

Tesis Doctoral

COMERCIO INTERNACIONAL DE FAUNA: CAUSAS, CONSECUENCIAS Y POSIBLES SOLUCIONES

Lucrecia Beatriz Souviron Priego

Dirigida por:

Jesús Olivero Anarte
John Emmanuel Fa



Universidad de Málaga

Facultad de Ciencias. Departamento de Biología Animal



UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Programa de Doctorado en
Diversidad Biológica y Medio Ambiente
2019



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

AUTOR: Lucrecia Souviron Priego

 <http://orcid.org/0000-0003-3526-1713>

EDITA: Publicaciones y Divulgación Científica. Universidad de Málaga



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Cualquier parte de esta obra se puede reproducir sin autorización pero con el reconocimiento y atribución de los autores.

No se puede hacer uso comercial de la obra y no se puede alterar, transformar o hacer obras derivadas.

Esta Tesis Doctoral está depositada en el Repositorio Institucional de la Universidad de Málaga (RIUMA): riuma.uma.es

Memoria presentada para optar
al Grado de Doctor por la Universidad de Málaga

Visado en Málaga
Marzo de 2019

La Doctoranda



Fdo.: Dña. Lucrecia Beatriz Souviron Priego

Los Directores



Fdo: Jesús Olivero Anarte

&

John Emmanuel Fa

Jesús Olivero Anarte, Profesor Contratado Doctor de la Universidad de Málaga y John Emmanuel Fa, Profesor de la Division of Biology and Conservation Ecology, School of Science and the Environment, Manchester Metropolitan University (UK) y Profesor Colaborador Honorario de la UMA

ACREDITAN

que Dña. Lucrecia Beatriz Souviron Priego, doctoranda en el Programa de Doctorado en Diversidad Biológica y Medio Ambiente, ha realizado, en el Departamento de Biología Animal de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Málaga, las investigaciones que le han conducido a la redacción de la presente Memoria de Tesis Doctoral, titulada **Comercio internacional de fauna: causas, consecuencias y posibles soluciones**.

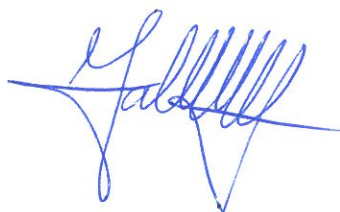
La presente memoria, que recoge los resultados obtenidos, así como su interpretación, reúne los requisitos necesarios para ser sometida al juicio de la Comisión correspondiente. Por tanto, como directores de la tesis, autorizamos su exposición y defensa para optar al Grado de Doctor por la Universidad de Málaga.

Y para que conste en cumplimiento de las disposiciones vigentes, firmamos la presente acreditación en

Málaga, a 21 de marzo de 2019



Jesús Olivero Anarte



John Emmanuel Fa

TESIS DOCTORAL

**COMERCIO INTERNACIONAL DE FAUNA: CAUSAS, CONSECUENCIAS Y
POSIBLES SOLUCIONES**

Por Lucrecia Beatriz Souviron Priego

Dirigida por: Dr. Jesús Olivero Anarte y Dr. John Emmanuel Fa

PROGRAMA DE DOCTORADO EN DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y MEDIO
AMBIENTE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL
FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Cita recomendada para esta tesis doctoral:

Souviron-Priego, L. 2018. Comercio internacional de fauna: causas, consecuencias y posibles soluciones. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga, Málaga, España

Dibujos de portada y contraportada: Luis Terrones

Fotografías: Seprona, Juan Ramírez y Aula del Mar

Esta es la tesis doctoral **nº 20** que produce el Grupo de Investigación “Biogeografía, Diversidad y Conservación” (Código RNM-262), del Departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga, dirigido por el Catedrático Raimundo Real Giménez



ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	5
0. RESUMEN GENERAL	9
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	17
1.1. Captura, transporte, comercio y mantenimiento de animales salvajes a lo largo de la historia.	17
1.2. Periodo Mesolítico (10000-8000 a.C.)	18
1.3. Periodo Neolítico (8000-3000 a.C.)	19
1.4. Las primeras civilizaciones humanas (3000-1500 a.C.).....	19
1.4.1. Mesopotamia (3000-2800 a.C.).....	20
1.4.2. Antiguo Egipto (2700-1087 a.C.).....	21
1.4.3. Antiguas civilizaciones de India y China	22
1.4.4. El tráfico de especies en la antigua Grecia y el Imperio Romano (1100 a.C. - 476 d.C.)	23
1.5. La Edad Media (476-1453 d.C.).....	25
1.6. La América precolombina (1428-1533 d.C.)	26
1.7. Edad Moderna temprana (Siglos XVI al XVIII)	27
1.8. Edad Moderna tardía (Siglo XIX a la primera mitad del XX)	28
1.9. El comercio de fauna en la actualidad	29
1.9.1. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).....	30
1.9.2. La Octava Asamblea General de 1963	30
1.9.3. El Convenio CITES	31
1.9.4. CITES en España.....	32
1.9.5. El comercio ilegal, un problema medioambiental más allá de la legislación	33
2. Objetivos.....	34
2. MATERIAL Y MÉTODOS GENERALES	45
3. PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DEL COMERCIO ILEGAL DE FAUNA A ESCALA GLOBAL	51
4. EL COMERCIO ILEGAL DE FAUNA DESDE UNA PERSPECTIVA BIOGEOGRÁFICA	73
5. FACTORES SOCIOECONÓMICOS DEL COMERCIO ILEGAL DE FAUNA	97

6. EL COMERCIO LEGAL INTERNACIONAL DE FAUNA FAVORECE EL ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES INVASORAS: LAS COTORRAS ARGENTINA Y DE KRAMER EN ESPAÑA	137
7. DISCUSIÓN GENERAL	163
8. CONCLUSIONES	171
APÉNDICES	175
Apéndice 1.....	177
Apéndice 2.....	181
Apéndice 3.....	187
Apéndice 4.....	193
Apéndice 5.....	197

AGRADECIMIENTOS

La realización de esta tesis doctoral no hubiera sido posible si no fuera por una serie de personas maravillosas que, de una forma u otra, me asesoraron, colaboraron y me apoyaron en este largo viaje.

Dentro del departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga, lugar al que considero mi segundo hogar y donde se ha realizado esta tesis prácticamente en su totalidad, tengo que agradecer en primera instancia a Juan Mario Vargas; tutor y primer director hasta su jubilación, el cual aceptó y confió en mí cuando, allá por finales del 2012, me presenté en su despacho para hablar con él sobre la realización de una posible tesis y si él estaría interesado en dirigirla. A Jesús Olivero; que se comió el "marrón" al sustituir a Mario tras su salida como tutor y primer director, cuyo asesoramiento a lo largo de estos años me ha hecho madurar no sólo profesionalmente, sino también como persona. A John Fa (colaborador honorario de la Universidad de Málaga y profesor en la Universidad Metropolitana de Manchester), mi segundo director, que pese a no estar siempre presente, sus aportaciones y asesoramiento fueron claves para que esta tesis sea lo que es actualmente. Por supuesto, doy las gracias a todos los miembros del "Alcornocal" (laboratorio de biogeografía donde nos formamos los doctorandos), empezando por Darío, Ángel, María, Wioletta, Estefanía, Adrián, Alisa, Jose María... y a todos los que se han pasado por aquí de una manera u otra. También al equipo del "Pinsapar" (para que nos entendamos, laboratorio donde se encuentra el personal doctor y, por lo tanto, más formado y experimentado), en especial a Antonio Román (coautor del sexto capítulo), Farfán, Paco, Ana Luz, David, Javivi y Raimundo. Y por supuesto no puedo olvidarme de otros miembros del departamento que también me animaron y ayudaron, como Carmen Salas, Ana Carmen, Amelia Victoria de Andrés, Mamen y finalmente Inma, nuestra limpiadora, siempre pendiente de nosotros y de que todo el departamento esté impecable.

Además, tengo que agradecer a otros miembros de diferentes entidades, empezando por el ex-director de SOIVRE Málaga, Arturo David Magno Gómez, y al comité español de CITES que me asesoraron tanto a mí como a mis directores en los comienzos de la tesis; a Diego Jesús Plaza Angulo; ex-alumno de la Universidad de Málaga, el cual me ayudó

a la construcción de la base de datos en la que se basa gran parte de la tesis doctoral; a Mel Cosentino, doctoranda en la Universidad de Strathclyde (Reino Unido), ex-alumna de la Universidad de Málaga y gran amiga, colaboradora de otros proyectos de conservación ajenos a esta tesis; a Michelle Mittelstadt, directora de comunicación de Migration Policy Institute y MPI Europe, que aportó datos para la realización de uno de los capítulos; al Servicio de Protección de la Naturaleza (SEPRONA), que me aportaron las fotografías que ilustran gran parte de los capítulos de esta tesis; a Jesús Bellido, José Carlos, Francis, Sara, Juanje, Araceli, Cristina, Pili, Ramón, Juan Antonio, y demás equipo del Comité español de la UICN y del Aula del Mar, excelentes compañeros de trabajo y superiores.

Por supuesto, no puedo olvidarme de Aura Roderick, Elizabeth Juliao, y el resto de grandes mujeres que forman Soroptimist International Costa del Sol, las cuales me becaron durante el año 2018/2019 y con esa financiación he podido asistir a dos congresos internacionales muy importantes dentro del ámbito de la conservación.

Y para finalizar (y espero no haberme dejado a nadie), tengo que dar las gracias a mi familia. A mi madre, mi hermano, mi abuela, mis tíos... pero especialmente a Sergio, mi pareja, que ha estado siempre a mi lado tanto en los buenos y malos momentos, aguantándome (que es un reto), apoyándome en todo momento pese a que este mundillo de la ciencia le pilla muy lejos. Y sobre todo a mi padre, que pese a nuestras riñas y diferencias, fue el primero que me animó a empezar esta tesis que ahora está en sus manos, confiando en mí hasta el final.

CAPÍTULO 0

RESUMEN GENERAL

"Cada vez que perdemos una especie rompemos una cadena de la vida que ha evolucionado durante 3.500 millones de años" Jeffrey McNeely



Fuente: Seprona

0. RESUMEN GENERAL

La humanidad ha capturado y utilizado animales desde tiempos remotos, y existen indicios de su comercio desde las primeras civilizaciones. A lo largo del siglo XX, la mejora de las infraestructuras, la globalización del comercio, el aumento de la población y los cambios en la demanda han hecho que el tráfico internacional de fauna haya aumentado exponencialmente. Paralelamente, se ha desarrollado un tráfico ilegal que abastece la enorme demanda que el comercio legal no puede abarcar por sí mismo.

El tráfico ilegal de animales silvestres es uno de los negocios más fructíferos que existen actualmente en el mundo. Mueve entre 8.000 y 20.000 millones de euros cada año, y es considerado el cuarto crimen organizado más rentable del mundo, después del tráfico de drogas, el comercio de armas y la trata de personas. Sin embargo, el crimen organizado contra la fauna y los ecosistemas no había sido lo suficientemente estudiado y documentado hasta años recientes, habiéndose considerado un problema menor para los responsables políticos, las organizaciones medioambientales y la comunidad científica. El incremento de la demanda por un gran número de países está poniendo en serio peligro a algunas especies, desde la megafauna emblemática hasta especies que pasan desapercibidas para la ciudadanía en general. La presente tesis doctoral aborda en sus diferentes capítulos una serie de interrogantes sobre el tráfico internacional ilegal de fauna: cuáles son los taxones más comercializados y por qué, si hay evidencia de posibles agrupaciones desde una perspectiva biogeográfica entre las especies diana, y cuáles son los principales motivos por los que algunos países participan en este negocio ilícito. Así mismo, se analizan casos de estudio en los que el comercio de especies animales, incluso dentro del marco legal vigente, podría causar problemas ambientales y sociales de cierta importancia.

Esta tesis doctoral se compone de 8 capítulos y de varios apéndices complementarios. En dichos capítulos se ha utilizado un fuerte componente metodológico, haciéndose uso de herramientas que, si bien son comunes y ampliamente utilizadas en la disciplina biogeográfica, resultan novedosas en el análisis del comercio ilegal de especies y de las conexiones entre países en torno a este negocio.

En el **capítulo 1** se presenta una introducción general sobre cómo ha evolucionado el comercio de fauna desde la antigüedad hasta nuestros días, dividiéndose en dos grandes bloques. El primero de ellos es una revisión de carácter histórico, haciendo una cronología de cómo se desarrollaba el comercio desde los inicios de la civilización hasta la edad moderna. En el segundo bloque se expone cómo ha evolucionado el comercio internacional de animales en el mundo globalizado actual, explicando las primeras acciones y tratados que se han firmado para poder regularlo.

En el **capítulo 2** se explican los aspectos metodológicos que son compartidos por los capítulos siguientes. La presente tesis doctoral es metodológicamente muy heterogénea, por lo que en este apartado se describe exclusivamente la base de datos que son la base de la mayor parte de los capítulos, concretamente TRAFFIC, así como el procesamiento al que ha sido sometida para extraer la información relevante.

El **capítulo 3** de la presente tesis presenta, de forma descriptiva, las principales características del comercio ilegal de fauna a nivel internacional durante el periodo de estudio, entre 1996 y 2012. Se identifican las especies que son objeto de comercio ilegal, el grado de amenaza al que se enfrentan, así como los diferentes taxones, la tipología de la mercancía y los países implicados en el negocio (origen, países intermediarios, destino de la mercancía). Se pone de manifiesto un aumento significativo de la demanda de especies amenazadas, según la lista roja de la UICN, especialmente de mamíferos, reptiles, peces e invertebrados.

En el **capítulo 4** se analiza si existen patrones geográficos en la captura de los 42 grupos taxonómicos de vertebrados más demandados en el comercio ilegal. Se aplican técnicas generalmente utilizadas en corología, ciencia frecuentemente orientada a analizar si los organismos se distribuyen de forma independiente unos de otros o bien forman patrones de distribución similares. El capítulo pone de manifiesto que los 42 taxones se agrupan en un total de 15 corotipos referentes a sus países de origen, la mayor parte de ellos en África y Asia. Mediante programas de análisis y visualización de redes, se ha encontrado que los países asiáticos han importado taxones procedentes de corotipos similares con distribución mayoritariamente asiática, mientras que los países occidentales y de Oriente Medio han tendido a importar taxones procedentes de corotipos africanos. Sólo algunos países, como China y Vietnam, importaron taxones

procedentes de corotipos tanto africanos como asiáticos. La posible preferencia entre los países de un grupo determinado de taxones con respecto a otros podría proporcionar información útil a la hora de desarrollar estrategias útiles para diversos países en el control del comercio ilegal de vida silvestre. Así mismo, se sugiere la conveniencia de explorar los posibles motivos sociales y económicos que podrían vincular a ciertas regiones del mundo con el tráfico de taxones de determinados corotipos.

En el **capítulo 5** se analizan los motivos socio-económicos y culturales que podrían motivar la participación de determinados países en el comercio ilegal de fauna, ya sea como exportadores o como importadores. El estudio se basa en la puesta a prueba de varias hipótesis explicativas establecidas *a priori* por la literatura científica. Dichas hipótesis proponen que los países ofertantes exportan especies principalmente por necesidades económicas; por la existencia de normativas laxas y corrupción; y por la facilidad de acceso a regiones ricas en fauna demandada. Así mismo, se propone inicialmente que los países de destino podrían demandar estas especies por motivos culturales ligados a la medicina tradicional asiática; por peculiaridades sociales relacionadas con las economías emergentes; la corrupción; o bien por la demografía, según lo cual los países que más fauna importan serían, simplemente, aquellos con tamaños de población humana mayor. Para poner a prueba la coherencia de estas hipótesis, se ha seleccionado una serie de variables socio-económicas facilitadas por diversas organizaciones no gubernamentales, y se han establecido predicciones observables, derivadas de las hipótesis y medibles por medio de relaciones entre dichas variables y el grado de participación de cada país. El análisis se ha centrado en dos contextos geográficos distintos: por una parte se ha realizado un ejercicio exploratorio basado en el comercio de especies africanas; finalmente se ha analizado el comercio de especies procedentes de cualquier lugar del mundo (concretamente, los 42 taxones estudiados en el capítulo 2). Los resultados obtenidos han permitido estimar la potencialidad socio-económica de los distintos países a la hora de participar en el negocio como exportadores o importadores. La finalidad de este objetivo ha sido detectar países con alto potencial de vincularse al tráfico ilegal de especies, y cuya participación no ha sido registrada por las bases de datos internacionales. Esta detección tiene el interés de sugerir lagunas en los datos disponibles, así como de analizar las medidas que países con alto potencial de participación podrían estar tomando para evitar el negocio ilícito.

