

REDUCCIÓN EN LA DENSIDAD POBLACIONAL DEL TITI GRIS (*SAGUINUS LEUCOPUS*) EN EL ORIENTE DE CALDAS, COLOMBIA

Néstor Roncancio D.¹, Jennifer Branch B.¹, Oscar Felipe Moreno-Mancilla^{1,3},
María Isabel Blanco N.¹, Oscar Ospina H.¹ and Lina Marcela Guzmán²

¹Corporación Autónoma Regional de Caldas – Corpocaldas

²Universidad Nacional de Colombia

³Fundación BIEVEP. Grupo de Investigación Biología Evolutiva y Epistemológica.
Correo electrónico para correspondencia: nroncanciod@gmail.com

Resumen

El monitoreo de parámetros poblacionales es básico para formular y adaptar las estrategias de manejo de la vida silvestre. En el oriente de Caldas, en el marco de alianzas público-privadas, se han venido implementando estrategias de manejo y monitoreo de titi gris (*Saguinus leucopus*) como especie prioritaria para la región. Esta especie está En Peligro debido a la reducción y fragmentación de su hábitat y a la cacería por comercio. Durante el 2015 se llevaron a cabo estimaciones de densidad poblacional para actualizar el diagnóstico del estado de conservación del primate y compararlo con estimaciones previas de 2006 y 2008. En este muestreo, las densidades encontradas en el oriente de Caldas estuvieron entre 14 y 109 ind/km². Para dos de las cuatro localidades en donde se hizo un segundo muestreo se presentaron reducciones del 61 y 70% en comparación con el 2008. Es altamente probable que estas disminuciones estén asociadas a cacería por comercio producto del aumento de la accesibilidad por los cambios sociopolíticos de la región.

Palabras Clave: Monitoreo efectivo, cambios sociopolíticos, densidad poblacional, titi gris

Abstract

Monitoring of population parameters is basic to plan and adapt the management strategies of wildlife. In the east of Caldas region, in a framework of the public-private alliances, they have implemented management strategies and monitoring of white-footed tamarin (*Saguinus leucopus*) as a priority species to this region. This species is in Endangered due to habitat reduction and fragmentation and pet trade. During 2015 we carried out a population density estimation to get current the diagnosis of conservation status of the primate and to compare with previous estimates in 2006 and 2008. In this sampling, the population densities were between 14 and 109 ind/km². In two out of the four localities that were sampled a second time, there were reductions of 61 and 70% compared with 2008. It is highly probable that these decreases are associated with the pet trade as a result of the increase in accessibility to the area driven by the socio-political changes in the region.

Key Words: Effective monitoring, socio-political change, population density reduction, White-footed tamarin

Introducción

El manejo efectivo de áreas protegidas y otras estrategias de conservación depende de la aplicación de acciones de manejo efectivas. Definir las acciones de manejo apropiadas requiere de información confiable derivada de la evidencia científica además de la experiencia que los administradores adquieren en su ejercicio (Possingham et al., 2001; Pullin y Knight, 2005; Nichols y Williams, 2006). En el caso de las especies amenazadas o de las que son usadas como elementos sustitutos de la diversidad en un paisaje para orientar acciones de manejo, es necesario hacer diagnósticos cuantitativos de su estado de conservación (Yoccoz et al., 2001; Gielh et al., 2017).

Un paso inicial para conocer el estado de una población es hacer una estimación empírica de su abundancia, no

obstante, una estimación de la densidad poblacional de una especie es preferible dado que este parámetro refleja la relación que hay entre la población y el área que ocupa (Witmer, 2005). Por otro lado, dado que los parámetros demográficos como la densidad poblacional son dinámicos espacial y temporalmente, su monitoreo efectivo es esencial para detectar sus tendencias y las relaciones que tienen con los factores que los modulan y de esta forma poder adaptar las acciones de manejo (Gibbs et al, 1998; Gibbs et al, 1999; Legg y Nagy, 2006; Lyons et al., 2008; Lindenmayer et al., 2011). El monitoreo en sentido amplio se entiende como cualquier medida repetida de un fenómeno. Sin embargo, en conservación es necesario que quede explícito que un monitoreo efectivo, debe lograr en los estimadores la precisión necesaria para detectar cambios si los hay (potencia estadística) (Elzinga, 2001; Sutherland, 2006; Field et al., 2007; Marsh y Trenham, 2008).

