

Dinámicas de los loros en cautiverio en Colombia: tráfico, mortalidad y liberación

Captivity parrots in Colombia: traffic, mortality and liberation

Diana C. Restrepo-Rodas¹, Paulo C. Pulgarín-Restrepo^{1,2}

¹Facultad de Ciencias y Biotecnología, Universidad CES, Medellín, Colombia.

²Laboratorio de Biología Evolutiva de Vertebrados, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Los Andes, Bogotá, Colombia.

✉ diacares@msn.com, pulgarinp@gmail.com

Resumen

Las guacamayas, loras, cotorras y pericos se encuentran entre las principales especies en ser decomisadas por las autoridades ambientales en Colombia. Estas especies son llevadas a centros de recepción de fauna silvestre para su evaluación y posible rehabilitación y liberación. Sin embargo, muchos de estos individuos no sobreviven en los centros de rehabilitación o no logran volver a su medio natural debido a la complejidad que representa la rehabilitación de algunas de estas especies. Con el fin de entender las dinámicas relacionadas con el comercio ilícito de psitácidos y realizar un acercamiento de los elementos que afectan la supervivencia de estas especies, realizamos un estudio general sobre psitácidos en cautiverio a través de la revisión de registros de ingresos y liberaciones de 15 entidades ambientales del país, entre los años 2005 y 2014. Cuantificamos las diferencias de ingresos entre especies y regiones, mortalidad, patrones de extracción y comercialización, y distribución geográfica de las liberaciones. Obtuvimos datos sobre el ingreso de 8.877 individuos, principalmente de las especies *Brotogeris jugularis*, *Amazona ochrocephala*, *Amazona amazonica*, *Eupsittula pertinax*, *Pionus menstruus*, *Ara ararauna* y *Forpus conspicillatus*. Encontramos que el número de individuos y el número de especies que ingresaron a los centros de recepción varió entre meses y años, donde los mayores ingresos se registraron en 2010-2011 y entre los meses de marzo y junio. Encontramos que la mortalidad fue de un 35,5% y estuvo asociada con el centro donde se encontraba el ejemplar y su tiempo de permanencia en él, y observamos la mayor cantidad de muertes en los primeros tres meses de ingreso al centro. Los resultados del análisis espacial mostraron que las mayores extracciones se realizaron en departamentos de la región Caribe (e.g., Córdoba y Bolívar), y los mayores ingresos en centros de recepción de fauna en Antioquia, Caldas y Cundinamarca. Por otra parte, encontramos que las liberaciones de individuos de diferentes especies se realizaron fuera de su ámbito histórico de distribución. Este estudio muestra que los psitácidos presentan serias amenazas no sólo a lo largo del proceso de tráfico, sino también en el proceso de adaptación y rehabilitación en los centros de recepción y manejo de fauna silvestre en Colombia. Por lo tanto, se requiere de más investigación en las diferentes etapas del tráfico y del establecimiento de protocolos en metodologías de manejo para la minimización de la mortalidad y de los riesgos en las liberaciones. Es vital que las corporaciones ambientales y entidades de la fuerza pública tengan un control más estricto el cual minimice el tráfico de fauna silvestre. Los centros de recepción presentan grandes densidades poblacionales, que sumado al estado en que llegan los individuos y a la dificultad en la realización de una rehabilitación y liberación adecuada, conllevan al fracaso de los esfuerzos de conservación y a la mejora en la calidad de vida de los individuos.

Palabras clave: centros de recepción de fauna, comercialización ilegal, decomiso, Psittacidae, Suramérica

Abstract

Environmental agencies in Colombia often confiscate macaws, parrots, parakeets, and parrotlets, and then placed in fauna reception centers where physical condition are evaluated, with the hopes of rehabilitating and releasing birds back to the wild, when possible. However, most individuals are unable to recover and therefore cannot rerelease into their natural habitats. To understand the dynamics related to the illegal traffic of psittacids and the factors affecting survival in fauna reception centers, we collected data on psittacids in captivity from 15 regional environmental agencies from the years 2005-2014. We describe differences in the number of incoming individuals across species and geographic regions. Furthermore, we evaluated the factors associated with mortality, extraction from the wild, trafficking, and finally the geographic areas where individuals were released. We gathered data on 8,877 individuals, primarily from seven species: *Brotogeris*

jugularis, *Amazona ochrocephala*, *Amazona amazonica*, *Eupsittula pertinax*, *Pionus menstruus*, *Ara ararauna*, and *Forpus conspicillatus*. The number of decommissioned individuals and species varied between years and months, but a higher number of individuals were registered during 2010-2011 and between March to June (e.g., peaks of decommissioned individuals correlates with mid-year holidays). A high proportion of all individuals (35.5%) died at the fauna centers during the first three months; such mortality rate associated with the time that an individual remained at the center. Most individuals were extracted from the wild in northern Colombia (departments of Córdoba, and Bolívar) and most individuals were taken in fauna reception centers of the departments of Antioquia, Caldas, and Cundinamarca. We also found that 73% of individuals were released outside their known distributional areas. Finally, we argue that psittacids face severe threats at during both the trafficking and liberation process, as well as during their period at rehabilitation centers in Colombia. It is therefore imperative to better understand factors behind illegal traffic and improving health and monitoring systems at the fauna reception centers.

Key words: confiscation, illegal marketing, Psittacidae, South America, wildlife reception centers

Introducción

El tráfico de vida silvestre representa un problema complejo a nivel mundial. Es considerado como uno de los comercios ilícitos más lucrativos debido a los bajos costos de extracción, facilidad de transporte y a una demanda activa y creciente de consumidores (Haken 2011, Regueira & Bernard 2012, Bradshaw & Engebretson 2013, Wyler & Sheikh 2013, Douglas & Alie 2014, Lawson & Vines 2014). La comercialización ilegal de vida silvestre ha afectado a las poblaciones de muchas especies y ha contribuido en general a la disminución de la biodiversidad en el planeta (Redford 1992, Sodhi *et al.* 2009, Bush *et al.* 2014). La Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito en el 2016 (UNODC) reportó que por lo menos 7.000 especies fueron incautadas entre 2005 y 2015 en relación al comercio ilegal de fauna y flora (United Nations Office on Drugs and Crime, 2016).

En países centro y suramericanos tales como México (Iñigo-Elias & Ramos 1991, Alvarado-Martínez 2012), Bolivia (Herrera & Hennessey 2007), Brasil (Regueira & Bernard 2012, Alves *et al.* 2013) y Perú (Gastanaga *et al.* 2010), existen redes organizadas de comercialización ilegal de fauna con alcances locales e internacionales. Colombia no es la excepción, y aunque hay poca información disponible sobre el tráfico de fauna silvestre (Mancera-R & Reyes-García 2008), es

claro que existe una problemática compleja que opera a nivel regional y nacional. Al ser ilícito, es difícil establecer una estadística exacta sobre las dinámicas de la comercialización y tráfico de vida silvestre (World Wildlife Fund & Dalberg 2012). Sin embargo, un acercamiento a este problema fue realizado en Colombia por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2012), por medio del análisis de registros de incautaciones entre los años 2005 y 2009, que incluyó el 90% de instituciones ambientales del país. En ese estudio se reportaron 211.571 individuos decomisados, donde los grupos de mayor representación fueron reptiles (80%), aves (14%) y mamíferos (4%), y del total, el 60% correspondieron a la región Caribe y al Eje Cafetero. Sin embargo, el estudio no incluyó los datos de Bogotá D.C., de ser así, la cifra total de decomisos para este periodo hubiese alcanzado ~224.000 individuos.

Las aves representan uno de los grupos de vertebrados mayormente incautados en el mundo (Mancera-Rodríguez & Reyes-García 2008, Rodríguez-González & Esperanza-Cruz 2008, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2012, Bush *et al.* 2014). En particular, las guacamayas, loros y pericos neotropicales (Psittaciformes: Psittacidae: Arinae, Remsen *et al.* 2016) son las aves silvestres de mayor representación taxonómica y numérica en este comercio en Colombia (Ministerio de Ambiente y

Desarrollo Sostenible 2012, 2014). Por ejemplo, Gómez-Cely (2000) encontró que más de 3.000 individuos de psitácidos fueron incautados entre los años de 1992 y 1998 a partir de información de 32 corporaciones ambientales y este grupo representó el 63,1% de los ingresos a la Unidad de Rescate y Rehabilitación de Animales Silvestres (URRAS) en Bogotá, entre los años de 1996 y 2006 (Lamprea-Maldonado *et al.* 2009).

Aunque la pérdida de hábitat es considerada la principal amenaza para las aves en Colombia (Bello *et al.* 2014), el comercio ilícito de especies ha sido calificada como una amenaza creciente e importante para el decrecimiento de poblaciones naturales de psitácidos (Ferrerira Pires 2011, Smith *et al.* 2009, Berkunsky *et al.* 2017). Las guacamayas *Ara militaris* y *Ara ambiguus* han sido afectadas por la comercialización nacional e internacional, al igual que por la deforestación de su hábitat, y como resultado se presenta la declinación de sus poblaciones. Lo anterior ha llevado a que estén catalogadas respectivamente como vulnerable (VU) y en peligro (EN) según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2014) y el Libro Rojo de las Aves de Colombia (Renjifo *et al.* 2002, 2014).

En las dinámicas que implican la extracción de un ave de su medio natural, un alto porcentaje de psitácidos mueren debido a los métodos de captura, condiciones de hacinamiento, enfermedad, estrés y desnutrición durante el transporte y comercialización; cifra que puede oscilar entre el 75% y 90% de individuos antes de llegar al comprador final (Iñigo-Elias & Ramos 1991, Guzman *et al.* 2007, Rodríguez-Mahecha *et al.* 2005). Durante las diferentes etapas del tráfico, las autoridades competentes intentan recobrar, decomisar y procurar el bienestar de los individuos, los cuales usualmente son ingresados a centros de recepción de fauna para su recuperación (Troncoso & Naranjo 2004). El

objetivo de estos centros es evaluar y rehabilitar los especímenes en búsqueda de su posterior liberación (Mendivelso-Gamboa & Montenegro 2007, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia 2010, Restrepo *et al.* 2010).

La rehabilitación y liberación de fauna silvestre es un proceso complejo y difícil de llevar a cabo (Cadena & Jiménez 2014). Entre los factores clave están la condición física y clínica con la que entra al centro (*e.g.*, enfermedades infecciosas o lesiones que impidan el desplazamiento y alimentación del individuo) y su comportamiento (*e.g.*, fuerte dependencia al ser humano) (Barragán 2003, Lozano-Ortega 2003, Vanstreels *et al.* 2010). Adicionalmente, son altos los volúmenes de ejemplares que ingresan día a día a los centros de recepción de fauna, los cuales necesitan de mejoras tanto en la capacidad y como en la calidad de la infraestructura (Mendivelso-Gamboa & Montenegro 2007). Por otra parte, es escaso el presupuesto que el gobierno destina para el desarrollo de estos proyectos; desde el momento de la recepción de los animales en los centros hasta el seguimiento posterior a su liberación, se suman a la problemática (Sanz & Grajal 1998, Cadena & Jiménez 2004, Lozano-Ortega 2004). Centros bajo estas condiciones reciben un gran volumen de individuos y no cuentan con la capacidad de carga adecuada, por lo tanto, es usual que sean sometidos a estrés por hacinamiento y por lo tanto, en esta etapa se incrementa la tasa de mortalidad (Aprile & Bertonatti 1996, Gómez-Valencia & Camargo 2004). En Brasil, Vanstreels *et al.* (2010) evaluaron la mortalidad de psitácidos traficados que ingresaron al Parque Zoológico Municipal de Quinzinho, y encontraron que en un periodo de seis meses, el 46% de las *Amazona aestiva* (n=252) y el 30% de las demás especies del género *Amazona* (n=122) que ingresaron murieron. En México se ha estimado que el 47%

o más de los animales ingresados mueren, el 27% es liberado y el 17% es reubicado en colecciones vivas (Guzmán *et al.* 2007). Respecto a la liberación, hay muchos aspectos que deben ser considerados e integrados, tales como la evaluación comportamental (*e.g.*, potencial adaptación a su medio natural), análisis genéticos para evitar problemas de consanguinidad, y análisis epidemiológicos para minimizar el riesgo de introducción de patógenos en poblaciones naturales (IUCN/SCC 2002). Sin embargo, en Colombia la gran mayoría de estos procedimientos no se llevan a cabo y no han tenido una evaluación rigurosa. En particular, pocas liberaciones han sido rigurosamente documentadas para evaluar su éxito, posiblemente debido a la carencia de métodos y protocolos de manejo y liberación de animales incautados (Choperena & Mancera-Rodríguez 2016).

