ubicación de la trampa cámara frente a la entrada de la madriguera construida en una zona con pendiente y cobertura arbórea; C) madriguera con la entrada obstruida por un ocarro que se encuentra en el interior.

MATERIALES Y MÉTODOS

De febrero a agosto del año 2014 se desarrolló un proyecto de investigación que tuvo como objetivos la estimación de la densidad poblacional, patrones de actividad y ámbito de hogar de *P. maximus* en un bosque ripario ubicado en las inmediaciones del río Planas en el municipio de Puerto Gaitán, departamento del Meta, Colombia (4°1'56"N, 71°49'40"W).

En esta área, el relieve se compone en un 90% de planicies y un 10% de serranías. La precipitación promedio anual es de 2.300 mm y la temperatura atmosférica varía de 24 °C a 30 °C (Cicery *et al.*, 2005). La zona corresponde al pedobioma de sabana tropical estacional, caracterizado por sabanas extensas y vegetación boscosa restringida a bosques de galería (pedobioma freatófito; Hernández-Camacho & Sánchez, 1992).



FIGURA 2. Registros del ocarro (*Priodontes maximus*) en los bosques riparios de Puerto Gaitán (Meta-Colombia). A) Hembra adulta y su cría macho inspeccionando la madriguera; B) Interacción entre hembra adulta y su cría macho; C y F) Hembra adulta excavando para sacar su cría de la recámara subterránea; D) Hembra adulta y su cría macho caminando por una senda; E) Cría macho con las garras sobre el dorso de su progenitora.

Se instalaron 10 trampas cámara con sistema de detección activo (Bushnell Trophy Cam; Bushnell, Overland Park, KS, USA) frente a la entrada de 29 de un total de 157 cuevas localizadas que medían $42\pm 5,87$ cm de ancho y $35\pm 5,86$ cm de alto (FIGS. 1A, 1B, 1C), las cuales fueron clasificadas según su edad como nuevas, recientes y antiguas de acuerdo a los parámetros sugeridos por Carter (1983) para describir las madrigueras usadas en la crianza de los juveniles. Se identificaron a los ocarros registrados con el método descrito por Noss *et al.* (2004), comparando la configuración de las placas córneas y en particular la línea divisoria entre la banda clara y oscura de la coraza y de las placas de las extremidades posteriores.

RESULTADOS

Con un esfuerzo de captura de 1.335 noches de muestreo, obtuvimos un total de 426 registros de *P. maximus* agrupados en 78 eventos independientes (suceso de varios registros correlacionados o que ocurrieron en un mismo lugar y hora). De ellos, 244 fotografías y 13 videos corresponden a tres hembras con una cría cada una, y 128 imágenes a un macho subadulto habitando solo.

Caso 1: Hembra adulta y cría macho, juvenil (recorridos, inspección de madrigueras y destete)

De “Noora y Gaspar” (hembra y cría) se obtuvo un total de ocho eventos en diferentes fechas y lugares. La cría era un individuo macho de 4–5 meses; se estimó que tenía esta edad debido a su tamaño que no superaba la banda oscura de la coraza de su progenitora, además por la tonalidad suave y clara del cuerpo. Fue registrado por primera vez junto a su madre el día 8 de marzo de 2014 a las 3:00 hs ($4^{\circ}00'59''N$, $71^{\circ}49'58''W$). En esta ocasión se detuvieron e ingresaron la mitad de su cuerpo en una madriguera antigua para inspeccionarla (FIG. 2A).

El segundo registro de Noora y Gaspar (FIGS. 2D, 3A) ocurrió el día 23 de abril de 2014 a las 21:53 hs, a 460 m del primer registro ($4^{\circ}00'44''N$, $71^{\circ}49'56''W$). En éste la madre inspeccionó una madriguera antigua rápidamente y continuó caminando; la cría avanzaba junto a su madre en la parte posterior izquierda. Ambos avanzaron lentamente por la senda.

El día 12 de junio de 2014 se registró nuevamente a Gaspar ocupando una madriguera reciente ($4^{\circ}00'26''N$, $71^{\circ}47'42''W$) distanciada 4,15 km del segundo registro, pero la madre no fue fotografiada en esta ocasión. Se asume que para esta fecha ya se había producido el destete y el macho subadulto (7–8 meses de edad) vivía solitario como los demás adultos de la especie. Trece días después regresó a la misma madriguera, habitándola los días 25 y 26 de junio. El día 5 de julio Noora ingresó en la madriguera donde estuvo Gaspar. Finalmente, se registró a Gaspar solo, inspeccionando una madriguera antigua el día

7 de julio a 3,21 km del anterior registro ($4^{\circ}01'25''N$, $71^{\circ}46'17''W$).

Caso 2: Hembra adulta y cría macho, subadulto (recorridos exploratorios, garras sobre el dorso y cuidado parental)

De “Annie y Pipe” (hembra y cría) se obtuvieron tres registros en madrigueras que fueron localizadas previamente por los investigadores. La cría era un macho juvenil con una edad entre siete y ocho meses. Aunque su tamaño era casi igual al de su madre, se reconoció que era un juvenil por las tonalidades tenues y claras de su coraza, extremidades y cabeza. Además, el tegumento que une las placas óseas era de color claro y espaciado (FIG. 3B). El primer registro se obtuvo cuando inspeccionaban una madriguera antigua en un parche de bosque ($4^{\circ}02'16''N$, $71^{\circ}52'37''W$), el segundo en una madriguera reciente situada a 2,50 km ($4^{\circ}03'35''N$, $71^{\circ}52'55''W$) y el último registro, y tal vez el que mayor aporta información, ocurrió en una madriguera reciente distanciada por 500 m.

En esta última observación, se registraron comportamientos de cuidado parental posiblemente asociados a un tipo de “inspección y saludo”; la hembra salió de la madriguera y se apoyó sobre sus extremidades posteriores y cola para olfatear en varias direcciones. Posteriormente volvió a introducir su cabeza en la madriguera y su cría salió (FIG. 2B). Se identificó otro comportamiento que denominamos como “garras sobre el dorso”, en el que la cría apoya las extremidades anteriores y particularmente sus grandes garras sobre la espalda o dorso de la madre (FIGS. 2B, 2E, 3B).

Este comportamiento (garras sobre el dorso) se dio por intervalos con una duración mínima de 2:20 min y máxima de 4:36 min y a veces ocurría varias veces en el día (FIGS. 2B, 3B). La madre exponía ambos costados de su cuerpo hacia la cría y ésta en todos los casos subió sus garras sobre el dorso.

La cría fue registrada tres veces (19:11–19:36 hs; 2:06–4:05 hs; 19:11–22:57 hs) saliendo de su madriguera, haciendo recorridos exploratorios por la zona y regresando mientras la madre aún se encontraba en la madriguera descansando (FIG. 3C).

Caso 3: Hembra adulta y cría juvenil (obstrucción de entrada a madrigueras y cuidado parental)

“Sara y Spike” (hembra y cría) fueron registradas una sola vez, el día 7 de agosto del 2014 entre las 22:00 y 23:00 hs. Se estima que “Spike” tenía entre tres y cuatro meses de edad debido a su tamaño pequeño y coloración clara; el sexo no pudo ser determinado. En el lugar en que se registraron ($4^{\circ}05'41''N$, $71^{\circ}53'06''W$) había dos madrigueras recientes separadas por 5 m. Además de los rastros indirectos encontrados (huellas y excretas), las entradas de estas dos madrigueras se encontraban obstruidas con tierra. Se observaron señales de las garras sobre la



FIGURA 3. Ocarros (*Priodontes maximus*) en los bosques riparios de Puerto Gaitán (Meta-Colombia). A) Cría subadulto macho frente a una madriguera, segundo registro junto a su progenitora; B) Hembra adulta y su cría macho durante el comportamiento “garras sobre el dorso”; C) Subadulto macho.

tierra que había sido removida del exterior hacia el interior. Se instalaron dos trampas cámara para monitorear la entrada a las madrigueras. Al revisar los videos y fotografías obtenidos se observó que llegó una hembra y comenzó a excavar en este lugar desde las 23:04 hs hasta las 23:33 hs, horario en el cual se asomó la cabeza de la cría y luego fue saliendo lentamente todo su cuerpo (**FIGS. 2C, 2F**). Un video del Caso 3 está disponible en <<https://www.youtube.com/watch?v=Q76K-txuWCo>>.

DISCUSIÓN

Documentar aspectos de la reproducción de *Priodontes* ha sido difícil por diversas razones, como los hábitos crípticos y altamente fosoriales, su baja tolerancia a condiciones *ex situ* y la escasez de investigaciones de campo. Las observaciones aquí descritas representan nuevas contribuciones sobre el cuidado parental de los ocarros, así como características físicas y comportamentales de las crías. Los individuos fueron registrados en el hábitat de bosque ripario con sabanas naturales en los Llanos Orientales de Colombia. El régimen estacional en esta zona es bimodal: el invierno comprende los meses de marzo a noviembre y el verano de diciembre a marzo (Herrera, 2009). Los registros de hembras con cría aquí descritos fueron obtenidos en invierno. Por lo tanto, es probable que las crías nazcan a comienzos del verano y que para cuando llegue el invierno ya tengan suficiente autonomía para forrajear junto a su madre.

Las edades que reportamos para las crías pueden haber sido subestimadas, especialmente en el caso 2 donde la cría podría ser mayor. Si bien se pudo distinguir con facilidad los juveniles de los adultos, fue difícil determinar su edad exacta debido a la falta de información sobre tasas de crecimiento de esta especie, lo cual también dificultó describir con mayor precisión la temporalidad de los nacimientos y la época de reproducción.

Uno de los comportamientos identificados entre madre y cría fue “garras sobre el dorso” (**FIGS. 2E,**

3B). Aunque se desconoce su significado, probablemente es la primera descripción del comportamiento de jugueteo en armadillos dado que Loughry & McDonough (2013) no hallaron antecedentes de juego en estos animales en la literatura ni lo observaron a lo largo de sus investigaciones en campo. Además, podría estar asociado al desarrollo de capacidades motrices (Martin & Caro, 1985). En otros xenartros como los tamandúas (*Tamandua* spp.) y hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*), las hembras transportan a sus crías en el dorso (Linares, 1998; Superina *et al.*, 2010). En los armadillos, por su anatomía este comportamiento difícilmente se podría lograr.

Otro comportamiento identificado se relaciona con las excavaciones. Tradicionalmente los estudios sobre la ecología *in situ* de *Priodontes* han sido acompañados de censos de madrigueras, siendo éstas uno de los principales signos indirectos de su presencia en una zona. La identificación de las madrigueras se realizó en base a su tamaño, el ancho y alto de su entrada. Las medidas registradas fueron acordes con las reportadas en otros estudios: 46,7±5,2 y 38±9,3 cm (Anacleto, 1997); 43 y 36 cm (Ceresoli & Fernandez-Duque, 2012); y 32±5,25 y 39±5,81 cm (Desbiez & Kluyber, 2013). Estos autores, al igual que Carter y Encarnação (1983), mencionan que las madrigueras son construidas en su mayoría bajo montículos de termiteros y hormigueros. Sin embargo, ninguna de las madrigueras del presente estudio cumplía esta tendencia, siendo construidas en zonas con pendiente, cobertura arbórea y cercanas a cuerpos de agua como lo describe D’Azara (1801; **FIGS. 1A, 1B**).

La ubicación de las madrigueras en una pendiente es favorable para la supervivencia de los neonatos y crías juveniles que puedan estar en el interior, ya que reduce la probabilidad de que se inunde cuando llueve, como sucedería con madrigueras construidas en zonas planas. Efectivamente, en el Pantanal de Brasil, la inundación anual disminuye la posibilidad de los ocarros para encontrar refugio en madrigueras debido a que la infiltración del agua afecta los montículos y túneles excavados (Desbiez & Kluyber, 2013).