Saguinus leucopus es una especie En Peligro (Morales et al., 2008) dado que su distribución se encuentra en una zona con alto impacto por actividades humanas, que generan un continuo proceso de reducción y fragmentación de hábitat. El área de distribución original de la especie, que cubría aproximadamente 48,000 km², ha perdido más del 40 % de hábitat disponible (Roncancio et al., 2013) y actualmente está conformada por cultivos (23 %), pastos (22 %), y coberturas vegetales naturales (32 %). Las coberturas naturales incluyen principalmente Bosque Denso con fragmentos de entre menos de 0.1 a 300 km² hasta 6,000 km² (media = 60 km² ± DE 1640), de formas irregulares (Índice Medio de Forma = 1.8), y con conectividad media (Índice de yuxtaposición - interpersión = 52) (análisis hechos en este trabajo con la capa de coberturas IDEAM et al. 2012). Particularmente en el oriente de Caldas (Municipios de Samaná, Norcasia, Victoria y La Dorada) en un territorio de 2,100 km² los bosques y áreas seminaturales han pasado desde el 2002 de cubrir 845 km² a 757 km² en 2009 y a 2012 cobijaban poco más de 630 km² (30.3%), para una pérdida de más de 20,000 ha en 10 años. Las coberturas vegetales naturales a 2012 en el oriente de Caldas estaban representadas por 402 parches de aproximadamente 158 ha en promedio (DE = 322) con formas irregulares (mayor efecto de borde) (IMF = 3.36) y son en su mayoría vegetación secundaria o en transición (52 %) y bosques de galería (24 %) (análisis hechos en este trabajo con la capa de coberturas IDEAM et al. 2012).

Por otro lado, esta especie es el primer primate y segundo mamífero más traficado de Colombia (MADS, 2012). En ese sentido se han reconocido, bajo criterios de severidad, proporción de área de distribución afectada y reversibilidad, a la reducción y fragmentación del hábitat y a la cacería para comercio como las dos principales amenazas para la conservación de esta especie con una ponderación de muy alta y alta respectivamente (Franco y Roncancio, 2011). En el oriente de Caldas se han hecho estimaciones de densidad poblacional de tití gris entre el 2005 y el

2008 en al menos seis sitios diferentes, encontrando densidades que varían entre 54 y 149 ind/km² (Roncancio et al., 2011; Sanchez-Londoño, 2013). Sin embargo, no se han hecho replicas temporales que permitan evaluar la respuesta de estas poblaciones a la reducción y fragmentación de su hábitat y otras amenazas como la presión de cacería en diferentes escenarios. Por lo tanto, este trabajo, además de evaluar nuevos sitios para la especie en el oriente de Caldas, tuvo como objetivo evaluar el cambio de la densidad población del primate en sitios ya muestreados.

Métodos

Área de estudio

El oriente de Caldas en jurisdicción de los municipios de La Dorada, Norcasia, Victoria y Samaná es el área del departamento en donde se encuentra parte de la distribución de *Saguinus leucopus* (Roncancio, 2013). Algunas de estas áreas se encuentran bajo una figura de protección mientras que otras, producto de las dinámicas sociales y de uso del suelo de la región, aún son áreas de conservación o, en ellas se han dado procesos de regeneración. Las estimaciones de la densidad poblacional de *S. leucopus* se llevaron a cabo en seis localidades que difieren en tamaño, forma, distancia de aislamiento, altitud y cobertura vegetal, representando toda la variación que presenta el paisaje del oriente de Caldas dentro del rango altitudinal preferido por la especie (0 – 1,100 m). Las seis localidades evaluadas fueron, Distrito de Manejo Integrado (DMI) Charca de Guarinocito (5°20'13"N; -74°44'06"W), Reserva Natural de la Sociedad Civil (RNSC) de Río Manso (5°40'40"N; -74°46'26"W), La Habana (Finca Pozo Redondo) (5°38'48"N; -74°45'58"W) y la RNSC Venecia – Jagual (5°38'21"N; -74°50'21"W), Embalse Amaní, dividida en seis sitios (Carrizales, Los Mangos, Sasaima, Cañaveral, La Clara y el trasvase del Río Manso) (5°33'17"N; -74°53'38") y el sector Bella Vista – Delgaditas – Guarinó (5°22'28"N; -74°56'20") (Tabla 1, Fig. 1).

Tabla 1. Localidades en donde se estimó la densidad poblacional de *Saguinus leucopus*.