Para los países que exportan especies africanas, los resultados sugieren que las necesidades económicas podrían estar entre los principales motivos que llevarían a su vinculación con la exportación ilegal de animales. Los países que los demandan lo harían fundamentalmente por motivos culturales (especialmente países con una gran tradición en el uso de medicinas alternativas que utilizan productos de origen animal no doméstico), así como la demografía (países con un mayor tamaño poblacional). En el análisis del tráfico de especies de todo el mundo, la exportación vendría motivada, además del motivo expuesto en el caso de especies africanas, por la laxitud en el cumplimiento de la normativa o la corrupción. Así mismo, los países demandantes estarían motivados también por el surgimiento de una clase social media-alta en países con economía creciente. Se ha podido determinar que hay varios países con potencial socio-económico para participar tanto como exportadores como importadores, y que no figuran en las bases de datos de TRAFFIC.

En el **capítulo 6** se analizan, mediante el estudio de un caso concreto, los daños colaterales del comercio internacional legal sobre la conservación de la fauna, específicamente por la introducción de especies invasoras. Se ha escogido el ejemplo de dos Psitaciformes conocidas por su potencial invasor: la cotorra argentina (*Myopsita monachus*) y la cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*). Se ha analizado su comercio en España desde una perspectiva histórica, y se ha comparado éste con la evolución de las poblaciones silvestres asentadas en diferentes partes del país. Los datos sobre comercio legal en España han sido obtenidos de la base de datos de CITES. El contraste entre importación y asentamiento en libertad se ha realizado sobre la base de tres estimaciones poblacionales realizadas en 1997, 2002 y 2015.

Los resultados muestran que el número de ejemplares importados en un periodo de 19 años ha sido mucho mayor de lo que se pensaba anteriormente. Los datos evidencian que la gran demanda de individuos de ambas especies a principios de los años 90 pudo ser la principal causa del origen de las poblaciones invasoras en el país, a través de escapadas o sueltas continuadas, especialmente en zonas urbanas. La importación de aves silvestres fue prohibida en 2007, y en 2013 lo fue la venta y tenencia de estas dos especies en España. A pesar de ello, las poblaciones silvestres son ahora auto-sostenibles sin necesidad de introducir nuevos ejemplares.

En el **capítulo 7** se discuten aspectos comunes a los resultados obtenidos en los diferentes capítulos, y se exponen posibles soluciones para combatir el tráfico ilegal de especies de fauna silvestre.

Finalmente, el **capítulo 8** recoge las conclusiones más significativas obtenidas en esta tesis.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

"Y Dios los bendijo y dijo: «Sed fructíferos y multiplicaos; llenad la tierra y sometedla; dominad a los peces del mar y a las aves del cielo, y sobre todo ser viviente que se mueve sobre la tierra»". Génesis 1.28.



Mosaico de la Gran Caza (320-330 d. C). Villa romana del Casale, Piazza Armerina (Sicilia).

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El comercio ilegal de fauna (CIF) es considerado una de las mayores amenazas para la biodiversidad y la conservación a nivel mundial (Wyler & Sheikh, 2013; Challender *et al.*, 2014; Phelps *et al.*, 2016). Es un negocio multimillonario, que mueve entre 8.000 y 20.000 millones de euros cada año (Wyler & Sheikh, 2013; Agarwal, 2015; DLA PIPER, 2015; Pires *et al.*, 2016). Es considerado el cuarto crimen organizado más rentable del mundo, después del tráfico de drogas, el comercio de armas y la trata de personas (Hastie & McCrea-Steele, 2014; Auliya *et al.*, 2016). Pese a que todos estos negocios ilícitos operan de una forma similar, el CIF es, en comparación, mucho menos perseguido y sancionado, considerándose un crimen menor en muchos países a día de hoy (Oldfield, 2003; Silva *et al.*, 2018).

La creciente demanda de una gran variedad de especies para el comercio está mermando sus poblaciones en el medio silvestre a un ritmo alarmante (Wittemyer *et al.*, 2014; van Uhm, 2016). El CIF no es una problemática que afecte exclusivamente a animales emblemáticos como es el caso de la megafauna (Phelps *et al.*, 2016). Muchas especies de aves, reptiles, anfibios, peces e incluso invertebrados son afectadas por este tráfico ilegal; pasando la inmensa mayoría de ellas completamente desapercibidas por la ciudadanía y los medios de comunicación, lo que dificulta enormemente su conservación (Mrosovsky, 2000).

Para comprender cómo ha evolucionado el tráfico de fauna (legal e ilegal) hasta nuestros días, es necesario explorar y conocer los orígenes del mismo, los cuales se remontan a los albores de la humanidad.

1.1. Captura, transporte, comercio y mantenimiento de animales salvajes a lo largo de la historia.

La humanidad siempre se ha sentido atraída y fascinada por las especies exóticas procedentes de otros territorios, por lo que no es de extrañar que éstas sean capturadas de sus zonas de origen para diversos fines, ya sea por razones culinarias, de investigación, exhibición o para servir como animales de compañía. Capturar, transportar y mantener con vida a los animales salvajes es algo que se viene haciendo

desde los tiempos antiguos. Existen indicios relativos al año 10.000 a.C., época a la que se remontan los hallazgos fósiles más antiguos que sugieren la domesticación de animales salvajes para consumo y, posteriormente, para compañía. Sin embargo, no fue hasta el año 3.000 a.C., con el surgimiento de las primeras ciudades urbanizadas y la aparición del comercio, cuando debió de comenzar la práctica de mantener animales exóticos por otras razones (Kisling Jr, 2000).

1.2. Periodo Mesolítico (10000-8000 a.C.)

A principios del Holoceno, periodo que siguió a la glaciación Würm, la última registrada, los humanos vivían en pequeños grupos sociales y el impacto antropogénico era mínimo (Williams, 1956). Eran cazadores, pescadores, recolectores y no disponían de asentamientos fijos, trasladándose de un lugar a otro de su territorio conforme a la disponibilidad de los recursos en el medio. En esta época surgieron diferentes culturas, principalmente en las regiones costeras europeas y en Oriente Próximo, más avanzadas y con más recursos, que mejoraron y perfeccionaron las herramientas, así como el conocimiento del entorno en el que vivían para una mejor extracción de los recursos que necesitaban para sobrevivir (Williams, 1956). El avance social, intelectual y tecnológico desarrollado en esta época se expresó a través de artes relacionadas con el ocio, como la música, cerámicas (en forma de figurines) y pinturas decorativas, así como objetos de lujo (joyería) (Lévi-Strauss, 1962; Clark & Piggott, 1965; Faul & Faul, 1983; Dance, 1986).

Los miembros más ancianos de la tribu transmitían el conocimiento sobre la fauna y la flora de generación en generación, lo que permitía a las siguientes generaciones, aprender todo lo necesario para sobrevivir, en relación con el medio que los rodeaba (Berlin *et al.*, 1973). A estos conocimientos se los conocen como “ecología popular”, por la cual los jóvenes aprendían de sus mayores a identificar correctamente los animales y plantas, a conocerlos por su nombre, su utilidad para el grupo y los hábitats en los que vivían, las diferentes estaciones, la geografía del entorno, dónde encontrar las fuentes de agua, así como favorecer la germinación y crecimiento de las plantas (Berlin, 1973; Berlin *et al.*, 1973). Toda esta información ambiental fue clave para la emergencia y el principio de la domesticación animal y la agricultura (Atran, 1993).

1.3. Periodo Neolítico (8000-3000 a.C.)

Conforme la humanidad iba avanzando, tanto intelectual como tecnológicamente, el distanciamiento de la naturaleza y el dominio que ejercían sobre ella se hizo cada vez más notorio (Williams, 1956). En este periodo, las condiciones ambientales favorecieron el final de la vida errante y la formación de los primeros poblados. El sedentarismo hizo, por tanto, propiciar el comienzo de la domesticación de los animales y plantas que vivían en las zonas adyacentes a donde estos poblados se asentaron (Williams, 1956).

Las sociedades primitivas comenzaron a controlar la plantación, germinación, recolección y almacenamiento de plantas (agricultura) mientras capturaban animales de la naturaleza que pudieran aportar beneficios, con el fin de reproducirlos de manera selectiva, alimentándolos y manteniéndolos (dando origen a la ganadería). No todos los tipos de animales se adaptaban del mismo modo a la domesticación, y su captura presentaba diferentes grados de dificultad según la especie. Algunos animales eran fáciles de domesticar y mantener en cautividad mientras que otros eran menos compatibles con el modo de vida humano. Generalmente, las especies compatibles con la domesticación eran aquellas que pudieran considerar a los seres humanos como individuos alfa dentro de su propia jerarquía social (Driscoll & Macdonald, 2010), o simplemente las que eran fáciles de reproducir en condiciones de cautividad y manejo (Zeuner, 1963; Ucko & Dimbleby, 1969; Clutton-Brock, 1981). Las especies que no cumplían estas cualidades, bien eran liberadas de nuevo a la naturaleza o eran sacrificadas para consumo.

1.4. Las primeras civilizaciones humanas (3000-1500 a.C.)

En este periodo, numerosas sociedades acabaron evolucionando desde la vida en pequeños poblados a la concentración poblacional en grandes ciudades. En estas metrópolis de la antigüedad vivían una gran cantidad de personas, lo que favoreció a que comenzara a existir un orden social y que a determinados grupos de personas se le

asignaran diferentes funciones como la administración social, la defensa de la ciudad o el comercio con otras ciudades para abastecer correctamente a la población.

Pese a que la mayoría de los ciudadanos sólo disponían de recursos suficientes para su subsistencia, en este periodo comenzaron a aparecer minorías compuestas por la realeza, el sacerdocio y los mercaderes, que tomaron ventaja de su jerarquía social para comerciar y obtener objetos considerados de gran valor y de difícil acceso. Muchos de estos objetos eran de origen animal o vegetal (Hawkes, 1973; Kisling Jr, 2000).

1.4.1. Mesopotamia (3000-2800 a.C.)

Una de las primeras civilizaciones antiguas que emergieron y florecieron en la región actualmente conocida como Irak fue la Mesopotámica. El imperio se asentaba en las áreas cercanas a los ríos Tigris y Éufrates, lo que propició la posesión de tierras prósperas para la agricultura pero que a su vez carecían de otras materias primas necesarias para el abastecimiento de las diferentes ciudades. Esto favoreció el comercio con otras civilizaciones ricas en recursos, incluyendo el intercambio entre los pueblos nómadas, que acudían en caravanas con productos traídos de tierras lejanas y exóticas (Hawkes, 1973). Pese a que en un principio el comercio estuvo principalmente enfocado en las materias primas, la evolución de esta actividad acabó incorporando la compra y venta de animales vivos y de objetos considerados de lujo, una buena parte de ellos de origen animal (Kisling Jr, 2000). La posesión de animales exóticos era un lujo del que pocas personas tenían acceso, pero conforme aumentó el grado de bienestar de determinados sectores de la sociedad y sus posibilidades económicas, se produjo también un aumento de captura y comercio de especies exóticas (Kisling Jr, 2000).

Muchas especies procedían de la expoliación de regiones enemigas conquistadas, así como de tributos o regalos provenientes de otros reinos. La realeza poseía jardines botánicos y parques que usaban como zonas de recreo, y en aquellos de mayor tamaño se han encontrado indicios de que se llegaron a albergar animales, tanto domésticos como salvajes (Hawkes, 1973; Kisling Jr, 2000). Entre los animales salvajes se encontraban peces, usados con carácter ornamental dentro de las fuentes de agua;

diferentes especies de aves y carnívoros, como leones, los cuales se mantenían dentro de jaulas; así como diversas especies consideradas de caza mayor, como los antílopes. Para poder capturar animales terrestres, los cazadores y comerciantes solían usar cebos que atraían al animal hacia un foso en que quedaba atrapado. Para las aves, sin embargo, los cazadores usaban flechas romas que disparaban con el fin de aturdir a los animales (Kisling Jr, 2000). Una vez capturados, estos eran transportados y vendidos, bien como animales de compañía o para otros fines (Kisling Jr, 2000). La dificultad de la captura y el posterior transporte, así como la rareza de determinadas especies, hacía que la obtención de un ejemplar de una especie exótica fuera un bien codiciado entre la realeza, y su posesión un sinónimo de gran estatus social, poder y autoridad. Por ejemplo, tener un león como mascota se consideraba un símbolo de inmenso poder (Hawkes, 1973).

El comercio de especies exóticas no fue algo único de Mesopotamia. Otros reinos vecinos como los hititas también comerciaron y mantuvieron animales exóticos en jardines y parques, aunque estas colecciones no llegaron al esplendor de las que se encontraban en las sociedades mesopotámicas (Collins, 1989).

1.4.2. Antiguo Egipto (2700-1087 a.C.)

La civilización egipcia comenzó con la unificación del bajo y alto Egipto dentro del reinado antiguo (2700-2200 a.C.). A este comienzo le siguieron varios episodios de unión y fragmentación a lo largo de los siglos que duró el imperio (Hawkes, 1973). La sociedad egipcia estaba estrictamente jerarquizada en diferentes clases sociales. En la cúspide más alta se situaba la realeza junto con el clero y la burguesía adinerada; la clase media la formaban los mercaderes y artesanos, mientras que la clase baja la constituían los trabajadores y, finalmente, los esclavos (Turchin & Gavrillets, 2009). La clase alta egipcia era conocida por coleccionar y poseer objetos considerados de gran valor, entre los que se encontraban numerosos animales exóticos (Kisling Jr, 2000). Coleccionar animales e intentar domesticarlos era una de las grandes pasiones de la cultura egipcia (Kisling Jr, 2000). Tener primates y aves como uso ornamental o como animales de compañía llegó a ser una afición muy popular en el nuevo Egipto (1786-

1087 a.C.), ya que anteriormente (sobre todo en el caso de las aves) se mantenían en cautividad para otros fines, como el consumo o el sacrificio en rituales (Decker, 1992). El imperio egipcio era conocido por comerciar numerosos materiales y víveres con otras culturas, como la Siria, la Mesopotámica y la Palestina. Este comercio incluía también animales. Productos de origen animal, como joyería, plumas, marfil y huesos eran comúnmente comerciados, al igual que ejemplares vivos, especialmente caballos, perros, primates y jirafas (Tyldesley, 1998).

1.4.3. Antiguas civilizaciones de India y China

Poco es conocido sobre el comercio y el mantenimiento de animales y especies exóticas en las civilizaciones antiguas que florecieron en el continente asiático, si bien existen algunos datos relativos a India y a China. La civilización Hindú que existió en torno al 2500-1500 a.C. era conocida por domesticar animales salvajes, entre ellos el elefante asiático (*Elephas maximus*). Esta especie cual era usada como animal de guerra (Kistler, 2007), en ceremonias religiosas, y como animal de trabajo en la industria maderera, trabajo que aún persiste al día de hoy al igual que su uso en ceremonias de carácter religioso (Somvanshi, 2006). Era también frecuente en la India contactar con otras civilizaciones como la Mesopotámica para el intercambio de materias primas y otros tipos de mercancías, entre las que se encontraban animales vivos (elefantes, tigres, rinocerontes, búfalos, pavos reales y pequeños primates, entre otras especies) y productos de origen animal como el marfil (Chandra, 1977; Allchin & Allchin, 1982).

China es otra de las regiones asiáticas que alcanzó un alto nivel de civilización. Se han encontrado datos que informan del comercio de animales y colecciones zoológicas en la dinastía Shang (1500-1000 a.C.) y en otros periodos de unificación (Kisling Jr, 2000). La gran mayoría del pueblo chino veía a la naturaleza y los animales que la habitaban con miedo y superstición. De hecho, los antiguos chinos veían a los animales traídos de otros países y ajenos a su fauna local como extraños. Eran considerados una amenaza, al igual que sucedía con respecto a otras civilizaciones como la Egipcia y la Mesopotámica, si bien ese tipo de supersticiones fue disminuyendo a lo largo de las dinastías posteriores (Kisling Jr, 2000).

El interés del pueblo por saber más sobre las especies exóticas no era muy elevado, centrándose únicamente en las especies autóctonas útiles para la medicina tradicional china (Kisling Jr, 2000). Sin embargo, los animales salvajes y exóticos sí llamaban el interés de la realeza y la clase adinerada, las cuales crearon las primeras reservas donde albergar colecciones de especies (nativas y exóticas). Así ocurrió desde la dinastía Zhou (1000 a.C-200 d.C), en cuyos parques se encontraban numerosas aves, tortugas acuáticas, ciervos, rinocerontes, tigres, elefantes y osos panda (Kisling Jr, 2000). Los animales eran capturados localmente o en otras regiones asiáticas, desde donde eran trasladados por medio de intermediarios (Kisling Jr, 2000). Los animales recluidos en las reservas eran utilizados para diversos fines, no solo de carácter ornamental. Algunos eran usados en espectáculos de tipo circense o en cacerías, mientras otros eran consumidos como alimento o sus partes eran empleadas como ingredientes para la medicina tradicional (Kisling Jr, 2000; Chaudhury & Rafei, 2001).