Aunque se han realizado estudios sobre las dinámicas del tráfico de fauna silvestre en el país (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2012), y específicamente de psitácidos a nivel local (Baquero & Baptiste 2004, Carrascal *et al.* 2013), aún se desconocen elementos básicos sobre la comercialización ilegal de psitácidos a nivel regional y nacional. En este estudio presentamos un panorama general sobre el tráfico de psitácidos en el país, con base en información proveniente de corporaciones ambientales. En particular, nuestros objetivos fueron: 1) conocer cuáles son las especies mayormente traficadas; 2) cuáles son las áreas con mayor volumen de extracción y decomisos en Colombia; 3) cuantificar la mortalidad en los centros de recepción de fauna; 4) describir los patrones de liberación post-decomiso en áreas naturales. Es necesario ahondar en el conocimiento de esta problemática y proveer herramientas para la vigilancia del tráfico de fauna y el manejo de estas aves en los centros de recepción.

Materiales y métodos

Recolección de datos.- Compilamos registros de psitácidos (guacamayas, cotorras, loros y pericos) decomisados por 15 entidades ambientales de Colombia entre los años 2005 y 2014, ubicadas en 12 departamentos de Colombia (Antioquia con tres corporaciones, Risaralda, Caldas, Valle del Cauca, Caquetá, Cundinamarca, Magdalena, Boyacá, Santander, Norte de Santander, Casanare y Tolima con una corporación por departamento). Obtuvimos los registros por medio de visitas a las corporaciones o por envío de documentación por correo electrónico. Las entidades consultadas difirieron en la toma de datos, métodos y formatos de registro de información. Debido a esta heterogeneidad de formatos, hicimos varios filtros con el fin de incluir la mayor cantidad de información a la hora de evaluar y comparar los datos de todas las corporaciones.

Procesamiento de datos y análisis estadísticos.- Con base en ese primer filtro, construimos una base de datos donde registramos la siguiente información para cada individuo. a) de tipo cuantitativo: tiempo de cautiverio con el tenedor (persona o ente al que se le decomisa); tiempo de permanencia en el centro de recepción. b) de tipo cualitativo: año y mes de ingreso; mes de salida del centro; tipo de salida (por muerte, liberación, reubicación, eutanasia, hurto o fuga); edad al momento del ingreso (polluelo, juvenil y adulto); lugar de procedencia u origen, lugar de decomiso y lugar de liberación.

A partir de la base de datos unificada cuantificamos el número de individuos ingresados por especie, el número de ejemplares por tipo de salida (ver abajo) y la variación temporal de las admisiones por especie en los años y meses evaluados. Con dichos datos, estimamos estadísticos generales para caracterizar las dinámicas temporales y el volumen de entrada y

salida de diferentes especies de psitácidos. Debido a que no todas las corporaciones presentaban datos en todos los años evaluados (2005-2014), los análisis se restringieron a intervalos donde todas las corporaciones tuvieran información. Para el análisis anual, utilizamos el intervalo entre los años 2010 al 2013, ya que fue el mayor lapso de tiempo donde las corporaciones coincidieron en la tenencia de registros. Para el análisis mensual empleamos todos los registros entre los años de 2005 y 2013, y excluimos los datos donde las corporaciones no tuvieran registros para cada uno de los 12 meses de cada año.

Utilizamos la prueba de chi cuadrado (X^2) para evaluar diferencias entre los años (2010 al 2013) y entre los meses de ingreso (2005-2013). Para los análisis de mortalidad realizamos una separación de los datos de tipo de salida en tres clases para cada especie: mortalidad (que corresponde a las muertes por cualquier motivo y eutanasias por enfermedad o traumas físicos), supervivencia (donde se agrupaban los demás tipos de salida: liberación, reubicación, hurto, fuga, continuidad en el centro), y por último todos los individuos de los que no se registró su destino. De esta manera obtuvimos los valores de mortalidad y supervivencia entre los años 2005 y 2014 para cada especie sobre su número de ingresos y no sobre el total de todas las especies evaluadas. Debido a que las categorías de la variable tipo de salida no presentaban suficientes datos, no las usamos como variables independientes para evitar disminuir su poder explicativo.

Para evaluar si el tiempo de cautiverio con el tenedor, tiempo en el centro, corporación y género influían en la probabilidad de muerte de los ejemplares, implementamos un modelo lineal generalizado con distribución binomial (ANDEVA). Para calcular la magnitud del efecto utilizamos la Razón de Momios (RM) con la

librería "epicalc" de la plataforma estadística R (R Core Team 2016). Para esto agrupamos en categorías las variables continuas referentes al tiempo de cautiverio con el tenedor (de 1 día a 1 año, de 1 año a 5 años, 5 años a 50 años) y al tiempo de permanencia en el centro de recepción (1 día a 3 tres meses, 3 meses a 6 meses, 6 meses a 9 meses, 9 meses a 1 año, 1 año a 7 años). A pesar de entender la pérdida de información relacionada con la categorización de variables continuas, la heterogeneidad de la información temporal y vacíos en la información de cada corporación impidió el uso de otro tipo de análisis.

Análisis espacial de procedencia, decomisos y liberaciones.- Con el fin de inferir a grosso modo las áreas más críticas de extracción y de comercialización de psitácidos, además de entender si las liberaciones se realizan dentro del ámbito de su distribución conocido, analizamos 1.023 datos de origen o procedencia, 7.768 de decomisos y 2.365 de liberaciones para las especies más comunes de psitácidos en nuestro set de datos. Respecto a los decomisos, en los casos donde se desconocía la localización exacta de la incautación, establecimos como punto de entrega la oficina principal de la entidad ambiental más cercada o encargada. Las localidades que no tenían datos de latitud y longitud fueron georeferenciadas a partir de gaceteros en línea como Google Maps. Después de un filtro general, compilamos la procedencia, sitio de decomiso o entrega y liberación para las especies mejor representadas en este estudio: *Brotogeris jugularis*, *Amazona ochrocephala*, *Amazona amazonica*, *Eupsittula pertinax*, *Pionus menstruus*, *Ara ararauna* y *Forpus cospicillatus*. Usamos ArcGis v. 10.2.2 (ESRI® 2015) para el mapeo de los puntos, y usamos la base de datos de NatureServe v 1.0 (Ridgely *et al.* 2003) para la determinación de las áreas (polígonos) de distribución de las siete especies. No usamos

otras fuentes de información reciente (*e.g.*, eBird) sobre la distribución de las diferentes especies de psitácidos incluidos en el análisis espacial con el fin de mantener lo más conservador posible los límites de cada especie. Utilizamos la herramienta Measure de ArcGis v. 10.2.2 (ESRI® 2015) para la estimación de las distancias (en kilómetros) entre los puntos de los individuos que se encontraban fuera de su área de distribución (con base en el polígono de NatureServe v 1.0) hasta la localización más cercana de dicha distribución. Debido a posibles ampliaciones del ámbito de distribución, se eliminaron los puntos que se encontraban a menos de 30 km de la distribución natural histórica más cercana.

Resultados

Obtuvimos 9.000 registros de psitácidos. De estos excluimos 123 registros de especies no distribuidas naturalmente en Colombia (*e.g.*, *Agapornis* y *Melopsittacus*) y excluimos registros que no tenían datos completos (*e.g.*, únicamente decía Psittaciformes). Entre los registros descartados se encontró uno de *Amazona barbadensis* que se encuentra distribuida en Venezuela, Curasao y Bonaire, y siete de *Agapornis personatus*, nativo de Tanzania, catalogados respectivamente como vulnerable (VU) y casi amenazada (NT) a nivel global por la UICN. De los 8.877 registros, 547 estuvieron completos para los datos ingresados en la base de datos (ver métodos). De las 33 especies encontradas (Tabla 1), las más frecuentes fueron *Brotogeris jugularis* (n=2.534), *Amazona ochrocephala* (n=2.203), *Amazona amazonica* (n=996), *Eupsittula pertinax* (n=832), *Pionus menstruus* (n=494), *Ara ararauna* (n=357) y *Forpus cospicillatus* (n=352). Con estas siete especies realizamos los análisis estadísticos. Adicionalmente, entre las especies incautadas están *Ara macao* (n=134), *Ara militaris* (n=14) y *Ara ambiguus* (n=8), que se encuentran incluidas

en el Apéndice I del CITES, el resto de especies se encuentran incluidas en el Apéndice II.

Observamos que por departamento se presenta una tendencia de ingresos de los mismos géneros tales como *Amazona*, *Ara* y *Brotogeris*, con pocas incautaciones de individuos de otras especies de psitácidos tales como *Thectocercus*, *Pyrrhura*, *Pyrrilia*, *Orthopsittaca*, *Leptosittaca*, *Gradydascalus* y *Bolborhynchus* (Fig. 1). Por otro lado, el número de ingresos de los géneros más comunes varió entre departamentos. Por ejemplo, mientras que en Santander los mayores ingresos son de *Brotogeris*, en Caldas son de *Amazona* (Fig. 1). En cada región, las mayores entradas a los centros correspondieron a especies que se encuentran en su territorio; sin embargo, hay excepciones como en el Valle del Cauca y Risaralda que presentaron su mayor porcentaje de ingresos para *A. ochrocephala* y *A. amazonica*, especies que no están distribuidas en estas regiones (Hilty & Brown 1986). Esto puede indicar una preferencia por estas especies en el mercado ilegal de fauna y una red de tráfico estructurada que responde a esta demanda.

Las dinámicas anuales de ingreso de psitácidos en todos los centros fueron variables (n=3.071). El número de individuos que ingresaron fue mayor en el 2010 (29.4%) y disminuyó en 2011, 2012 y 2013. Hubo diferencias significativas entre los ingresos anuales entre 2010 y 2013 ($\chi^2=51,71$, gl=3, p<0,001). Sin embargo, las siete especies más comúnmente ingresadas (Tabla 1) presentan diferentes dinámicas de variación temporal (Fig. 2A). Por ejemplo, entre los años 2010 y 2012 la mayor especie ingresada fue *B. jugularis* mientras que en 2013 fue *A. ochrocephala*. Para esta última especie el número de individuos ingresados aumentó un 56% entre el 2010 y 2013. Especies como *A. amazonica*, *A. ararauna* y *P. menstruus* tuvieron oscilaciones y aumentos pequeños al final del 2013. El número de *B.*

Tabla 1. Número de individuos de psitácidos residentes en Colombia ingresados en las entidades ambientales entre los años 2005 y 2014, su inclusión en el Cites, clasificación de peligro a nivel global (UICN) y a nivel nacional (Libro Rojo y Resolución No.0192 de 2014).