Localidad	Área (ha)	Altitud (m s.n.m.)	Cobertura
DMI Charca de Guarinocito	21	200	Bosques de galería
RNSC Río Manso	313	220 -340	Bosque denso
La Habana	52	200 - 250	Bosque denso
RNSC Venecia – Jagual	100	380 -420	Bosque denso y bosque de galería
Amaní	2552	250 - 850	Bosque denso y bosque fragmentado
Bella Vista – Delgaditas – Guarinó	431	440 -1,030	Bosque denso y bosque de galería

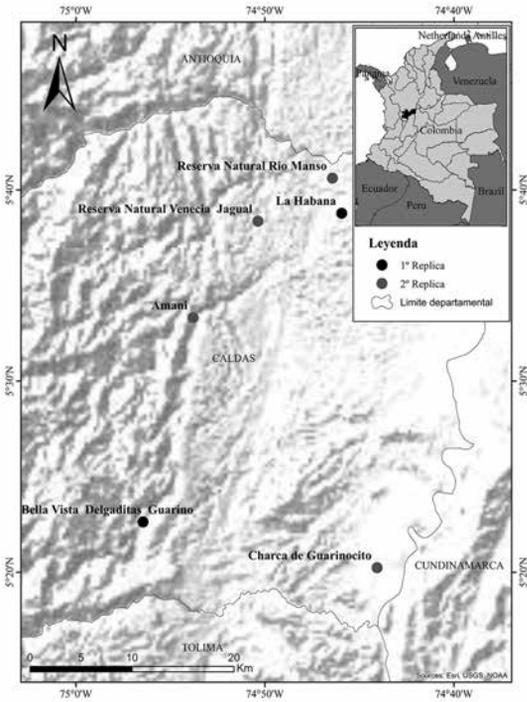


Figura 1. Área de estudio, en donde se indican las localidades en donde se llevó a cabo la segunda replica temporal en el muestreo para estimar la densidad de *Saguinus leucopus* (círculos negros).

Toma de datos

RNSC Río Manso, La Habana, RNSC Venecia-Jagual, Amaní, Bella Vista - Delgaditas-Guarinó.

Para estimar la densidad poblacional de *S. leucopus* en estas localidades se hizo uso del método de muestreo por distancias con transectos lineales (Buckland et al., 2001). Este método implica contar los animales vistos por un observador que camina a lo largo de una línea de transecto, midiendo la distancia perpendicular hasta el punto donde se observó el animal o hasta el centro geográfico del grupo observado (Buckland et al., 2010). El rumbo, la distancia y orientación de los transectos establecidos en cada localidad dependió del tamaño, la topografía y la forma de bosque evaluado en cada una (Tabla 2).

Tabla 2. Número de transectos y esfuerzo de muestreo por localidad.

Localidad	Número de transectos	Longitud media de transectos m (DE)	Esfuerzo total de muestreo (km)
RNSC Río Manso	35	263 (76)	108.45
La Habana	16	288 (75)	109.62
RNSC Venecia - Jagual	18	319(14)	100.44
Amaní	38	622(304)	197.62
Carrizales	5	1,100 (12)	44.84
Los Mangos	5	860 (22)	28.5
Sasaima	4	720 (150)	41.9
Cañaveral	2	550 (50)	8.8
La Clara	5	750 (48)	35.92
Tras. Manso	17	550 (60)	37.66
Bella Vista - Guarinó - Delgaditas	52	300 (62)	428.38

Los muestreos se llevaron a cabo desde las 8:00 hasta las 12:00 h y de las 14:00 hasta las 17:00 h y fueron ejecutados por tres observadores recorriendo simultáneamente un transecto cada uno. Para garantizar que durante el recorrido de cada transecto se mantuviera constante la probabilidad de detección se fijó la velocidad de desplazamiento en 500 metros por hora. Cada vez que fue ubicado un grupo se permaneció no más de 15 minutos (Peres, 1999) intentando hacer el conteo completo del grupo. Los muestreos se llevaron a cabo en la RNSC de Río Manso entre el 3 de febrero y el 13 de marzo. En la Habana entre el 15 de marzo y el 21 de abril y entre el 5 y 12 de junio. En la RNSC Venecia se hicieron entre el 6 de abril y el 21 de mayo. En Amaní entre el 14 de julio y el 15 de septiembre, y, en Bella Vista - Guarinó y Delgaditas entre el 19 de septiembre y el 31 de octubre de 2015.

DMI Charca de Guarinocito

El muestreo se llevó a cabo entre el 30 de enero y el 2 de febrero de 2015. Dado que el DMI Charca de Guarinocito es un fragmento pequeño (21 ha) y alargado (permite tener una visual de todo el ancho) no se usó el método de muestreo por distancia con transectos lineales para hacer la estimación de la densidad; se hizo un censo (conteo completo), dado que las condiciones de sitio permiten satisfacer los supuestos de que se puede evaluar toda el área de interés y contar todos los objetos buscados. Cuatro profesionales hicieron búsqueda y seguimiento de grupos entre las 6:00 y 18:00 hasta confirmar la estructura y composición de cada grupo y su área de uso. El esfuerzo de muestreo acumulado en el DMI Charca de Guarinocito fue de 64 horas/hombre.