La dinámica entre las madrigueras y las ventajas que ofrecen a las crías es fundamental. Si bien un adulto de *Priodontes* sólo debería ser presa potencial para un puma (*Puma concolor*) o un jaguar (*Panthera onca*), las crías son más vulnerables y susceptibles a ser depredadas. Las madrigueras también son usadas por una gran variedad de vertebrados, entre ellos depredadores como el perro venadero (*Speothos venaticus*), tigrillos (*Leopardus pardalis*), pumas (*Puma concolor*), ulamas (*Eira barbara*), zorros de orejas cortas (*Atelocynus microtis*) y zorros (*Cerdocyon thous*; Leite-Pitman *et al.*, 2004; Desbiez & Kluyber, 2013). Éstas les proporcionan a los ocarros una gran ventaja frente a posibles amenazas y depredadores, especialmente si la entrada es obstruida con tierra. Al cerrar la entrada pueden evitar ataques de depredadores hacia ellos, pero también a sus crías cuando las dejan solas bajo la protección de sus recámaras subterráneas, como ocurrió en el caso 3.

La madriguera en que se observó el comportamiento de obstrucción de la entrada con la cría adentro (caso 3) se clasificó como reciente por la presencia de pequeños brotes de vegetación y la baja compactación del montículo de tierra en su entrada (Carter, 1983). Esta última característica facilitaba la remoción de tierra por parte de la hembra. Desbiez & Kluyber (2013) mencionan que las madrigueras nuevas y recientes son usadas con mayor frecuencia por otros vertebrados. Por lo tanto, la conducta identificada (obstrucción de entrada; caso 3) puede ser fundamental para la supervivencia de la cría al impedir el ingreso de potenciales depredadores.

Se estima que las cuevas recientes tienen una antigüedad entre 1 y 6 meses (Carter, 1983). Al contrastar este dato con la edad de la cría (3 a 4 meses; caso 3) registrada en una madriguera reciente, es probable que haya sido excavada exclusivamente para el parto, siendo usada durante los primeros meses de vida de la cría.

Aunque este estudio aporta datos novedosos sobre el comportamiento de ocarros silvestres, se requiere realizar más investigaciones sobre la estrategia reproductiva de esta especie. Es posible que alcance la madurez sexual más tarde, los neonatos sean mayores, el período de lactancia sea más prolongado de lo que se cree y las crías salgan de la madriguera eventualmente a realizar recorridos exploratorios sin que se haya producido el destete.

Nuestras hipótesis se fundamentan en observaciones de campo y el hecho de que la información aportada por Neris *et al.* (2002) esté basada en encuestas aplicadas a comunidades locales, lo cual genera cierto grado de incertidumbre. Por otra parte, los datos provistos por Merrett (1983) se remiten a dos fuentes, Felix (1982) y Divers (1978). El primero es un libro de divulgación del cual se desconoce la fuente de información. La tabla con datos vitales para

xenartros publicada por Divers (1978:446) brinda información para un grupo de armadillos compuesto por *Priodontes*, *Cabassous* y *Tolypeutes*, sin especificar qué parámetro fue determinado en cuál de estos géneros. Sin embargo, es poco probable que especies que varíen de 1,5 kg (*Tolypeutes* spp.) hasta 50 kg (*P. maximus*) alcancen la madurez sexual a la misma edad y tengan el mismo peso al nacer. Teniendo en cuenta que algunas especies de armadillos, como *Tolypeutes matacus* y *Zaedyus pichiy*, nacen con un peso que corresponde al 6–7% del peso adulto (Superina & Loughry, 2012), se puede estimar que un neonato de *P. maximus* pesa entre 1,9 y 3,5 kg, es decir, mucho más de lo indicado por Merrett (1983). Lamentablemente, debido a la carencia de información científica sobre la reproducción del ocarro, estos errores publicados en la literatura han sido citados repetidamente por otros autores sin corroborar su veracidad.

CONCLUSIONES

Esta Comunicación Breve constituye una de las primeras descripciones sobre aspectos reproductivos de *Priodontes* a nivel mundial y contribuye con el conocimiento del cuidado parental y comportamiento de las crías del ocarro en ecosistemas de Colombia. De igual forma, es importante hacer mayores esfuerzos de investigación para comprender la complejidad etológica de la especie.

AGRADECIMIENTOS

A la Iniciativa de Especies Amenazadas Jorge Ignacio Hernández-Camacho, Oleoducto de los Llanos Orientales S.A., Fundación Omacha, Conservación Internacional Colombia, Idea Wild, Cormacarena, Bioparque Los Ocarros, Ricolac, Arnaud Desbiez, Marcela Rivera, Gonzalo Acosta, Alirio Balaguera, Oscar Gamez y Josefa Cuero.

REFERENCIAS

- Abba, A. M. & M. Superina. 2010. The 2009/2010 armadillo Red List assessment. *Edentata* 11: 135–184.
- Aguiar, J. M. & G. A. B. Fonseca. 2008. Conservation status of the Xenarthra. Pp. 215–231 in: *The biology of the Xenarthra* (S. F. Vizcaíno & W. J. Loughry, eds.). University Press of Florida, Gainesville.
- Anacleto, T. C. S. 1997. Dieta e utilização de habitat do tatu-canastra (*Priodontes maximus* Kerr, 1792) numa área de cerrado do Brasil Central. Tese de Mestrado, Universidade de Brasilia, Brasilia.
- Anacleto, T. C. S. & J. Marinho-Filho. 2001. Hábito alimentar do tatu-canastra (Xenarthra, Dasypodidae) em uma área de cerrado do Brasil Central. *Revista Brasileira de Zoologia* 18: 681–688.

- Aya-Cuero, C. A. & A. Rodríguez-Bolaños. 2014. Primeras aproximaciones al estudio del ocarro *Priodontes maximus* (Cingulata: Dasypodidae) en un bosque de galería del municipio de Puerto Gaitán (Meta – Colombia) P. 238 in IV Congreso Colombiano de Zoología, Cartagena, Colombia.
- Barreto, M., P. Barreto & A. D’Alessandro. 1985. Colombian armadillos: stomach contents and infection with *Trypanosoma cruzi*. *Journal of Mammalogy* 66: 188–193.
- Cabrera, J. A., P. H. Lozano & F. Molano. 1995. Mamíferos de la sierra de la Macarena (Meta, Colombia). Asociación para la Defensa de la Macarena, Giro Editores Ltda., Bogotá, Colombia. 150 pp.
- Carter, T. S. 1983. The burrows of giant armadillos, *Priodontes maximus* (Edentata: Dasypodidae). *Säugetierkundliche Mitteilungen* 31: 47–53.
- Carter, T. S. & C. D. Encarnaçao. 1983. Characteristics and use of burrows by four species of armadillos in Brazil. *Journal of Mammalogy* 64: 103–108.
- Ceresoli, N. & E. Fernandez-Duque. 2012. Size and orientation of giant armadillo burrow entrances (*Priodontes maximus*) in western Formosa province, Argentina. *Edentata* 13: 66–68.
- Cicery, E., L. Gualtero & R. E. Cicery. 2005. Monografía del municipio de Puerto Gaitán, visión geohistórica y cultural. Disponible en <<http://www.puertogaitan-meta.gov.co>>. 105 pp.
- CITES. 2013. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. <<http://www.cites.org>> Consultada 3 de febrero de 2015.
- D’Alessandro, A., R. L. Rausch, G. A. Morales, S. Collet & D. Angel. 1981. *Echinococcus* infections in Colombian animals. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 30: 1263–1275.
- D’Azara, F. 1801. *Essais sur l’histoire naturelle des quadrupèdes de la province du Paraguay*. Charles Pougens, Paris. 499 pp.
- Desbiez, A. L. J. & D. Kluyber. 2013. The role of giant armadillos (*Priodontes maximus*) as physical ecosystem engineers. *Biotropica* 45: 537–540.
- Divers, B. J. 1978. Edentates. Pp. 439–448 in: *Zoo and wild animal medicine* (M. E. Fowler, ed.). W.B. Saunders, Philadelphia.
- Dixon, A., N. Harvey, M. Patton & J. Setchell. 2003. Behaviour and reproduction. Pp. 24–41 in: *Reproductive science and integrated conservation* (W. V Holt, A. R. Pickard, J. C. Rodger & D. E. Wildt, eds.). Cambridge University Press, London.
- Eisenberg, J. F. & K. H. Redford. 1999. *Mammals of the Neotropics, Volume 3. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia and Brazil*. University of Chicago Press, Chicago. 609 pp.
- Felix, J. 1982. *Animals of the Americas*. Hamlyn Publishing Group Ltd., London. 304 pp.
- Gardner, A. L. 2008. *Mammals of South America. Volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. University of Chicago Press, Chicago. 669 pp.
- González-Maya, J., A. Hurtado-Moreno, M. Vela-Vargas, A. Zarrate-Charry & A. Pineda-Guerrero. 2014. Representatividad de las áreas protegidas para la conservación de xenarthros en Colombia. P. 239 in IV Congreso Colombiano de Zoología, Cartagena, Colombia.
- Hernández-Camacho, J. & H. Sánchez. 1992. Biomas terrestres de Colombia. Pp. 153–173 in: *La diversidad biológica de Iberoamérica, Vol. I* (G. Halfpeter, ed.). Acta Zoológica Mexicana, CYTED-D, Xalapa, Mexico.
- Herrera, N. A. 2009. Plan prospectivo agropecuario Puerto Gaitán 2020. Municipio de Puerto Gaitán, Oficina agropecuaria, Colombia. 361 pp.
- Krieg, H. 1929. Biologische Reisestudien in Südamerika. IX Gürteltiere. *Zeitschrift für Morphologie und Oekologie der Tiere* 14: 166–190.
- Leite-Pitman, R. *et al.* 2004. Habitat use and activity of the giant armadillo (*Priodontes maximus*): preliminary data from southeastern Peru. 2004 Annual Meeting of the Society for Conservation Biology, New York, USA.
- Linares, O. 1998. *Mamíferos de Venezuela*. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela, Caracas, Venezuela. 691 pp.
- Loughry, W. J. & C. M. McDonough. 2013. *The nine-banded armadillo: a natural history*. University of Oklahoma Press, Norman, OK. 323 pp.
- Martin, P. & T. M. Caro. 1985. On the functions of play and its role in behavioral development. *Advances in the Study of Behavior* 15: 59–103.
- Meritt, D. A. Jr. 2006. Research questions on the behavior and ecology of the giant armadillo (*Priodontes maximus*). *Edentata* 7: 30–33.
- Merrett, P. K. 1983. *Edentates: project for city and guilds. Animal management course*. The Zoological Trust of Guernsey, Guernsey. 176 pp.
- Neris, N., F. Colman, E. Ovelar, N. Sukigara & N. Ishii. 2002. *Guía de mamíferos medianos y grandes del Paraguay: distribución, tendencia poblacional y utilización*. SEAM, Asunción, Paraguay. 165 pp.
- Noss, A. J., R. Peña & D. I. Rumiz. 2004. Camera trapping *Priodontes maximus* in the dry forests

- of Santa Cruz, Bolivia. *Endangered Species Update* 21: 43–52.
- Palomino-Ortega, A., R. Murillo & A. Rodríguez-Bolaños. 2007. Aporte al conocimiento del manejo en cautiverio de los Dasypodidae (*Priodontes maximus*, *Dasyopus novemcinctus* y *Cabassous unicinctus*) en el Bioparque Los Ocarros – Villavicencio/Meta. P. 124 in XXI Jornadas Argentinas de Mastozoología, Tafí del Valle, Argentina.
- Redford, K. H. & J. F. Eisenberg. 1992. *Mammals of the Neotropics, Volume 2. The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay*. University of Chicago Press, Chicago. 460 pp.
- Rodríguez-Mahecha, J. V., M. Alberico, F. Trujillo & J. Jorgenson. 2006. *Libro Rojo de los mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia*. Conservación Internacional Colombia y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogotá, Colombia. 433 pp.
- Silveira, L., A. T. A. Jácomo, M. M. Furtado, N. M. Torres, R. Sollmann & C. Vynne 2009. Ecology of the giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the grasslands of central Brazil. *Edentata* 8–10: 25–34.
- Smith, P. 2007. Giant armadillo *Priodontes maximus*. *FAUNA Paraguay handbook of the mammals of Paraguay* 6. 11 pp. <<http://www.faanaparaquay.com>> Consultada 13 de abril de 2015.
- Superina, M. & W. J. Loughry. 2012. Life on the half-shell: consequences of a carapace in the evolution of armadillos. *Journal of Mammalian Evolution* 19: 217–224.
- Superina, M., F. Miranda & A. M. Abba. 2010. The 2010 anteater Red List assessment. *Edentata* 11: 96–114.
- Superina, M., F. Miranda & T. Plese. 2008. Maintenance of *Xenarthra* in captivity. Pp. 232–243 in: *The biology of the Xenarthra* (S. F. Vizcaíno & W. J. Loughry, eds.). University Press of Florida, Gainesville.
- Superina, M., N. Pagnutti & A. M. Abba. 2014. What do we know about armadillos? An analysis of four centuries of knowledge about a group of South American mammals, with emphasis on their conservation. *Mammal Review* 44: 69–80.
- Trujillo, F. & M. Superina. 2013. *Armadillos de los Llanos Orientales*. Fundación Omacha, ODL, Corporinoquia, Cormacarena, Bioparque Los Ocarros, Corpometa, Bogotá. 176 pp.
- Wetzel, R. M. 1985. Taxonomy and distribution of armadillos, Dasypodidae. Pp. 23–47 in: *The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas* (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.