Especie	n	%	Cites ^a	UICN ^b	Libro Rojo, 2002, 2014 ^c	Resolución No. 1912 (2017) ^d
<i>Brotogeris jugularis</i>	2.534	28,55	II	LC		
<i>Amazona ochrocephala</i>	2.203	24,82	II	LC		
<i>Amazona amazonica</i>	996	11,22	II	LC		
<i>Eupsittula pertinax</i>	832	9,37	II	LC		
<i>Pionus menstruus</i>	494	5,56	II	LC		
<i>Ara ararauna</i>	357	4,02	II	LC		
<i>Forpus conspicillatus</i>	352	3,97	II	LC		
<i>Amazona autumnalis</i>	277	3,12	II	LC		
<i>Ara severus</i>	234	2,64	II	LC		
<i>Amazona farinosa</i>	134	1,51	II	NT		
<i>Ara macao</i>	134	1,51	I	LC		
<i>Psittacara wagleri</i>	95	1,07	II	NT		
<i>Ara chloropterus</i>	58	0,65	II	LC		
<i>Amazona sp.</i>	57	0,64	II			
<i>Pionus chalcopterus</i>	35	0,39	II	LC		
<i>Ara militaris</i>	14	0,16	I	VU	VU	VU
<i>Ara sp.</i>	11	0,12	II			
<i>Pyrrhura calliptera</i>	9	0,1	II	VU	VU	VU
<i>Ara ambiguus</i>	8	0,09	I	EN	EN	EN
<i>Pionites melanocephalus</i>	6	0,07	II	LC		
<i>Forpus sp.</i>	5	0,06	II			
<i>Amazona festiva</i>	4	0,05	II	NT		
<i>Aratinga sp.</i>	4	0,05	II			
<i>Amazona mercenaria</i>	3	0,03	II	LC		
<i>Aratinga weddellii</i>	3	0,03	II	LC		
<i>Orthopsittaca manilatus</i>	3	0,03	II	LC		
<i>Bolborhynchus ferrugineifrons</i>	2	0,02	II	VU	VU	VU
<i>Brotogeris cyanoptera</i>	2	0,02	II	LC		
<i>Forpus passerinus</i>	2	0,02	II	LC		
<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	2	0,02	II	LC		
<i>Brotogeris versicolurus</i>	1	0,01	II	LC		
<i>Graydidascalus brachyurus</i>	1	0,01	II	LC		
<i>Leptosittaca branickii</i>	1	0,01	II	VU	VU	VU
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	1	0,01	II	LC		
<i>Pyrrilia barrabandi</i>	1	0,01	II	NT		
<i>Pyrrilia haematotis coccinocollaris</i>	1	0,01	II	LC		
<i>Pyrrilia pyrrilia</i>	1	0,01	II	NT	VU	
	8.877	100				

^a(CITES 2015)

^b(IUCN 2014)

^c(Renjifo *et al.* 2002. 2014)

^d(Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2014)

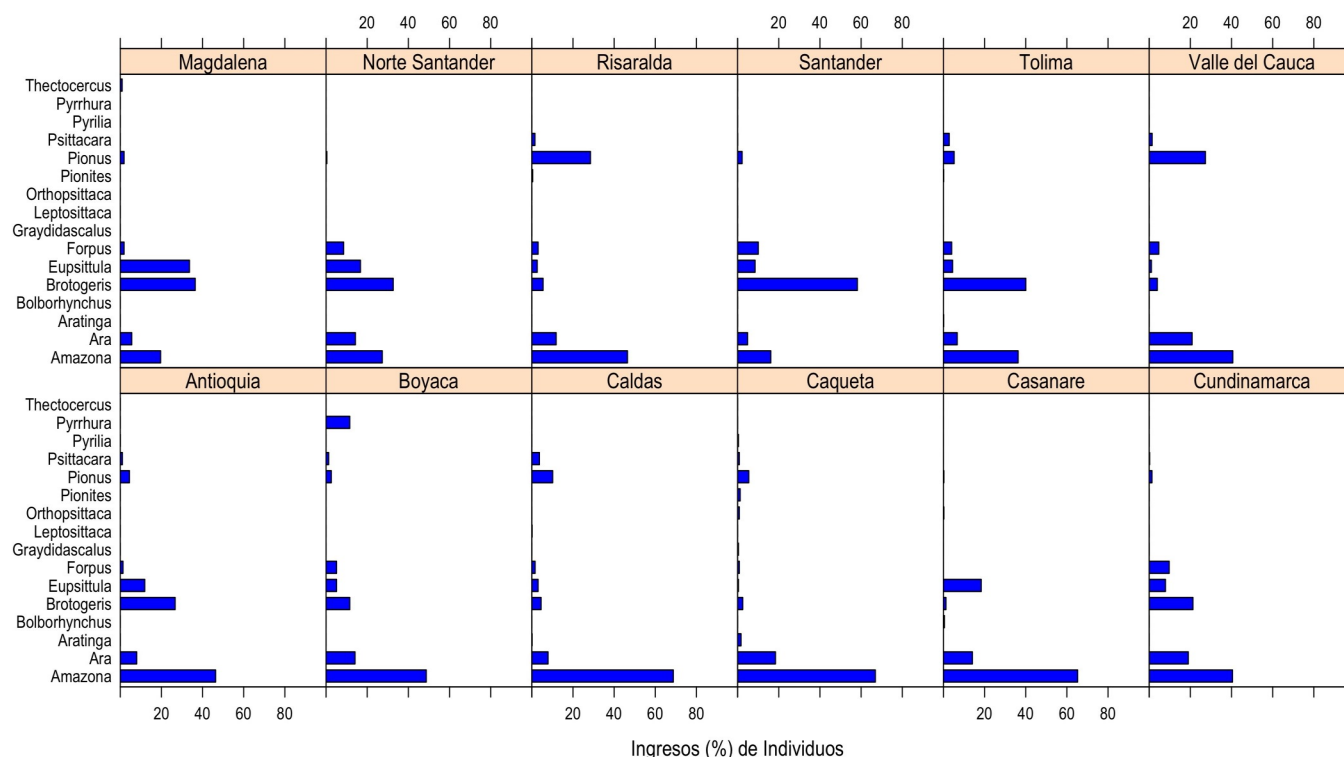


Figura 1. El número de individuos que ingresó por género de psitácido varió entre los departamentos de Colombia con base en las 15 entidades ambientales consultadas entre los años 2005 y 2014. Cada barra representa el porcentaje de individuos totales por departamento.

jugularis presentó una disminución al 2013 de un 70%, mientras que *F. conspicillatus* disminuyó un 87%. Los ingresos de *E. pertinax* tuvieron una disminución total desde 2010 al 2013 de un 30%, lo cual muestra que entre las especies ingresadas se presentan diferentes dinámicas en sus ingresos a través de los años.

En cuanto al análisis mensual de decomisos entre los años 2005 y 2013 ($n=7.162$), los mayores ingresos de psitácidos fueron en marzo (10,9%), mayo (10,2%) y junio (11,3%), con diferencias significativas entre los ingresos mensuales ($\chi^2=295,35$, $gl=11$, $p<0,001$). Encontramos que los meses de mayor ingreso variaban según el tipo de especie (Fig. 2B); en marzo ingresaron más individuos del género *Amazona*; *B. jugularis* en junio; *E. pertinax* en mayo, y *F. conspicillatus* en noviembre. Las especies *A. ararauna* y *P. menstruus* no presentan mayores diferencias entre los meses del año.

Respecto a las otras variables evaluadas, para el tiempo de permanencia en cautiverio de las especies con los tenedores de fauna, es decir tiempo como mascota ($n=2.695$), obtuvimos una mediana de 240 días ($Q_1=17,5$, $Q_3=1.095$), con un mínimo de un día de duración y un máximo de 41 años (en una *A. ochrocephala* y una *A. amazonica*). Para el tiempo de permanencia en los centros ($n=3.712$), la mediana fue de 63 días, el menor valor registrado fue de un día, y el máximo de 2.091 días (5,73 años), que corresponden usualmente a individuos que no van a ser liberados debido a lesiones permanentes o alto nivel de habituación.

Entre los tipos de salida reportados por los centros ($n=4.157$), la muerte fue la de mayor porcentaje (35,5%), seguido cercanamente por liberación (35%), reubicación (20,7%) y permanencia en los centros (5,9%). De igual forma, los individuos que murieron y presentaron

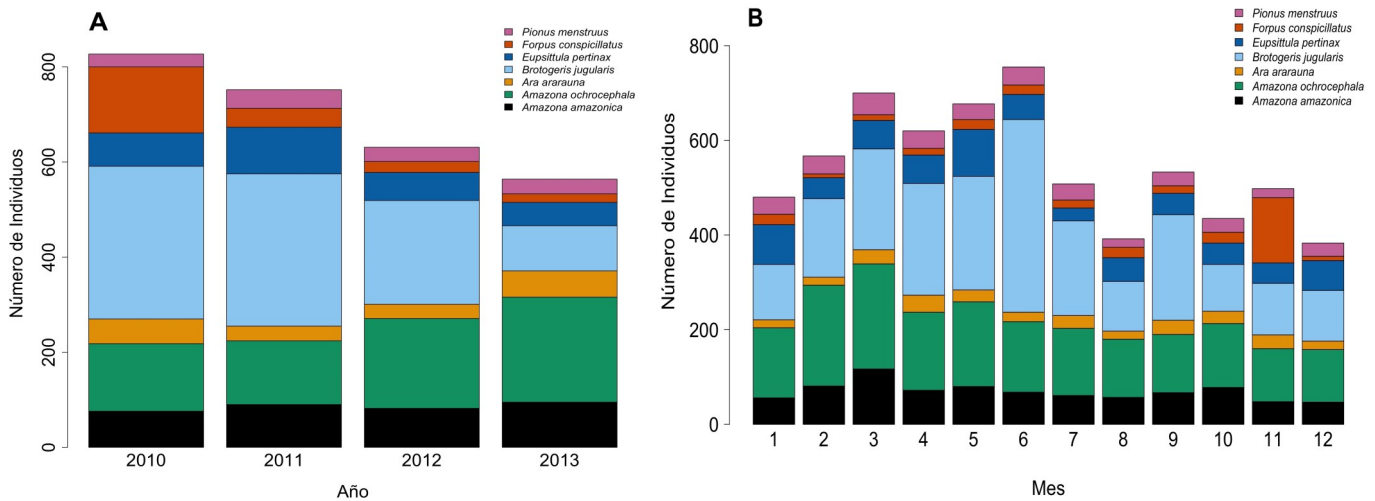


Figura 2. El total de individuos de las siete especies más comúnmente incautadas disminuyó entre el 2010 y 2013 **(A)** y entre meses **(B)** en el periodo 2005 y 2013. Mientras el número de individuos incautados fue estable para especies como *Pionus menstruus*, disminuyó notablemente para *Brotogeris jugularis*.

reporte de tiempo de permanencia en el centro (n=1.427), el 60,9% murió en el primer mes de ser admitidos (Fig. 3). A los seis meses el porcentaje de mortalidad acumulado fue de 89% y el 100% de las muertes en los primeros cinco años. Para los datos de liberación que reportaron tiempo en el centro de atención (n=1.334), obtuvimos que hasta los tres meses hay un aumento progresivo de las liberaciones que suma el 59,3% del total, disminuyendo posteriormente el número de individuos liberados en los siguientes periodos de tiempo. A los seis meses parece disminuir la diferencia de porcentajes acumulados entre los dos tipos de salida, siendo similares el número de muertes y liberaciones en los periodos posteriores. La alta mortalidad tiende a estabilizarse entre los dos y tres meses, lo cual muestra la sensibilidad de los psitácidos en el periodo inmediato post-decomiso. Esto indica que la supervivencia es crítica para los especímenes en sus primeros días de ingreso en los centros.

Las siete especies más ingresadas presentaron diferencias de mortalidad (Fig. 4). Cerca de la mitad de los *Forpus conspicillatus* que ingresaron

(n=352) murieron, seguido con un 33,8% de *Pionus menstruus* (n=494) y un 33,1% de *Brotogeris jugularis* (n= 2.534). En cuanto a la liberación, las especies *Brotogeris jugularis* (38,1%), *Forpus conspicillatus* (34,6%) y *Eupsittula pertinax* (30%) presentaron los mayores números de individuos liberados, y *Ara ararauna* (9,6%) el menor porcentaje. Incluyendo los datos que no se reportaba el tipo de salida, se presentó una mortalidad del 22% de los adultos ingresados (n=2.917), 31,6% de los juveniles (n=493) y 39,5% en los polluelos (n=433). Con respecto a la liberación, de los individuos liberados 29% eran adultos, 23,7% eran juveniles y 19,8% eran polluelos.