El muestreo por distancia es uno de los métodos más eficientes para estimar densidades poblacionales. Es decir, uno de los métodos que produce estimados válidos y más precisos (i.e., con menor varianza muestral) para un esfuerzo de muestreo dado (Buckland et al., 2001; Harris y Burnham, 2002; Norvell et al., 2003; Kissling y Garton, 2006; Somershoe et al., 2006). Por esta razón, se asume que los estimados de densidad poblacional obtenidos con este método y con conteos completos son comparables (Yoccoz et al., 2001).

Análisis de datos

La densidad poblacional de *Saguinus leucopus* se estimó con el programa DISTANCE 7.0 (Thomas et al., 2009). El objetivo del análisis es ajustar una función de detección a la distribución de frecuencias de las distancias perpendiculares de las observaciones (Thomas et al., 2002) utilizando seis modelos teóricos. El mejor modelo se seleccionó con base en el menor valor del criterio de información de Akaike (AIC), (Buckland et al., 2001). La varianza de la densidad (CV) para Río Manso fue estimada asumiendo que la distribución de la tasa de encuentro se ajustaba a la distribución Poisson de probabilidad (Buckland et al., 2001); en la Habana, Venecia y Amaní se hizo la estimación de la varianza empíricamente. En todas las localidades se usó el tamaño de grupo estimado tomado del análisis de regresión entre el tamaño de grupo y la probabilidad de detección para el cálculo de la densidad.

Comparación de las densidades poblacionales de S. leucopus para las localidades en la que se hizo segunda replica temporal
La comparación entre las densidades estimadas para *S. leucopus* entre la presente evaluación y las estimaciones hechas en Amaní (Sanchez-Londoño, 2013, datos tomados en 2006), Charca de Guarinocito, RNSC Río Manso, RNSC Venecia (Roncancio et al., 2011, datos tomados en 2008),

se hizo por medio de un gráfico de intervalos de confianza (IC). Cuando los IC de dos estimados de densidad presentaron un traslape mayor a un 25 %, se consideró que no había evidencia de que las densidades poblacionales entre ambos fueran significativamente diferentes, con un nivel de confianza del 95 % (Cumming et al., 2007).

Resultados

RNSC Río Manso: Durante el muestreo se lograron 44 registros visuales de *S. leucopus*. El modelo Uniforme con serie de expansión Coseno arrojó el valor más bajo del criterio de información de Akaike (AIC) y mejor ajuste de las distribuciones observada y esperada de distancias perpendiculares. El tamaño de los grupos varió entre uno y seis individuos, estimando un valor medio de 4.23 (IC95 % = 3.5–5). Se estimó una densidad poblacional de 55 individuos/km² (IC95 % = 35–85) y 13 grupos/km² (IC95 % = 9–20), con un coeficiente de variación del 22.5 y 20.6 % respectivamente. La varianza de la densidad estuvo compuesta por la probabilidad de detección en un 39 %, por la tasa de encuentro en un 44.9 % y por el tamaño de grupo en un 16.1 %. Los resultados de esta y las otras localidades están resumidos en las Tablas 3 a 6 y pueden ser leídos siguiendo el anterior formato en el mismo orden en el que están las tablas.

Tabla 3. Modelos ajustados basados en la distribución de las frecuencias de las distancias de detección de las observaciones de *Saguinus leucopus* para cada localidad.

Localidad	Número de registros	Modelo	Serie de expansión
Charca de Guarinocito	-	-	-
RNSC Río Manso	44	Uniforme	Coseno
La Habana	39	Semi-normal	Coseno
RNSC Venecia – Jagual	26	Semi-normal	Coseno
Amaní	59	Uniforme	Coseno
Bella Vista – Guarinó – Delgaditas	45	Semi-normal	-

Tabla 4. Tamaño de grupo de *Saguinus leucopus* para cada localidad.

Localidad	Tamaño de grupo	Tamaño grupo IC 95 %	Rango
Charca de Guarinocito	5.3	-	5 - 6
RNSC Río Manso	4.23	3.5 - 5	1 - 6
La Habana	4.9	3.9 – 6.1	1 - 7
RNSC Venecia – Jagual	2.9	2.13 – 4.02	1 - 7
Amaní	3.37	2.9 – 3.9	1 - 8
Bella Vista – Guarinó – Delgaditas	3.76	3.05 – 4.62	1 - 7

Tabla 5. Densidad poblacional de individuos de *Saguinus leucopus* para cada localidad. CV D=Coficiente de variación de la densidad de individuos.

Localidad	Densidad Ind/km ²	Densidad IC 95 %	CV D	Densidad poblacional Grupos/km ²
Charca de Guarinocito	75	-	-	14.2
RNSC Río Manso	55	35 - 85	22.5	13
La Habana	109	63 - 191	25.6	22
RNSC Venecia	40	20 - 77	30.6	13
Amaní	47	29 - 78	25	11
Bella Vista – Guarinó –Delgaditas	14	8.4 – 21.9	25	3.6

Tabla 6. Componentes de la varianza de la densidad poblacional de *Saguinus leucopus* para cada localidad.