Recibido: 5 de marzo de 2015; Aceptado: 10 de junio de 2015



COMUNICACIÓN BREVE

Áreas de extracción de xenartros en el Caribe colombiano

ERIKA HUMANEZ-LÓPEZ^{A,1}, JULIO CHACÓN PACHECO^A Y TINKA PLESE^B

^AGrupo de Investigación Biodiversidad Unicórdoba, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba, Carrera 6 No. 76-103, Montería, Córdoba, Colombia. E-mail: erikahl_91@hotmail.com (EHL), jchacon_bio@hotmail.com (JCP)

^BFundación AIUNAU, Circular 1^a, No. 73 – 24 Medellín, Colombia. E-mail: tkplese@gmail.com

¹ Autor para correspondencia

Resumen Por su amplia oferta de biodiversidad, Colombia se ha convertido en un centro importante del comercio ilegal de vida silvestre que a pesar de que ocurre en todo el país, no tiene suficiente información para comprender la dinámica de la actividad. Este documento proporciona información actualizada sobre las áreas de mayor extracción de xenartros en el Caribe colombiano. Aquí reportamos que los departamentos de mayor tráfico son Córdoba, Atlántico y Sucre, y se resalta a *Bradypus variegatus*, *Choloepus hoffmanni* y *Tamandua mexicana* como las especies más amenazadas por esta actividad.

Palabras clave: Colombia, hormigueros, perezosos, tráfico ilegal de especies

Areas of extraction of Xenarthra in the Colombian Caribbean

Abstract Due to its high biodiversity, Colombia has become a major center of illegal wildlife trade. Although the latter occurs all over the country, the available information is insufficient to understand the dynamics of the activity. This paper provides updated information about the areas of increased extraction of xenarthrans in the Colombian Caribbean. We report that the departments with highest rates of wildlife traffic are Córdoba, Atlántico, and Sucre. *Bradypus variegatus*, *Choloepus hoffmanni*, and *Tamandua mexicana* are the species most threatened by this activity.

Keywords: Anteaters, Colombia, illegal trafficking of species, sloths

Los xenartros son un grupo que presentan problemas ligados al uso simbólico o material en las poblaciones humanas (Baptiste *et al.*, 2002; Mendivelson & Montenegro, 2007). Esto los expone a la extracción indiscriminada para ser utilizados como mascotas, alimentos o incluso con fines coleccionistas (MAVDT, 2010). Se estima que de todos los individuos de fauna silvestre extraídos sólo un 10% logra sobrevivir, mientras que el 90% restante muere durante la caza o el transporte (Moreno *et al.*, 2007). El volumen de extracción y tráfico ilegal de especies silvestres sigue siendo de gran magnitud, por lo que es necesario implementar medidas de control que permitan contrarrestar la salida de estas especies de los ecosistemas. A pesar de que la costa Caribe se reconoce como la zona de Colombia con mayores reportes de tráfico ilegal de especies silvestres, se cuenta con pocos datos sobre

las áreas de extracción y de tráfico de los xenartros (Moreno *et al.*, 2007; Rivera, 2007; Mancera & Reyes, 2008).

Por esta razón, se buscó conocer las áreas de extracción de especies de xenartros en la costa Caribe colombiana mediante la determinación de los lugares con incidencia de tráfico ilegal y las especies mayormente extraídas. Para esto, se solicitó la información de los ingresos de xenartros desde el año 2008 hasta 2012 a las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR's), Corporaciones para el Desarrollo Sostenible (CDS) y Departamentos Administrativos (DA) de los siete departamentos de la costa Caribe colombiana (Córdoba, Sucre, Bolívar, Atlántico, Magdalena, Cesar y La Guajira). Luego de la identificación de los sitios de procedencia (departamentos y municipios),

se elaboró un mapa para cada especie con el software ArcGIS 10.2 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA) contrastando esta información con la ocurrencia del tráfico.

Se encontraron 575 reportes de extracción de especies del superorden Xenarthra, según los registros de las CAR's para la costa Caribe colombiana, donde *Bradypus variegatus* (36%), *Choloepus hoffmanni* (23,1%), *Tamandua mexicana* (20,1%) y *Dasyopus novemcinctus* (15,4%) presentaron los valores más altos de ingreso, seguidas por *Myrmecophaga tridactyla* con el

3,8% y *Cyclopes didactylus* y *Cabassous centralis* con 0,7% de los ingresos cada una.

El departamento de Córdoba presenta el mayor registro de ingresos de xenartros producto del tráfico ilegal (51,8%). Además, la extracción se realiza principalmente en 26 municipios, donde la ciudad de Montería presenta 52,6% de los ingresos, seguido de Sahagún (7,7%), Lorica (6,3%), San Carlos (3,6%) y Cereté (3,3%). La extracción se evidencia también en los departamentos de Atlántico (16,5%), Sucre (12,0%), La Guajira (9,6%), Cesar (6,4%), Magdalena (2,3%) y Bolívar (1,4%). Se encontró que los municipios

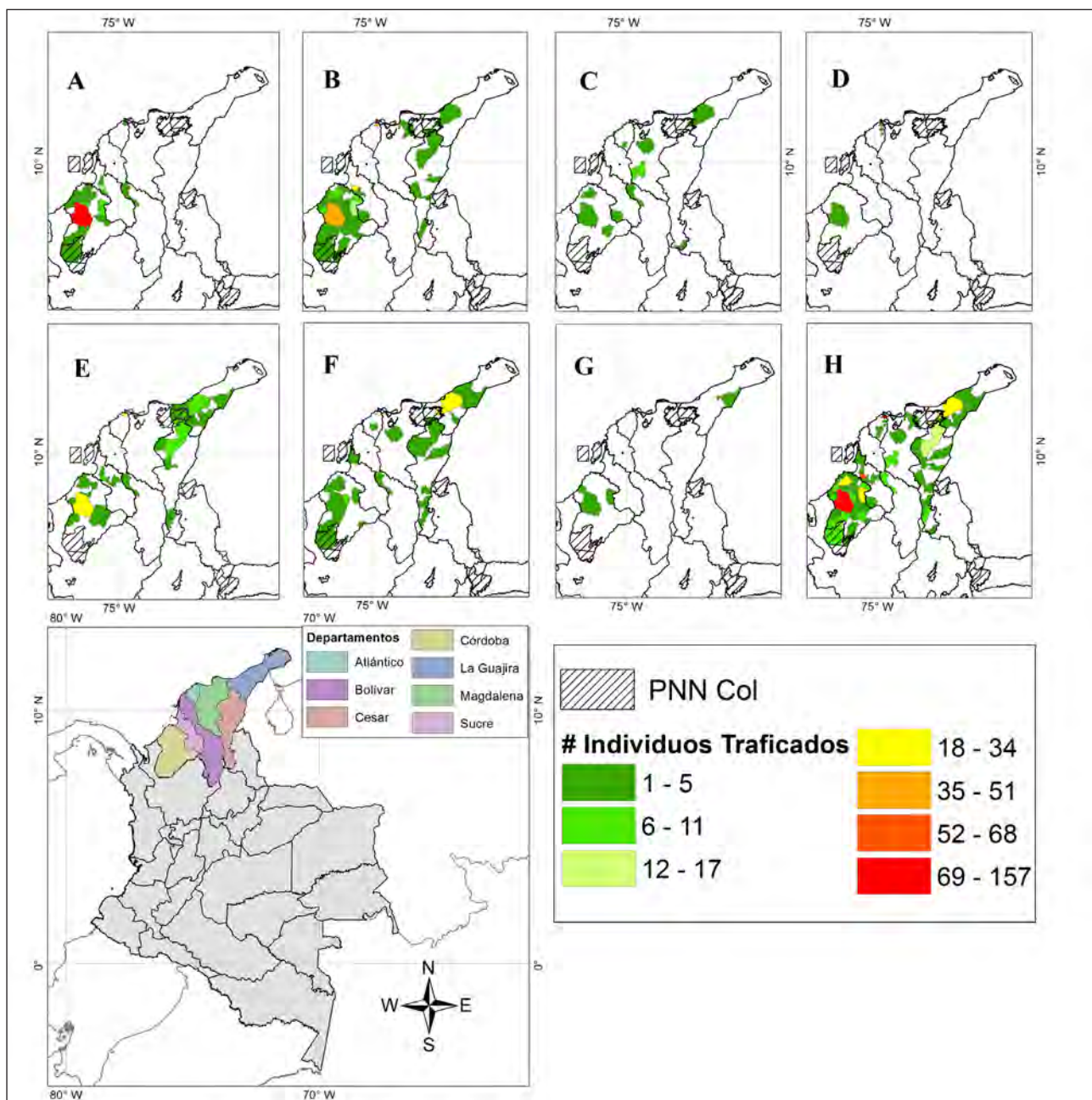


FIGURA 1. Áreas de extracción por especie (A-G) y áreas de extracción de todos los xenartros en la costa Caribe colombiana (H). A) *Choloepus hoffmanni*; B) *Bradypus variegatus*; C) *Myrmecophaga tridactyla*; D) *Cyclopes didactylus*; E) *Tamandua mexicana*; F) *Dasyopus novemcinctus*; G) *Cabassous centralis*. PNN Col: Parques Nacionales Naturales de Colombia.

capitales (Montería, Sincelejo, Barranquilla, Riohacha y Valledupar) presentan los mayores valores de tráfico ilegal de xenartros. Por su parte, para el Archipiélago de San Andrés y Providencia no se registraron reportes de tráfico de estas especies (FIG. 1).

Al relacionar las especies con las áreas de extracción, se encontró que *B. variegatus*, *Ch. hoffmanni*, *T. mexicana*, *D. novemcinctus* y *C. centralis* son extraídos principalmente del departamento de Córdoba. Por su parte, *M. tridactyla* es extraído en su mayoría de los departamentos de Magdalena y Córdoba, mientras que de los cuatro individuos traficados de *C. didactylus*, tres fueron extraídos del departamento de Atlántico y uno de Córdoba.

Estas áreas de extracción y sus diferencias en los reportes de xenartros pueden estar relacionadas en que la mayoría integran zonas de preferencia turística y sirven a su vez de vía para el tránsito de los turistas que ingresan del interior del país (Rojano *et al.*, 2013). Al ser en su mayoría delicados para transportar, los xenartros son comercializados principalmente en vías nacionales como mascotas, a excepción de los armadillos que son vendidos para consumo en los mercados públicos de los centros urbanos (Pupo & González, 2003; Aguilera-Díaz, 2004; Ayazo, 2006). Es así que los resultados por departamentos concuerdan en su mayoría con lo reportado por Moreno & Plese (2006) y Rojano *et al.* (2013), quienes ubicaron a Córdoba como el mayor eje de tráfico en la costa Caribe y afirmaron que la cadena de tráfico de perezosos en Colombia se originaba principalmente en los departamentos de Córdoba y Sucre, seguidos de Bolívar, Atlántico y Magdalena.

En Córdoba, el departamento con mayor registro de tráfico ilegal, se están realizando esfuerzos para revertir esta situación a través de la campaña conocida como "Soy salvafauna" y la existencia del centro de recepción de la costa Caribe que permite seguir los protocolos establecidos en la ley nacional.

Fundamentalmente, los municipios relacionados con la extracción de individuos de las especies de *Xenarthra* corresponden a sitios cercanos a las capitales de dichos departamentos y, a su vez, están relacionados con las vías de acceso a éstas. Además, en la mayoría de los casos existe una relativa cercanía entre éstos y las áreas protegidas de carácter nacional, por lo que esta cercanía puede estar influenciando en los registros de estas especies en el análisis.