Encontramos una relación significativa y negativa entre la mortalidad y el tiempo en cautiverio en el centro de recepción y la corporación incautadora ($p < 0,01$), pero no con el tiempo en cautiverio con el tenedor y el género. Respecto a los tamaños de los efectos (Anexo 1), el primer trimestre de permanencia en el centro presenta una mayor probabilidad de mortalidad comparada con los periodos de tiempo posteriores ($p < 0,05$). Evidenciamos que entre algunas corporaciones se

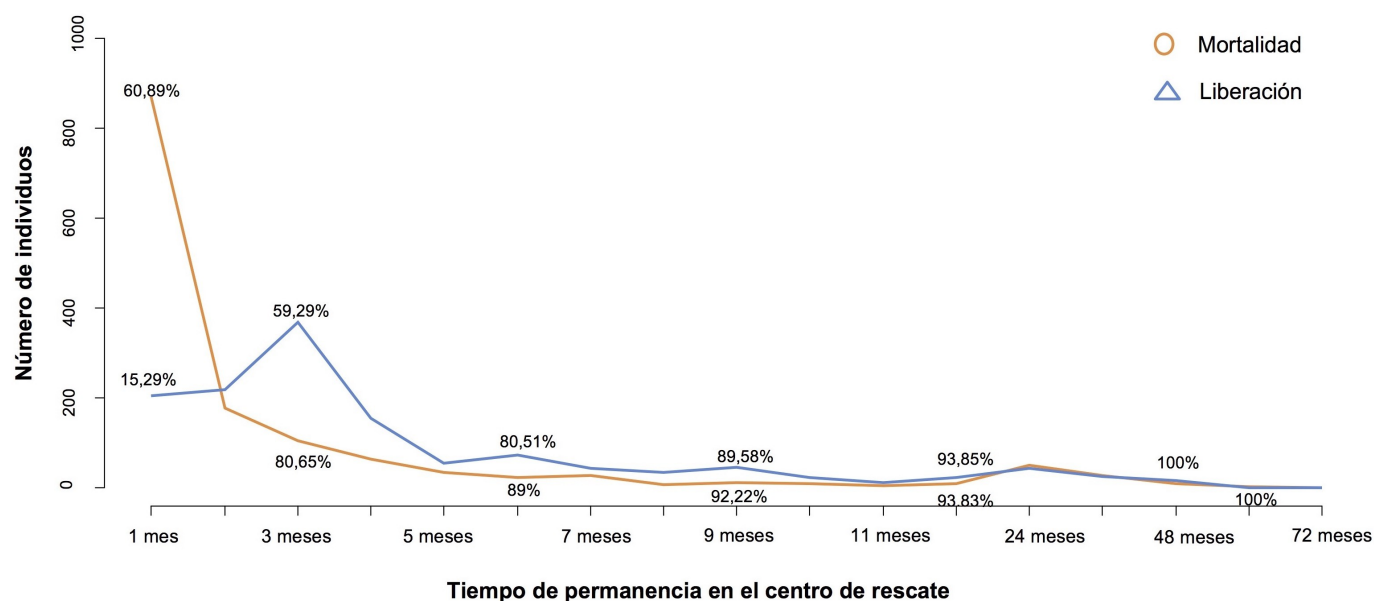


Figura 3. La gran mayoría de psitácidos mueren (línea naranja) durante los tres primeros meses de ingreso a los centros de recepción, mientras que los que logran vivir son liberados (línea azul) durante los primeros dos años. Los valores acumulados para la liberación y la mortalidad están arriba y abajo de sus respectivas líneas.

presentan diferencias significativas en la probabilidad de mortalidad; sin embargo, en algunas no se pudo establecer diferencias debido a que el número de individuos que pudo ser usado para el modelo fue muy pequeño (≤ 20), al igual que en la variable género.

Modelos de Distribución.- Para los sitios de procedencia (reporte del sitio donde fue extraído o decomisado el individuo), las siete especies de psitácidos más ingresados ($n=1.023$) presentaron puntos por fuera de su área de distribución natural, particularmente para *A. amazónica*, *B. jugularis* y *E. pertinax* (Anexo 2). Esto puede indicar que muchos individuos son transportados a diferentes partes del país pasando por múltiples comercializadores y tenedores antes de ser entregados a las autoridades ambientales. Un individuo de *A. ochrocephala* se presentó con supuesta procedencia de Venezuela, a pesar de los posibles controles realizados en la frontera. Los departamentos donde se reportaron más procedencias dentro del área de distribución de las especies evaluadas fueron: Antioquia con 56 localidades (242 individuos), Córdoba con 29

localidades (98), Cesar con 16 localidades (172), Sucre 14 localidades (31), Santander con 14 localidades (21) y Bolívar con 5 localidades (122). Muchos puntos de procedencia o incautación se encontraban cercanos a vías fluviales como Puerto Berrío, Puerto Triunfo (Antioquia) y Puerto Boyacá (Boyacá), lo que sugiere rutas de tráfico de estas especies por los ríos. En todas las especies evaluadas se encontraron decomisos ($n=7.768$) fuera de su área de distribución (Anexo 2), particularmente en los departamentos de Antioquia, Caldas y Cundinamarca.

Para los lugares de liberación ($n=2.365$), registramos 34 localidades mayores a 30 km de distancia del área de distribución natural en las siete especies (Anexo 2), correspondientes a un total de 1.069 individuos. Para *B. jugularis* se encontraron nueve puntos ($n=544$ individuos), seguido de *E. pertinax* 10 puntos ($n=306$), *A. ochrocephala* seis puntos ($n=109$), *A. amazonica* cuatro puntos ($n=77$), *A. ararauna* cuatro puntos ($n=29$) y *P. menstruus* con un punto ($n=4$). Respecto a la distancia entre el punto de liberación al punto más cercano del polígono de

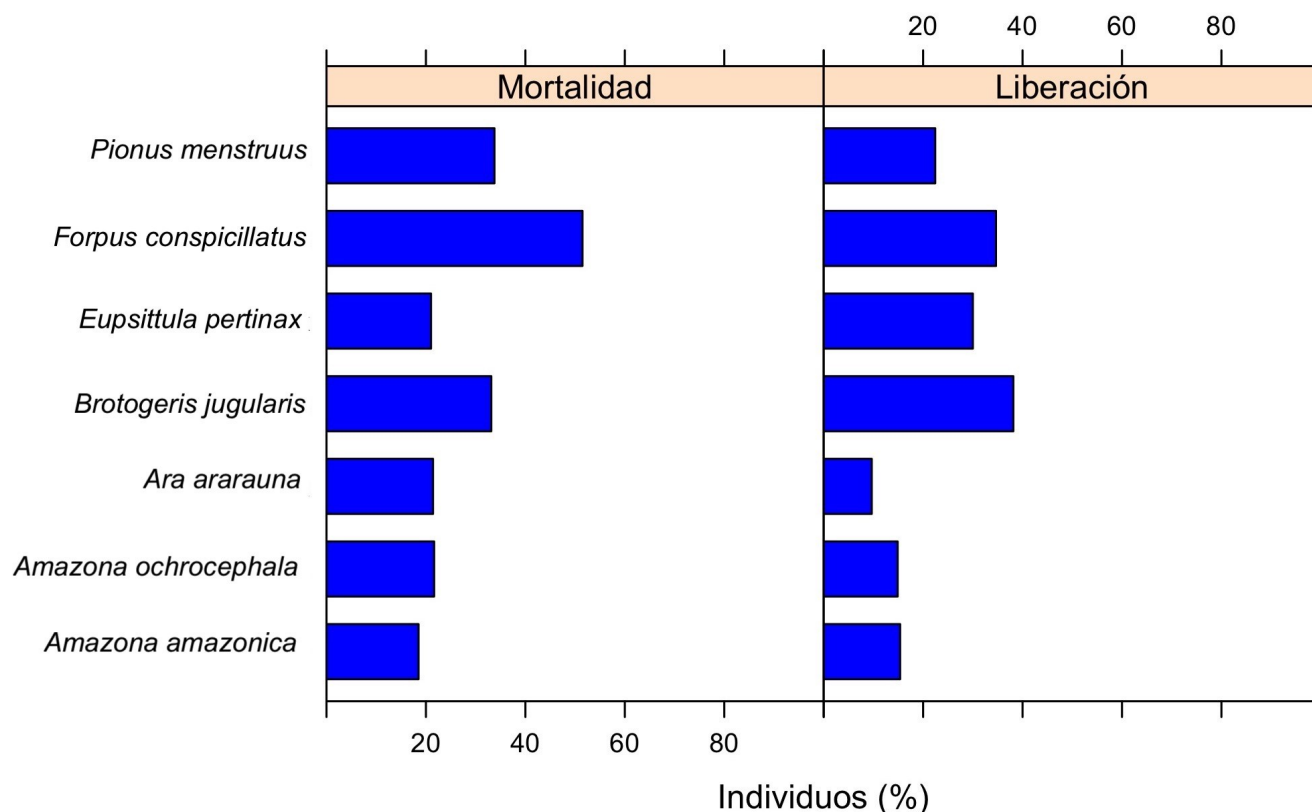


Figura 4. El número de individuos que mueren es mayor a los que se liberan en los siete psitácidos más comúnmente ingresados a los centros de recepción de fauna en Colombia entre los años 2005 a 2014. Las tres especies de loros de mejor tamaño corporal (*Forpus conspicillatus*, *Brotogeris jugularis* y *Eupsittula pertinax*) son las que más mueren y se liberan respectivamente.

la distribución de la especies evaluadas, encontramos una media de 60,2 km; una distancia mínima de un kilómetro y la máxima de 212,4 km.

Discusión

El comercio ilegal de fauna silvestre en Colombia representa un problema crítico en el cual interactúan factores sociales y biológicos. Los psitácidos es uno de los grupos más impactados por esta actividad. Sin embargo, la falta de estudios y análisis rigurosos impiden tomar decisiones y entender lo que está ocurriendo con estas especies. En esta investigación nos preguntamos qué especies son más decomisadas y cuales factores están involucrados en su supervivencia y liberación. Nuestros resultados indican que un número importante de psitácidos

son comercializados ilegalmente en Colombia y los valores reportados en este estudio (~8.877 individuos entre 2005-2014) seguramente subestiman la cifra real, ya que ignoramos los datos obtenidos por otras corporaciones, y especialmente, el número real de individuos que mueren en el proceso de comercialización o llegan a su destino final y no son entregados a ninguna entidad. Sin embargo, nuestro estudio es un buen reflejo del panorama general de lo que ocurre en el país, evaluamos un periodo relativamente amplio de tiempo (2005 al 2014) e incluimos 15 de las entidades ambientales que se encuentran distribuidas en 12 departamentos de los 32 existentes en el territorio colombiano, siendo una muestra importante de información sobre la comercialización ilegal de psitácidos. La especies de psitácidos más ampliamente traficadas están distribuidas en los departamentos

que tienen mayor número de decomisos, lo cual sugiere que los actores involucrados en la comercialización y recepción ilegal pueden recibir psitácidos en relativamente poco tiempo y posiblemente con relativa frecuencia. Aunque en el actual estudio no pudimos establecer si todos los ejemplares estuvieron involucrados directamente con el tráfico ya que no siempre se reportaba la historia de cada individuo, se conoce que la mayoría (97,6% para Carrascal *et al.* 2013, 90,6% Vanstreels *et al.* 2010) han estado relacionados con comercialización y tenencia ilegal.

En Colombia se distribuyen 53 especies de psitácidos (Rodríguez-Mahecha & Hernández-Camacho 2002) de las cuales 33 se hallaron en esta investigación, es decir un 62% de las encontradas en el territorio nacional. Aparentemente, la cacería de estas especies está regida por rasgos llamativos (características morfológicas y habilidades comportamentales), por su abundancia y facilidad de captura. Especies como *A. ochrocephala* y *A. amazonica* que poseen una distribución amplia, presentaron un gran número de ingresos en los centros ya que son altamente apreciadas debido a su capacidad de imitación de la voz humana y en algunas comunidades, por el estatus social que brinda a su tenedor (Baquero & Baptiste 2004, BirdLife international 2015). En concordancia con otros estudios regionales, *B. jugularis* y *A. ochrocephala* (Tabla 1) fueron la especies con los mayores ingresos totales para las entidades ambientales evaluadas (Baquero & Baptiste 2004, Cabrejo-Bello 2010, Carrascal *et al.* 2013, Rojas-Briñez *et al.* 2013). Especies como *B. jugularis*, *E. pertinax* y *F. conspicillatus* son altamente afectados por la comercialización ilegal debido a características como su pequeño tamaño, facilidad de mantenimiento y un menor precio en el mercado, que los hacen muy apetecidos como aves de jaula (Baquero & Baptiste 2004). Sin embargo, sus poblaciones tienden a ser

constantes debido a que se establecen relativamente fácil en áreas urbanas y suburbanas (Flórez 2008, Muñoz *et al.* 2014, BirdLife International 2015). Así mismo, características físicas llamativas como coloración, colas largas o tamaño corporal grande como en el caso de *Pionus menstruus* y *Ara ararauna*, también son muy apreciadas por los compradores (Rodríguez-Mahecha *et al.* 2005, Frynta *et al.* 2010, Tella & Hiraldo 2014).

Actualmente, algunas especies han sido mayormente afectadas por su comercio como mascotas, que sumado a otras amenazas (*e.g.*, destrucción de hábitat), han provocado que sean incluidas en categorías de peligro, como en el caso de *Ara militaris* y *Ara ambiguus* (Renjifo *et al.* 2002, 2014), las cuales fueron reportadas en los centros evaluados en este estudio. Aunque el grueso de los ingresos los representan especies que no se encuentran catalogadas como amenazadas, la gran presión de extracción que se evidencia sobre géneros como *Ara*, *Amazona* y *Pionus* en todo el país, podría terminar alterando negativamente el tamaño de sus poblaciones en diferentes zonas de su distribución (Rodríguez-Mahecha 2002).