Componentes de la varianza de la densidad	Charca de Guarinocito	RNSC Río Manso	La Habana	RNSC Venecia	Amaní	Bella Vista – Guarinó –Delgaditas
Probabilidad de detección	-	39	37.6	49.3	14.1	28
Tasa de encuentro	-	44.9	45	30.5	74.1	54.2
Tamaño de grupo	-	16.1	17.4	20.2	11.8	17.8

Comparación de la densidad de Saguinus leucopus para las localidades en la que se hizo segunda replica temporal

Para la Charca de Guarinocito se registró un aumento de dos individuos en la abundancia total pero mantiene el número de grupos. En este sentido, la “población” en este DMI es consistente con el muestreo llevado a cabo en 2008 (Roncancio et al., 2011) (Fig. 2). En la RNSC Río Manso los resultados reflejan una disminución significativa en la densidad poblacional del primate de un 61 %. Asumiendo un modelo lineal en la tasa de crecimiento poblacional podría estimarse una reducción anual continua de alrededor del 8.7%. Igualmente, para la RNSC Venecia – Jagual se encontró una disminución significativa de un 70 % en el parámetro para una disminución lineal anual estimada del 9.8 % (Fig. 2).

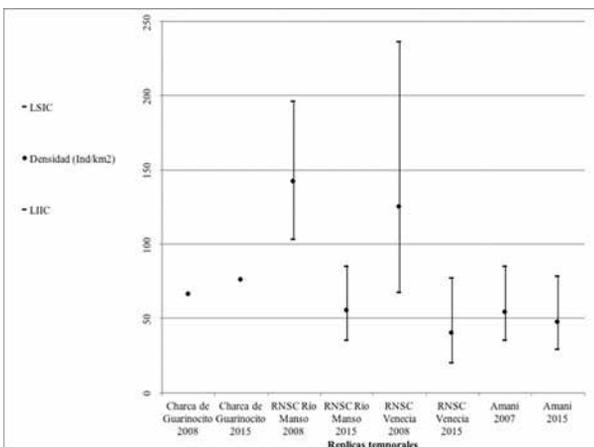


Figura 2. Análisis gráfico comparativo de las densidades del presente muestreo con estimaciones previas para el DMI Charca de Guarinocito, RNSC Río Manso, RNSC Venecia (Roncancio, 2011) y Amaní (Sanchez-Londoño, 2013). Cuando los IC de dos estimados de densidad presentan un traslape mayor a un 25 %, se considera que no hay evidencia de que las densidades poblacionales en ambos son significativamente diferentes, con un nivel de confianza del 95 % (Cumming et al., 2007).

Por otro lado, para Amaní no se encontró un cambio significativo en la densidad poblacional de *S. leucopus* con respecto a los resultados de 2006 (Sanchez-Londoño, 2013) (Fig. 2). No obstante, es necesario tener en cuenta que el muestreo en el 2006 se hizo sobre un área inferencial de aproximadamente 5.5 km², los cuales representan poco más del 20 % del presente esfuerzo y que estuvo focalizada en el sector de Los Mangos con un tamaño muestral de solo cinco transectos. En Amaní, se encontraron diferencias numéricas entre algunos de los seis sectores evaluados. Si bien, dada la cantidad de datos que se obtuvieron por sector no es razonable hacer un análisis por bloques de la densidad, es plausible, asumiendo que la probabilidad de detección de la especie entre los sectores es igual (mismos observadores, coberturas vegetales similares, muestreo hecho en un corto periodo de tiempo, condiciones ambientales constantes y homogéneas), que la comparación se puede hacer a partir de las abundancias relativas (número de registros por kilómetro recorrido). En este sentido se detectó que los sectores de la Clara y Carrizales presentaron las abundancias relativas más bajas, siendo numéricamente entre 3 y 25 veces menores que en las otras localidades.

Tabla 7. Abundancias relativas (número de registros por kilómetro recorrido) de grupos e individuos de tití gris (*Saguinus leucopus*) en los diferentes sitios evaluados en el área de influencia del embalse Amaní.