Igualmente, los ingresos de los individuos a las distintas instituciones ambientales se relacionan mayormente con su distribución de las mismas en los departamentos de jurisdicción de dichas entidades. Tal es el caso de *M. tridactyla* para los departamentos de Bolívar y Magdalena, correspondientes a las zonas de jurisdicción de la CAR del Magdalena (CORPAMAG) y la CAR del Sur de Bolívar (CSB). Por su parte, el perezoso de tres dedos (*B. variegatus*) es reportado por

Moreno & Plese (2006) como una especie traficada en los departamentos de Córdoba, Sucre y Atlántico, lo que concuerda con los porcentajes obtenidos en este trabajo. El alto porcentaje de ingreso de *D. novemcinctus* en La Guajira se basa en que esta especie es fuertemente perseguida para su consumo en ese departamento (Fundación Servimos, 2004).

Las diferencias entre los ingresos de xenartros en las instituciones ambientales se pueden relacionar con las acciones realizadas, como son la frecuencia e intensidad de los operativos policiales y actividades de concienciación ambiental. Solo algunas CAR's cuentan con registros organizados sobre las incautaciones de especímenes. Sin embargo, en algunos casos éstas no poseen o no siguen los requerimientos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia estandarizados para la recolecta de la información (Ley 1333 de 2009, Resolución 2064 de 2010).

AGRADECIMIENTOS

A las Corporaciones Autónomas Regionales (CORPOGUAJIRA, CORPOCESAR, CORPAMAG, CRA, CSB, CARSUCRE, CVS), Corporaciones para el Desarrollo Sostenible (CORPOMOJANA) y Departamentos Administrativos (DAMAB) de la costa Caribe colombiana, por el envío de la información indispensable para la elaboración de este estudio.

REFERENCIAS

- Aguilera-Díaz, M. 2004. La Mojana: riqueza natural y potencial económico. Revista Documentos de Trabajo sobre Economía Regional 48: 5-6.
- Ayazo, R. 2006. Reconocimiento de la fauna silvestre comercializada en los mercados públicos de cinco municipios de la subregión del Sinú Medio, Córdoba-Colombia. Trabajo de grado, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba, Colombia. 130 pp.
- Baptiste, L. G., R. Polanco, S. Hernández & M. Quiceno. 2002. Fauna silvestre de Colombia: Historia económica y social de un proceso de marginalización. Pp. 295-340 in: Rostros culturales de la fauna. Las relaciones entre los humanos y los animales en el contexto colombiano (A. Ulloa, ed.). Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Fundación Natura, Bogotá, D. C.
- Fundación Servimos. 2004. Plan de Gestión Ambiental del municipio de Albania-Guajira. Municipio de Albania, La Guajira, Colombia. 109 pp.
- Mancera, N. & O. Reyes. 2008. Comercio de fauna silvestre en Colombia. Revista de la Facultad Nacional de Agronomía Medellín 61: 4618-4645.

- MAVDT – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010. Cuarto informe nacional ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica – República de Colombia. Bogotá, D.C. 239 pp.
- Mendivelson, D. & O. Montenegro. 2007. Diagnóstico del tráfico ilegal y del manejo post decomiso de fauna silvestre en nueve corporaciones autónomas regionales de Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 125: 127–128.
- Moreno, S. & T. Plese. 2006. The illegal traffic in sloths and threats to their survival in Colombia. *Edentata* 6: 10–18.
- Moreno, S., T. Plese & C. Rodríguez. 2007. Estrategia nacional para la prevención y control al tráfico ilegal de las especies silvestres de perezosos en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, D.C. 23 pp.
- Pupo, D. & J. González. 2003. Diagnóstico y evaluación de los patrones de utilización y comercialización de fauna silvestre en el mercado público del municipio de Caucasia (Antioquia) y Ayapel (Córdoba). Trabajo de grado, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba, Colombia. 82 pp.
- Rivera, L. 2007. Comercio de fauna en Colombia e información oculta: nuevos retos en la regulación para su uso sostenible. *Desarrollo y Sociedad* 60: 47–91.
- Rojano, C., H. Padilla, E. Almentero & G. Alvarez. 2013. Percepciones y usos de los *Xenarthra* e implicaciones para su conservación en Pedraza, Magdalena, Colombia. *Edentata* 14: 58–65.

Recibido: 10 de abril de 2015; Aceptado: 27 de octubre de 2015



FIELD NOTE

An observation of chasing behavior in the yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus*) at Maciço do Urucum, Corumbá, MS, Brazil

GRASIELA PORFIRIO^{A,1}, FILIPE MARTINS SANTOS^A, LEONARDO NASCIMENTO^B, WANESSA TEIXEIRA GOMES BARRETO^A, PRICILA FÁTIMA DE SOUZA^A AND PAULA H. SANTA RITA^A

^APrograma de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, Universidade Católica Dom Bosco, Avenida Tamandaré, 6.000, Jardim Seminário, Caixa Postal 100, CEP 79117-900, Campo Grande, MS, Brasil. E-mail: grasi_porfirio@hotmail.com (GP), filipemsantos@outlook.com (FMS), pricila.souza@hotmail.com (PFS), paulabiovet@hotmail.com (PHSR)

^BGraduação em Ciências Biológicas, Universidade Católica Dom Bosco, Avenida Tamandaré, 6.000, Jardim Seminário, Caixa Postal 100, CEP 79117-900, Campo Grande, MS, Brasil. E-mail: leonardonascimentoleo@gmail.com

¹ Corresponding author

Abstract Chasing behavior is described as a component of the reproductive repertoire of the yellow armadillo *Euphractus sexcinctus*. In this note, we report a field observation of chasing behavior in yellow armadillos obtained with camera trapping at Maciço do Urucum on the western border of the Brazilian Pantanal. Five specimens of unidentified gender were recorded in chasing activity. After this chasing sequence other specimens were recorded, but they were apparently nosing the ground on the same trail. Our records increase the knowledge about the ecology and natural history of this species.

Keywords: behavior, biology, camera trap, Pantanal

Uma observação de comportamento de perseguição em tatu peba (*Euphractus sexcinctus*) no Maciço do Urucum, Corumbá, MS, Brazil

Resumo O comportamento de perseguição é descrito como um componente do repertório reprodutivo do tatu peba (*Euphractus sexcinctus*). Nesta nota de campo, descrevemos uma observação do comportamento de perseguição em tatus pebas obtida com o uso de armadilha fotográfica no Maciço do Urucum, borda oeste do Pantanal. Embora não tenha sido possível identificar os sexos dos indivíduos envolvidos, cinco animais foram registrados em comportamento de perseguição. Após esse registro, outros indivíduos, que apenas cheiravam a trilha, foram fotografados. Nossos registros ampliam o conhecimento a respeito da ecologia e história natural dessa espécie.

Palavras-chave: armadilha fotográfica, biologia, comportamento Pantanal

The yellow armadillo, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), is the largest of the five species of euphractine armadillos (Wetzel, 1985) occurring over a wide area of South America, from southern Suriname, most of Brazil, and in adjacent areas of Bolivia, Paraguay, Uruguay, and Argentina (Redford & Wetzel, 1985; Wetzel, 1985; Silva-Júnior & Nunes, 2001). Despite its wide distribution, presumably large population and tolerance to habitat changes (Abba & Superina, 2010), the ecology, behavior and natural history of *E. sexcinctus* remain poorly understood (Desbiez *et al.*, 2006; Médri, 2008). The

species is currently listed as Least Concern by the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN, 2014).

In this field note, we report an observation of chasing behavior among *E. sexcinctus* at Maciço do Urucum on the western border of the Brazilian Pantanal. Chasing behavior among yellow armadillos was reported by Desbiez *et al.* (2006) as having a possible reproductive function or a strategy to defend territories or food resources, while Tomas *et al.* (2013) asserted that chasing behavior among *E. sexcinctus* represented a reproductive event. In their

observations in the Brazilian Pantanal (Nhecolândia), Tomas *et al.* (2013) noticed that males of *E. sexcinctus* did not interact with each other on two reports of chasing events. The authors suggested that competition for mating in this species seems to be based on the ability of a male to be the first to reach and mount a female, rather than on overt exhibition of aggressive behavior among males.

Our observation of chasing behavior was recorded on a camera trap (Bushnell Trophy Cam, USA) installed on a tree at approximately 35 cm above ground level, which was set up to operate 24 hours/day and take three consecutive pictures at five second intervals. The camera trap was placed at Fazenda Palestina (19°08'25"S, 57°36'34"W), municipality of Corumbá, MS, located at the base of Maciço do Urucum, a geological formation that is one of the few elevated areas in the Pantanal (Alfonsi & Camargo, 1986) and an important zone of iron and manganese mining in Brazil (Tomas *et al.*, 2010).

On 4 November 2014 at 18:57 hr we recorded a photographic sequence of five yellow armadillos in a chasing event (FIG. 1). Although it was not possible to determine their respective sexes, the five individuals were recorded in a chase sequence along a trail in a forested habitat. The images do not show mounting or aggressive behaviors between animals. The weather was rainy on that day and no burrows were found in the neighborhood of the camera trap after equipment checking. Roughly four hours after the chasing sequence was recorded (at 22:46 hr) a yellow armadillo was photographed apparently nosing the ground on the same trail (FIG. 2). In the second photograph of this later sequence, we observed a second individual in the background of the trail (FIG. 3). Again, it was not possible to determine the sexes of these individuals. On 5 November 2014,



FIGURE 1. Yellow armadillos (*Euphractus sexcinctus*) photo-trapped in November 2014 during chasing behavior at Fazenda Palestina, Maciço do Urucum, Corumbá, MS, Brazil.

we obtained two additional records of an apparently solitary yellow armadillo meandering along the forest trail and its surroundings. These pictures were recorded at 00:40 hr and at 02:30 hr (FIG. 4).

According to Tomas *et al.* (2013), the chasing event registered here is part of the mating repertoire of *E. sexcinctus*. However, contrary to what has been described by these authors or by Desbiez *et al.* (2006), we did not find evidence of frantic excavation by this species or the presence of recent and active burrows around or nearby the camera trap. Tomas *et al.* (2013) also mentioned that males might continue the chase sequence inside burrows in search of the female. We did not observe this behavior, although other specimens were recorded nosing the ground and meandering the trail where the chasing sequence records were obtained. Nevertheless, Desbiez *et al.* (2006) mentioned the continuity of chasing behavior for over an hour.



FIGURE 2. A yellow armadillo photographed in November 2014 at Fazenda Palestina presumably nosing the trail roughly four hours past the initial chasing observation.



FIGURE 3. Two yellow armadillos recorded crossing the trail moments later.



FIGURE 4. A yellow armadillo specimen crossing the same trail roughly seven hours after the chasing event observation.

Both observations of Tomas *et al.* (2013) occurred approximately at 17:00 hr. Although *E. sexcinctus* is described as mainly diurnal, the species may occasionally be active at night (Redford & Wetzel, 1985; Médri, 2008), with temperature strongly influencing the behavior of *E. sexcinctus* (Médri, 2008). However, our records of specimens nosing the ground of the trail after the chasing behavior sequence of pictures may indicate that extension of activity patterns may also be related to reproductive events, meriting further research.

Our unique sequence of records possibly corroborates the suggestions of Tomas *et al.* (2013) concerning a mating period for *E. sexcinctus* lasting from the mid-dry season to the onset of the rainy season (July to November). Observations like ours may shed light on the ecology and natural history of the yellow armadillo.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to the owner of the Fazenda Palestina ranch for granting permission to the authors to work on his land and to UCDB (Universidade Católica Dom Bosco), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, for supporting our research efforts at Maciço do Urucum. We also thank CAPES for the scholarship granted to GP (PNPD 20132885).