Respecto a la época reproductiva, se evidenció un aumento de los ingresos en los centros poco tiempo después de la finalización de la época reproductiva para especies como *B. jugularis* (enero-marzo), *A. ochrocephala* (diciembre-enero), *A. amazonica* (diciembre-febrero) y *E. pertinax* (febrero-abril) (Hilty & Brown 1986). En este período los cazadores suelen beneficiarse del saqueo de los nidos ya que representa mayor facilidad de captura y transporte (Wright *et al.* 2001, Baquero & Baptiste 2004). En relación a la temporalidad de los decomisos, se observó un incremento del volumen de ingresos entre marzo a junio especialmente para *B. jugularis*, relacionada probablemente con festividades como semana santa y vacaciones, donde se

incrementa el flujo de turismo y la demanda de fauna (Baquero & Baptiste 2004), por lo cual esta debe ser una época de estricta vigilancia por parte de las autoridades ambientales. Así mismo, es vital promover programas educativos durante todo el año para evitar el saqueo y comercialización de estas especies, ya que se han observado en diferentes estudios avances positivos con la comunidad para la protección de la fauna silvestre (Sanz & Grajal 1998, Dear *et al.* 2005). Informar a compradores potenciales acerca de los riesgos de enfermedades zoonóticas y la ilegalidad de la adquisición de una especie silvestre podía disminuir mucho más las compras de estos animales (hasta un 40%), que informar acerca de las consideraciones éticas como el impacto en la conservación y bienestar de estas especies (Moorhouse *et al.* 2017).

El mayor número de ingresos fue de individuos adultos más que de juveniles o pichones en los centros evaluados en este estudio, lo anterior probablemente está relacionado con que muchos individuos son confiscados luego de haber permanecido gran parte de su vida como mascota (hasta 41 años). Además, se presentan comúnmente diferentes intermediarios y tenedores que amplían el tiempo entre el momento de extracción del hábitat de un animal inmaduro hasta su recuperación por parte de las autoridades ambientales del ejemplar ya adulto (Vanstreels *et al.* 2010, Sollund & Maher 2015). Por ejemplo, géneros como *Amazona* y *Ara* son retenidas por los traficantes para ser vendidas en un momento posterior, cuando estos lo encuentren económicamente oportuno (Baquero & Baptiste 2004). Lo anterior también fue reflejado en puntos de procedencia fuera de los ámbitos de distribución de las especies, lo que sugiere la existencia de traslados a diferentes partes del país antes de ser entregadas a las autoridades ambientales. Es difícil establecer con precisión los lugares donde fueron extraídos los psitácidos debido a estos movimientos, al

desconocimiento de la procedencia por parte del tenedor, y a la poca colaboración de los traficantes (Sollund & Maher 2015).

Sin embargo, las mayores procedencias se encontraron en departamentos del norte de Colombia, donde se concentra el tráfico de fauna (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2012). El departamento de Córdoba se considera como una zona de extracción importante de psitácidos y de otras especies en el país (Carrascal *et al.* 2013). De igual forma, observamos la cercana relación de las procedencias con rutas fluviales, lo que indica que este es uno de los métodos de distribución nacional desde las áreas de captura de los ejemplares hasta las diferentes zonas de comercialización del país (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2012). Este medio también ha sido evidenciado para el transporte de fauna transfronterizo de fauna silvestre entre Colombia, Perú y Ecuador (Pérez Cortés & Marín Espinel 2012). Tal vez esto se encuentre asociado a una menor vigilancia de esta vía comparada con la terrestre, adicionalmente, en algunas localidades es más fácil trasladarlos por vía fluvial, debido a un difícil acceso por carretera.

Con respecto a los decomisos, encontramos un mayor número de casos en departamentos como Antioquia, Caldas y Cundinamarca. La ciudad de Bogotá, es considerada como uno de los más grandes mercados de recepción y distribución de comercialización de fauna silvestre nacional e internacional (Rodríguez González & Esperanza Cruz 2008, Sollund & Maher 2015). En un estudio realizado por Jair *et al.* (2014) sobre tráfico de tortugas en Colombia, se identificó que Cundinamarca y Antioquia son consumidores intermedios y finales en el comercio ilegal. Esto indica la importancia de estos departamentos en la red de tráfico de fauna silvestre en Colombia. Sin embargo, debe entenderse que el gran volumen de decomisos en estos departamentos

también puede encontrarse ligado a un mayor presupuesto, mejor organización en infraestructura para el desarrollo de los decomisos de la entidades ambientales de dichas regiones (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2012).

Un aspecto crítico que revela nuestro estudio es la alta mortalidad postdecomiso, en general de un 35%, siendo predominante en los primeros meses en que ingresan los individuos a los centros de rehabilitación. Esta dinámica concuerda con el estudio realizado por Vanstreels *et al.* (2010) donde la supervivencia disminuyó ampliamente entre las especies de psitácidos ingresadas en los primeros seis meses. Esta mayor mortalidad en los días iniciales de ingreso han sido explicadas por los estados de salud en los que llega muchos de estos ejemplares (Guzmán *et al.* 2007, Ecco *et al.* 2009, Weston & Memon 2009) y por la saturación de fauna de los centros (Sollund & Maher 2015) y cuidados pocos específicos por individuo (Aprile & Bertonatti 1996, Durán *et al.* 2000).

Otras razones de mortalidad podrían ser especie-específicas. Muchas aves pequeñas sufren de estrés agudo poco después de su captura, que se evidencia en las necropsias como signos de shock neurogénico-vasogénico (Soler-Tovar & Brieva-Rico 2009). De igual forma, el síndrome de mala adaptación que lleva a la liberación constante de corticoides en el torrente sanguíneo como respuesta al hacinamiento, alimentación y competencia, provoca estrés crónico, que lleva especialmente a pericos y cotorras a la pérdida de condición corporal y finalmente a su muerte (Collete 2000, Salazar 2001, Soler-Tovar & Brieva-Rico 2009), lo que podría explicar las mayores tasas de mortalidad en especies de tamaño corporal menor en este estudio como *B. jugularis* y *F. conspicillatus*. Aunque no se ha discutido ampliamente en la literatura, también se conoce que los cambios de ambiente o la pérdida de un

compañero (animal o humano) puede ocasionar estrés en los psitácidos (Morgan & Tromborg 2007, Bradshaw & Engebretson 2013). Por ejemplo, mientras el contacto con su tenedor no provocaba alteración, la manipulación en el centro de personal desconocido puede ocasionarle estrés a este tipo de aves. Esta característica puede llevar a que el amansamiento sea un riesgo adicional que puede ocasionar la muerte del animal cuando llega al área de valoración, o por el contrario, el hábito de ser manipulado con frecuencia permita una supervivencia más prolongada. Lo anterior no pudo ser respondido, ya que el tiempo de cautiverio de un psitácido con el tenedor no tuvo un efecto significativo sobre la mortalidad en el centro de recepción de fauna. Una posible explicación para esto es la variación en el tiempo real con el tenedor y el reportado por las entidades ambientales. Por ejemplo, muchos individuos pasan de una persona a otra (Sollund & Maher 2015), ya sea como regalo, por escape o por compra, perdiéndose mucha de la historia del cautiverio de estas aves. Adicionalmente, es claro que hay factores intrínsecos de la especie, de manejo del individuo, de salud al momento de entrar al centro, transporte, entre otros que podrían explicar la mortalidad, pero que no pudieron considerarse en este estudio.

A esto se adiciona los problemas en la estandarización de los formatos de las entidades ambientales que no permitió la adquisición completa de los datos evaluados. Lo que resulta un impedimento en términos de análisis y capacidad predictiva de los datos, dejando muchas preguntas sin responder (Guzmán *et al.* 2007, Stitt *et al.* 2007, Jair *et al.* 2014). Es necesario la actualización constante, unificación y categorización de las bases de datos de estos centros en Colombia, así como la liberación de dicha información a redes como el Sistema de Información sobre Biodiversidad (SIB). De esta forma, la información será más completa, pública

y podrá contribuir con la comprensión de los factores detrás de la supervivencia de las especies; por ejemplo, para la determinación de causas de morbilidad y mortalidad de las poblaciones silvestres ingresadas en estos centros (Trocini *et al.* 2008). La organización de la información recogida en corporaciones ambientales llevaría a promover alianzas con instituciones universitarias y de investigación para el desarrollo de alternativas de manejo de la fauna silvestre dentro de los centros de recepción.

Con respecto a los protocolos internos de los centros, es de suma importancia que en los primeros días de llegada haya un cuidado estricto de dichos animales y establecimiento de cuarentenas (Woodford 2000). El manejo de estos individuos es demandante y exige un conocimiento amplio de los comportamientos y necesidades de cada especie. Los requerimientos como enriquecimientos ambientales (Kim *et al.* 2009, Webb *et al.* 2010, Murphy *et al.* 2011), la asistencia médica (Soler-Tovar & Brieva-Rico 2009, Philadelpho *et al.* 2014), dietas adecuadas (alimento con balance nutricional adecuado) (Durán *et al.* 2000) e instalaciones para su desplazamiento y forrajeo que disminuyan comportamientos anormales del cautiverio (Polverino *et al.* 2015), son de gran importancia para minimizar el estrés y mejorar sus capacidades para sobrevivir cuando sean liberados.

Estas actividades conllevan a que se requiera gran cantidad de personal y apoyo financiero, situación que no impera en la mayoría de los centros (Vásquez Quezada 2011, Anónimo 2013, Sollund & Maher 2015). Adicionalmente, debido a los grandes volúmenes de fauna traficados, los centros aceptan nuevos individuos que exceden su capacidad financiera y de manejo (Sollund & Maher 2015) ya que si no lo hacen, muchos de estos animales serían abandonados o

permanecerían en ambientes no aptos para su bienestar (Vanstreels *et al.* 2010). Esta situación genera una gran presión para buscar soluciones frente a la disposición de los animales, siendo una de ellas la liberación (White *et al.* 2012), ante este caso existe una disyuntiva ética entre el bienestar del individuo y la conservación poblacional (Cadena & Jiménez 2004).

En el análisis de distribución de liberación encontramos que muchos individuos han sido liberados fuera de su ámbito de distribución natural (*e.g.*, Hilty & Brown 1986). Las corporaciones no siempre cuentan con los recursos o las investigaciones necesarias para realizar las liberaciones donde hay poblaciones naturales de las especies que entran a los centros; sin embargo, es posible que actualmente se estén realizando liberaciones con base en registros anecdóticos de ciertas especies en lugares donde anteriormente no existían. Ya que diversas especies de psitácidos han mostrado alta resiliencia a ambientes fragmentados y urbanos, estas se han establecido exitosamente por fuera de sus ámbitos conocidos de distribución (Flórez 2008). Lo anterior sumado a que muchas especies se escapan o son liberadas por sus tenedores sin ningún tipo de criterio, podría resultar en que muchas especies de psitácidos establezcan poblaciones reproductivas en nuevas áreas. Un ejemplo claro de esto son algunas especies de psitácidos establecidos en el Valle de Aburrá en Antioquia, que no habían sido reportados como especies nativas de la zona pero que gracias a su capacidad de adaptación han proliferado y se han establecido exitosamente (Flórez 2008, Muñoz *et al.* 2014).

Las consecuencias de las liberaciones y posible establecimiento de psitácidos por fuera de sus ámbitos conocidos puede llevar a la introducción o adquisición de enfermedades en el sitio de liberación (Kock *et al.* 2010), competencia con especies nativas e hibridación con especies

relacionadas (IUCN/SSC 2002, 2013, Cadena & Jiménez 2004). Es necesario entonces establecer programas de liberación mucho más rigurosos, evaluando cada uno de los riesgos a los que se exponen los animales liberados y las poblaciones receptoras. Se deben realizar evaluaciones médicas generales y epidemiológicas, tanto en los animales a liberar como los que se encuentran en vida silvestre (Kock *et al.* 2010). Establecerse en qué ejemplares deben realizarse evaluaciones genéticas para la identificación de especies y su posible procedencia, ya que debido al volumen de llegada de los animales a los centros, no es posible realizar este tipo de exámenes para cada individuo (Fernandes & Caparroz 2013, Choperena & Mancera-Rodríguez 2016). Además realizar estudios comportamentales para implementar adecuadamente entrenamientos como condicionamientos antidepredador (Azevedo *et al.* 2017), búsqueda de alimento y refugio, y promover interacciones con individuos de su especie (Choperena & Mancera-Rodríguez 2016).