Sitio	Grupos/km	Individuos/km
Berlín	0.35	1.25
Cañaveral	1.48	3.86
Carrizales	0.18	0.54

Sitio	Grupos/km	Individuos/km
Clara	0.06	0.17
Mangos	0.74	2.18
Sasaima	0.26	0.88

Discusión

En este muestreo las densidades encontradas en el oriente de Caldas estuvieron entre 14 y 109 ind/km². En contraste, en los muestreos llevados a cabo entre 2005 y 2008 las densidades encontradas estuvieron entre 54 y 149 ind/km² (Roncancio et al., 2011). Puntualmente, dos de las cuatro áreas en donde se hizo un segundo muestreo, RNSC Río Manso y RNSC Venecia – Jagual presentaron reducciones del 61 y 70% respectivamente con respecto al 2008. Esta reducción fue apenas detectable por la magnitud del cambio. Tener la capacidad de detectar cambios menores implica incrementar el tamaño de la muestra (Field et al., 2005). En ese sentido es necesario gestionar los recursos suficientes para hacer los muestreos completos y alcanzar la precisión requerida para concluir que efectivamente no hubo cambios, principalmente reducciones y no que simplemente no fueron detectados, es decir, mejorar la potencia estadística y reducir la probabilidad de cometer un error tipo II en el rechazo de la hipótesis (Lindermayer y Likens, 2009; McDonald-Madden et al., 2010; Reynolds et al., 2011).

A pesar de las 20,000 ha que se han perdido en el oriente de Caldas en los últimos 10 años, la RNSC Río Manso y Venecia el Jagual no han sido afectadas. La reducción de la densidad de *S. leucopus* en estas dos localidades se puede atribuir al tráfico, tal y como lo confirmó el propietario de Venecia - el Jagual quien declaró que en el 2013 se presentaron ingresos de traficantes a la reserva y que extrajeron una gran cantidad de individuos del primate. En el caso de Amaní, a pesar de no detectarse una reducción, la extracción de *Saguinus leucopus* no se puede descartar, dado que la menor abundancia relativa en el sector bordeado por la carretera entre Dorada y Norcasia (Sector La Clara), que no difiere aparentemente en otras condiciones de los otros sectores, puede estar reflejando un impacto derivado de la mayor accesibilidad de potenciales traficantes (Laurance et al., 2008).

El tráfico de especies silvestres es un importante y creciente motor de pérdida de biodiversidad (Warchol et al., 2003; Sodhi et al., 2004; Wyler y Sheikh, 2008; Fernandes-Ferreira et al., 2012). No obstante, son escasos los estudios que puedan cuantificar su impacto sobre las poblaciones naturales, además del ámbito y la escala del tráfico. Particularmente para el tráfico de animales vivos el 16% lo representan los primates. El tráfico de primates vivos involucra decenas a cientos de miles de individuos en el mundo y ha venido aumentando desde 1995 (Nijman et al., 2011). En Perú, después de los psitácidos los primates fueron el grupo más traficado (Shanee, 2012) y la mayoría son individuos

inmaduros lo que sugiere el sacrificio del parental en la captura y baja probabilidad de soportar las condiciones de cautiverio (Duarte-Quiroga y Estrada, 2003).

Basados en la información informal de las comunidades locales, el tráfico de fauna en la zona puede estar asociado al aumento de la accesibilidad de foráneos después de la desmovilización en el 2006 de los grupos de paramilitares y al progresivo desmantelamiento del frente 47 de las FARC consolidado en 2008. En algunos casos, los conflictos socio políticos y la guerra pueden liberar la presión sobre la biodiversidad productos de los cambios en los patrones de asentamiento humano, la creación de zonas de protección de hecho y la reducción de las actividades económicas basada en recursos (Hanson et al., 2009). Adicionalmente, en muchos escenarios, los traficantes pueden desconocer o pueden no sentirse afectados por la legislación o el costo para ellos por apearse a la ley llega a ser más grande que no hacerlo y las penas pueden ser menores que la ganancia por el tráfico (Dutton et al., 2013). Este antecedente determina la necesidad del fortalecimiento institucional que incluye la articulación de las diferentes instancias de control (autoridad ambiental, fuerzas policivas y militares, jueces y fiscales) para la gestión efectiva de las áreas protegidas y en general de los recursos naturales en los escenarios actuales de post-acuerdo y posconflicto. En ese sentido, el control efectivo implica un abordaje multifocal que incluye la educación y comunicación hacia las comunidades buscando reducir la tolerancia a estas prácticas en su territorio, modificando la actitud de las personas hacia la especie, el contexto social y posicionando la norma; revisando la dependencia económica de las comunidades a estas actividades, generando la conversión de los sistemas productivos y fortaleciendo la capacidad de gestión interinstitucional e intersectorial para planear e implementar con idoneidad técnica y operativa las actividades de control y vigilancia (Warchol et al., 2003; Shepherd, 2010; Daut et al., 2015).

Agradecimientos

Este trabajo fue llevado a cabo con recursos de compensación obligatoria de Isagen. Agradecemos a Ana María Jaramillo de Río Manso y a Gustavo Toro de Venecia por permitirnos nuevamente el acceso a sus reservas, además de prestar el apoyo logístico para llevar a cabo los muestreos.