LITERATURE CITED

- Abba, A. M. & M. Superina. 2010. The 2009/2010 armadillo Red List assessment. *Edentata* 11: 135–184.
- Alfonsi, R. R. & M. B. P. Camargo. 1986. Climatologia. Pp. 1–265 in *Anais do 1º Simpósio sobre recursos sócio-econômicos do Pantanal*, Brasília.
- Desbiez, A. L. J., P. A. Lima Borges & I. M. Médri. 2006. Chasing behavior in yellow armadillos, *Euphractus sexcinctus*, in the Brazilian Pantanal. *Edentata* 7: 51–53.
- IUCN. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.3. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 3 December 2014.
- Médri, I. M. 2008. Ecologia e história natural do tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Doctoral Thesis, Universidade de Brasília, Brasília. 167 pp.
- Redford, K. H. & R. M. Wetzel. 1985. *Euphractus sexcinctus*. *Mammalian Species* 252: 1–4.
- Silva Júnior, J. S. & A. P. Nunes. 2001. The disjunct geographical distribution of the yellow armadillo *Euphractus sexcinctus* (Xenarthra, Dasypodidae). *Edentata* 4: 16–18.
- Tomas, W. M., I. H. Ishii, C. Strussmann, A. P. Nunes, S. M. Salis, Z. Campos, V. L. Ferreira, M. O. Bordignon, A. T. M. Barros & D. R. C. Padilha. 2010. Borda Oeste do Pantanal e Maciço do Urucum em Corumbá, MS: Área prioritária para conservação da biodiversidade. Pp. 1–6 in *5º Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal*, Corumbá.
- Tomas, W. M., Z. Campos, A. L. J. Desbiez, D. Kluyber, P. A. L. Borges & G. Mourão. 2013. Mating behavior of the six-banded armadillo *Euphractus sexcinctus* in the Pantanal wetland, Brazil. *Edentata* 14: 87–89.
- Wetzel, R. M. 1985. Taxonomy and distribution of armadillos, Dasypodidae. Pp. 23–46 in: *The evolution and ecology of armadillos, sloths, and vermilinguas* (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London.

Received: 9 December 2014; Accepted: 9 April 2015

NOTA DE CAMPO

Registro de presencia del oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en plantaciones forestales comerciales en Colombia

CESAR ROJANO^{A,1}, HERNÁN PADILLA^B, ANDREA GIRALDO^C, GABRIEL ÁLVAREZ^B Y ELVER RAMOS^B

^AFundación Cunaguaro, Proyecto de conservación de Hormigueros de Colombia, Calle 20 #28-06, El Yopal, Casanare, Colombia.
E-mail: c.rojanob@gmail.com

^BProyecto de conservación de Hormigueros de Colombia, Calle 63 #27-19, Barranquilla, Colombia

^CSilvotecnia S.A., Carrera 27 # 35 Sur -162, Terracina Plaza, Ofic. 316, Envigado, Colombia

¹Autor para correspondencia

Resumen Este estudio reporta la presencia del oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en plantaciones forestales comerciales de tres departamentos de Colombia: Casanare, Vichada y Magdalena. Se consideraron registros propios y se recopiló información bibliográfica de avistamientos durante los últimos tres años, encontrando que son reportados usando las zonas de plantíos de *Eucalyptus* sp. y *Acacia mangium* para alimentarse y descansar. Este es el primer reporte en el país sobre el uso de este hábitat por osos palmeros silvestres. Se hace necesario incrementar el conocimiento sobre el estatus de las poblaciones de esta especie en forestaciones, para así proponer medidas adecuadas de manejo.

Palabras clave: fototrampeo, hábitat, plantaciones forestales, Vermilingua, Xenarthra

Record of presence of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in timber plantations in Colombia

Abstract This study reports the presence of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in timber plantations of three departments of Colombia: Casanare, Vichada, and Magdalena. We considered own records and bibliographic information of sightings of this species collected during the last three years. Giant anteaters are reported using areas of plantations of *Eucalyptus* sp. and *Acacia mangium* to feed and rest. This is the first report for Colombia on the use of this habitat type by wild giant anteaters. More information is needed on the population status of this species in timber plantations to propose appropriate management measures.

Keywords: camera trapping, forest plantations, habitat, Vermilingua, Xenarthra

El oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) es una especie de mamífero distribuida en gran parte de América Central y del Sur (Gardner, 2008). No obstante, en las últimas décadas sus poblaciones se han visto disminuidas de forma considerable, especialmente en América Central (donde se considera el mamífero más amenazado) y en el extremo sur de su área de distribución (Miranda *et al.*, 2014). Dentro de este contexto, la especificidad de su dieta, sus bajas tasas de reproducción y la degradación del hábitat han demostrado ser factores importantes en su declive (Miranda *et al.*, 2014).

Teniendo en cuenta que el hábitat disponible para la especie ha disminuido (Miranda *et al.*, 2014), es necesario evaluar el valor ecológico potencial de ambientes alternativos, entre ellos las forestaciones. Estos plantíos son usados por el oso palmero en países como Brasil (Möcklinghoff, 2008; Kreutz *et al.*, 2012), donde se ha registrado que es común y muestra una marcada preferencia por plantaciones de eucaliptos (Timo *et al.*, 2015), e incluso que ocurre en altas densidades (2,9 ind/km² hasta 13,4 ind/km²) en zonas plantadas de *Acacia mangium* (Möcklinghoff, 2008; Kreutz *et al.*, 2012).

En Colombia, donde se encuentra categorizado como Vulnerable (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2006; MADS, 2014), se ha observado que el oso palmero habita en sabanas abiertas o arboladas, aunque existen registros en bosques caducifolios, semicaducifolios, siempreverdes, submontanos o montanos, por debajo de los 2.000 msnm (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2006). No obstante, en el país existen grandes vacíos de conocimiento sobre la biología en general de la especie, incluyendo información complementaria sobre los hábitats y ecosistemas donde habita y el estado de sus poblaciones.

Por lo tanto, se requiere conocer el uso que le dan las poblaciones del oso palmero a plantaciones forestales comerciales como hábitats alternativos, de las cuales existe un área representativa disponible en Colombia de aproximadamente 350.000 hectáreas plantadas de 17 millones disponibles (Proexport Colombia, 2012). Esa información permitirá evaluar los impactos positivos o negativos de las forestaciones sobre este xenartró y proponer manejos efectivos que contribuyan a la conservación de *M. tridactyla* en ellas.

El presente trabajo realiza un aporte en tal sentido, presentando un registro propio y dos reportes

bibliográficos de presencia del oso palmero en plantaciones forestales comerciales en tres diferentes localidades de Colombia (Fig. 1).

La primera localidad de registro del oso palmero es un predio ubicado en el municipio de La Primavera, departamento del Vichada (05°26'37"N, 70°09'39"W), donde se desarrolla una plantación de aproximadamente 61 hectáreas, con las especies *Eucalyptus* sp., *A. mangium* y *Pinus caribaea*, operada por la empresa Silvotecnía S.A. Este predio se encuentra ubicado en una zona de altillanura, a una altura promedio de 121 msnm y temperatura media de 28 °C.

Las áreas aledañas a la plantación presentan un paisaje de sabana con vegetación nativa del ecosistema de altillanura y pequeñas franjas de bosque de galería limitadas a cursos de agua. En la zona se desarrolla ganadería extensiva tradicional a pequeña escala, con poco grado de intervención humana sobre los pastizales naturales.

Entre los años 2014 y 2015 los trabajadores del predio han realizado por lo menos seis avistamientos de individuos adultos en la zona, los cuales son referenciados en la TABLA 1. Los individuos se han observado reposando y forrajeando dentro de plantaciones

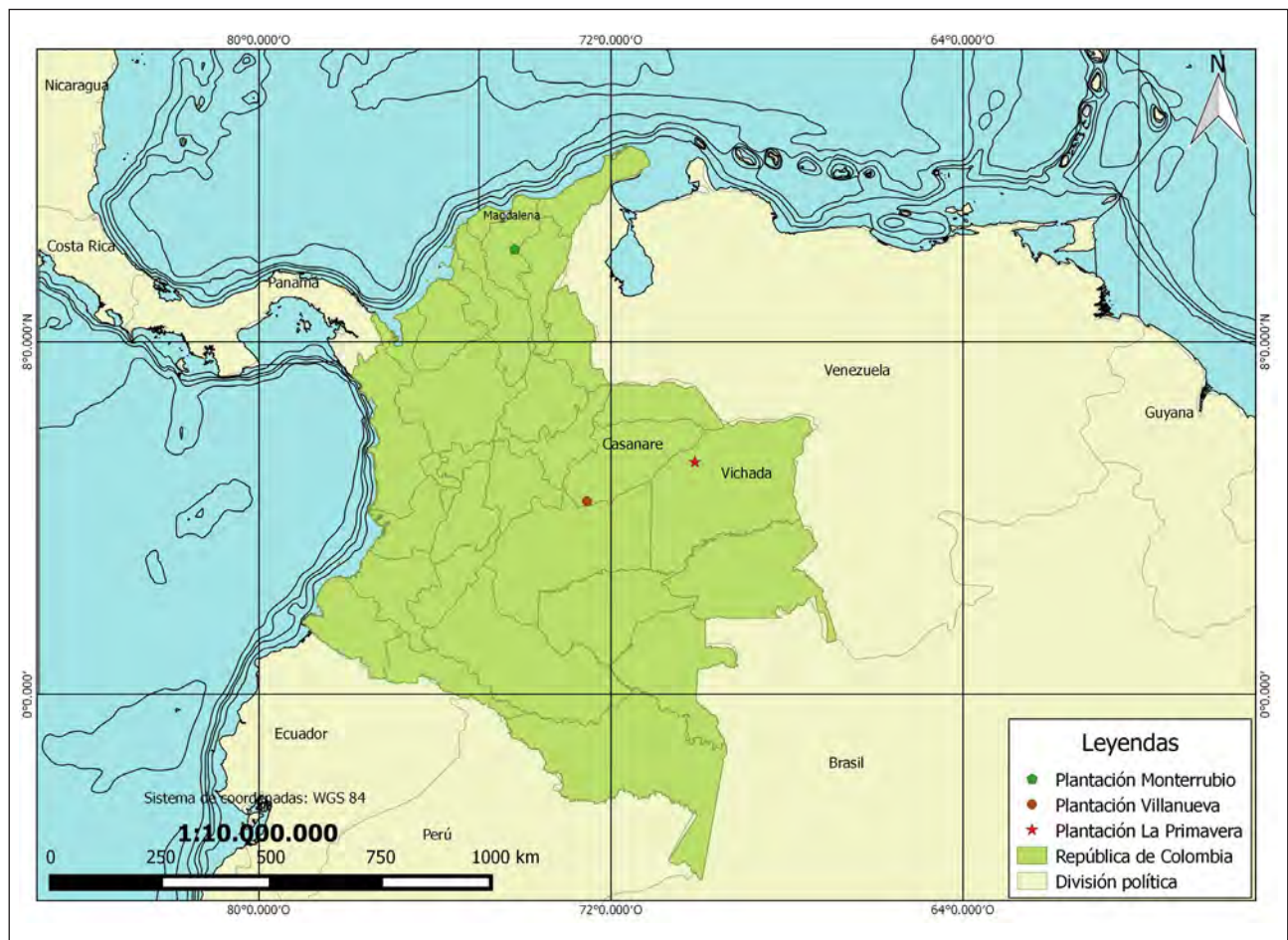


FIGURA 1. Área de estudio con localidades de registro de *Myrmecophaga tridactyla* en plantaciones forestales comerciales de tres departamentos de Colombia.

de acacia a diferentes horas del día (FIG. 2A, B), al igual que en las zonas circundantes (FIG. 3A). Del mismo modo, han sido avistados forrajeando durante el día dentro de las plantaciones de eucalipto (FIG. 3B), lo que sugiere que existe una población de *M. tridactyla* que usa este hábitat.

Por otro lado, se encontró en la literatura que Rivas & Quevedo (2013) registraron la especie en el

municipio de Villanueva, Casanare, en el año 2012, en un predio de la empresa Refocosta, con aproximadamente 3.500 ha (4°39'10"N, 72°54'58"W). Dentro de la misma se encuentran tres núcleos: 1.600 ha cultivadas en pino (*Pinus caribaea*), 600 ha en eucalipto (*Eucalyptus* sp.) y el restante en bosques naturales, vías e infraestructura. Este predio se encuentra ubicado en la zona de piedemonte llanero, en la falda

TABLA 1. Registros de presencia del oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) entre 2014 y 2015 en predio ubicado en La Primavera, Vichada, Colombia.