Del mismo modo, es importante establecer las dinámicas comportamentales, de distribución de las especies, y de la capacidad de carga de la zona de liberación (IUCN/SSC 2002, Rodríguez-Mahecha & Hernández-Camacho 2002). Adicionalmente, realizar seguimientos que permitan evaluar los resultados de las liberaciones para fortalecer futuros procedimientos de este tipo, estableciendo indicadores de éxito para una valoración objetiva (White *et al.* 2012, Choperena & Mancera-Rodríguez 2016). Aunque se ha tenido éxito en la liberación de ejemplares que han sido criados desde pichones (Sanz & Grajal 1998, Brightsmith *et al.* 2005), se ha considerado que las aves que fueron mascotas presentan mayores riesgos de ser recapturadas o presentan dificultades para interactuar con individuos de su misma especie. Aunque también se ha observado que algunos individuos han sobrevivido por lo

menos dos años después de su liberación (Brightsmith *et al.* 2005).

A pesar del deseo de retornar a los animales a su hábitat después del maltrato al que han estado dispuestos, las liberaciones deben realizarse con criterios científicos para evitar afectar la fauna silvestre y la mortalidad de los individuos liberados (Rodríguez-Mahecha & Hernández-Camacho 2002, Cadena & Jiménez 2004). En conclusión, se deben establecer alternativas de manejo y protocolos en cada centro de recepción de fauna en el país que permitan mejorar la supervivencia de psitácidos y mejoren la planificación de las liberaciones para evitar riesgos ambientales. Es necesario discutir abiertamente entre las corporaciones estas problemáticas, buscando una sinergia entre el bienestar de los individuos y el de las poblaciones silvestres, ya que estos principios éticos no son opuestos (Harrington *et al.* 2013). Así mismo, es indispensable que el gobierno nacional aporte mayores recursos a los centros de recepción de fauna para que estos puedan lograr las metas que se les han exigido. Sin embargo, hasta que las autoridades no logren frenar la comercialización desde su origen, se seguirán acumulando más animales en los centros y las corporaciones se verán obligadas a disponer de ellas lo más rápido posible.

Agradecimientos

Agradecemos a la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga, Corporación Autónoma Regional de Risaralda, Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, Corporación Autónoma Regional de Caldas, Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negros y Nare, Corporación Autónoma Regional del Chivor, Corporación Autónoma Regional del Magdalena, Corporación Autónoma Regional del

Norte de Santander, Corporación Autónoma Regional de la Orinoquía, Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá, Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, Corporación Autónoma Regional del Tolima, Universidad de la Amazonía, Fundación Bioandina y a la Policía Nacional Ambiental del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, por permitirnos revisar sus registros de ingresos de fauna silvestre para llevar a cabo este proyecto. A la Dirección de Investigación e Innovación de la Universidad CES por el financiamiento mediante el proyecto # INV022014013. También agradecemos al profesor Pablo Guzmán de la Universidad CES por su ayuda con los análisis estadísticos. Eduardo E. Iñigo Elias, Berton C. Harris y Paula Caycedo por sus sugerencias para mejorar este manuscrito.

Literatura citada

- ALVARADO-MARTÍNEZ, I. 2012. Delincuencia organizada ambiental en México, una nueva manifestación criminal del tráfico de especies. *Revista Criminalidad* 54:283–311.
- ALVES, R.R.N., DE FARIAS, LIMA JR., ARAUJO, H.F.P. 2013. The live bird trade in Brazil and its conservation implications: an overview. *Bird Conservation International* 23:53–65.
- ANÓNIMO. 2013. Tortugas, loros y micos: especies de mayor tráfico en Colombia. *El Espectador*. 28 de Noviembre. Disponible en <http://www.elespectador.com/noticias/nacional/tortugas-loros-y-micos-especies-de-mayor-trafico-colomb-articulo-460543> (Acceso 18 Mayo 2015).
- APRILE, G., BERTONATTI, C. 1996. Manual sobre rehabilitación de fauna. *Boletín Técnico FVSA* 31:6–8.
- AZEVEDO, C.S., FURTADO, L.S., RODRIGUES, J.C. 2017. Import tools for Amazon parrots reintroduction programs. *Revista Brasileira de Ornitología* 25:1–11.
- BAQUERO, M.V., BAPTISTE, L.G. 2004. Dinámica de comercialización ilegal de especies de la familia Psittacidae y contexto sociocultural en las ciudades de Villavicencio, Girardot, Bogotá D.C y el Municipio del Espinal, Colombia. In: *Memorias de Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. pags 660–682.
- BARRAGÁN, K.B. 2003. Destino de los animales silvestres en cautiverio: rehabilitación vs. eutanasia. *Boletín GEAS* 5:13–20.
- BELLO, J.C., BÁEZ, M., GÓMEZ, M.F., ORREGO, O., NÄGELE, L. (ED). 2014. *BIODIVERSIDAD 2014. Estado y Tendencias de la Biodiversidad Continental de Colombia*. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C, Colombia.
- BERKUNSKY, I., QUILLFELDT, P., BRIGHTSMITH, D.J., ABBUD, M.C., AGUILAR, J.M.R.E., ALEMÁN-ZELAYA, U., ARAMBURÚ, R.M., ARIAS, A.A., MCNAB, R.B., BALSBY, T.J.S., BARBERENA, J.M.B., BEISSINGER, S.R., ROSALES, M., BERG, K.S., BIANCHI, C.A., BLANCO, E., BODRATI, A., BONILLA-RUZ, C., BOTERO-DELGADILLO, E., CANAVELLI, S.B., CAPARROZ, R., CEPEDA, R.E., CHASSOT, O., CINTA-MAGALLÓN, C., COCKLE, K.L., DANIELE, G., ARAUJO, C.B., DE BARBOSA A.E., DE MOURA, L.N., DE CASTILLO, H., DEL DÍAZ, S., DÍAZ-LUQUE, J.A., DOUGLAS, L., RODRÍGUEZ, A.F., GARCÍA-ANLEU, R.A., GILARDI, J.D., GRILLI, P.G., GUIX, J.C., HERNÁNDEZ, M., HERNÁNDEZ-MUÑOZ, A., HIRALDO, F., HORSTMAN, E., PORTILLO, R.I., ISACCH, J.P., JIMÉNEZ, J.E., JOYNER, L., JUAREZ, M., KACOLIRIS, F.P., KANAAN, V.T., KLEMANN-JÚNIOR, L., LATTA, S.C., LEE, A.T.K., LESTERHUIS, A., LEZAMA-LÓPEZ, M., LUGARINI, C., MARATEO, G., MARINELLI, C.B., MARTÍNEZ, J., MCREYNOLDS, M.S., URBINA. C.R.M., MONGE-ARIAS, G., MONTERRUBIO-RICO, T.C., NUNES, A.P., NUNES, F., OLACIREGUI, C., ORTEGA-ARGUELLES, J., PACI, E., PAGANO, L., POLITI, N., PONCE-SANTIZO, G., REYES, H.O.P., PRESTES, N.P., PRESTI, F., RENTON, K., REYES-MACEDO, G., RINGLER, E., RIVERA, L., RODRÍGUEZ-FERRARO, A., ROJAS-VALVERDE, A.M., ROJAS-LLANOS, R.E., RUBIO-ROCHA, Y.G., SAIDENBERG, A.B.S., SALINAS-MELGOZA, A., SANZ, V., SCHAEFER, H.M., SCHERER-NETO, P., SEIXAS, G.H.F., SERA, P., SILVEIRA, L.F., SIPINSKI, E.A.B., SOMENZARI, M., SUSANIBAR, D., TELLA, J.L., TORRES-SOVERO, C., TRO, C., VARGAS-RODRÍGUEZ, R., VÁZQUEZ-REYES, L.D., JR T.H.W., WILLIAMS, S., ZARZA, R., MASELLO, J.F. 2017. Current threats faced by Neotropical parrot populations. *Biological Conservation* 214: 278–287.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2015. IUCN Red List for birds. Disponible en: <http://www.birdlife.org> (Acceso 26 Abril 2015).
- BRADSHAW, G.A., ENGBRETSON, M. 2013. Cría y tenencia de loros: impacto de su captura y cautiverio. *Animals and Society Institute, USA*.
- BRIGHTSMITH, D., HILBURN, J., DEL CAMPO, A., BOYD, J., FRISIUS, M., FRISIUS, R., JANIK, D., GUILLEN, F. 2005. The use of hand-raised psittacines for reintroduction: a case study of scarlet macaws (*Ara macao*) in Peru and Costa Rica. *Biological Conservation* 121:465–472.
- BUSH, E.R., BAKER, S.E., MACDONALD, D.W. 2014. Global trade in exotic pets 2006–2012. *Conservation Biology* 28:663–676.
- CABREJO-BELLO, A. 2010. Tráfico y tenencia ilegal de fauna silvestre en el Departamento de Boyacá. *Cultura Científica* 8:16–23.
- CADENA, C.D., JIMÉNEZ, I. 2004. Por qué no liberar animales silvestres decomisados. *Ornitología Colombiana* 2:53–57.
- CARRASCAL, J., CHACÓN, J., OCHOA, V. 2013. Ingreso de <http://asociacioncolombianadeornitologia.org/>

- psittacidos al centro de atención de fauna (CAV – CVS), durante los años 2007-2009. Rev. MVZ Córdoba 18: 3414–3419.
- CHOPERENA, M.C., MANCERA-RODRÍGUEZ, N.J. 2016. Lineamientos para el seguimiento y monitoreo post-liberación de fauna silvestre rehabilitada. Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica 19:411-424.
- CITES. 2015. Appendices I, II and III. Disponible en: <http://www.cites.org/eng/app/appendices.php> (Acceso 10 Abril 2015).
- COLLETTE, J.C., MILLAM, J.R., KLASING, K.C., WAKENELL, P.S. 2000. Neonatal handling of Amazon parrots alters the stress response and immune function. Applied Animal Behaviour Science 66:335–349.
- DEAR, F., VAUGHAN, C., ARCE, A., GACK, J., SOLORZANO, H. 2005. La educación ambiental como herramienta para la conservación de la lapa roja (*Ara macao*) en el pacífico central de Costa Rica. Primer simposio mesoamericano de psittaciformes, pages 75-82. Honduras.
- DOUGLAS, L.R., ALIE, K. 2014. High-value natural resources: linking wildlife conservation to international conflict, insecurity, and development concerns. Biological Conservation 171:270–277.
- DURÁN, C., SUÁREZ, C., ROJAS, S., LOZANO-ORTEGA, I., ZANGEN, S., NASSAR-MONTOYA, P.F. 2000. Protocolo para el manejo y disposición de Loras (*Amazona ochrocephala* y *A. amazonica*) en el centro de recepción y rehabilitación de fauna silvestre de Engativá-DAMA.
- ECCO, R., PREIS, I.S., MARTINS, N.R.S., VILELA D., R, SHIVAPRASAD, H.L. 2009. An outbreak of chlamydiosis in captive psittacines. Brazilian Journal of Veterinary Pathology 2:85–90.
- FERNANDEZ, G., CAPARROZ, R. 2013. DNA sequence analysis to guide the release of Blue-and-Yellow Macaws (*Ara ararauna*, Psittaciformes, Aves) from the illegal trade back into the wild. Molecular Biology Reports 40:2757–2762.
- FERRERIRA, S. 2011. The Illegal parrot trade in the Neotropics: the relations between poaching and illicit pet markets. University of New Jersey. Newark, New Jersey.
- FLÓREZ, P. 2008. Caracterización de poblaciones de psittacidos en el Valle de Aburrá-Antioquia. Corantioquia, Medellín.
- FRYNTA, D., LIŠKOVÁ, S., BÜLTMANN, S., BURDA, H. 2010. Being attractive brings advantages: the case of parrot species in captivity. Plos One 5:1–9.
- GASTANAGA, M., MACLEOD, R., HENNESSEY, B., NUNEZ, J.U., PUSE, E., ARRASCUE, A., HOYOS, J., CHAMBI, W.M., VASQUEZ, J., ENGBLOM, G. 2010. A study of the parrot trade in Peru and the potential importance of internal trade for threatened species. Bird Conservation International 21:76–85.
- GÓMEZ, M. 2000. Estadísticas del uso ilegal de fauna silvestre en Colombia. Ministerio de Medio Ambiente Vivienda y Desarrollo grupo de biodiversidad. Bogotá D.C.
- GÓMEZ-VALENCIA, B., CAMARGO, Á. 2004. Viabilidad de la liberación de ardillas Cola Roja *Sciurus graatensis* en el arboretum Francisco Bayón-Universidad Nacional de Colombia. Acta Biológica Colombiana 9:81–85.
- GUZMAN, J.C.C., SALDANA, M.E.S, GROSSELET, M., GAMEZ, J.S. 2007. The illegal parrot trade in Mexico: a comprehensive assessment. Defenders of Wildlife, Teyeliz. México.
- HAKEN J. 2011. Translational crime in the developing World. Global Financial Integrity. Washington, DC.
- HARRINGTON L A., MOEHRENSCHLAGER A, GELLING M, ATKINSON RPD, HUGHES J, MACDONALD DW. 2013. Conflicting and complementary ethics of animal welfare considerations in reintroductions. Conservation Biology 27:486–500.
- HERRERA M., HENNESSEY B. 2007. Quantifying the illegal parrot trade in Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, with emphasis on threatened species. Bird Conservation International 17:295–300.
- HILTY S. L, BROWN W. L. 1986. A guide the birds of Colombia. Princeton University Press, Princeton.
- IÑIGO-ELIAS E, RAMOS MA. 1991. The psittacine trade in Mexico. Págs 380-392 en: Robinson JG, Redford KH(ed.) Neotropical wildlife use and conservation. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- IUCN. 2014. The IUCN Red list of threatened species. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org> (Acceso 15 Diciembre 2014).
- IUCN/SSC. 2002. Guidelines for the placement of confiscated animals. IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland.
- JAIR, F., BERMUDEZ, A., SC, E.M., YANDY, O., GOYENECHÉ, R. 2014. Tráfico ilegal de tortugas continentales (Testudinata) en Colombia: una aproximación desde el análisis de redes. Acta Biológica Colombiana 19:381–392.
- KIM, L.C., GARNER, J.P., MILLAM, J.R. 2009. Preferences of Orange-winged Amazon parrots (*Amazona amazonica*) for cage enrichment devices. Applied Animal Behaviour Science 120:216–223.
- KOCK, R.A., WOODFORD, M.H., ROSSITER, P.B. 2010. Disease risks associated with the translocation of wildlife. Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties 29:329–350.
- LAMPREA-MALDONADO, S., MORENO, P., SÁNCHEZ, O., GÓMEZ, X., JURADO, N. 2009. Estudio retrospectivo del ingreso de animales provenientes del tráfico ilegal a la unidad de rescate y rehabilitación de animales silvestres (URRAS),