Referencias

- Buckland, S., Anderson D., Burnham K., Laake J., Borchers y Thomas L. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S. T., Plumptre, A. J., Thomas, L., Rexstad, E. A. 2010. Design and analysis of line transect surveys for primates. *Int. J. Primatol.* 31:833–847.
- Cumming, G., Fiona, F. y Vaux, D. 2007. Error bars in experimental biology. *J. Cell Biol.* 177(1):7–11.

- Daut, E. F., Brightsmith, D. J., y Peterson, M. J. 2015. Role of non-governmental organizations in combating illegal wildlife-pet trade in Peru. *J. Nat. Conserv.* 24: 72–82.
- Duarte-Quiroga, A. y Estrada, A. 2003. Primates as pets in Mexico City: An assessment of the species involved, source of origin, and general aspects of treatment. *Am. J. Primatol.* 61: 53–60.
- Dutton, A., Gratwicke, B., Hepburn, C., Herrera, E. A. y Macdonald, D. W. 2013. Tackling unsustainable wildlife trade. En: *Key topics in biological conservation 2.*: D. W. Macdonald and K. Willis, editors. Wiley-Blackwell, Oxford, United Kingdom. 64–91.
- Elzinga, C. L., Salzer, D. W., Willoughby, J. W. y Gibbs, D. P. 2001. *Monitoring Plant and Animal Populations*. Blackwell Scientific Publications, Abingdon, Reino Unido
- Fernandes-Ferreira, H., Mendonça, S. V., Ferreira F. S., Albano C., y Alves R. R. N. 2012. Hunting, use and conservation of birds in Northeast Brazil. *Biodivers. Conserv.* 21:221–244.
- Field, S. A., Tyre, A. J., Thorn, K. H., O’connor, P. J., y Possingham, H. P. 2005. Improving the efficiency of wildlife monitoring by estimating detectability: A case study of foxes (*Vulpes vulpes*) on the Eyre Peninsula, South Australia. *Wildl. Res.* 32(3): 253–258.
- Field, S. A., O’connor, P. J., Tyre, A. J. y Possingham, H. P. 2007. Making monitoring meaningful. *Austral Ecol.* 32: 485–491.
- Franco-Creutzberg, P. y Roncancio-D, N. 2011. *Programa Internacional para la Conservación del Titi Gris (Saguinus leucopus) - Memoria Técnica del Taller para la Construcción del Plan de Acción 2012–2015*. Reporte no publicado, WCS.
- Gibbs, J., Droege, S. y Eagle, P. 1998. Monitoring Populations of Plants and Animals. *BioScience.* 48 (11): 935–940.
- Gibbs, J., Snell, H., y Causton, C. 1999. Effective Monitoring for Adaptive Wildlife Management: Lessons from the Galápagos Islands. *J. Wildl. Manage.* 63(4): 1055–1065.
- Giehl, E. L. H., Moretti, M., Walsh J. C., Batalha M. A., y Cook, C. N. 2017. Scientific Evidence and Potential Barriers in the Management of Brazilian Protected Areas. *PLoS ONE* 12(1): e0169917. doi:10.1371/journal.pone.0169917
- Hanson, T., Brooks, T. M., Da Fonseca, G. A., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Machlis, G., Mittermeier, C. G., Mittermeier, R. A. y Pilgrim, J. D. 2009. Warfare in biodiversity hotspots. *Cons. Biol.* 23(3), 578–587.
- Harris, R. y Burnham K. 2002. On estimating wildlife densities from line transect data. *Acta Zool. Sin.* 48:812–818.
- IDEAM, 2012. Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Bogotá, D. C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Kissling, M., y Garton E. 2006. Estimating detection probability and density from point-count surveys: a combination of distance and double-observer sampling. *The Auk.* 123(3):735–752.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol. Conserv.* 141: 1731–1744.
- Legg, C. J. y Nagy, L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *J. Environ. Manage.* 78 (2): 194–199.
- Lindenmayer, D. B. y Likens, G. 2009. Adaptive monitoring – a new paradigm for long-term studies and monitoring. *Trends Ecol. Evol.* 24: 482–486.
- Lindenmayer, D. B. y Likens G. E., 2011. Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. *Ecosystems.* 14: 47–59.
- Lyons, J. E., Runge, M. C., Laskowski, H. P. y Kendall, W. L. 2008. Monitoring in the context of structured decision-making and adaptive management. *J. Wildl. Manage.* 72 (8): 1683–1692
- Mcdonald-Madden E., Baxter P. W. J. y Fuller R. A. 2010. Monitoring does not always count. *Trends Ecol. Evol.* 25: 547–50.
- Marsh, D. M. & Trenham, P. C., 2008. Tracking current trends in plant and animal population monitoring. *Conserv. Biol.* 22:647–655.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - MADS. 2012. *Estrategia Nacional para la prevención y control al Tráfico Ilegal de Especies Silvestres: Diagnóstico y Plan de Acción ajustado, Colombia*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 100 p.
- Morales-Jiménez, A. L., Link, A. y Stevenson, P. 2008. *Saguinus leucopus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2008: .T19819A9019454. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T19819A9019454.en>. Downloaded on 29 December 2018.
- Nichols, J. D. y Williams, B. K., 2006. Monitoring for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 21: 668–673.
- Nijman, V., Nekaris, K. A. I., Donati, G., Bruford, M., y Fa, J. 2011. Primate conservation: measuring and mitigating trade in primates. *Endangered Species Research.* 13(2): 159–161.
- Norvell, R., Howe F. y Parrish J. 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance sampling methods. *The Auk.* 120(4):1013–1028.
- Peres, C. 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotrop. Primates.* 7:1–16.
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Noon, B. R., Trombulak, S. y Pulliam, H. R. 2001. Making smart conservation decisions: 225–244. En: *Research Priorities for Conservation Biology*, Orians, G. & Soule, M. (eds.), Island Press, Covelo, California.
- Pullin A. S., y Knight T. M. 2005. Assessing conservation management’s evidence base: a survey of management-plan compilers in the United Kingdom and Australia. *Conserv. Biology.* 19 (6): 1989–1996.
- Reynolds, J. H., William, L., Thompson, W. L. y Russell, B. 2011. Planning for success: Identifying effective and efficient survey designs for monitoring. *Biol. Conserv.* 144: 1278–1284