Los primeros registros datados sobre medicina tradicional en China se remonta a tiempos de la dinastía Shang. La filosofía de esta práctica está basada en el yinyangismo y comprende una amplia gama de prácticas entre las que se incluye la medicina herbal y animal, la acupuntura, el masaje y el ejercicio espiritual (Chaudhury & Rafei, 2001). Esta medicina ancestral se expandió al resto de regiones asiáticas, evolucionando de forma diferente en cada país hasta el día de hoy. Actualmente, es una de las medicinas alternativas a la occidental más importantes y con mayor aceptación, y ha ganado adeptos más allá de Asia (Hong & Roald, 2010).

1.4.4. El tráfico de especies en la antigua Grecia y el Imperio Romano (1100 a.C. - 476 d.C.)

Las sociedades greco-romanas existieron a la par de la Mesopotámica y la Egipticia, conquistando posteriormente a ambas (Garnsey *et al.*, 2015). A diferencia de otras civilizaciones, los griegos y especialmente los romanos tenían una visión práctica y autoritaria sobre la naturaleza, lo que conllevó a un gran avance en la comprensión del medio ambiente y de la flora y la fauna. Pero al mismo tiempo estas civilizaciones fueron causantes de una enorme degradación ambiental, debido a la agricultura extensiva, la deforestación y la minería. A ello se unió la captura descontrolada de una

gran diversidad de animales para espectáculos y cacerías privadas, lo que propició la práctica desaparición de numerosas especies en todo el territorio, salvándose las poblaciones que se situaban en las zonas más recónditas y de difícil acceso. La evidencia de la destrucción que estas civilizaciones causaron en la naturaleza se puede observar a día de hoy (Kisling Jr, 2000; Hughes, 2003).

En la antigua Grecia, la clase adinerada tenía gran interés por las especies exóticas que conocieron en sus viajes a otros territorios, lo que condujo a que poblaciones de especies diferentes fueran explotadas para ser vendidas como mascotas entre las clases de mayor estatus social. Entre las especies más cotizadas como animales de compañía se encontraban los erizos, varios tipos de aves, monos, mustélidos y serpientes no venenosas (Kisling Jr, 2000). También se capturaban y se mantenían especies de gran porte como leones y osos, abundantes en el territorio por aquella época, mientras que los tigres eran muy cotizados al ser difíciles de conseguir. No fue hasta la caída del imperio de Alejandro Magno y el resurgimiento del imperio romano que las especies exóticas pertenecientes a territorios lejanos conquistados en Asia se hicieron más comunes y empezaron a comerciarse en el imperio para diversos fines (Auguet, 1970; Hughes, 2003; Garnsey *et al.*, 2015). Los romanos capturaban de manera sistemática animales para exhibirlos, entrenarlos y sacrificarlos en las arenas dentro de los *Ludi*, juegos públicos celebrados para el entretenimiento del pueblo romano; concretamente en unos espectáculos denominados *venationes* (Kisling Jr, 2000; Hughes, 2003). Los *venationes* o "cazas", en los que las fieras eran enfrentadas entre sí, tenían mucha popularidad entre los romanos. Las luchas se establecían entre pares o grupos de animales, o bien entre éstos y cazadores humanos, los *venatores*, entrenados específicamente para ello. También en esta sección de los *Ludi* se lanzaban condenados a muerte, sin ningún tipo de protección, para que fueran ejecutados y devorados por las fieras en presencia del público (Auguet, 1970). Posteriormente se añadiría a las *venationes* otros espectáculos menos crueles, como la exhibición de animales entrenados para hacer acrobacias, en la arena, algo muy similar a los números circenses con animales que a día de hoy aún persisten, aunque cada vez más países están restringiendo o prohibiendo su práctica (Auguet, 1970; Havenstein, 2017; Wookey, 2017). Animales de todo tipo eran traídos desde todas las zonas recónditas del imperio (desde el Mediterráneo hasta la India) para satisfacer las necesidades de este espectáculo, estableciéndose un negocio muy rentable alrededor de él (Hughes, 2003).

Tras ser capturados, los animales eran introducidos en jaulas o cajones de madera y transportados, por mar y tierra, hacia Roma y otras ciudades donde se celebraban estos espectáculos. La mortalidad entre ellos en el tránsito hacia su destino era bastante elevada (Kisling Jr, 2000). Elefantes, rinocerontes, tigres, leones, leopardos, jabalíes, toros, avestruces e incluso focas son algunos ejemplos de las especies que se mostraron en las *venationes*, pudiendo llegar a morir en la arena cientos de animales en un solo día (Auguet, 1970). Se estima que durante toda la duración del imperio y únicamente en Roma, más de un millón de animales perecieron en el coliseo. Esta cifra se elevaría aún más con los *Ludi* celebrados en ciudades menores y con la de los animales que murieron durante el transporte (Hughes, 2003, 2015).

El resultado de esta enorme demanda fue la extinción y el declive de la biodiversidad de un área tras otra. Un ejemplo de ello fue el norte de África, donde especies que anteriormente fueron abundantes (como leones, elefantes, rinocerontes, cebras o hienas) desaparecieron o sus poblaciones fueron tan gravemente diezmadas que estas acabarían por extinguirse en tiempos posteriores (Hughes, 2003). Aún así, la demanda de animales para las *venationes* no fue la única causante del deterioro y la desaparición de sus poblaciones en la naturaleza. La captura de aves exóticas para ser vendidas como animales de compañía, los sacrificios religiosos, así como el comercio de marfil y el uso de animales para la guerra también jugaron un papel importante en este declive (Hughes, 2003).

1.5. La Edad Media (476-1453 d.C.)

Con la caída del Imperio Romano en el año 476 d.C., las *venationes* y los sacrificios de animales en rituales desaparecieron en Europa. Sin embargo, la realeza y la clase noble de aquella época solía mantener colecciones de animales exóticos en *ménageries*, término de origen francés cuya traducción en castellano sería similar al de "casa de fieras" (Kisling Jr, 2000). Sin embargo, la demanda de éstos en comparación con la que generaba el Imperio Romano era notablemente menor (van Uhm, 2016). Carlomagno (742-814) tuvo varias casas de fieras a lo largo de su reinado, donde eran exhibidas especies exóticas como elefantes, primates y aves rapaces. Sin embargo, la *ménagerie* más importante por tamaño e importancia de la colección fue, posiblemente, la que

estuvo instalada en la Torre de Londres, inaugurada, según se cree, por el rey Juan I en el año 1204 (van Uhm, 2016).

Era también común durante la Edad Media que animales salvajes, especialmente primates y osos, fueran entrenados para realizar acrobacias y viajaran junto con sus entrenadores y otros artistas reino por reino para ser exhibidos (van Uhm, 2016).

Además de animales vivos, era también muy importante el comercio de ciertos productos de origen animal. El marfil era muy apreciado, y procedía generalmente de África oriental y de India (Kisling Jr, 2000; van Uhm, 2016). Otros "falsos marfiles" como el de morsa (*Odobenus rosmarus*) también eran codiciados, y los proveedores eran generalmente los pueblos nórdicos localizados, principalmente, en Noruega, Groenlandia y Rusia (van Uhm, 2016; Star *et al.*, 2018). Al igual que el marfil, el comercio de pieles fue importante en la época medieval, no solo porque proveían calor durante los duros meses de invierno, sino también porque su posesión otorgaba un gran estatus entre la nobleza, especialmente si se trataban de especies exóticas, como el leopardo (*Panthera pardus*) y el guepardo (*Acinonyx jubatus*) (Salisbury, 2010; van Uhm, 2016).

1.6. La América precolombina (1428-1533 d.C.)

Las civilizaciones en América son tan antiguas como aquellas que se originaron en el Viejo Mundo, pero no alcanzaron su máximo esplendor hasta la época medieval (Kisling Jr, 2000). Se han encontrado indicios de comercio y cría de animales salvajes por determinadas civilizaciones mesoamericanas (Somerville *et al.*, 2010). En yacimientos arqueológicos correspondientes a la civilización de Paquimé (1200-1450 d.C.), localizada en lo que actualmente es el estado de Chihuahua (México), se han descubierto restos óseos de al menos 322 individuos de guacamayo macao (*Aras macao*), una psitácida cuyo rango de distribución más septentrional se encuentra a 500 km de Paquimé. Ello que sugiere que esta civilización tenía contacto y comerciaba con otras comunidades lejanas (Somerville *et al.*, 2010). Los análisis de isótopos de carbono y oxígeno realizados por Somerville *et al.* (2010) también sugirieron que los ejemplares mantenidos en cautiverio criaron activamente, por lo que existió la posibilidad de que el pueblo Paquimé pudiera comerciar con los ejemplares excedentes.

Posteriormente, de todas las civilizaciones que se originaron en el Nuevo Mundo, la civilización Azteca e Inca son, con toda probabilidad, las más grandes y poderosas que existieron (Kisling Jr, 2000). El imperio Azteca tuvo su máximo esplendor entre 1345 y 1521, y era conocido por poseer grandes jardines dentro de las ciudades más importantes, con pajareras con aves de todo tipo y color, mamíferos de mediano tamaño, así como diversas especies de peces en las fuentes de agua y reptiles (Kisling Jr, 2000). Los loros eran muy importantes en la cultura azteca, siendo capturados, comercializados y criados no sólo para ser mantenidos como animales de compañía, sino también como alimento y para utilizar sus plumas como productos decorativos en vestidos y otros objetos domésticos (Tella, 2011; Pires, 2012). En 1521, Hernán Cortés acabó conquistando el imperio Azteca, ya en decadencia, lo que condujo a la desaparición de todos los jardines y colecciones de animales salvajes que estos albergaban (Kisling Jr, 2000).

De la misma manera que los aztecas, los incas también albergaron animales salvajes en jardines, fundamentalmente en los palacios reales. Esto incluía, por ejemplo, mariposas, aves, grandes felinos, lagartos y serpientes (Kisling Jr, 2000). Era también popular mantener psitácidas y otras aves como mascotas. Al igual que ocurre con el imperio Azteca, se ha encontrado evidencia de posible comercio de aves exóticas en los mercados del imperio, así como de cría en cautividad (Tella, 2011).

1.7. Edad Moderna temprana (Siglos XVI al XVIII)

El comercio internacional de fauna escaló significativamente durante la entrada en la Edad Moderna, con la llegada del colonialismo y del imperialismo europeo durante la era de los descubrimientos (van Uhm, 2016). Las compañías mercantes fueron establecidas en Europa, las cuales se centraban en traer y llevar mercancías desde África, Asia y Sudamérica. Aunque estas compañías son más bien conocidas por el comercio de especias y de esclavos, también comerciaban animales exóticos y productos de origen animal (Cheyns, 2008). Avestruces, pingüinos, primates y ciervos eran exportados desde las colonias a Europa como un símbolo de poder y de la conquista de países lejanos y exóticos. La mayoría de estas especies eran destinadas a

casas de fieras y colecciones privadas (Kalof, 2007). Las *ménageries* públicas empezaron a construirse a finales de 1700 y principios de 1800, cuando anteriormente eran exclusivas únicamente de la realeza y de coleccionistas privados de alto estatus social (Kisling Jr, 2000). El incremento en el interés por la diversidad biológica de países lejanos entre la ciudadanía europea propició que dentro de muchas *ménageries* existieran los llamados *wunderkammer*, término alemán cuya traducción al castellano sería el de “cuartos de maravillas”, habitaciones en cuyo interior se mantenían colecciones de objetos extraños y extravagantes, entre los que se encontraban animales disecados, materiales de origen animal e incluso animales vivos (van Uhm, 2016). Además de las *ménageries* y otros espacios permanentes, los animales eran transportados de un país a otro para ser exhibidos en espectáculos itinerantes por toda Europa (Kalof, 2007). El mantenimiento de especies exóticas como mascotas pasó de ser un privilegio exclusivo de la nobleza a tener una enorme demanda dentro de la burguesía o la clase media acomodada. Esto provocó que la exportación de fauna exótica se incrementara notablemente con tal de abastecer a un nuevo sector consumidor, tendencia que se mantuvo durante toda la Edad Moderna (Kisling Jr, 2000). Las aves fueron muy cotizadas, y era frecuente usar plumas e incluso animales completos en sombreros y otro tipo de vestimentas (van Uhm, 2016). Los colmillos y otras partes del elefante eran también demandados, no solo como objetos de lujo para la clase adinerada, sino también como moneda de cambio en el negocio de la esclavitud en África occidental. El comercio internacional de fauna estuvo, por tanto, estrechamente ligado con el comercio de personas (van Uhm, 2016).

1.8. Edad Moderna tardía (Siglo XIX a la primera mitad del XX)

A partir de la época victoriana, no solo se importaron animales para coleccionistas privados de las clases media y alta, sino también con motivos científicos. El auge de la ciencia, la zoología y la historia natural, que coincidió con la teoría evolucionista de Darwin, hizo que hubiera un gran interés generalizado por la clasificación y el estudio de las especies consideradas exóticas (Simons, 2012). Los primeros circos y zoológicos modernos aparecieron por esta época, y animales de una gran diversidad de especies eran importados para llenar sus instalaciones (Hoage & Deiss, 1996; Kisling Jr, 2000). El término zoológico, parque zoológico o simplemente zoo se usó por primera vez en

1847, sustituyendo al de casa de fieras o *ménagerie*, aunque no se hizo popular hasta décadas posteriores (Hoage & Deiss, 1996; Loh *et al.*, 2018). Mientras que las *ménageries* representaban un símbolo de poder de la realeza y el simple coleccionismo de animales exóticos, los zoológicos abordaban algo más que la mera exhibición de especies (Hoage & Deiss, 1996). En términos generales, los zoológicos se autodefinían como centros de educación e investigación y, posteriormente, también de conservación, anteponiendo, en teoría, la ciencia al entretenimiento (Kisling Jr, 2000). La calidad de las instalaciones de los animales, así como su manejo por parte de cuidadores y veterinarios era mucho mejor en los jardines zoológicos que el que se daba en las casas de fieras (Loh *et al.*, 2018). Los zoológicos, más sofisticados y modernos, acabaron ganando en popularidad a las *ménageries*, especialmente con la cada vez mayor concienciación de la ciudadanía por el bienestar animal (Hoage & Deiss, 1996). Poco a poco, las *ménageries* terminaron desapareciendo, bien por reconversión o por el cierre de los mismos y posterior traslado de los animales a los zoos recién construidos (Kisling Jr, 2000).

1.9. El comercio de fauna en la actualidad

A principios del siglo XX, la revolución industrial tuvo como consecuencia una mejora de la tecnología y de las infraestructuras, lo que permitió transportar animales desde todas las regiones del mundo hasta los países de destino de forma más eficiente (Simons, 2012; van Uhm, 2016). Este fue el comienzo del comercio internacional especializado en especies tal como hoy se conoce.

La problemática medioambiental ligada a este comercio, inicialmente descontrolado, no fue tratada de forma institucional hasta el Convenio de Londres de 1933 sobre la Fauna y la Flora. Éste fue el primer acuerdo multilateral en el que se asumió que era necesario tomar medidas para poder controlarlo de alguna forma. Sin embargo, las medidas propuestas para restringir la exportación y la importación no prosperaron, en parte debido a los acontecimientos políticos de aquella época relativos a la descolonización (Sand, 1997). No sería hasta finales de los años 60 que esta materia empezara a ser analizada con gran interés por parte de la opinión pública y se empezaran a tomar las primeras medidas efectivas (McNeely, 2003; Núñez-Román, 2009).

1.9.1. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)

Fundada el 5 de octubre de 1948 en Fontainebleau, Francia, la UICN es la organización internacional dedicada a la conservación de los recursos naturales más antigua del mundo, y también la más grande. Cuenta actualmente con más 1.300 miembros gubernamentales y no gubernamentales, 13.000 expertos en seis comisiones y representación en más de 164 países (IUCN, 2012). La UICN es, a día de hoy, una de las autoridades mundiales en cuanto al estado de la naturaleza y los recursos naturales, cuya misión principal es la de influir, alentar y ayudar a conservar la integridad y biodiversidad de la naturaleza en las sociedades de todo el mundo, y de esta forma asegurar que el uso de los recursos naturales sea equitativo y ecológicamente sostenible (IUCN, 2018). Su papel ha sido fundamental para el desarrollo de gran parte de las leyes que regulan las relaciones entre gobiernos en el campo de la conservación, siendo la principal precursora en desarrollar una ley a nivel internacional para poder controlar el comercio de fauna y flora silvestres (IUCN, 2012).