Fecha	Hora aproximada	Temporada/Clima	Actividad	Hábitat
Octubre de 2014	8:00	Lluvias/soleado	Forrajeando	Zona circundante a plantación de acacia
Enero de 2015	10:00	Sequía/soleado	Descansando	Plantación de acacia
16 de abril de 2015	8:00	Lluvias/nublado	Forrajeando	Plantación de acacia
24 de junio de 2015	11:00	Lluvias/nublado	Forrajeando	Plantación de eucalipto
18 de agosto de 2015	14:00	Lluvias/soleado	Descansando	Plantación de acacia
21 de agosto de 2015	12:00	Lluvias/nublado	Forrajeando	Plantación de acacia



FIGURA 2. A) Individuo de oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) reposando en plantación de acacia (*Acacia mangium*). B) Oso palmero forrajeando y en actividad en plantación de acacia.



FIGURA 3. A) Individuo de oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en área circundante a plantación de acacia (*Acacia mangium*). B) Oso palmero forrajeando en plantación de eucalipto (*Eucalyptus* sp.).

oriental de la Cordillera Oriental a una altura que varía entre los 350 y 420 msnm y una temperatura promedio de 30,7 °C. En el área circundante se desarrolla ganadería extensiva tradicional sobre un mosaico de sabanas con pastos nativos y exóticos y bosque de galería.

En este plantío se documentó con ayuda de 25 cámaras trampa distribuidas al azar, entre el 23 de noviembre y el 28 diciembre de 2012, la presencia de un individuo adulto de *M. tridactyla* forrajeando dentro de las plantaciones de eucalipto cuyos árboles tenían más de dos años de edad, siendo considerado por los autores como "raro" (Rivas & Quevedo, 2013). Complementario a esto, los trabajadores de la plantación han observado en los últimos dos años por lo menos dos individuos forrajeando y descansando dentro de los plantíos de eucalipto a diferentes horas del día (Mónica Sarmiento, Refocosta, com. pers., 2015).

Por último, en una zona ubicada en el corregimiento de Monterrubio, municipio de Sabanas de San Ángel, Magdalena, se encuentra la plantación La Gloria (10°10'19"N, 74°19'06"W). Esta propiedad de la empresa Refocosta posee 7.500 ha plantadas en eucalipto (*Eucalyptus* sp.), teca (*Tectona grandis*) y un área dispuesta para regeneración vegetal de bosque seco tropical, a una altura de 170 msnm y temperatura promedio de 30 °C. En las áreas aledañas a esta plantación forestal se encuentran mosaicos de potreros de pastos exóticos destinados a ganadería, y cultivos de pancoger.

En este predio Vega-López (2013) documentó, por medio de fototrampeo y huellas, la presencia de osos palmeros durante los meses de octubre y noviembre del año 2012. Este trabajo menciona que el fototrampeo se realizó con ayuda de tres cámaras trampa, sin especificar el número de noches trampa, documentando por lo menos un individuo en actividad durante la noche dentro de las zonas plantadas en el predio. De igual forma, reporta un registro de huellas en el plantío de eucalipto, tres en el de teca y uno en el área de regeneración vegetal aledaña a la plantación.

Aunque los registros aquí presentados son focalizados y la abundancia de individuos de la especie varía en cada localidad, los tres reportes presentados indican que *M. tridactyla* en Colombia se encuentra presente y/o usa las zonas de plantaciones forestales como hábitats alternativos, tanto como áreas de alimentación como de descanso y a diferentes horas del día.

Si bien la importancia de las áreas forestales para los osos palmeros no ha sido entendida por completo y los efectos del manejo forestal sobre su selección de hábitat aún no han sido investigados (Kreutz *et al.*, 2012), diversos aspectos pueden influir en la presencia del oso palmero en zonas de plantaciones

forestales comerciales. Montgomery & Lubin (1977) afirman que la distribución y abundancia de presas tiene una influencia en los patrones de movimiento de esta especie y, por tanto, una mayor disponibilidad de alimento en las plantaciones, en comparación con áreas de la sabana, puede conducir a un aumento en la frecuencia de forrajeo en estas zonas (Möcklinghoff, 2008; Timo *et al.*, 2015).

Se ha reportado que la biomasa de hormigas y termitas en las plantaciones de *A. mangium* pueden ser hasta 30 veces mayor que en otros hábitats forestales (Mboukou-Kimbatsa *et al.*, 1998), y que en plantaciones de pinos, las hormigas del género *Acromyrmex* son abundantes (Braga *et al.*, 2014). Este género de hormigas ha sido registrado dentro de las presas del oso palmero tanto en hábitats naturales como en plantaciones forestales comerciales (Braga *et al.*, 2014; Sandoval-Gomez *et al.*, 2012), lo que podría hacer que estos paisajes sean atractivos como fuente de alimento para el oso palmero.

De igual forma, en algunas zonas de Brasil se encontró que *M. tridactyla* usa las plantaciones como un ambiente de protección a temperaturas extremas, ya sean altas o bajas (Braga *et al.*, 2014). Los Vermilingua en general tienen una baja tasa metabólica y una temperatura corporal baja (McNab, 1984), y dependiendo de la temporada o la hora del día, la temperatura puede ser un factor limitante para la actividad (Möcklinghoff, 2008). Teniendo en cuenta esto, el clima más estable en las plantaciones podría ser un aspecto positivo para la especie.

Otro aspecto a considerar es el grado de transformación del ecosistema en las áreas aledañas a la plantación, las cuales podrían incidir para que los individuos usen los plantíos como hábitat alternativo. Este factor podría estar presente en las plantaciones de Monterrubio y Villanueva, zonas donde el ecosistema natural se ha transformado considerablemente y este hábitat podría estar brindando una oferta permanente de alimento y refugio.

Sin embargo, en el plantío de La Primavera, donde la intervención sobre el ecosistema natural es mínima y focalizada, es probable que los osos palmeros utilicen las áreas plantadas en eucalipto y acacia debido a que la oferta de protectores térmicos naturales en esa zona de altillanura es escasa. Este ecosistema presenta una cobertura vegetal arbórea restringida exclusivamente a franjas de bosques de galería, debido a que su suelo pobre está compuesto de materiales acumulados por el viento, dando lugar a extensos campos de dunas formadas por arenas finas (Correa *et al.*, 2006). Esto podría ocasionar que los animales procuren las plantaciones forestales comerciales como refugios térmicos y/o fuente de presas.

Un excelente suministro de alimentos, y refugio de las temperaturas extremas, probablemente son las principales razones de la presencia de los

osos palmeros en plantaciones forestales comerciales (Kreutz *et al.*, 2012). No obstante, los controles realizados para combatir las poblaciones de hormigas y termitas en plantaciones, utilizando N-etil perfluorootano sulfonamida (Atta-Kill, 2007) y otras sustancias, podrían estar afectando al oso palmero. Braga *et al.* (2014) afirman que dado que *M. tridactyla* se alimenta de los taxa que son combatidos con estos compuestos químicos, se podrían estar presentando efectos sobre la salud de los individuos que residen en plantaciones, haciendo necesario evaluar este aspecto.

Möcklinghoff (2008) propone que las plantaciones forestales comerciales manejadas de una manera sostenible pueden convertirse en hábitats adecuados para el oso palmero. No obstante, se debe considerar que la transformación del hábitat producto de este tipo de forestaciones puede causar efectos negativos considerables sobre especies de vertebrados, ya sea de manera directa o a través de la alteración de cadenas tróficas (Thompson *et al.*, 2003).

Si bien se desconoce el estado de las poblaciones de osos palmeros en plantaciones forestales comerciales en Colombia, y este trabajo sólo aporta datos sobre la presencia de esta especie en estos paisajes, es probable que todos los potenciales efectos relatados anteriormente en otros lugares, tanto negativos como positivos, se estén presentando en el país. Por lo tanto, se hace necesario adelantar estudios que permitan comprender el verdadero impacto de estas plantaciones sobre el oso palmero y otras especies que habitan en el ecosistema, y así poder proponer medidas de manejo forestales que propendan por la coexistencia entre la producción maderera y la biodiversidad en Colombia.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la empresa Refocosta S.A.S y a Mónica Sarmiento por proveer la información de las caracterizaciones de biodiversidad presente en sus plantaciones y el material fotográfico de la especie. De igual forma, a la empresa Silvotecnia S.A. por los registros de osos palmeros en sus predios, y a los evaluadores y editores por sus recomendaciones.

REFERENCIAS

- Atta-Kill. 2007. Hoja de emergencia. Atta – Kill Ind e Com de Defensivos agrícolas. <<http://recintodelpensamiento.com/ComiteCafeteros/HojasSeguridad/Files/HojasSeg/HSAtta-kill201462892944.pdf>>. Consultada 26 de julio de 2015.
- Braga, F. G., N. J. Souza, A. C. Batista & P. P. Lima. 2014. Consumo de formigas cortadeiras por tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758) em plantios de *Pinus* spp. no Paraná, Brasil. *Edentata* 15: 1–8.
- Correa, H., S. Ruiz & L. Arévalo. 2006. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco-Colombia 2005–2015. Propuesta técnica. Corporinoquía, Cormacarena, IAvH, Unitrópico, Fundación Omacha, Fundación Horizonte Verde, Universidad Javeriana, Unillanos, WWF-Colombia, GTZ, Bogotá. 281 pp.
- Gardner, A. L. 2008. Magnorder Xenarthra. Pp. 127–176 in: *Mammals of South America* (A. L. Gardner, ed.). The University of Chicago Press, Chicago.
- Kreutz, K., F. Fischer & R. E. Linsenmair. 2012. Timber plantations as favourite habitat for giant anteaters. *Mammalia* 76: 137–142.
- MADS – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 0192 de 10 de febrero de 2014. República de Colombia. <https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/resoluciones/2014/res_0192_2014.pdf>. Consultada 26 de julio de 2015.
- Mboukou-Kimbatsa, I. M. C., F. Bernhard-Reversat & J. J. Loumeto. 1998. Change in soil macrofauna and vegetation when fast-growing trees are planted on savanna soils. *Forest Ecology Management* 110: 1–12.
- McNab, B. K. 1984. Physiological convergence amongst ant-eating and termite-eating mammals. *Journal of Zoology, London* 203: 485–510.
- Miranda, F., A. Bertassoni & A. M. Abba. 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2 <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultada 19 de julio de 2015.
- Möcklinghoff, L. 2008. Social organization and habitat use of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla* L., 1758) in timber plantations in Northern Brazil. Tesis de Diplomado. University of Würzburg, Würzburg, Alemania. 127 pp.
- Montgomery, G. G. & Y. D. Lubin. 1977. Prey influences on movements of Neotropical anteaters. Pp. 103–131 in: *Proceedings of the 1975 predator symposium* (R. L. Phillips & C. Jonkel, eds.). Montana Forest and Conservation Experiment Station, University of Montana, Missoula.
- Proexport Colombia. 2012. Sector Maderero en Colombia. Proexport Colombia, promoción de turismo, inversión y exportaciones. <http://www.inviertaencolombia.com.co/Adjuntos/Perfil_Forestal_2012.pdf>. Consultada 26 de julio de 2015.
- Rivas, J. & A. Quevedo. 2013. Modelamiento de indicadores para medir la biodiversidad. Proyecto Forestal Refocosta, Villanueva. Refocosta, Villanueva, Casanare. 107 pp.

- Rodríguez-Mahecha, J., M. Alberico, F. Trujillo & J. Jorgenson. 2006. Libro Rojo de los mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de especies amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo, Bogotá, Colombia. 433 pp.
- Sandoval-Gomez, V. E., H. E. Ramírez-Chaves & D. Marín. 2012. Registros de hormigas y termitas presentes en la dieta de osos hormigueros (Mammalia: Myrmecophagidae) en tres localidades de Colombia. *Edentata* 13: 1–9.
- Thompson, I. D., J. A. Baker & M. Ter-Mikaelian. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177: 441–469.
- Timo, T. P. C., M. C. Lyra-Jorge, C. Gheler-Costa & L. M. Verdade. 2015. Effect of the plantation age on the use of *Eucalyptus* stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *iForest* 8: 108–113.
- Vega-López, K. M. 2013. Caracterización de fauna silvestre (aves, mamíferos, anfibios y reptiles). Monitoreo de Fauna Silvestre Reforestadora de la Costa S.A.S, Proyecto La Gloria, Refocosta. Bogotá, Colombia. 64 pp.