- entre Febrero de 1996 y Agosto de 2006. Memorias de la CIMA 5:4–8.
- LAWSON, K., VINES, A. 2014. Global impacts of the illegal wildlife trade: global impacts of the illegal wildlife trade: the costs of crime, insecurity and institutional Erosion. The Royal Institute of International Affairs. London.
- LOZANO-ORTEGA, I. 2003. La importancia de la rehabilitación en la liberación de fauna silvestre. Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Bogotá, Colombia, 360–364.
- LOZANO-ORTEGA, I. 2004. El rescate y la reinserción de fauna en el Neotrópico, el nuevo milenio. Memorias del VI Congreso Internacional de Manejo de Fauna Silvestre en Latinoamérica. Iquitos, Perú, 516–521.
- MANCERA-RODRIGUEZ, N., REYES-GARCIA, O. 2008. Comercio de fauna silvestre en Colombia. Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín 61:4618–4645.
- MENDIVELSO GAMBOA, D.A., MONTENEGRO, O.L. 2007. Diagnóstico del tráfico ilegal y del manejo post decomiso de fauna silvestre en nueve Corporaciones Autónomas Regionales de Colombia. Acta biológica Colombiana 12:125–127.
- MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL DE COLOMBIA. 2010. Resolución No. 2064 del 21 de Octubre de 2010. Por la cual se reglamentan las medidas posteriores a la aprehensión preventiva, restitución o decomiso de especímenes de especies silvestres de fauna y flora terrestre y acuática y se dictan otras disposiciones. Bogotá DC.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. 2012. Estrategia nacional para la prevención y control al Tráfico Ilegal de especies silvestres: diagnóstico y plan de Acción ajustado. Bogotá DC.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. 2014. Resolución No. 1912 del 15 de Septiembre de 2017. Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana continental y marino costera que se encuentran en el territorio nacional, y se dictan otras disposiciones. Colombia. Bogotá DC.
- MOORHOUSE, T., BALASKAS, M., D'CRUZE, N., MACDONALD, D. 2017. Information could reduce consumer demand for exotic pets. Conservation Letters 10:337–345.
- MORGAN, K.N., TROMBORG, C.T. 2007. Sources of stress in captivity. Applied Animal Behaviour Science 102:262–302.
- MUÑOZ-VASQUEZ, U., OCHOA-ZULUAGA, J., QUICENO-FRANCO, W., QUIROZ-HERRERA, V., SOCIEDAD ANTIOQUEÑA DE ORNITOLOGÍA. 2014. Guía fotográfica de las aves del Valle de Aburrá. Editorial Pulsatrix Birding Production, Medellín.
- MURPHY, S.M., BRAUN, J.V., MILLAM, J.R. 2011. Bathing behavior of captive Orange-winged Amazon parrots (*Amazona amazonica*). Applied Animal Behaviour Science 132:200–210.
- PÉREZ CORTÉS, Y., MARÍN ESPINEL, A. 2012. Tráfico Fronterizo. Dirección de Carabineros y Seguridad Rural. Área de Seguridad Ambiental y Ecología Rural. Bogotá DC.
- PHILADELPHO, N.A., RUBBENSTROTH, D., GUIMARÃES, M.B., PIANTINO FERREIRA, A.J. 2014. Survey of bornaviruses in pet psittacines in Brazil reveals a novel parrot bornavirus. Veterinary Microbiology 174:584–590.
- POLVERINO, G., MANCIOCCO, A., VITALE, A., ALLEVA, E. 2015. Stereotypic behaviours in *Melopsittacus undulatus*: behavioural consequences of social and spatial limitations. Applied Animal Behaviour Science 165:143–155.
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REDFORD, K.H. 1992. The empty forest. BioScience 42:412–422.
- REGUEIRA, R.F.S., BERNARD, E. 2012. Wildlife sinks: quantifying the impact of illegal bird trade in street markets in Brazil. Biological Conservation 149: 16–22.
- REMSEN, J. V., JR., J. I. ARETA, C.D. CADENA, S. CLARAMUNT, A. JARAMILLO, J. F. PACHECO, J. PÉREZ-EMÁN, M. B. ROBBINS, F. G. STILES, D. F. STOTZ AND KJZ. 2016. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- RENJIFO, L.M., FRANCO-MAYA, A.M., ESPINEL-AMAYA, J.D., KATTAN, G.H., LOPEZ-LANÚS, B. (eds). 2002. Libro rojo de aves de Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt y Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- RENJIFO, L.M., GÓMEZ, M.F., VELÁSQUEZ-TIBATÁ, J., AMAYA-VILLAREAL, Á.M., KATTAN, G.H., AMAYA-ESPINEL, J.D., BURBANO-GIRÓN, J. 2014. Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander Von Humboldt. Bogotá D.C, Colombia.
- RESTREPO, J.C., RESTREPO, J.J., ISAZA, J.A., ARANGO, A.M., HURTADO, J. 2010. Estado del conocimiento de la fauna silvestre en la jurisdicción de Corantioquia. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia. Medellín.
- RIDGELY, R.S., ALLNUTT, T.F., BROOKS, T., MCNICOL, D.K., MEHLMAN, D.W., YOUN, B.E., ZOOK, J.R. 2003. Digital distribution maps of the birds of the western hemisphere. NatureServe. Arlington, Virginia, USA.
- RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, E.T., ESPERANZA-CRUZ, D. 2008. Caracterización ecológica, económica y administrativa

- del tráfico ilegal de fauna silvestre. Universidad de la Salle. Bogotá, Colombia.
- RODRÍGUEZ-MAHECHA, J.V., ROJAS-SUÁREZ, F., ARZUZA, D.E., GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, A. 2005. Loros, Pericos & Guacamayas. Bogotá.
- RODRÍGUEZ-MAHECHA, J.V., HERNÁNDEZ-CAMACHO, J.I. 2002. Loros de Colombia. Conservación Internacional. Bogotá, Colombia.
- ROJAS-BRIÑEZ, D.K., REGIS-SILVA, M., GARCÍA-MELO, J.E. 2013. Estado actual y perspectivas de conservación frente al comercio ilegal de fauna silvestre en el departamento del Tolima (Colombia). *Revista Tumbaga* 8:97–111.
- SALAZAR, O. 2001. Situación de las aves silvestres. *Boletín GEAS* 2:5–9.
- SANZ, V., GRAJAL, A. 1998. Successful reintroduction of captive-raised Yellow-Shouldered Amazon Parrots on Margarita Island, Venezuela. *Conservation Biology* 12:430–441.
- SMITH, K.F., BEHRENS, M., SCHLOEGEL, L.M., MARANO, N., BURGIEL, S., DASZAK, P. 2009. Reducing the risks of the wildlife trade. *Science* 324:594–595.
- SODHI, N.S., BROOK, B.W., BRADSHAW, C.J.A. 2009. Causes and consequences of species extinctions. *The Princeton Guide to Ecology* 28:514–520.
- SOLER-TOVAR, D., BRIEVA-RICO, C. 2009. Alteraciones de salud frecuentes en animales provenientes del mercado negro de mascotas silvestres. In: I congreso y IV Foro ACOPAZOA. Tocancipá, 1–4.
- SOLLUND, R., MAHER, J. 2015. The illegal wildlife trade. European Union: EFFACE.
- STITT, T., MOUNTFIELD, J., STEPHEN, C. 2007. Opportunities and obstacles to collecting wildlife disease data for public health purposes: results of a pilot study on Vancouver Island, British Columbia. *Canadian Veterinary Journal* 48: 83–90.
- TELLA, J., HIRALDO, F. 2014. Illegal and legal parrot trade shows a long-term, cross-cultural preference for the most attractive species increasing their risk of extinction. *Plos One* 9:10.
- TROCINI, S., PACIONI, C., WARREN, K., BUTCHER, J., ROBERTSON, I. 2008. Wildlife disease passive surveillance: the potential role of wildlife rehabilitation centres. 6th National Wildlife Rehabilitation Conference. Canberra.
- TRONCOSO, F., NARANJO-MAURY, W. 2004. ¿Qué hacer con aves silvestre rescatadas, decomisadas y/o entregadas? El papel de los centros de atención y valoración. *Ornitología Colombiana* 2:58–61.
- UNITED NATIONS OFFICE ON DRUGS AND CRIME. 2016. World Wildlife Crime Report: Trafficking in protected species. UNODC. Nueva York.
- VANSTREELS, R.E.T., TEIXEIRA, R.H.F., CAMARGO, L.C., NUNES, A.L.V., MATUSHIMA, ER. 2010. Impacts of animal traffic on the Brazilian Amazon parrots (Amazona species) collection of the Quinzinho de Barros Municipal Zoological Park, Brazil, 1986–2007. *Zoo Biology* 29:600–14.
- VÁSQUEZ QUEZADA, I.D. 2011. Evaluación de los centros de fauna silvestre en Azuay. Universidad de Azuay. Cuenca, Ecuador.
- WEBB, N.V., FAMULA, T.R., MILLAM, J.R. 2010. The effect of rope color, size and fray on environmental enrichment device interaction in male and female Orange-winged Amazon parrots (*Amazona amazonica*). *Applied Animal Behaviour Science* 124:149–156.
- WESTON, M.K., MEMON, M.A. 2009. The illegal parrot trade in latin america and its consequences to parrot nutrition. *Bird Populations* 9:76–83.
- WHITE, T.H., COLLAR, N.J., MOORHOUSE, R.J., SANZ, V., STOLEN, E.D., BRIGHTSMITH, D.J. 2012. Psittacine reintroductions: common denominators of success. *Biological Conservation* 148:106–115.
- WOODFORD, M.H. 2000. Quarantine and health screening protocols for wildlife prior to traslocation and release into the wild. Published jointly by the IUCN Species Survival Commission's Veterinary Specialist Group, Gland, Switzerland, the Office International des Epizooties (OIE), Paris, France, Care for the Wild, U.K., and the European Association of Zoo and Wildlife Veterinarians, Switzerland.
- WORLD WILDLIFE FUND, DALBERG. 2012. Fighting illicit wildlife trafficking: a consultation with governments. WWF. Gland, Suiza.
- WRIGHT, T.F., TOFT, C.A., ENKERLIN-HOEFELICH, E., GONZALEZ-ELIZONDO, J., ALBORNOZ, M., RODRÍGUEZ-FERRARO, A., ROJAS-SUÁREZ, F., SANZ, V., TRUJILLO, A., BEISSINGER, S.R., VICENTE BEROVIDES, A., XIOMARA-GÁLVEZ, A., BRICE, A.T., JOYNER, K., EBERHARD, J., GILARDI, J., KOENIG, S.E., STOLESON, S., MARTUSCELLI, P., MICHAEL-MEYERS, J., RENTON, K., RODRÍGUEZ, A.M., SOSA-ASANZA, A.C., VILELLA, F.J., WILEY, J.W. 2001. Nest poaching in Neotropical parrots. *Conservation Biology* 15:710–720.
- WYLER, L., SHEIKH, P. 2013. International illegal trade in wildlife: Threats and US policy. CSR Report for Congress. USA.