1.9.2. La Octava Asamblea General de 1963

Durante el Octavo Congreso de la IUCN, que tuvo lugar en Nairobi, Kenia, en 1963, se discutió cómo la caza y el comercio descontrolado de animales silvestres en todo el mundo estaba afectando a numerosas especies, hasta tal punto que de seguir esa tendencia muchas de ellas podrían llegar a extinguirse en un periodo relativamente corto de tiempo (IUCN, 1964). Debido a esto, todas las partes participantes estuvieron de acuerdo en que era necesario crear un control internacional del comercio de animales salvajes para evitar su extinción, involucrando a todos los gobiernos mediante la legislación en sus respectivos países (IUCN, 2012).

En el congreso se destacaron varios grupos animales con gran demanda en aquella época, como las aves del paraíso por sus llamativas plumas, el leopardo y otros grandes felinos por sus pieles y trofeos de caza, las tortugas marinas por su carne y su caparazón, y el elefante para la obtención de marfil. También se puso de manifiesto cómo el comercio de cuerno de rinoceronte para su uso como ingrediente en medicina

tradicional en Asia estaba afectando a todas las especies de este grupo, especialmente las asiáticas, por lo que se recomendaba, por primera vez, acabar definitivamente tanto con la caza del rinoceronte como con el comercio de su cuerno en todo el mundo (IUCN, 1964).

1.9.3. El Convenio CITES

El Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, también conocido como Convenio de Washington o más comúnmente como CITES (<http://www.cites.es/> o <https://www.cites.org/>), es un tratado multilateral para proteger las plantas y animales en peligro, el cual fue redactado como resultado de la resolución adoptada en 1963 en la Asamblea General de la UICN. Fue firmado en 1973, entrando en vigor el 1 de julio de 1975 (Núñez-Román, 2009). Actualmente, CITES está formada por 183 países miembros o partes, si bien cuando se firmó el Convenio sólo la conformaban 10 (DLA PIPER, 2015; Jensen *et al.*, 2018). Su objetivo es asegurar que el comercio internacional de especímenes de animales y plantas silvestres no amenace la supervivencia de la especie en el medio silvestre, otorgando distintos grados de protección a más de 35.000 especies de animales y plantas (Blundell & Mascia, 2005). Dicho esto, es importante aclarar que el Convenio CITES no protege a la especie *per se*, sino que regula su comercio, reconociendo el derecho de cada país de utilizar los recursos naturales de una manera sostenible y rechazando la idea de grupos ecologistas que abogan por la prohibición total del uso y aprovechamiento de la naturaleza (Núñez-Román, 2009). CITES defiende, por tanto, la obligación de preservar la biodiversidad favoreciendo, al mismo tiempo, un desarrollo sostenible en torno a los recursos naturales (CITES, 1973; Núñez-Román, 2009). Esto no impide que los países miembros puedan tener legislaciones más restrictivas que la que aplica CITES para controlar de manera más efectiva el comercio, o que puedan incluso prohibir el comercio de una determinada especie o grupo de especies más allá de las restricciones de CITES, lo cual ha ocurrido, por ejemplo, para controlar la dispersión de enfermedades zoonóticas y de especies potencialmente invasoras (Núñez-Román, 2009; Cardador *et al.*, 2017; Reino *et al.*, 2017).

Para que CITES se aplique correctamente, todos los países parte deben de cumplir una serie de requisitos (DLA PIPER, 2015). El primero de ellos es que cada país debe designar una autoridad administrativa y científica a nivel nacional para aplicar CITES. El segundo es la prohibición total del comercio que viole los principios del propio Convenio. El tercero es la obligación de penalizar el comercio ilegal. Finalmente, el cuarto es la obligación de autorizar la confiscación de especímenes que hayan entrado en el país de forma ilícita (DLA PIPER, 2015).

No todos los países adheridos a CITES cumplen con todos los requisitos mencionados anteriormente. Es por ello que CITES también clasifica a las partes en función de su legislación (CITES, 2018a). Si se considera que las leyes de un país miembro cumplen con los cuatro requisitos mencionados, se incluye al país en la categoría 1. Los países en la categoría 2 cumplirían entre 1 y 3 de los 4 requerimientos, mientras que la legislación de los países en la categoría 3 no cumplen, generalmente, ninguno de los requisitos (CITES, 2018a).

1.9.4. CITES en España

España entró a formar parte del Convenio CITES el 16 de mayo de 1986, fecha en la cual firmó y se adhirió como miembro (Núñez-Román, 2009). Debido a ello, hubo que designar a los organismos encargados de aplicar correctamente el Convenio en el país. Como autoridad administrativa principal se designó al Servicio Oficial de Inspección, Vigilancia y Regulación de las Exportaciones (SOIVRE), que se encargaba de "garantizar el cumplimiento de la normativa y legislación en las operaciones de comercio exterior de determinadas mercancías asignadas a su competencia" (<http://www.soivre.org/HistoriaSoivre.asp>). Como autoridad científica se designó al antiguo Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), cuyas funciones son llevadas a cabo actualmente por la Dirección General de Calidad, Evaluación Ambiental y Medio Natural, perteneciente al Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO). Como autoridad administrativa, fue designado el Departamento de Aduanas e Impuestos Especiales, dependiente del entonces Ministerio de Economía y Hacienda. Actualmente, esta función la ejerce el Departamento de Aduanas e Impuestos Especiales de la

Agencia Estatal de la Administración Tributaria (AEAT) (Núñez-Román, 2009; CITES, 2018b).

1.9.5. El comercio ilegal, un problema medioambiental más allá de la legislación

El tráfico ilegal de animales, así como las rutas de comercio y las personas implicadas, son muy heterogéneos, y pueden variar notoriamente según la región, las políticas o las especies implicadas (Phelps *et al.*, 2016). Por ejemplo, en el caso de megafauna carismática (por ejemplo el furtivismo de elefantes y rinocerontes para el comercio ilegal de marfil y cuernos), así como de grandes felinos como el tigre y el león, está bien documentada la existencia de grandes mafias organizadas que actúan a nivel global. Tales mafias mantienen contactos tanto en los países de origen donde se ha llevado a cabo la caza ilícita del animal, como dentro de los países intermediarios y de destino final, pues la mercancía puede hacer diferentes escalas antes de llegar al consumidor (Phelps *et al.*, 2016). Para otros grupos taxonómicos afectados, como es el caso de las aves psitácidas y los pangolines, entre otros, la organización no es tan compleja y estructurada. En este caso, el núcleo organizativo se basa, generalmente, en varias familias cuyos miembros se reparten las tareas de captura, recolección, transporte y posterior venta, ya sea directamente al consumidor en el mercado local o a un intermediario (Rao *et al.*, 2011; Pires *et al.*, 2016).

La literatura sobre tráfico ilegal de especies sugiere, de forma insistente, que acabar con el comercio ilegal de fauna en todo el mundo requiere de implementar legislaciones más estrictas, tanto para restringir el comercio como para endurecer las penas para los implicados, las cuales pueden variar desde una multa económica considerable hasta duras penas de cárcel (Mauck, 2013; Challender & MacMillan, 2014; DLA PIPER, 2015). Pese a que los países en todo el mundo (especialmente los países miembros de CITES) están endureciendo cada vez más su legislación, el comercio ilegal sigue proliferando a un nivel alarmante (Nijman, 2009; Rosen & Smith, 2010).

En esta actividad entran en juego diversos factores, como elementos socio-económicos e incluso culturales que pueden ser impulsores de que el comercio ilegal siga creciendo (Challender & MacMillan, 2014; Challender *et al.*, 2014). Esto incluye la riqueza, la

pobreza y la corrupción en todos los niveles de la sociedad, lo cual dificulta la aplicación correcta de la ley (Smith & Walpole, 2005; Jackson, 2013; Bennett, 2015; Duffy *et al.*, 2016). Otro motivo mucho más controvertido parece estar vinculado con el ámbito cultural, ya sea por la búsqueda de estatus y poder social como por el uso de animales silvestres para elaborar ingredientes tanto en medicinas tradicionales como en rituales religiosos (Gray, 2004; Negi & Palyal, 2007; Baker *et al.*, 2013). Este tipo de ingredientes se usa en numerosos países en todos los continentes, pero la práctica más notoria desde el punto de vista cuantitativo es la medicina tradicional asiática, principalmente la medicina tradicional china, ya que, como se ha descrito en este mismo capítulo, en el apartado 1.4.3, es una de las medicinas alternativas más antiguas (Mucelli, 2011; Challender *et al.*, 2014). Más de 1.500 especies en todo el mundo, no solo aquellas cuyos rangos de distribución se circunscriben a Asia, son cazadas y comercializadas, tanto legal como ilegalmente, para la creciente demanda de la medicina tradicional asiática, que está atravesando fronteras y cada vez es más popular en los países occidentales (Alves & Rosa, 2005; Ashwell & Walston, 2008; Meng *et al.*, 2012). Es por ello de especial importancia estudiar en mayor profundidad no solo la tipología de las especies más demandadas y sus productos asociados (la inmensa mayoría desconocidos para la ciudadanía), sino también cuáles son los principales motivos que alimentan este ilícito negocio en todo el mundo. De esta forma, será mucho más sencillo reorientar los esfuerzos institucionales para combatir con mayor eficiencia el comercio ilegal de animales más allá de la aplicación de la legislación.

2. Objetivos

La presente tesis doctoral pretende hacer un recorrido por las diferentes problemáticas del comercio internacional de fauna, tanto desde un punto de vista de conservación como socioeconómico y cultural. Aunque gran parte del trabajo está enfocado en el ámbito ilegal, la presente tesis también aborda las consecuencias que el comercio legal puede acarrear dentro de los países demandantes, centrándose en la introducción de especies invasoras. Dicho esto, los objetivos concretos de la presente tesis doctoral son los siguientes:

1. Identificar las principales especies y grupos de taxones que son objeto de captura y venta ilegal en el mundo, con objeto de identificar aquellas especies que por su precario estado de conservación se ven afectadas por estas prácticas delictivas.
2. Determinar qué tipo de productos derivados de animales (aparte de ejemplares vivos) son comercializados ilegalmente, y cuáles son los principales usos por los que se demandan.
3. Analizar cómo ha evolucionado la tendencia del tráfico ilegal de animales silvestres a nivel mundial a lo largo del periodo de estudio (1996-2012).
4. Identificar qué países se involucran en la captura/recolección de los animales, cuáles actúan como intermediarios y cuáles son los principales demandantes, para poder de esta forma establecer cuáles son las principales rutas utilizadas por las redes internacionales que controlan el mercado del tráfico ilegal de fauna.
5. Identificar patrones de distribución comunes (corotipos) entre los grupos de taxones más demandados en relación con el conjunto de países en los que éstos son capturados o criados ilegalmente, así como analizar si entre los países importadores existen similitudes en relación con el origen geográfico de los taxones que demandan.
6. Estudiar qué factores socioeconómicos y culturales podrían motivar que determinados países actúen como exportadores, importadores o ambos, en relación con la fauna africana y con la fauna mundial.
7. Medir la potencialidad socio-económica de los diferentes países del mundo para verse involucrados en el comercio ilegal de fauna.
8. Observar cómo el comercio legal internacional de fauna favorece a la introducción de potenciales especies invasoras dentro de un determinado país, poniendo el ejemplo de dos especies de aves psitácidas en España: la cotorra argentina (*Myopsitta monachus*) y la cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*).

BIBLIOGRAFÍA

- Agarwal P. (2015) A Global Challenge : The Illegal Wildlife Trade Chain. *Journal of Commerce & Trade*, **10**, 7–14.
- Allchin B. & Allchin F.R. (1982) *The rise of civilization in India and Pakistan*. Cambridge University Press, USA.
- Alves R.R. & L Rosa I.L. (2005) Why study the use of animal products in traditional medicines? *Journal of Ethobiology and Ethnomedicine*, **1**, 5.
- Ashwell D. & Walston N. (2008) An overview of the use and trade of plants and animals in traditional medicine systems in cambodia. TRAFFIC Southeast Asia, Vietnam.
- Atran S. (1993) *Cognitive Foundations of Natural History: Towards an Anthropology of Science*. Cambridge University Press, New York.
- Auguet R. (1970) Cruauté et civilisation. Les jeux romains. *Revue archéologique du Centre de la France* pp. 320–321. Ediciones Orbis, S.A., France.
- Auliya M., Altherr S., Ariano-Sanchez D., Baard E.H., Brown C., Brown R.M., Cantu J.-C., Gentile G., Gildenhuis P., Henningheim E., Hintzmann J., Kanari K., Krvavac M., Lettink M., Lippert J., Luiselli L., Nilson G., Nguyen T.Q., Nijman V., Parham J.F., Pasachnik S.A., Pedrono M., Rauhaus A., Córdova D.R., Sanchez M.-E., Schepp U., van Schingen M., Schneeweiss N., Segniagbeto G.H., Somaweera R., Sy E.Y., Türkozan O., Vinke S., Vinke T., Vyas R., Williamson S. & Ziegler T. (2016) Trade in live reptiles, its impact on wild populations, and the role of the European market. *Biological Conservation*, **204**, 103–119.
- Baker S.E., Cain R., van Kesteren F., Zommers Z.A., D’Cruze N. & MacDonald D.W. (2013) Rough trade: animal welfare in the global wildlife trade. *BioScience*, **63**, 928–938.
- Bennett E.L. (2015) Legal ivory trade in a corrupt world and its impact on African elephant populations. *Conservation Biology*, **29**, 54–60.
- Berlin B. (1973) Folk Systematics in Relation to Biological Classification and Nomenclature. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **4**, 259–271.

- Berlin B., Breedlove D.E. & Raven P.H. (1973) General principles of classification and nomenclature in folk biology. *American Anthropologist*, **75**, 214–242.
- Blundell A.G. & Mascia M.B. (2005) Discrepancies in Reported Levels of International Wildlife Trade. *Conservation Biology*, **19**, 2020–2025.
- Cardador L., Lattuada M., Strubbe D., Tella J.L., Reino L., Figueira R. & Carrete M. (2017) Regional Bans on Wild-Bird Trade Modify Invasion Risks at a Global Scale. *Conservation Letters*, **10**, 717–725.
- Challender D., Wu S.B., Nijman V. & MacMillan D.C. (2014) Changing behavior to tackle the wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 203–203.
- Challender D.W.S. & MacMillan D.C. (2014) Poaching is more than an Enforcement Problem. *Conservation Letters*, **7**, 484–494.
- Chandra M. (1977) *Trade and Trade Routes in Ancient India*. Shakti Malik, Abhinav Publications, New Delhi.
- Chaudhury R.R. & Rafei U.M. (2001) *Traditional Medicine in Asia*. SEARO Regional Publications, New Delhi.
- Cheyns M. (2008) Zeeuwse schepen voor Azië: het scheepsbouwbedrijf van de kamer Zeeland van de VOC in de eerste helft van de 18de eeuw. Universiteitsbibliotheek Gent.
- CITES (1973) Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. Available at: <https://www.cites.org/sites/default/files/esp/disc/CITES-Convention-SP.pdf> (accedido el 5-11-2013).
- CITES (2018a) Status of legislative progress for implementing CITES (Updated July 2018). Available at: <https://cites.org/legislation> (accedido el 20-07-2018)
- CITES (2018b) Autoridad Administrativa Principal. Available at: <http://www.cites.es/es-ES/autoridadesenespana/Paginas/Autoridad-administrativa-principal.aspx> (accedido el 20-07-2018).
- Clark G. & Piggott S. (1965) *Prehistoric Societies*. Hutchinson, London.