Recibido: 26 de agosto de 2015; Aceptado: 2 de noviembre de 2015

NOTA DE CAMPO

Encontro agonístico entre dois tamanduás-mirins (*Tamandua tetradactyla*) (Mammalia: Myrmecophagidae) na natureza

RAYLENNE DA SILVA ARAÚJO^A, MARIA CLARA NASCIMENTO-COSTA^{B,1} E FLÁVIA MIRANDA^C

^A Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, CEP 31270-901, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. E-mail: araujo.raylenne@gmail.com

^B Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, CEP 31270-901, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. E-mail: clarinha_bio@yahoo.com.br

^C Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, CEP 31270-901, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. E-mail: flavia@tamandua.org

¹ Autor correspondente

Resumo A presente nota traz o registro de comportamento agonístico entre dois indivíduos de *T. tetradactyla*. O encontro foi registrado em agosto de 2014 durante inventário de mastofauna terrestre, às margens de uma estrada que corta um fragmento de floresta ombrófila densa no município de Marabá, estado do Pará, norte do Brasil. Os animais foram observados em postura de ataque seguida de movimentos agressivos e embate por cerca de 20 minutos. Este é o primeiro registro de comportamento agonístico entre tamanduás-mirins observado na natureza.

Palavras-chave: Amazônia, combate, comportamento, tamanduá-mirim, Vermilingua

Agonistic encounter between two lesser anteaters (*Tamandua tetradactyla*) (Mammalia: Myrmecophagidae) in the wild

Abstract This note describes an incident of agonistic behavior between two individuals of *Tamandua tetradactyla*. This was recorded in August 2014, during a terrestrial mammal survey on the edge of a road crossing a dense ombrophylous forest remnant in Marabá, state of Pará, northern Brazil. The animals were observed in attack posture followed by aggressive movements and combat for about 20 minutes. This is the first record of agonistic behavior between two lesser anteaters in the wild.

Keywords: Amazon, behavior, combat, lesser anteater, Vermilingua

Tamandua tetradactyla é uma espécie mirmecófaga de hábito solitário, exceto durante o período reprodutivo (Rodrigues *et al.*, 2008). Habita a América do Sul, da face leste dos Andes ao nordeste da Argentina e Uruguai, ocupando áreas florestadas e abertas (Gardner, 2008; Shabel, 2011). Apesar de não estar incluso em uma categoria de ameaça (MMA, 2014; IUCN, 2015), *T. tetradactyla* está sujeito a pressões antrópicas como perda e fragmentação de habitat, caça, tráfico ilegal, incêndios e atropelamentos (Superina *et al.*, 2010).

Há muitas informações sobre hábitos alimentares, morfologia, evolução e manejo de *T. tetradactyla*

(*e.g.*, Gardner, 2008; Superina *et al.*, 2010; Shabel, 2011). Entretanto, ainda há lacunas sobre a ecologia desta espécie (Hayssen, 2011). Na presente nota, relatamos a observação de comportamento agonístico entre dois indivíduos de *T. tetradactyla*, contribuindo para o conhecimento da história natural desta espécie na natureza.

A observação foi realizada oportunamente em 15 de agosto de 2014, às 11:00 hs, durante inventário de mastofauna terrestre, às margens de uma estrada que corta um fragmento de floresta ombrófila densa (05°26'16"S, 49°07'39"W) no município de Marabá, estado do Pará, norte do Brasil. Dois espécimes

adultos de *T. tetradactyla*, de sexo não identificado, foram encontrados no solo com uma distância aproximada de 50 cm entre si. Cada indivíduo apresentava posição usual de combate: postura bípede apoiando-se na cauda e membros dianteiros abertos com as garras expostas para ataque (Jenkins, 1970; Catapani, 2014). Com as garras dos membros anteriores, os indivíduos desferiam golpes em direção à cabeça e aos membros do adversário. Em dado momento, ambos caíram sobre as quatro patas, continuando o confronto atrelados corpo a corpo, passando a usar também as patas posteriores para tentar conter os ataques (FIG. 1A–C), voltando em seguida à postura inicial. Enquanto um animal atacava, o outro tentava defender-se, e ambos emitiam vocalizações semelhantes a urros e berros.

Após cerca de 20 minutos de embate, os tamanduás separaram-se, escalaram árvores próximas e seguiram para o interior da mata em sentidos opostos (FIG. 1D), desaparecendo rapidamente. Os indivíduos apresentaram escoriações pelo corpo e face causadas

pelas garras do adversário, sendo que um deles sofreu mais cortes e apresentava sangramentos.

O comportamento agonístico está associado ao ataque e defesa. Quando o potencial reprodutivo de um indivíduo é maior do que a capacidade suporte de um ambiente estável, a competição intraespecífica por recursos é inevitável. A manifestação mais comum do comportamento agonístico é a defesa de recursos, e em situações de conflito um indivíduo pode desafiar seu rival ou recuar, havendo a possibilidade do confronto resumir-se a exhibições, sem agressões, sendo denominado “luta ritualizada” (Poole, 1985). Encontros agonísticos intraespecíficos na natureza já foram registrados para outras espécies de Pilosa (Shaw *et al.*, 1987; Greene, 1989; Matlaga, 2006; Rocha & Mourão, 2006; Kreutz *et al.*, 2009; Miranda-Júnior & Bertassoni, 2014), mas nunca para *T. tetradactyla*.

Greene (1989) relata o comportamento agonístico entre dois machos adultos de *Bradypus variegatus* na Costa Rica, envolvendo ataques com as



FIGURA 1. Encontro agonístico entre dois indivíduos de *Tamandua tetradactyla*: (A) Indivíduos em postura de ataque; (B e C) Sequência de golpes com auxílio das garras dos membros anteriores e posteriores; (D) Fuga após o final do embate. (Fotos: Dimas Rodrigues)

patas anteriores e emissão de gritos curtos e agudos. Ballesteros *et al.* (2009) também registraram comportamento agressivo e luta entre machos de *B. variegatus* que defendiam seus territórios numa reserva natural da Colômbia.

Os encontros agonísticos em *Myrmecophaga tridactyla* incluem movimentos circulares lentos, golpes ritualizados, perseguições, lutas e a emissão de urros e berros, à semelhança do confronto entre *T. tetradactyla* aqui relatado (Shaw *et al.*, 1987; Rocha & Mourão, 2006; Kreutz *et al.*, 2009). Miranda-Júnior & Bertassoni (2014) relatam que a agressividade também pode estar presente no cortejo de *M. tridactyla*. Há relatos de relações agonísticas também entre macho e fêmea de *T. mexicana*, onde a fêmea fogia do macho evitando possível cópula (Matlaga, 2006).

Uma vez que o sexo dos indivíduos de *T. tetradactyla* não pode ser verificado, não é possível afirmar se os espécimes observados disputavam recursos ou se eram macho e fêmea envolvidos num comportamento de corte. Contudo, essas observações demonstram que *T. tetradactyla* exibe comportamento agonístico intraespecífico na natureza. Esta é uma contribuição ao conhecimento sobre a ecologia comportamental da espécie, cujas informações são ainda escassas e majoritariamente resultantes de observações em cativeiro.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Dimas Rodrigues e Ribamar Pinheiro pelo auxílio em campo.

REFERÊNCIAS

- Ballesteros, J., K. Reyes & J. Racero. 2009. Estructura poblacional y etología de *Bradypus variegatus* en fragmento de bosque seco tropical, Córdoba-Colombia. *Revista MVZ* 14: 1812–1819.
- Catapani, M. L. 2014. Alojamento social de tamanduá-mirim, *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758) (Pilosa, Myrmecophagidae) em condições de cativeiro: implicações ao bem-estar. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 62 pp.
- Gardner, A. L. 2008. *Mammals of South America*. Volume 1: Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. University of Chicago Press, Chicago and London. 669 pp.
- Greene, H. W. 1989. Agonistic behavior by three-toed sloths, *Bradypus variegatus*. *Biotropica* 21: 369–372.
- Hayssen, V. 2011. *Tamandua tetradactyla*. *Mammalian Species* 43: 64–74.
- IUCN. 2015. The IUCN Red List of threatened species. Version 2015-4. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultada em 14 de dezembro de 2015.
- Jenkins, F. A. 1970. Anatomy and function of expanded ribs in certain edentates and primates. *Journal of Mammalogy* 51: 288–301.
- Kreutz, K., F. Fischer & K. E. Linsenmair. 2009. Observations of intraspecific aggression in giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata* 8–10: 6–7.
- Matlaga, D. 2006. Mating behavior of the northern tamandua (*Tamandua mexicana*) in Costa Rica. *Edentata* 7: 46–48.
- Miranda-Júnior, J. F. & A. Bertassoni. 2014. Potential agonistic courtship and mating behavior between two adult giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata* 15: 69–72.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria MMA nº 444/2014.
- Poole, T. B. 1985. *Social behaviour in mammals*. Blackie & Son Ltd., London. 254 pp.
- Rocha, F. L. & G. Mourão. 2006. An agonistic encounter between two giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Edentata* 7: 50–51.
- Rodrigues, F. H. G., I. M. Medri, G. H. B. Miranda, C. Camilo-Alves & G. Mourão. 2008. Anteater behavior and ecology. Pp. 257–268 in: *The biology of the Xenarthra* (S. F. Vizcaíno & W. J. Loughry, eds.). University Press of Florida, Gainesville.
- Shabel, A. 2011. *Mammals of the southern hemisphere*. Marshal Cavendish Corporation, Tarrytown. 206 pp.
- Shaw, J. H., J. Machado-Neto & T. S. Carter. 1987. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19: 255–259.
- Superina, M., F. R. Miranda & A. M. Abba. 2010. The 2010 anteater Red List assessment. *Edentata* 11: 96–114.

Recebido em: 10 de março de 2015; Aceito em: 16 de dezembro de 2015

NEWS

EDENTATA IS NOW INDEXED IN LATINDEX!

Great news! Edentata has been classified as a Journal of Superior Level of Excellence (Level 1) in Latindex. Latindex is an information system that includes scientific, technical-professional, and popular science journals edited in Latin America, the Caribbean, Spain, and Portugal. A huge thanks to our editor Agustín Abba for his hard work in getting Edentata indexed in Latindex.

For additional information, please visit <http://www.latindex.org/> and <http://www.latindex.org/buscador/ficRev.html?opcion=1&folio=24720>.

NOVA AVALIAÇÃO SOBRE O ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS XENARTROS NO BRASIL DISPONÍVEL ON-LINE!

Esta seção da série “Estado de Conservação da Fauna Brasileira” visa apresentar o resultado completo da avaliação para o Brasil do estado de conservação das suas 19 espécies de Xenarthra, grupo exclusivamente americano que engloba as ordens Cingulata e Pilosa. Dentre as 19 espécies avaliadas, 18 possuem registros de ocorrência confirmados para o território brasileiro. A conversão de habitats em lavouras e pastagens e a caça são os principais fatores de risco para este grupo. Espera-se que a presente avaliação e coleção de informações sobre a história natural das espécies possam fomentar avaliações futuras e tomadas de decisões voltadas à conservação de tamanduás, tatus e preguiças no Brasil. O processo foi realizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), coordenado pela especialista Flávia Miranda, tendo como ponto focal a Dra Amely Martins e Dr Marcos Fialho. O produto da etapa inicial, a compilação de dados e consulta à comunidade científica, subsidiou a oficina de avaliação que



contou com a participação de 11 especialistas que colaboraram como avaliadores. No total, o processo de avaliação do estado de conservação dos tamanduás, tatus e preguiças do Brasil contou com a participação de 34 pesquisadores e colaboradores. As publicações que seguem correspondem aos dados compilados, organizados e cancelados por este grupo com as contribuições das consultas públicas.

Os textos estão disponíveis na página da internet: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/2801-mamiferos-xenarthras.html>

Para mais informações, por favor entre em contato com Amely Branquinho Martins (CPB - ICMBio) através do E-mail coabio@icmbio.gov.br.

POTENTIAL SYMPOSIUM ON XENARTHRA AT THE 12TH INTERNATIONAL MAMMALOGICAL CONGRESS

Time to start planning ahead! The 12th International Mammalogical Congress will be held in Perth, Western Australia from 9–14 July 2017. Presentations at the meeting are organized around a series of symposia on various topics. Nadia Moraes-Barros, Mariella Superina, and Jim Loughry are currently exploring the possibility of proposing a symposium on xenarthrans for the meeting. This would be a great opportunity to let others know about the work we are doing and help raise the profile of xenarthrans among mammalogists. The deadline for receipt of symposium proposals to the organizing committee is 31 January 2016. If you are interested in attending the Congress and participating in a symposium on xenarthrans, please contact Jim Loughry (jloughry@valdosta.edu) by 15 January 2016 with a tentative title for your presentation. Hope to see you Down Under!