Recibido: 22 de febrero de 2017 *Aceptado:* 08 de noviembre de 2017

Editor asociado

Orlando A. Acevedo - Charry

Evaluadores

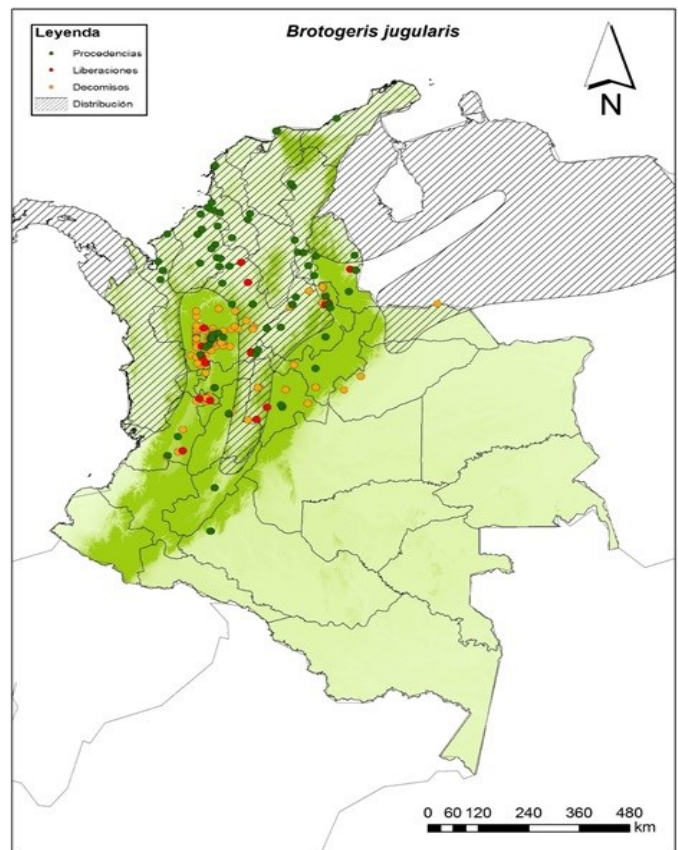
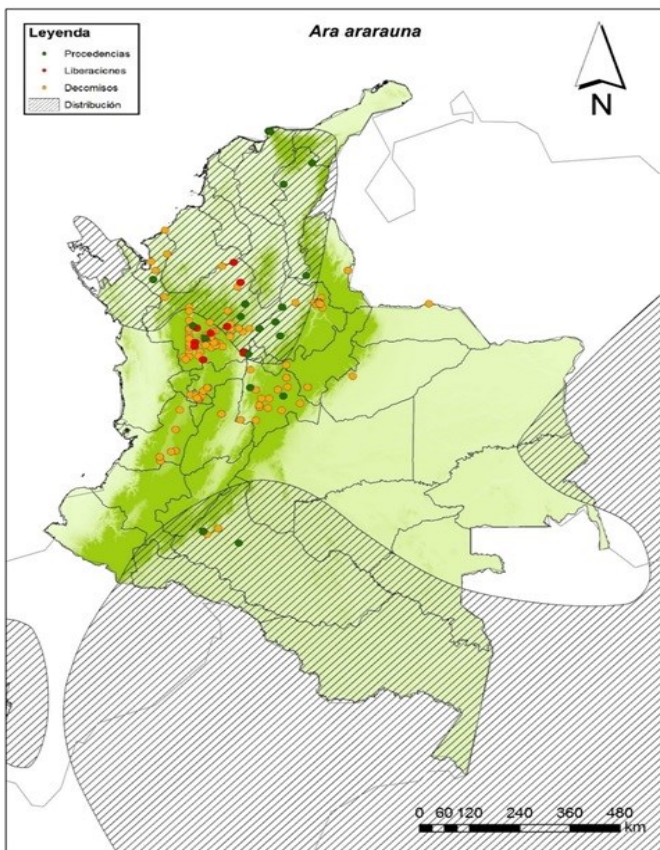
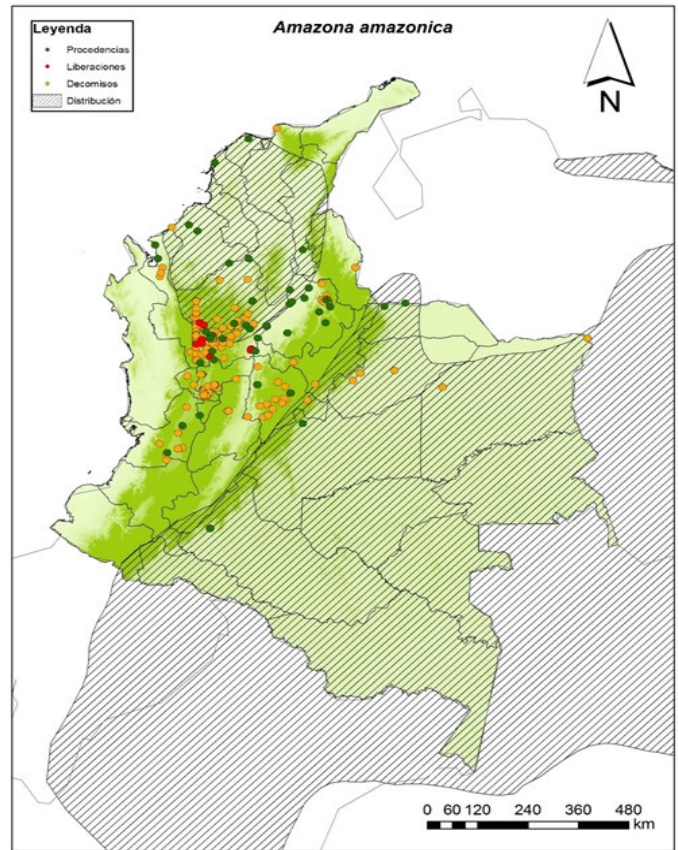
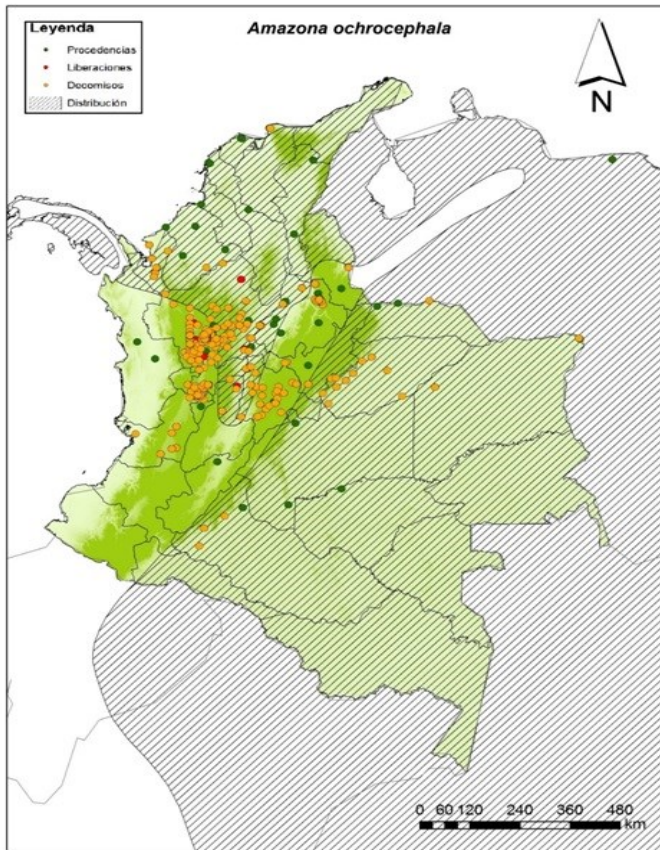
Eduardo Iñigo-Elias / Berton Harris

Citación: RESTREPO-RODAS, D. C., P. C. PULGARÍN-RESTREPO. 2017. Dinámicas de los loros en cautiverio en Colombia: tráfico, mortalidad y liberación. *Ornitología Colombiana* 16:eA06.

Anexo 1. Razón de Momios de la regresión logística de mortalidad para calcular el tamaño del efecto de cada variable explicatoria. El valor de referencia de cada variable se encuentra señalada con un asterisco.

Variables Explicatorias		RM Crudo	RM Ajustado (95% IC)	P (Test de Wald)	P (LR Test)
Tiempo en cautiverio	0-1 año*	1	1		<0,001
	1 -5 años	1,12 (0,79,1,61)	0,88 (0,56,1,37)	0,569	
	5 -50 años	1,05 (0,7,1,59)	0,85 (0,49,1,47)	0,555	
Tiempo en el Centro de Recepción	0 a 3 meses*	1	1		<0,001
	3 a 6 meses	0,37 (0,25,0,57)	0,4 (0,24,0,66)	<0,001	
	6 a 9 meses	0,46 (0,24,0,87)	0,32 (0,14,0,7)	0,004	
	9 a 12 meses	0,29 (0,1,0,89)	0,31 (0,09,1,08)	0,067	
	1 a 7 años	0,27 (0,15,0,46)	0,08 (0,04,0,18)	<0,001	
Entidad Ambiental	Entidad ambiental 1*	1	1		<0,001
	Entidad ambiental 2	0,17 (0,12,0,24)	0,09 (0,05,0,15)	<0,001	
	Entidad ambiental 5	0,25 (0,04,1,4)	0,18 (0,03,1,13)	0,068	
	Entidad ambiental 11	0,33 (0,05,2,05)	0,36 (0,05,2,49)	0,299	
	Entidad ambiental 12	0,08 (0,01,0,71)	0,11 (0,01,1,12)	0,062	
	Entidad ambiental 13	0,19 (0,1,0,34)	0,71 (0,31,1,63)	0,415	
	Entidad ambiental 14	2,83 (0,8,10,04)	2,16 (0,56,8,28)	0,261	
Género	<i>Amazona</i> *	1	1		<0,001
	<i>Ara</i>	1,11 (0,66,1,89)	1,24 (0,64,2,39)	0,522	
	<i>Brotogeris</i>	0,89 (0,62,1,27)	1,42 (0,84,2,41)	0,187	
	<i>Eupsittula</i>	0,69 (0,37,1,31)	1,26 (0,58,2,74)	0,561	
	<i>Forpus</i>	1,39 (0,64,3)	0,99 (0,38,2,6)	0,981	
	<i>Pionites</i>	1,82(0,11,29,43)	0,29 (0,02,4,94)	0,391	
	<i>Pionus</i>	2,86 (1,66,4,92)	0,87 (0,42,1,78)	0,696	
	<i>Psittacara</i>	0 (0,Inf)	0(0,Inf)	0,985	

Anexo 2. Mapas de distribución de los datos de procedencia, decomiso y liberación de las especies *Amazona ochrocephala*, *Amazona amazonica*, *Ara ararauna*, *Brotogeris jugularis*, *Forpus conspicillatus*, *Eupsittula pertinax* y *Pionus menstruus*.



Anexo 2 (continuación). Mapas de distribución de los datos de procedencia, decomiso y liberación de las especies *Amazona ochrocephala*, *Amazona amazonica*, *Ara ararauna*, *Brotoyeris jugularis*, *Forpus conspicillatus*, *Eupsittula pertinax* y *Pionus menstruus*.