- Clutton-Brock J. (1981) *Domesticated animals from early times*. University of Texas Press; London: British Museum (Natural History).
- Collins B.J. (1989) *The representation of wild animals in Hittite texts*. Yale University, New Haven, CT.
- Dance S.P. (1986) *A history of shell collecting*. Brill Academic Pub.
- Decker W. (1992) *Sports and games of ancient Egypt*. Yale University Press.
- DLA PIPER (2015) Empty threat 2015: Does the law combat illegal wildlife trade? A review of legislative and judicial approaches in fifteen jurisdictions. DLA PIPER, United Kingdom.
- Driscoll C.A. & Macdonald D.W. (2010) Top dogs: wolf domestication and wealth. *Journal of Biology*, **9**, 10.
- Duffy R., St John F.A. V., Büscher B. & Brockington D. (2016) Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conservation Biology*, **30**, 14–22.
- Faul H. & Faul C. (1983) *It Began With A Stone. A History of Geology from the Stone Age to the Age of Plate Tectonics*. Wiley-Interscience (No. 550 F3).
- Garnsey P., Saller R.P., Elsner J. & Hirt Raj M. (2015) *The Roman empire: economy, society and culture*. University of California Press, Oakland, California.
- Gray D. (2004) Asia's wildlife hunted for China's appetite: beliefs about health and sex drive the destruction. Available at: http://www.nbcnews.com/id/4585068/ns/us_news-environment/t/asias-wildlife-hunted-chinas-appetite/#.V3Kc7vmLSUk (accedido el 12-04-2018).
- Hastie J. & McCrea-Steele T. (2014) Wanted - Dead or Alive: Exposing Online Wildlife Trade. *IFAW: International Fund for Animal Welfare*. London.
- Havenstein J. (2017) Animals in circuses. Overview about the legal situation in Germany. *dA. Derecho Animal: Forum of Animal Law Studies*, **8**, 1-5.
- Hawkes J. (1973) *The first great civilizations; life in Mesopotamia, the Indus Valley and Egypt*. Hutchinson, New York.
- Hoage R.J. & Deiss W.A. (1996) *New Worlds, New Animals: From Menagerie to*

Zoological Park in the Nineteenth Century. Johns Hopkins University Press, Maryland.

Hong E.H.S. & Roald P.B. (2010) *When the West meets the East: Traditional Chinese Medicine from the perspective of Western Medicine: A literature review and personal observational pilot study*. Oslo University Hospital – The Norwegian Radium Hospital.

Hughes D. (2015) Rebuilding a Roman death trap: Ancient machine that carried animals into Rome's Colosseum reconstructed by archaeologists. *The Independent*. Available at: <https://www.independent.co.uk/news/world/europe/rebuilding-a-roman-death-trap-ancient-machine-that-carried-animals-into-romes-colosseum-10302086.html> (accedido el 5-09-2018).

Hughes J.D. (2003) Europe as Consumer of Exotic Biodiversity: Greek and Roman times. *Landscape Research*, **28**, 21–31.

IUCN (1964) Huitième Assemblée Générale Eighth General Assembly. Nairobi, Kenya, September 1963. *The IUCN Red List of Threatened Species*, Suisse.

IUCN (2012) A Review of the Impact of IUCN Resolutions on International Conservation Efforts. *International Union For Conservation Of Nature*, Gland.

IUCN (2018) Breve historia de la UICN. Available at: <https://www.iucn.org/es/acerca-de-la-uicn/union/breve-historia-de-la-uicn> (accedido el 4-10-2018).

Jackson T.I.M. (2013) Ivory Apocalypse. *Africa Geographic*, 32–57.

Jensen T.J., Auliya M., Burgess N.D., Aust P.W., Pertoldi C., & Strand J. (2018) Exploring the international trade in African snakes not listed on CITES: highlighting the role of the internet and social media. *Biodiversity and Conservation*, **28**(1), 1–19.

Kalof L. (2007) *Looking at animals in human history*. Reaktion Books, London.

Kisling Jr V.N. (2000) *Zoo and Aquarium History: Ancient Animal Collections To Zoological Gardens*. Kisling, V.N., Jr. (Ed.), USA.

Kistler J.M. (2007) *War elephants*. University of Nebraska Press, USA.

Lévi-Strauss C. (1962) The Science of the Concrete. *The Savage Mind* pp. 157–174. Librarie Plon, Paris.

- Loh T.L., Larson E.R., David S.R., de Souza L.S., Gericke R., Gryzbek M., Kough A.S., Willink P.W., & Knapp C.R. (2018) Quantifying the contribution of zoos and aquariums to peer-reviewed scientific research. *FACETS*, **3**, 287–299.
- Mauck G. (2013) Wildlife Legislation in Sub-Saharan Africa : Criminal Offences. 1–101.
- McNeely J.A. (2003) CITES en el Mundo. *Boletín Oficial de las Partes Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES)*, Gland, Suiza.
- Meng X., Liu D., Feng J. & Meng Z. (2012) Asian Medicine: Exploitation of Wildlife. *Science*, **335**, 1168.
- Mrosovsky N. (2000) Endangered Species Threatened Convention: The Past, Present and Future of CITES, the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. *Marine Turtle Newsletter*, **88**, 202.
- Mucelli A. (2011) Relevance of Western Medicine and TCM in the Chinese and European Markets: An Overview. *Healthcare Policies and Systems in Europe and China* pp. 3–9.
- Negi C.S. & Palyal V.S. (2007) Traditional Uses of Animal and Animal Products in Medicine and Rituals by the Shoka Tribes of District Pithoragarh, **1**, 47–54.
- Nijman V. (2009) An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 1101–1114.
- Núñez-Román M. (2009) Convenio CITES: su relevancia en el contexto de comercio y medio ambiente. *Boletín Económico de ICE*, **2975**, 25–33.
- Oldfield S. (2003) *The Trade in Wildlife: Regulation for Conservation*. Earthscan Publications Ltd, London.
- Phelps J., Biggs D. & Webb E.L. (2016) Tools and terms for understanding illegal wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **14**, 479–489.
- Pires S.F. (2012) The illegal parrot trade : a literature review. *Global crime*, **13**, 37–41.
- Pires S.F., Schneider J.L. & Herrera M. (2016) Organized crime or crime that is organized? The parrot trade in the neotropics. *Trends in Organized Crime*, **19**, 4–

- Rao M., Zaw T., Htun S. & Myint T. (2011) Hunting for a Living: Wildlife Trade, Rural Livelihoods and Declining Wildlife in the Hkakaborazi National Park, North Myanmar. *Environmental Management*, **48**, 158–167.
- Reino L., Figueira R., Beja P., Araújo M.B., Capinha C. & Strubbe D. (2017) Networks of global bird invasion altered by regional trade ban. *Science Advances*, **3**, e1700783.
- Rosen G.E. & Smith K.F. (2010) Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, **7**, 24–32.
- Salisbury J. (2010) *The Beast Within: Animals in the Middle Ages*. Routledge, London.
- Sand P.H. (1997) Commodity or Taboo? International Regulation of Trade in Endangered Species. *Green globe yearbook* pp. 19–36.
- Silva J.P., Toland J., Eldridge J., Nottingham S. & Travagnin C. (2018) *Life & Wildlife Crime*. EU Publications, Luxembourg.
- Simons J. (2012) *The tiger that swallowed the boy: exotic animals in Victorian England*. Libri Publishing, Oxford.
- Smith R.J. & Walpole M.J. (2005) Should conservationists pay more attention to corruption? *Oryx*, **39**, 251–256.
- Somerville A.D., Nelson B.A. & Knudson K.J. (2010) Isotopic investigation of pre-Hispanic macaw breeding in Northwest Mexico. *Journal of Anthropological Archaeology*, **29**, 125–135.
- Somvanshi R. (2006) Veterinary Medicine and Animal Keeping in Ancient India. *Asian Agri-History*, **10**, 133–146.
- Star B., Barrett J.H., Gondek A.T., & Boessenkool S. (2018) Ancient DNA reveals the chronology of walrus ivory trade from Norse Greenland. *Proceedings. Biological sciences*, **285**, 289165.
- Tella J.L. (2011) The Unknown Extent of Ancient Bird Introductions. *Ardeola*, **58**, 399–404.
- Turchin P. & Gavrillets S. (2009) Evolution of Complex Hierarchical Societies. *Social*

Evolution & History, **8**, 167–198.

Tyldesley J.A. (1998) *Hatchepsut: the female pharaoh*. Penguin, London.

Ucko P.J. & Dimbleby G.. (1969) *The Domestication and Exploitation of Plants and Animals*. Routledge, Chicago.

van Uhm D.P. (2016) *The Illegal Wildlife Trade: Inside the World of Poachers, Smugglers and Traders*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland.

Williams T.L. (1956) *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. University of Chicago Press, London.

Wittemyer G., Northrup J.M., Blanc J., Douglas-Hamilton I., Omondi P. & Burnham K.P. (2014) Illegal killing for ivory drives global decline in African elephants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **111**, 13117–21.

Wookey O.A. (2017) Wild Animals in Circuses: The Inadequacy of Current Legislative Welfare Protection and the Need for Implementing a Total Ban. *dA. Derecho Animal: Forum of Animal Law Studies*, **8**, 7.

Wyler L. & Sheikh P. (2013) International illegal trade in wildlife: Threats and US policy. *CSR Report for Congress, USA*.

Zeuner F.E. (1963) *A history of domesticated animals*. London: Hutchinson & Co. (Publishers) Ltd., London.

CAPÍTULO 2

MATERIAL Y MÉTODOS GENERALES



Ejemplares de caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) decomisados por el Seprona en Málaga en el año 2016. Fuente: Aula del Mar.

2. MATERIAL Y MÉTODOS GENERALES

La presente tesis doctoral es muy heterogénea en lo que respecta a los aspectos metodológicos. Por ello, cada uno de los capítulos siguientes cuenta con una descripción detallada de los métodos empleados para llevar a cabo sus objetivos específicos. En este capítulo se describe tan solo la base de datos utilizada como principal fuente de información en los capítulos 3, 4 y 5 de la presente tesis doctoral.

TRAFFIC Bulletin: Seizures and Prosecutions

TRAFFIC, the wildlife trade monitoring network, es la organización no gubernamental líder en trabajar de forma global en el comercio internacional de flora y fauna, tanto legal como ilegal. Su misión se centra en el contexto de la conservación de la biodiversidad, así como en el del desarrollo sostenible (<https://www.traffic.org/>).

Esta organización publica una revista bianual llamada *TRAFFIC Bulletin*, que es considerada actualmente la única especializada en la problemática del comercio de vida silvestre. La publicación ofrece las últimas noticias sobre temas clave del comercio de fauna y flora, presentando documentos originales de expertos en sus campos, así como una sección denominada *Seizures and Prosecutions* (Decomisos y Enjuiciamientos) que proporciona información sobre una selección de las incautaciones y decomisos más importantes que han tenido lugar en el mundo y que fueron reportados a TRAFFIC por medio de fuentes externas, por ejemplo de noticias de periódicos o informes publicados por las autoridades de cada país. La revista es gratuita, y sus números pueden descargarse en el siguiente enlace: <https://www.traffic.org/bulletin/>. Aproximadamente cada tres años, la selección de decomisos y enjuiciamientos es compilada en una serie de libros titulados *TRAFFIC Bulletin: Seizures and Prosecutions*. Los capítulos de la presente tesis centrados en el análisis del tráfico ilegal de especies (es decir, todos excepto el capítulo 6) se basan en los datos del libro publicado en 2012 (TRAFFIC, 2012), que recoge los decomisos más importantes que tuvieron lugar entre enero de 1996 (fecha del boletín más antiguo publicado) y octubre de 2012. Durante el proceso de realización de esta tesis, TRAFFIC ha publicado en su página web libros que recogen información más actualizada, con datos que alcanzan hasta octubre de 2017. Estos datos no han sido analizados debido a que el esfuerzo y el tiempo necesarios para procesar la información y actualizar los resultados obtenidos superaban las posibilidades del

calendario asociado a esta tesis doctoral. Si bien los resultados expuestos en los capítulos siguientes se centran en el periodo entre 1996 y 2012, está previsto trabajar posteriormente en la actualización de los datos y en su procesamiento analítico, con el fin de comprobar si la evolución del comercio ilegal de especies en los últimos seis años ha mantenido la misma tendencia o si, en cambio, evoluciona según nuevos parámetros desde las perspectivas descriptiva y explicativa.

TRAFFIC Bulletin: Seizures and Prosecutions se divide en varios volúmenes; cada uno de ellos correspondiente a un año. En todos los volúmenes, los casos se organizan en orden alfabético según el país donde ha tenido lugar el decomiso, y secundariamente en función de la fecha del mismo. Cada caso va acompañado de la/s fuente/s original/es a partir de la/s que fue reportado (noticias de periódicos, informes facilitados por diferentes entidades, aduanas, y otras). La calidad de la descripción de cada intervención varía notoriamente según el año y el país, siendo los boletines más recientes los que presentan generalmente datos más completos. Un caso estándar dentro del libro enumera: 1) las especies de las que se han decomisado ejemplares (nombre común y científico), o en su defecto la familia o el género; 2) si estas especies están recogidas en algunos de los apéndices CITES; 3) la cantidad de ejemplares intervenidos (número de ejemplares o unidades de peso); y 4) el tipo de mercancía decomisada (animales vivos o derivados). En caso de conocerse la ruta seguida, o bien la prevista antes del decomiso, se especifica el país de origen (lugar donde se capturaron/criaron ilícitamente los especímenes), el país de procedencia del cargamento (que puede ser igual o no al origen, ya que se refiere al lugar donde fue depositado en el medio de transporte en que se produjo el decomiso), y el país de destino, donde la mercancía habría sido trasladada en caso de no ocurrir el decomiso. En algunas ocasiones también se especifica el motivo para el que esas especies fueron enviadas (por ejemplo mascotas exóticas, medicina tradicional, uso ornamental, o consumo como alimento). Además de los datos antes mencionados, el reporte puede venir acompañado de información relevante adicional, por ejemplo la forma como actuaron las entidades que intervinieron en el decomiso, cómo fue encontrada la mercancía (por ejemplo dentro de una maleta, en un contenedor fraudulentamente etiquetado, mezclada con otro tipo de materiales, escondida en el interior de la vestimenta de una o varias personas), y el destino final de los animales afectados (en el caso de ejemplares vivos, si fueron devueltos a su hábitat

natural o si fueron reubicados en zoológicos o centros de rescate para tal fin; en el caso de productos derivados, si fueron destruidos o depositados en algún lugar).

Con la información proporcionada por este libro, se ha construido una base de datos en cuyos registros se ha anotado la siguiente información:

- Año en que tuvo lugar el decomiso.
- Apéndice CITES.
- Anexo de la Comisión Europea: Recoge los apéndices CITES y otras especies no protegidas por el convenio.
- Categoría taxonómica a la que pertenece el animal (Clase, Familia, Género y Especie).
- Nombre científico y común de la especie (o en su caso, género o familia).
- Categoría en la Lista Roja de la UICN.
- Tipo de mercancía decomisada: Ejemplares vivos, marfil, huesos, etc. Este dato se ha clasificado según las directrices que emplea CITES en un total de 47 categorías diferentes (CITES, 2013).
- Número de ejemplares o cantidad de material intervenido. Algunos productos de origen animal vienen reflejados en unidades de peso, como es el caso del marfil (ya sea tallado o en bruto), los fragmentos de individuos o de huesos, las escamas en el caso del pangolín, y los cuernos de rinoceronte. En otras ocasiones se proporciona el número de individuos o de unidades: especímenes vivos, pieles completas o parciales, vestimentas, huevos (viables o no), cuernos, cráneos y huesos completos.
- Si los ejemplares decomisados eran especímenes vivos o no.
- País de origen: País donde se capturó/crió ilícitamente la/s especie/s afectada/s
- País de procedencia: País del cual procedía la mercancía incautada. Puede ser el mismo país de origen o un país intermediario.
- País de decomiso: País donde se produjo la intervención.
- País de destino: País al cual iba destinada la mercancía

- Destino final previsto: venta de mascotas, zoológicos, uso en la medicina tradicional en países asiáticos, para consumo humano o por motivos ornamentales.

En total se registraron unos 2.471 casos, en los que se vieron involucradas 539 especies. El capítulo 3 de la tesis recoge el listado de todas las especies que se han registrado, mientras que para los capítulos 4 y 5 se han seleccionado únicamente los 42 grupos de taxones de vertebrados con más casos y con datos conocidos de país de captura y destino (para más detalles, consúltese el **apéndice 4** y el **capítulo 5**).

BIBLIOGRAFÍA

Traffic (2012) *TRAFFIC Bulletin. Seizures And Prosecutions: March 1997 – October 2012*.