HAPPY BIRTHDAY, PROJETO TAMANDUÁ!

Edentata and the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group wish to congratulate Dr. Flávia Miranda, our past Deputy Chair and the internationally renowned anteater expert, on the 10th anniversary of the founding of Projeto Tamanduá. This enormously successful and well acknowledged organization has produced ground breaking research and materials on anteaters, especially *Myrmecophaga tridactyla*. Their work on *Cyclopes* sp. is unique, and a valuable insight into the ecology of a species that was virtually unknown until their work. Projeto Tamanduá's research output and materials have contributed a wealth of knowledge to the welfare and ecology of wild and captive anteaters alike. Please visit Projeto Tamanduá's website for additional information on their great work: <<http://www.tamandua.org/>>.



MONIQUE POOL WAS NOMINATED CNN HERO OF THE YEAR

Monique Pool, the founder and director of the Green Heritage Fund Suriname, was recently selected as a candidate for CNN's prestigious Hero of the Year award. Monique was one of 10 finalists, and was heavily favored by Latin American colleagues who are familiar with her sloth rescue program. Edentata and the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group congratulate Monique on her nomination. It is a clear endorsement and recognition of her excellent and selfless labor in the study and defence of sloths, and of *Xenarthra* in general.

For additional information on Monique's work, please visit the Green Heritage Fund website at <<http://www.greenfund.sr.org/>>. Her nomination as CNN Hero of the year can be found here: <<http://us.cnn.com/videos/tv/2015/08/06/cnnheroes-monique-pool.cnn/video/playlists/heroes-top-ten/>>.

DOUGLAS TOMPKINS (1943–2015)

Douglas Tompkins, de 72 años, murió el 8 de diciembre de 2015, en un accidente de kayak en un lago de la Patagonia chilena. Con su partida, la conservación de la naturaleza en el mundo pierde una pieza fundamental. Nació en New York, en 1943. Fue activista y aventurero. Viajó surfеando y escalando por toda América hasta llegar a la Patagonia, donde

decidió empezar sus actividades filantrópicas y de conservación años más tarde, en los 90s. Adquirió su fortuna en la industria textil tras crear marcas de indumentaria como Esprit y The North Face. Creador y líder de ONGs ambientalistas, como The Conservation Land Trust (CLT) y otras, junto a su esposa Kristine McDivitt, compró, restauró y creó parques naturales en Chile y Argentina, a pesar de haber sido fuertemente resistido por algunos sectores. Era evidente su gran sentido de la belleza y amor por la naturaleza (para él, sinónimos). Poseedor de una visión particular del mundo y cargado de un enorme sentido común pudo planificar y desarrollar actividades cuyos resultados perdurarán en el tiempo. En su obra se destacó la donación y creación de la mayor área protegida de Chile, el Parque Nacional Pumalín (317.000 ha) y las 73.000 ha donadas para completar el Parque Nacional Corcovado (287.000 ha). En Argentina la creación del Parque Nacional Monte León (62.000 ha), la donación de la Estancia El Rincón (15.000 ha) para la ampliación del Parque Nacional Perito Moreno y las gestiones para la creación del, todavía en conflicto, Parque Nacional El Impenetrable en el Chaco. Desde hace más de diez años CLT trabaja fortaleciendo la protección de los Esteros del Iberá en Corrientes, con la idea última de la creación de un gran Parque Nacional. En Iberá, CLT lleva a cabo un proceso de restauración de ambientes naturales sin precedentes en la Argentina, como lo es la reintroducción de especies que habían estado extintas en parte de su distribución natural. Una de ellas, sin duda la más significativa por ser la primera, fue el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*). Como resultado de esta exitosa experiencia, en la actualidad existen dos núcleos poblacionales en Iberá que cuentan con más de 50 osos hormigueros en vida libre, tanto reintroducidos como nacidos naturalmente. Allí, también se reintrodujeron venados de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*), pecaríes de collar (*Pecari tajacu*) y están comenzando los procesos de reintroducción de tapires (*Tapirus terrestris*) y jaguares (*Panthera onca*), como así también de especies de aves como guacamayos rojos (*Ara chloroptera*) y moitúes (*Crax fasciolata*). Luego de todo esto, cómo alguien podría dudar de las intenciones y el genuino amor por la naturaleza de Douglas Tompkins. Su partida deja un vacío importante, pero seguramente su obra continuará, tal y como él lo dejó sentado.



Yamil E. Di Blanco, Instituto de Biología Subtropical (IBS) sede Pto. Iguazú, UNaM-CONICET. Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA). E-mail <yamil_db@yahoo.com.ar>



NOTES TO CONTRIBUTORS

Edentata is the official, peer-reviewed, annual publication of the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group. It aims to publish information that contributes to the conservation of xenarthrans.

A broad range of topics is welcomed and encouraged but only manuscripts that make substantial contributions to the conservation of xenarthrans will be accepted. These topics include taxonomy, systematics, genetics, biogeography, ecology, conservation, behavior, and health. Manuscripts must describe original research findings that have not been published or submitted simultaneously to other journals. Any overlap of contents with already published papers should be minimal. *Edentata* also encourages submission of short communications, field notes, thesis abstracts, news items, recent events, book reviews, congress announcements, and the like.

Manuscripts may be written in English, Portuguese or Spanish. Authors whose first language is not English should please have their texts *carefully reviewed* by a native English speaker.

Once the manuscript has been received, the editors will perform a first evaluation. Manuscripts not satisfying the editorial instructions will be returned to the authors without review. Manuscripts judged appropriate by the editors are subjected to peer review. The formal review process is performed by at least two reviewers per manuscript who are not members of the editorial committee.

Detailed instructions to authors are available on the Specialist Group's website <<http://www.xenarthrans.org/newsletter>>.

PAUTAS PARA LOS COLABORADORES

Edentata es la publicación oficial, anual y revisada por pares del Grupo de Especialistas en Osos Hormigueros, Perezosos y Armadillos de la IUCN/SSC (IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group). Está dedicada a la difusión de información que contribuya a la conservación de los xenartros.

Se aceptan manuscritos que se encuentren dentro de una amplia variedad de temáticas, pero que hagan sustanciales aportes a la conservación, incluyendo: taxonomía, sistemática, genética, biogeografía, ecología, conservación, comportamiento y salud. Los manuscritos deben ser trabajos originales y no haber sido publicados ni enviados simultáneamente a otros medios de publicación. La superposición de contenidos con artículos relacionados ya publicados debe ser mínima. También se alienta el envío de comunicaciones breves, notas de campo, resúmenes de tesis, noticias, información sobre eventos, revisiones de libros, avisos de congresos, etc.

Los manuscritos pueden estar redactados en inglés, portugués o español. En el caso de autores cuya lengua materna no sea el inglés y envíen manuscritos en ese idioma, deberán someter el texto a una *revisión detallada* por una persona angloparlante nativa o traductor profesional.

Los manuscritos que no cumplan con las normas establecidas serán devueltos a los autores sin pasar al proceso de revisión por pares. Todos los manuscritos que son considerados apropiados por los editores son sometidos a revisión externa. El sistema de arbitraje recurre a al menos dos evaluadores por manuscrito que no pertenecen al comité editorial

Las normas editoriales detalladas se pueden bajar de la página <<http://www.xenarthrans.org/newsletter?lang=es>>.

INSTRUÇÕES AOS COLABORADORES

Edentata é a publicação oficial, anual e com arbitragem científica do Grupo de Especialistas em Tamanduás, Preguiças e Tatus da IUCN/SSC (IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group). Tem como finalidade a difusão de informações que contribuam para a conservação dos xenartros.

Incentiva-se a submissão de manuscritos dentro de uma ampla variedade de tópicos, mas só são aceitos trabalhos que apresentem contribuições significativas à conservação dos xenartros. O tópicos incluem taxonomia, sistemática, genética, biogeografia, ecologia, conservação, comportamento e saúde. Os manuscritos devem ser trabalhos originais, que não foram publicados ou submetidos simultaneamente a outros periódicos. Qualquer sobreposição de conteúdo com artigos já publicados deve ser mínima. *Edentata* incentiva também a submissão de comunicações breves, notas de campo, resumos de teses, informações sobre eventos, revisões de livros, avisos de congresos, entre outros.

Os manuscritos podem ser redigidos em inglês, português ou espanhol. Aos autores cuja língua materna não seja o inglês, e que optem por enviar manuscritos nesse idioma, solicita-se uma *revisão detalhada* por pessoa nativa ou tradutor profissional. Assim que os manuscritos são recebidos, os editores fazem uma primeira avaliação.

Os manuscritos que não estejam de acordo com as normas editoriais são devolvidos aos autores, sem revisão. Os manuscritos considerados apropriados pelos editores são submetidos à revisão por pares. O processo de revisão de cada manuscrito envolve a avaliação de pelo menos dois revisores, que não podem ser membros do comité editorial.

As normas editoriais detalhadas estão disponíveis na página do grupo de especialistas <<http://www.xenarthrans.org/newsletter?lang=pt>>.



Edentata

The Newsletter of the IUCN/SSC Anteater, Sloth and Armadillo Specialist Group
December 2015 • Number 16

ARTICLES

- Etograma para tres especies de armadillos (*Dasybus sabanicola*, *D. novemcinctus* y *Cabassous unicinctus*) mantenidas en condiciones controladas en Villavicencio, Colombia..... 1**
Alexandra Cortés Duarte, Mariella Superina y Fernando Trujillo
- Reintroducción del hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) en la Reserva Natural Iberá (Argentina): ¿misión cumplida?11**
Ignacio Jiménez Pérez, Alicia Delgado, Yamil E. Di Blanco, Rafael Abuin, Berta Antúnez, Emanuel Galetto, Marianela Masat, Jorge Peña, Rut Pernigotti, Federico Pontón, Gustavo Solís, Karina L. Spørring y Sofía Heinonen
- Distribución del Magnaorden Xenarthra en Uruguay en base a registros bibliográficos y de colecciones 21**
Ana Ameneiros, María Aristimuño, Florencia Artecona, Clementina Calvo, Ernesto Elgue, Enrique M. González, Daniel Hernández y José Mautone
- Nuevos registros de Xenarthra para el nororiente del Perú, con notas sobre su distribución y conservación 28**
Néstor Allgas, Sam Shane, Alejandro Alarcón y Noga Shane
- Area de vida y uso de hábitats de dos individuos de oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en Pore, Casanare, Colombia37**
Cesar Rojano Bolaño, María Elena López Giraldo, Laura Miranda-Cortés y Renzo Ávila Avilán
- Spatial distribution, resource use, and behavior of brown-throated sloths (*Bradypus variegatus*) in a multi-use landscape 46**
Kelsey D. Neam and Thomas E. Lacher, Jr.

SHORT COMMUNICATIONS AND FIELD NOTES

- Primeros registros de crías de ocarro (*Priodontes maximus* Kerr, 1792) en Colombia57**
Carlos Aya-Cuero, Mariella Superina y Abelardo Rodríguez-Bolaños
- Áreas de extracción de xenartros en el Caribe colombiano 65**
Erika Humanez-Lopez, Julio Chacón Pacheco y Tinka Plese
- An observation of chasing behavior in the yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus*) at Maciço do Urucum, Corumbá, MS, Brazil 69**
Grasiela Porfirio, Filipe Martins Santos, Leonardo Nascimento, Wanessa Teixeira Gomes Barreto, Pricila Fátima de Souza and Paula H. Santa Rita
- Registro de presencia del oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en plantaciones forestales comerciales en Colombia72**
Cesar Rojano, Hernán Padilla, Andrea Giraldo, Gabriel Álvarez y Elver Ramos
- Encuentro agonístico entre dois tamanduás-mirins (*Tamandua tetradactyla*) (Mammalia: Myrmecophagidae) na natureza 78**
Raylenne Da Silva Araújo, Maria Clara Nascimento-Costa e Flávia Miranda
- News 81**
- Notes to Contributors / Pautas para los Colaboradores / Instruções aos Colaboradores 83**