- Roncancio, J. N., Rojas, W. y Deffler, T., 2011. Densidad poblacional de *Saguinus leucopus* en remanentes de bosque con diferentes características físicas y biológicas. *Mastozool. Neotrop.* 18(1):105–117.
- Roncancio, N., Gómez, K. y Quintero, F. 2013. Comparisons of population density and group structure for the Variegated-spider monkey (*Ateles hybridus*), Serranía de San Lucas (Bolívar-Colombia): 235–248. En: *Primates Colombianos En Peligro de Extinción*, Deffler, T. R., Stevenson, P. R., Bueno, M. L., Guzmán, D. C. (eds.) Asociación Primatológica Colombiana. Bogotá, Colombia.
- Sánchez-Londoño, J. D., Santamaría, M. y Devenish, C. 2013. Densidad, uso de hábitat y estado de conservación de una población de *Saguinus leucopus* en un bosque premontano de Colombia:181–193. En: *Primates Colombianos en Peligro de Extinción*, Deffler, T., Stevenson, P., Bueno, M. Y D. Guzmán-Caro, (eds.), Asociación Primatológica Colombiana. Bogotá, Colombia.
- Shepherd C. R. 2010. Illegal primate trade in Indonesia exemplified by surveys carried out over a decade in North Sumatra. *Endanger. Species Res.* 11:201–205
- Sodhi, N. S., Koh, L. P., Brook, B. W. y Ng P. K. L. 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends Ecol Evol.* 19:654–660.
- Shanee, N. 2012. Trends in local wildlife hunting, trade and control in the Tropical Andes Biodiversity Hotspot, north-eastern Peru. *Endangered Species Research.* 19: 177–86.
- Somershoe, S., Twedt, J., y Reid, B. 2006. Combining breeding bird survey and distance sampling to estimate density of migrant and breeding birds. *The Condor.* 108: 691-699.
- Sutherland, W. J. 2006. *Ecological Census Techniques – A Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Thomas, L., Buckland S., Burnham K., Anderson D., Laake J., Borchers, D. y Strindberg S. 2002. Distance sampling En: *Encyclopedia of environmetrics*, El-Shaarawi A. & Piegorisch W. (eds.) Vol. 1. pp 544–552. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Thomas, L, Laake J.L., Rexstad E, Strindberg S., Marques F.F.C., Buckland S.T., Borchers D. L., Anderson D. R., Burnham K. P., Burt M. L., Hedley S. L., Pollard J. H., Bishop J. R. B. y Marques T. A. 2009. *Distance 7.0*, Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>
- Warchol G. L., Zupan L. y Clarke W. 2003. Transnational criminality: an analysis of the illegal wildlife market in Southern Africa. *Int Crim Justice Rev.* 13:1–26.
- Witmer G. W. 2005. Wildlife population monitoring: some practical considerations. *Wildl. Res.* 32, 259–263.
- Wylter L. S. y Sheikh P. 2008. International Illegal Trade in Wildlife: Threats and U.S. Policy. Congressional Research Service. Order Code no. RL34395
- Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, y Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol. Evol.* 16:446–453.