CAPÍTULO 3

PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DEL COMERCIO ILEGAL DE FAUNA A ESCALA GLOBAL



Fuente: Seprona

RESUMEN

El comercio ilegal de fauna (CIF) es una de las principales actividades que ponen en peligro la biodiversidad, e intentar monitorizar su seguimiento a escala global entraña muchas dificultades. Por ello es de gran importancia cualquier información que los países puedan ofrecer con objeto de obtener una visión más precisa y así actuar en consecuencia. En el presente estudio se han recogido datos de las incautaciones más importantes acontecidas entre los años 1996 y 2012, reportadas por 77 países de todo el mundo. Se han anotado la especie, el tipo de mercancía, la cantidad decomisada y la categoría de amenaza. Los resultados ponen de manifiesto que más de la mitad de las especies incautadas (63%) corresponden a aves y reptiles, seguidas por los mamíferos (22%). El 15% restante está constituido por especies de otros grupos. En cuanto a cantidad de animales vivos incautados, el 56% corresponde a reptiles, seguido en orden decreciente por peces (27%), aves (7%), otros grupos animales (7%) y mamíferos (3%). Durante el periodo de estudio se aprecia un aumento significativo de los decomisos de mamíferos, moluscos y peces, mientras que para las aves la tendencia es decreciente. En el caso de los reptiles no se aprecian variaciones significativas. En el periodo analizado se observa un aumento de las incautaciones, a través de las cuales se registraron especies clasificadas en las tres categorías de mayor amenaza por la IUCN (Vulnerable, En Peligro y en Peligro Crítico). Dicho incremento ha sido significativo: en el caso de los mamíferos, para las tres categorías de amenaza analizadas conjuntamente y también por separado; en el caso de los reptiles, para la categoría En Peligro; y con respecto a los peces y los moluscos, para las tres categorías conjuntamente y para la categoría En Peligro en particular). Este estudio pone de manifiesto como el CIF afecta a una gran cantidad de especies, desde megafauna hasta insectos, siendo particularmente vulnerables las especies más amenazadas.

INTRODUCCIÓN

El comercio ilegal de fauna (CIF) es una de las mayores amenazas para la biodiversidad y la conservación en todo el mundo (Challender *et al.*, 2014; Phelps *et al.*, 2016), y monitorizar esta problemática a nivel mundial entraña muchas dificultades (Wittemyer *et al.*, 2014). Cada año, cientos de intervenciones e incautaciones son realizadas por todo el mundo contra el tráfico ilegal, en el cual se decomisa una enorme variedad de animales vivos y derivados (Rosen & Smith, 2010). El análisis de estas incautaciones, que son reportadas por diferentes países, pueden proporcionar información muy valiosa sobre las posibles rutas de comercio, sobre las especies que actualmente son más comercializadas de forma ilegal, y el tipo de mercancía que se demanda. Ello podría ayudar a las autoridades competentes a tomar medidas de acción más eficaces para combatir este crimen contra la fauna de una manera más efectiva (Chan *et al.*, 2015).

Sin embargo, pese a que los controles aduaneros son cada vez más rigurosos en muchos países, se estima que sólo un pequeño porcentaje de la fauna que entra de forma ilegal es detectada, haciendo que sea dificultoso saber a ciencia cierta el volumen real en cifras (Rosen & Smith, 2010; WWF/Adena, 2018). Debido a esto, los datos de los que se dispone son incompletos, y son precisamente los registros que recogen los decomisos dentro de cada país los únicos datos de los que se dispone actualmente para llegar a entender el alcance del CIF (Rosen & Smith, 2010).

TRAFFIC: The wildlife Monitoring Network, es una de las ONGs que actualmente se ha comprometido en asegurar que el comercio internacional de especies no suponga una amenaza para la conservación (Zain, 2018). Ésta colabora con otras entidades como la UICN y CITES para llevar a cabo estudios sobre el tráfico ilegal y recomendar acciones para promover el comercio de una manera sostenible y responsable (para más información sobre esta entidad y los informes que realiza, consúltase el **capítulo 2**). Pese a la restricción sobre la verdadera escala que puede alcanzar el CIF, la información que estas organizaciones pueden llegar a proporcionar es la más completa y precisa hasta la fecha (Rosen & Smith, 2010).

Informes exhaustivos que documenten la tipología del CIF a nivel internacional no ocurrieron hasta tiempos relativamente recientes, cuando Roser y Smith (2010) evaluaron a través de datos procedentes de TRAFFIC la magnitud y escala del CIF hasta mediados de 2008. Sin embargo, Roser y Smith se centraron exclusivamente en describir la tipología de la mercancía decomisada en diferentes partes del mundo y su destino final, sin llegar a abordar análisis más profundos, como la evolución de las tendencias de las intervenciones realizadas, así como otros factores como el posible aumento de demanda de especies en peligro de extinción.

Debido a ello, el presente capítulo continúa el trabajo realizado por Rosen y Smith, analizando de una manera descriptiva las intervenciones más importantes de fauna silvestre reportadas por la entidad TRAFFIC en todo el mundo a lo largo de 16 años. Se pretende conocer qué grupos de especies son los más demandados, tanto a través de especímenes vivos como de partes de animales. Además, se analiza si hay una tendencia positiva del comercio de especies amenazadas a lo largo del periodo de estudio. Se presta especial atención a si existe una demanda significativa de especies dentro de las tres mayores categorías de amenaza de la lista roja de la UICN, tanto en términos generales como dentro de los grupos de taxones más importantes.

MATERIAL Y MÉTODOS

Recopilación de datos

Se ha recopilado información sobre las intervenciones más importantes reportadas en todo el mundo a través de TRAFFIC entre los años 1996 y 2012 (TRAFFIC, 2012). Los datos recogidos han sido: 1) especies decomisadas; 2) rutas de comercio (países de origen, intermediario y de destino); 3) tipología de la mercancía intervenida (especímenes vivos o productos animales); 4) cantidad decomisada; 5) categorías de amenaza de cada especie según los criterios de la UICN (UICN, 2012; Subcomité de Estándares y Peticiones de la UICN, 2017). Las categorías de amenaza para cada especie han sido obtenidas a través de la página web de La Lista Roja, consultando cada ficha individualmente (<https://www.iucnredlist.org/>). La UICN divide a las especies en diferentes categorías según su estado de conservación. Las especies amenazadas de extinción se clasifican en tres categorías: Vulnerable (VU), En Peligro (EN) y En

Peligro Crítico (CR); mientras que las especies consideradas como riesgo bajo de extinción se dividen a su vez en dos categorías: Preocupación Menor (LC) y Casi Amenazada (NT). Las especies de las cuales no se puede saber a ciencia cierta su estado de conservación debido a la escasez de datos se las categoriza como Datos Insuficientes (DD). Para más información sobre TRAFFIC y el trato dado a esta base de datos, consúltese el **capítulo 2**.

Análisis estadísticos

Para determinar las características del CIF durante el periodo de estudio, la información recopilada se ha analizado de manera descriptiva o exploratoria. Para ello se ha utilizado la aplicación de hojas de cálculo Excel. Mediante el empleo de tablas dinámicas, se ha filtrado la información referente a los taxones decomisados que fueron reportados en cada país, el número de taxones decomisados (diferenciando entre ejemplares vivos y partes de animales), y el número de casos reportado cada año para las clases más importantes, dividido a su vez en categorías de amenaza. Esta información ha sido representada mediante gráficos de tendencia, histogramas y gráficos circulares. Todos los gráficos han sido editados posteriormente mediante el programa CorelDRAW X6.

Para analizar si hubo una tendencia significativamente positiva o negativa del número de decomisos a lo largo del periodo de estudio, se han hecho análisis de regresión lineal simple mediante el software estadístico IBM SPSS Statistics 22.0. Las tendencias se han analizado de dos formas diferentes: por grupos de taxones, tanto de forma conjunta como por separado; concretamente mamíferos, aves, reptiles y otros (anfibios, peces, moluscos, artrópodos y antozoos) y por categorías de amenaza, que también se analizaron de forma conjunta y por separado; concretamente para las especies catalogadas como "VU", "EN" y "CR" según la UICN.

RESULTADOS

Número de especies reportadas por países

Se han recopilado un total de 2.471 decomisos reportados entre 1996 y 2012, en 77 países en los que fueron intervenidos un total de 539 especies (figura 3.1). Reino Unido

fue el país que más incautaciones por especie reportó, seguido de EE.UU, Malasia, Tailandia y China. España se situó en el puesto 22, con 16 especies reportadas.

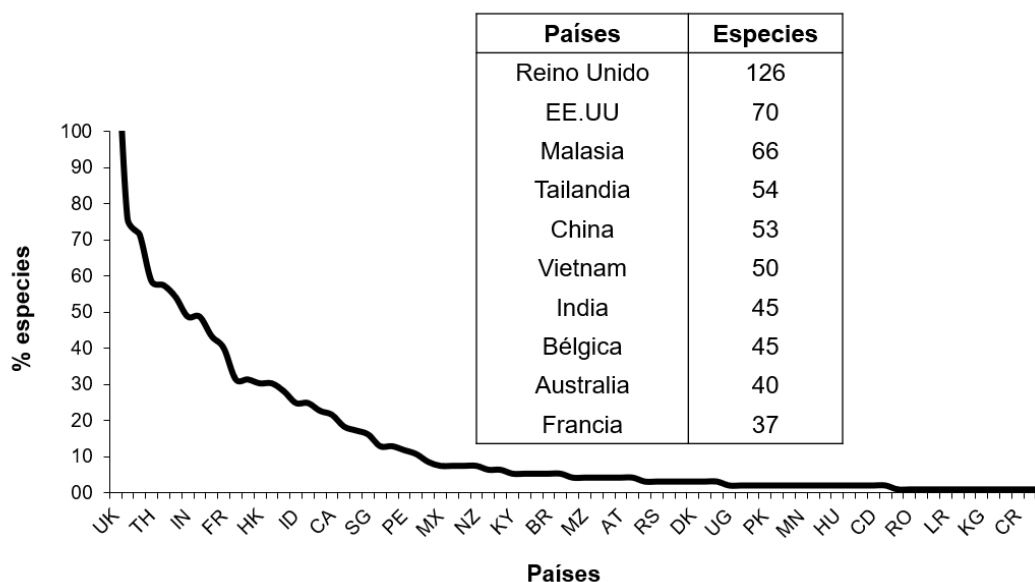


Figura 3.1 Número de especies decomisadas (representado por la frecuencia absoluta) comunicadas por cada país. La tabla representa los 10 principales países (de un total de 77) donde se han intervenido una mayor diversidad de especies. El código de dos letras utilizado para cada país corresponde al código ISO 3166-1 alfa-2 (para ver el código para todos los países junto con las especies reportadas por cada uno de ellos, consúltase el **apéndice 1**).

Tipología de la mercancía intervenida

Las especies que fueron intervenidas y decomisadas pertenecieron a un total aproximado de 73 taxones (figura 3.2). Los quelonios (incluidas las tortugas terrestres, marinas y anfibias), fueron el grupo con más casos reportados (358), seguido por los felinos (302), los elefantes (260) y los pangolines (155).

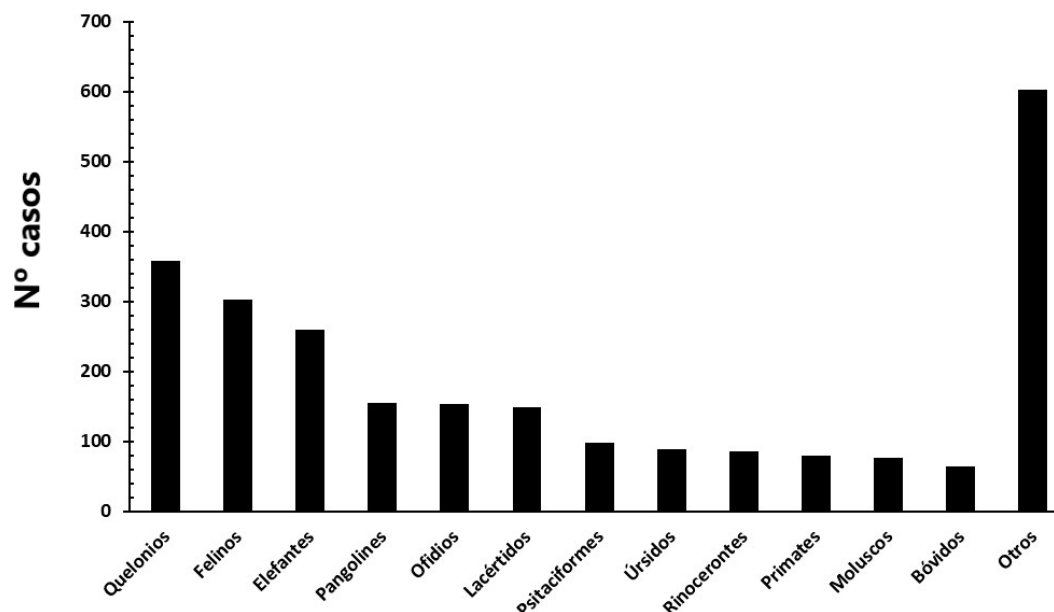


Figura 3.2. Número de casos reportados de animales decomisados dividido en grupos de taxones. El gráfico únicamente representa por separado a los 12 grupos más numerosos. La categoría “otros” corresponde a un total de 61 taxones diferentes.

Las especies con mayor número de casos reportados son recogidas en la figura 3.3. La especie que fue intervenida en más ocasiones es el elefante africano (*Loxodonta africana*), con 163 casos; seguida de los pangolines asiáticos, con 148; el tigre (*Panthera tigris*), con 141; el leopardo (*Panthera pardus*), con 83, y los gasterópodos del género *Haliotis* con 40 casos registrados.

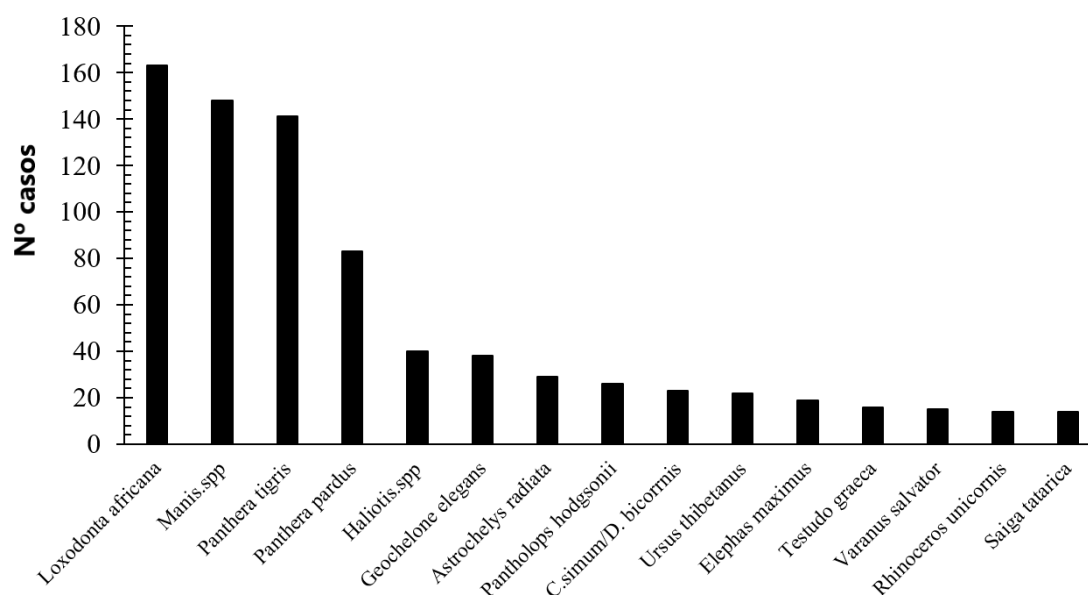


Figura 3.3 Número de especies decomisadas más reportadas por los países según TRAFFIC. El gráfico muestra únicamente las 15 especies con mayor número de casos.

Se ha encontrado una gran heterogeneidad en la tipología de la mercancía intervenida (figura 3.4). Los reptiles fueron el grupo más decomisado (34%), seguido de los mamíferos (22%) y las aves (29%), mientras que el 15% restante de los casos correspondieron a invertebrados, peces y anfibios. En cuanto a ejemplares vivos reportados, los reptiles volvieron a ser, con diferencia, el grupo con mayor prevalencia (56%), seguido de los peces (27%) y las aves (7%); mientras que el 10% restante estuvo representado por invertebrados, mamíferos y anfibios. Se decomisaron también un gran número de productos animales (figura 3.4c). El producto que más veces se reportó fue el marfil (ya sea procedente de colmillos sin tratar o de figurines u otros accesorios fabricados con este material), con un 24%; seguido por las pieles (completas, cortadas o accesorios de piel ya procesados, como bolsos, cinturones u otras prendas de vestir), cuernos (principalmente de bóvidos y de rinoceronte) y material óseo (esqueletos completos o partes individuales, polvo de hueso, y cráneos). Otros productos intervenidos, aunque en menor proporción, fueron garras y patas de especímenes de varias especies (osos, felinos, elefantes, entre otros), caviar y sucedáneos, carne de monte (ejemplares silvestres destinados a la alimentación), escamas de pangolín, caparazones de tortugas marinas, corales y aletas de tiburón. Finalmente, La categoría otros recoge los productos menos frecuentes, como el almizcle procedente del ciervo

almizclero (*Mochus* spp), bilis de oso (*Ursus* spp), genitales (falos), lana, y derivados de origen animal (tabletas medicinales, polvo, etc).

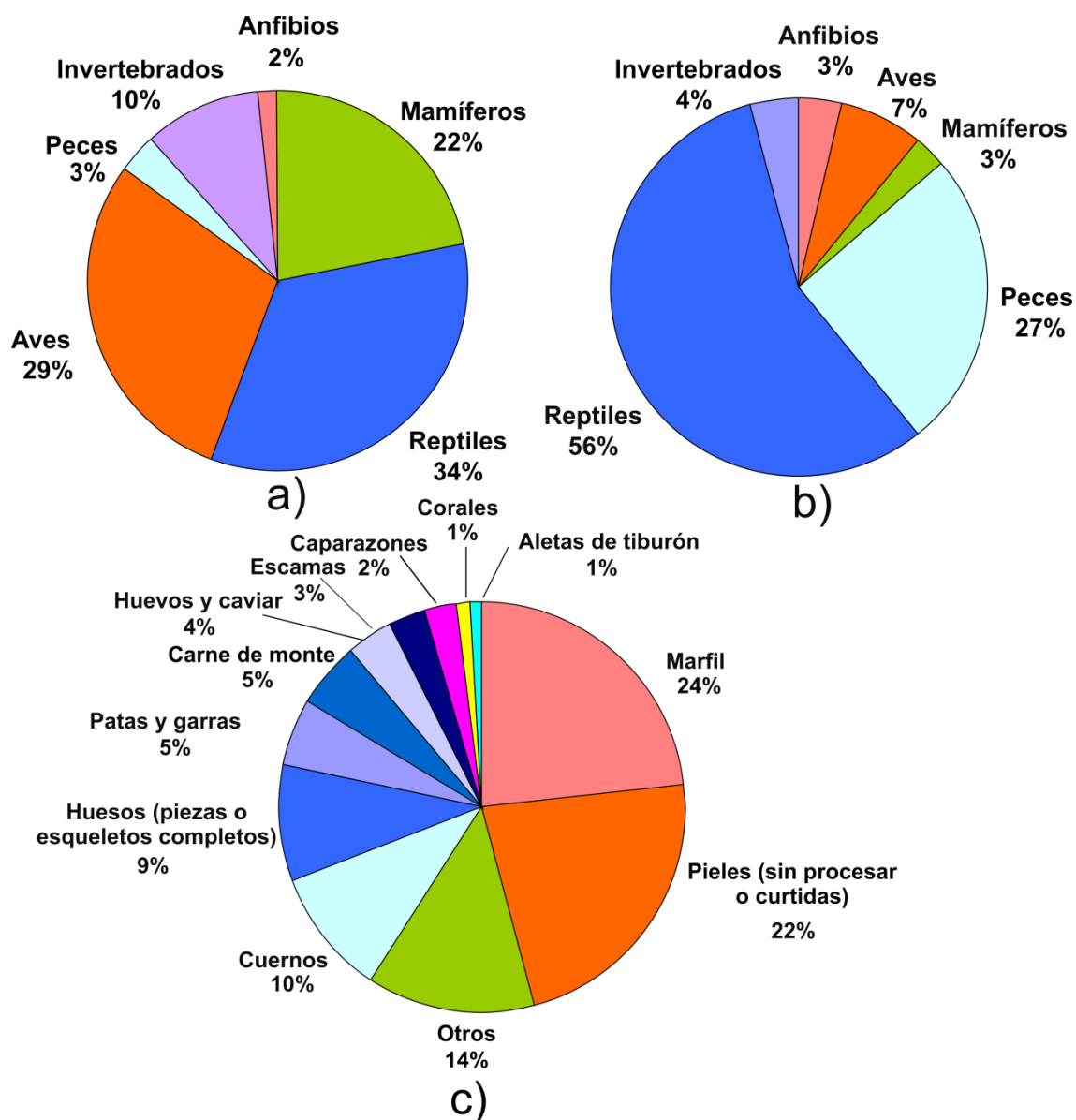


Figura 3.4. Porcentaje del tipo de mercancía decomisada. a) todas las especies divididas por clase; b) sólo animales vivos; c) productos. a) y c) representan el número de casos totales, mientras que b) representa la cantidad reportada.

Tendencias del comercio ilegal de fauna

Aunque no se han obtenido resultados significativos relativos a cambios en el número de casos, en términos generales, a lo largo del periodo de estudio, sí se ha detectado un aumento del número de casos de mamíferos reportados a lo largo del tiempo ($P = 0,001$)

(figura 3.5a), al igual que para otros taxones (anfibios, peces, artrópodos y antozoos) que por su poca prevalencia se han analizado conjuntamente (Figura 3.5d, $P = 0,020$). Sin embargo, se ha encontrado una tendencia negativa significativa en relación con las aves (figura 3.5c) ($P = 0,025$). En el caso de los reptiles, la tendencia siguió un patrón levemente descendente, pero sin llegar a ser estadísticamente significativo (Figura 3.5b, $P = 0,623$).

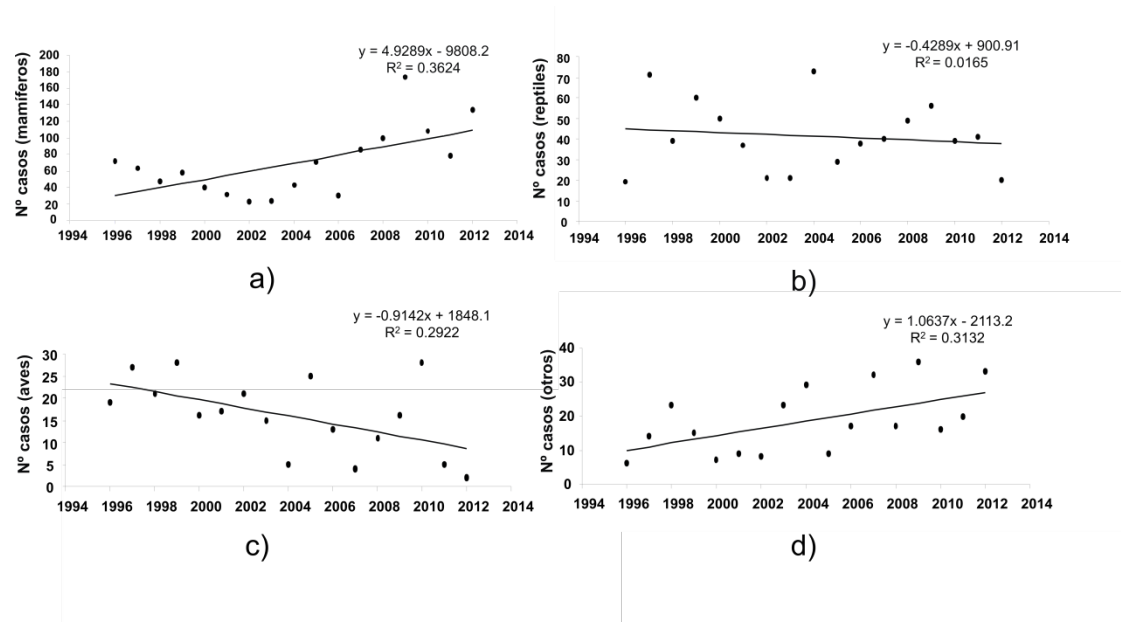


Figura 3.5 Tendencia del número de casos reportados a lo largo del periodo de estudio en: a) mamíferos; b) reptiles; c) aves; y d) anfibios, peces e invertebrados, que se han analizado conjuntamente bajo la categoría de “otros”. La ecuación de la recta y el coeficiente de determinación (R^2) han sido representados en cada uno de los gráficos.

El número de casos reportados cada año, diferenciando por categoría de amenaza, están representados en la figura 3.6. Se observa un aumento significativo en el número de casos que involucraron a especies amenazadas (en comparación con las especies catalogadas como de Preocupación Menor) durante el periodo de estudio ($P = 0,005$). Se ha obtenido, en los análisis realizados por grupos de taxones, resultados significativos para los mamíferos, tanto para las tres categorías agrupadas ($P = 0,009$), como por separado. Concretamente, se han detectado diferencias para las especies "VU" ($P = 0,004$) y para las "CR" ($P = 0,015$), pero no para las "EN" ($P = 0,094$). No se han obtenido resultados significativos en relación con los reptiles cuando se han analizado las tres categorías conjuntamente, pero sí con respecto a los casos que involucraron a

reptiles en la categoría "EN" ($P = 0,04$). En el caso de otros grupos (anfibios, peces e invertebrados), el aumento del número de casos ha sido significativo para todas las categorías agrupadas ($P = 0,003$), y por separado para la categoría "EN" ($P = 0,001$). No se han obtenido resultados significativos para las aves ($P = 0,297$).

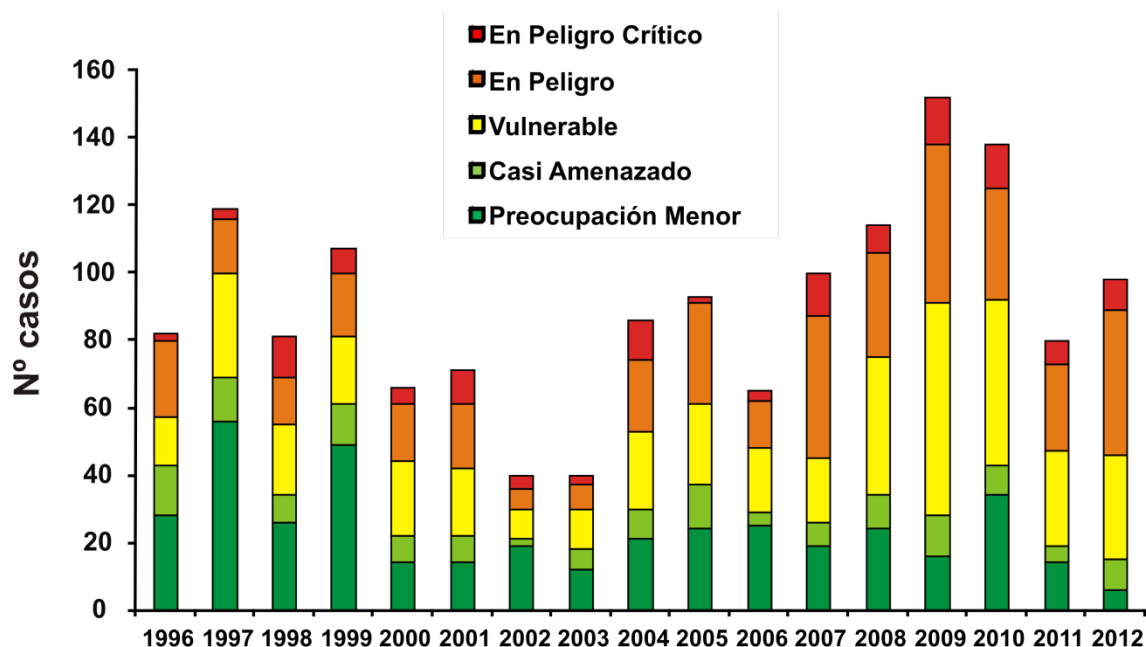


Figura 3.6 Número de casos reportados cada año, diferenciando entre categorías de amenazada de la UICN. Se puede observar una tendencia positiva del aumento de incidencias que involucran a especies dentro de las tres categorías de mayor amenaza.

DISCUSIÓN

La heterogeneidad del Comercio Ilegal de Fauna: algo que va más allá de las especies mediáticas

Los motivos por los que se captura, cría y comercia ilegalmente con una gran diversidad de fauna son numerosos (Liu *et al.*, 2015; Duffy *et al.*, 2016). Un análisis sobre los factores que pueden conllevar a la participación de los países en el CIF se puede consultar en el **capítulo 5** de esta tesis. El CIF afecta a las poblaciones silvestres de centenares de especies en todo el mundo, entre las que se encuentran afectadas por este negocio ilegal no sólo especies de mamíferos, reptiles y aves, sino también especies de otros grupos menos mediáticos, como los anfibios, los peces, los moluscos y los insectos. El análisis de los datos de TRAFFIC corrobora así la información que ya era

conocida a través de otras bases de datos como las de CITES (Nijman, 2009; Regueira & Bernard, 2012; Phelps *et al.*, 2016).

El elefante es, con toda probabilidad, una de las especies más emblemáticas afectadas durante décadas por el CIF, cuyas poblaciones se están viendo seriamente mermadas en varias regiones africanas (Wittemyer *et al.*, 2014). Los elefantes africanos y asiático son cazados ilegalmente principalmente por sus colmillos, de cuya dentina se obtiene el preciado marfil, el cual es usado para realizar tallas artísticas y otros accesorios de lujo como amuletos y joyería (Underwood *et al.*, 2013; Gao & Clark, 2014; Titeca, 2018). Los decomisos de marfil fueron los más abundantes, de acuerdo con los datos recogidos por TRAFFIC, con un 24% de todos los casos reportados. Es importante mencionar, en cualquier caso, que un pequeño porcentaje del marfil decomisado correspondió a otras especies como el hipopótamo (*Hippopotamus amphibius*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*) y la morsa (*Odobenus rosmarus*), con cuyos colmillos también se hacen tallas de marfil, si bien no con las mismas cualidades estéticas que el marfil de elefante (Espinoza & Maan, 1991; Pierce, 2013).

Otro material de origen animal que es intervenido comúnmente lo constituyen las pieles, bien curtidas o sin procesar. También son abundantes los decomisos de vestimenta y otros accesorios elaborados con piel, como las billeteras, los bolsos y los cinturones (Nijman *et al.*, 2012). La mayor parte de los productos de piel reportados provenían de reptiles, principalmente de ofidios y lacértidos. Muchas especies de reptiles son capturadas de manera ilícita para ser reproducidas en granjas no reglamentadas. Posteriormente son sacrificadas para la industria peletera (Nijman, 2009; Pernetta, 2009; Nijman *et al.*, 2012).

Los cuernos de rinocerontes, tanto de especies africanas como asiáticas, son otro de los productos que se encuentran comúnmente en las intervenciones. A diferencia de los cuernos de los bóvidos, el cuerno de rinoceronte no presenta un núcleo óseo, sino que está formado enteramente por queratina (Biggs *et al.*, 2013). Éste es muy preciado en la medicina tradicional asiática, particularmente en China y Corea, donde se prescribe su uso para tratar diversas dolencias (Challender *et al.*, 2014; Gao *et al.*, 2016; Nature, 2018); como la fiebre, la jaqueca, el reumatismo o la intoxicación alimentaria. Pese a la creencia popular, el polvo de rinoceronte no se usa como un afrodisiaco en Asia

(Nature, 2018). Otros cuernos utilizados en la medicina tradicional asiática son los provenientes del antílope tibetano (*Pantholops hodgsonii*) y el del saiga (*Saiga tatarica*).

Los restos óseos son también productos muy frecuentes en los decomisos, los cuales son también utilizados en la medicina tradicional asiática, especialmente huesos procedentes de grandes felinos como leones, tigres y leopardos, mientras que los cráneos suelen ir destinados a coleccionistas de esqueletos (Mills & Jackson, 1994; D'Cruze & Macdonald, 2015; Williams *et al.*, 2015). Otras partes de animales que también se reportaron y que se usan en la medicina tradicional son las escamas de pangolín. Al igual que el cuerno de rinoceronte, éstas se usan desde tiempos ancestrales para tratar determinadas dolencias (Zhou *et al.*, 2014), como el dolor menstrual, la artritis y la eliminación de abscesos (Zain, 2018). Pese a ello, no se ha encontrado evidencia científica que estos productos tenga realmente efectividad en las personas (NIH, 2009; Hong & Roald, 2010).

La denominada carne de monte (bushmeat o wildmeat, en inglés) procede de animales salvajes (mamíferos, reptiles, aves y anfibios) que han sido cazados en los bosques tropicales, y cuya carne es destinada principalmente al consumo humano, siendo la principal fuente de proteínas de muchas comunidades (Fa *et al.*, 2015; Nielsen *et al.*, 2018). Aunque la problemática de la carne de monte es predominantemente local o regional, la creciente demanda en las grandes ciudades y en países extranjeros ha propiciado un nuevo comercio internacional, agravando aún más el estado de conservación de muchas especies que son objeto de caza (Chaber *et al.*, 2010).

En relación con los animales vivos decomisados (figura 3.4b), los reptiles vuelven a ser el grupo con mayor representación, constituyendo más de la mitad de la cantidad total de especímenes reportada. La gran mayoría de las especies de reptiles que son decomisadas vivas (mayoritariamente tortugas y lacértidos) son destinadas a la venta en tiendas de mascotas o directamente a particulares, aunque un pequeño porcentaje es vendido en los mercados, para posteriormente ser sacrificados y utilizados para la alimentación o como ingredientes en la medicina tradicional asiática (Da Nóbrega Alves *et al.*, 2008; Natusch & Lyons, 2012).

El segundo grupo con mayor prevalencia (27%), dentro de los animales vivos, es el constituido por los peces, representados en casi su totalidad por la anguila europea (*Anguilla anguilla*). Los alevines o angulas son capturados de manera ilegal en Europa, principalmente en España, donde son mantenidos en tanques para posteriormente ser exportados vivos a Asia, donde el kilo de angulas puede llegar a venderse por más 1.000 euros (Stein, 2018). Pese a que las exportaciones e importaciones de anguila están suspendidas en la Unión Europea desde diciembre de 2010, la creciente demanda en Asia está provocando un aumento del furtivismo y la exportación de alevines para su cultivo y cría en los países asiáticos, cuyos productos se venderán posteriormente para su consumo en todo el mundo, incluyendo Europa (Ringuet *et al.*, 2002; Stein, 2018).

Aunque en mucha menor cantidad, en comparación con los otros dos grupos, muchas especies de mamíferos, aves, anfibios y artrópodos son intervenidas y decomisadas con vida, cuyo destino es principalmente su venta como mascotas exóticas y a centros zoológicos, aunque como ocurre con los reptiles, un porcentaje de esos individuos decomisados iba también destinado a la venta viva en mercados para su posterior sacrificio. Algunos de los taxones más codiciados para su venta como mascotas exóticas son los Psitaciformes y los Paseriformes (en el caso de las aves); las crías de primates y grandes felinos (en el caso de los mamíferos), y los insectos y arácnidos (en el caso de los artrópodos) (Pires, 2012; Stiles *et al.*, 2013; Phelps *et al.*, 2016).

La evolución de las tendencias poblacionales del comercio ilegal de fauna

La evolución del CIF no ha sido la misma en todos los grupos estudiados, como se puede comprobar en las figuras 3.5 y 3.6. Sin embargo, el número de casos reportados por TRAFFIC disminuyó significativamente durante los años 2002 y 2003 en casi todas las tendencias poblacionales analizadas, independientemente de si éstas eran positivas, negativas o estables. Esta considerable reducción de incidencias pudo deberse a la respuesta internacional tras el atentado de las Torres Gemelas en Nueva York, el 11 de septiembre de 2001, que conllevó a una revisión exhaustiva de los controles de seguridad en los aeropuertos y en otros centros de transporte, como estaciones de tren y en puertos (Molotch, 2014). Este aumento de la seguridad y vigilancia pudo causar que los traficantes desistieran de comerciar por un tiempo. Sin embargo, al no haberse

encontrado pruebas fehacientes al respecto, esta nueva hipótesis debería tratarse con cautela.

Si se analizan las tendencias del volumen del tráfico en los distintos taxones por separado, se observan patrones temporales diferentes. El número de intervenciones de reptiles se mantuvo más o menos constante a lo largo del periodo de estudio, observándose una leve disminución que no llega a ser estadísticamente significativa (figura 3.5b). Esta estabilidad en la tendencia es debida a que se ha conseguido criar con éxito, en centros especializados, muchas de las especies de reptiles que son apreciadas como mascotas exóticas. Los individuos criados en cautividad son vendidos a tiendas de mascotas, a particulares o a mataderos (en el caso de la industria alimenticia y peletera) de manera legal si su comercio está admitido por la CITES (Bush *et al.*, 2014). Sin embargo, es importante destacar que muchos reptiles son capturados ilegalmente y llevados a granjas o centros de cría en cautividad; ya sea para reproducirlos y exportar sus descendientes (ya de forma legal), o bien falsificando los documentos sobre el origen de estos animales. El resultado es un comercio aparentemente basado en la cría en cautividad, cuando en realidad radica en la captura de especímenes silvestres (Lyons & Natusch, 2011).

En el caso de las aves, a lo largo del periodo de estudio se produjo una disminución significativa del número de decomisos (figura 3.5c), posiblemente debido al impacto de la gripe aviar. La enfermedad afectó a las exportaciones e importaciones de aves silvestres y domésticas en todo el mundo, ya que su comercio fue prohibido por completo en determinadas regiones (Carrete & Tella, 2008; van den Berg, 2009). Al igual que en el caso de los reptiles, muchas aves objeto de comercio son también criadas con éxito en centros especializados y vendidos dentro del comercio legal de fauna, lo que también pudo favorecer a la tendencia decreciente del CIF de este taxón (Bush *et al.*, 2014). Sin embargo, este resultado sólo hace mención al comercio internacional, al tiempo que muchas aves, especialmente psitácidas, continúan siendo capturadas ilegalmente para abastecer al mercado local (Tella & Hiraldo, 2014; Pires *et al.*, 2016) (para más información sobre el comercio legal de aves, véase el **capítulo 6**).

Por otro lado, se ha observado que la tendencia del CIF para los mamíferos y otros grupos (anfibios, peces, moluscos, artrópodos y antozoos) sí fue significativamente

positiva (figura 3.5a y b), y que estuvo correlacionada con el aumento del número de decomisos de especies más amenazadas (figura 3.6). Como se ha visto en el primer apartado de la discusión, muchas de las especies más cotizadas en el CIF se encuentran dentro de las mayores categorías de amenaza por la UICN, y un porcentaje considerable de ellas corresponden a mamíferos (Rosen & Smith, 2010). La demanda creciente de especies amenazadas favorece que sus poblaciones se reduzcan por sobreexplotación, dificultando paulatinamente la obtención de ejemplares para su comercio y venta. Como consecuencia de ello, los precios en el mercado negro suben, lo que da lugar a un ciclo de retroalimentación (Challender *et al.*, 2015). A esto se añade que el desarrollo y la aplicación de leyes más restrictivas en cuanto a la exportación e importación de animales podría ocasionar efectos contraproducentes, ya que al ser más difícil la entrada y la obtención de especímenes o derivados, el precio de éstos se incrementa en el mercado negro, lo que puede agravar aún más su explotación en los países de origen, acelerando el riesgo de extinción (Rivalan *et al.*, 2007; Wellsmith, 2011; Challender & MacMillan, 2014).

Se concluye que existe un aumento significativo en las incautaciones de ciertos grupos de taxones como los mamíferos y otros grupos menos mediáticos, como es el caso de los anfibios, los peces y los invertebrados. En cambio, se observa lo contrario en las aves, cuya tendencia ha sido negativa, mientras que la tendencia en el caso de los reptiles se mantuvo constante. Se ha detectado además un aumento alarmante de decomisos que involucran a especies amenazadas, lo que se podría traducir como un aumento de la demanda de las especies más vulnerables a la extinción. En futuros estudios se analizará cómo ha seguido evolucionando el comercio hasta años más recientes, y cómo éste continúa afectando a las especies amenazadas.

BIBLIOGRAFÍA

- van den Berg, T. (2009) The role of the legal and illegal trade of live birds and avian products in the spread of avian influenza. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, **28**, 93–111.
- Biggs, D., Courchamp, F., Martin, R. & Possingham, H.P. (2013) Legal Trade of Africa's Rhino Horns. *Science*, **339**, 1038–1039.
- Bush, E.R., Baker, S.E. & Macdonald, D.W. (2014) Global trade in exotic pets 2006–2012. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, **28**, 663–76.
- Carrete, M. & Tella, J.L. (2008) Wild-bird trade and exotic invasions: a new link of conservation concern? *Frontiers in Ecology and the Environment*, **6**, 207–211.
- Chaber, A.L., Allebone-Webb, S., Lignereux, Y., Cunningham, A.A. & Marcus Rowcliffe, J. (2010) The scale of illegal meat importation from Africa to Europe via Paris. *Conservation Letters*, **3**, 317–321.
- Challender, D., Wu, S.B., Nijman, V. & MacMillan, D.C. (2014) Changing behavior to tackle the wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 203–203.
- Challender, D.W.S., Harrop, S.R. & MacMillan, D.C. (2015) Understanding markets to conserve trade-threatened species in CITES. *Biological Conservation*, **187**, 249–259.
- Challender, D.W.S. & MacMillan, D.C. (2014) Poaching is more than an Enforcement Problem. *Conservation Letters*, **7**, 484–494.
- Chan, H.K., Zhang, H., Yang, F. & Fischer, G. (2015) Conservation. Improve customs systems to monitor global wildlife trade. *Science*, **348**, 291–2.
- D'Cruze, N. & Macdonald, D.W. (2015) Clouded in mystery: the global trade in clouded leopards. *Biodiversity and Conservation*, **24**, 3505–3526.
- Duffy, R., St John, F.A.V., Büscher, B. & Brockington, D. (2016) Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conservation Biology*, **30**, 14–22.
- Espinoza, E.O. & Maan, M.J. (1991) Guía para la identificación del marfil y sustitutos del marfil. WWF.
- Fa, J.E., Olivero, J., Real, R., Farfán, M.A., Márquez, A.L., Vargas, J.M., Ziegler, S., Wegmann, M., Brown, D., Margetts, B. & Nasi, R. (2015) Disentangling the relative effects of bushmeat availability on human nutrition in central Africa.

Scientific reports, **5**, 8168.

Gao, Y. & Clark, S.G. (2014) Elephant ivory trade in China: Trends and drivers. *Biological Conservation*, **180**, 23–30.

Gao, Y., Stoner, K.J., Lee, A.T.L. & Clark, S.G. (2016) Rhino horn trade in China: An analysis of the art and antiques market. *Biological Conservation*, **201**, 343–347.

Hong, E.H.S. & Roald, P.B. (2010) *When the West meets the East: Traditional Chinese Medicine from the perspective of Western Medicine: A literature review and personal observational pilot study*. Oslo University Hospital – The Norwegian Radium Hospital.

Liu, Z., Jiang, Z., Li, C., Fang, H., Ping, X., Luo, Z., Tang, S., Li, L., Meng, Z. & Zeng, Y. (2015) Public attitude toward tiger farming and tiger conservation in Beijing, China. *Animal Conservation*, **18**, 367–376.

Lyons, J.A. & Natusch, D.J.D. (2011) Wildlife laundering through breeding farms: Illegal harvest, population declines and a means of regulating the trade of green pythons (*Morelia viridis*) from Indonesia. *Biological Conservation*, **144**, 3073–3081.

Mills, J.A. & Jackson, P. (1994) *Killed for a cure: A review of the worldwide trade in tiger bone*. TRAFFIC International, Cambridge.

Molotch, H.L. (2014) *Against security: how we go wrong at airports, subways, and other sites of ambiguous danger*. Princeton University Press.

Nature (2018) Rhinoceros | Rhino Horn Use: Fact vs. Fiction. Available at: <http://www.pbs.org/wnet/nature/rhinoceros-rhino-horn-use-fact-vs-fiction/1178/> (accedido el 15-07-2018).

Natusch, D.J.D. & Lyons, J.A. (2012) Exploited for pets: the harvest and trade of amphibians and reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodiversity and Conservation*, **21**, 2899–2911.

Nielsen, M.R., Meilby, H., Smith-Hall, C., Pouliot, M. & Treue, T. (2018) The Importance of Wild Meat in the Global South. *Ecological Economics*, **146**, 696–705.

NIH (2009) Traditional Chinese Medicine. *U.S. Department of Health & Human Services National Institutes of Health*.

Nijman, V. (2009) An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 1101–1114.

Nijman, V., Shepherd, C.R., Mumpuni, M. & Sanders, K.L. (2012) Over-exploitation

- and illegal trade of reptiles in Indonesia. *Herpetological Journal*, **22**, 83–89.
- Da Nóbrega Alves, R.R., Da Silva Vieira, W.L. & Santana, G.G. (2008) Reptiles used in traditional folk medicine: Conservation implications. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 2037–2049.
- Pernetta, A.P. (2009) Monitoring the Trade: Using the CITES Database to Examine the Global Trade in Live Monitor Lizards (*Varanus* spp). *Biawak*, **3**, 37–45.
- Phelps, J., Biggs, D. & Webb, E.L. (2016) Tools and terms for understanding illegal wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **14**, 479–489.
- Pierce, E. (2013) Walrus hunting and the ivory trade in the North Atlantic. *Society of Antiquaries of Scotland*, 169–183.
- Pires, S.F. (2012) The illegal parrot trade : a literature review. *Global crime*, **13**, 37–41.
- Pires, S.F., Schneider, J.L. & Herrera, M. (2016) Organized crime or crime that is organized? The parrot trade in the neotropics. *Trends in Organized Crime*, **19**, 4–20.
- 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.
- Ringuet, S., Muto, F., & Raymakers, C. (2002) Eels: Their Harvest and Trade in Europe and Asia. *TRAFFIC Bulletin*, **19**, 1–27.
- Rivalan, P., Delmas, V., Angulo, E., Bull, L.S., Hall, R.J., Courchamp, F., Rosser, A.M. & Leader-Williams, N. (2007) Can bans stimulate wildlife trade? *Nature*, **447**, 529–530.
- Rosen, G.E. & Smith, K.F. (2010) Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, **7**, 24–32.
- Stein, F. (2018) Europe's largest wildlife crime: Illegal trade of the European eel. *Oxford Martin Programme on the Illegal Wildlife Trade*. Available at: <http://www.illegalwildlifetrade.net/2018/07/27/europes-largest-wildlife-crime-illegal-trade-of-the-european-eel/> (accedido el 29-08-2018).
- Stiles, D., Redmond, I., Cress, D., Nellemann, C. & Formo, R.K. (2013) *Stolen Apes: the illicit trade in chimpanzees, gorillas, bonobos and orangutans. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. www.grida.no.
- Subcomité de Estándares y Peticiones de la UICN (2017) Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 13.
- Tella, J.L. & 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**, e107546.
- Titeca, K. (2018) Illegal Ivory Trade as Transnational Organized Crime? An Empirical Study Into Ivory Traders In Uganda. *The British Journal of Criminology*, 1–21.
- TRAFFIC (2012) *TRAFFIC Bulletin. Seizures And Prosecutions: March 1997 – October 2012*.
- UICN (2012) *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Version 3.1. Segunda edición*. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Underwood, F.M., Burn, R.W. & Milliken, T. (2013) Dissecting the Illegal Ivory Trade: An Analysis of Ivory Seizures Data. *PLoS ONE*, **8**, e76539.
- Wellsmith, M. (2011) Wildlife Crime: The Problems of Enforcement. *European Journal on Criminal Policy and Research*, **17**, 125–148.
- Williams, V., Newton, D., Loveridge, A. & Macdonald, D. (2015) Bones of Contention: An assessment of the South African lion *Panthera Leo* bones and other body parts. TRAFFIC & WildCRU Joint Report.
- Wittemyer, G., Northrup, J.M., Blanc, J., Douglas-Hamilton, I., Omondi, P., & Burnham, K.P. (2014) Illegal killing for ivory drives global decline in African elephants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **111**, 13117–21.
- WWF/Adena (2018) Stop Tráfico: El negocio de la extinción en España. Madrid, España.
- Zain, S. (2018) Changing consumer behaviour to reduce demand for illegally trafficked wildlife products. TRAFFIC.
- Zhou, Z.M., Zhou, Y., Newman, C. & MacDonald, D.W. (2014) Scaling up pangolin protection in China. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 97–98.

CAPÍTULO 4

EL COMERCIO ILEGAL DE FAUNA DESDE UNA PERSPECTIVA BIOGEOGRÁFICA



Ejemplares de tortuga griega (*Testudo marginata*) decomisadas en el Aeropuerto de Barcelona el 7 de agosto de 2018. Fuente: Seprona

RESUMEN

El comercio ilegal de vida silvestre es una de las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad. Las incautaciones notificadas por diferentes países proporcionan información valiosa sobre las rutas de tránsito y las especies actualmente en demanda. A partir de los datos suministrados por TRAFFIC, se ha comprobado la posible existencia de patrones biogeográficos vinculados a las especies objeto de comercio ilegal (42 taxones de vertebrados), que puedan ser relacionados, a su vez, con patrones geográficos acerca de los países de destino.

Se ha realizado un análisis de los tipos de distribución de los taxones comercializados en relación con sus países de origen (en adelante "corotipos", es decir, patrones de distribución seguidos por una o más especies en un determinado contexto geográfico). Para identificar corotipos significativos se ha utilizado el paquete RMacoqui 1.0. Posteriormente, se han analizado las relaciones entre los países exportadores y los importadores utilizando el programa de análisis de redes Gephi 0.9.1, sobre la base de a qué corotipos pertenecen las especies principalmente demandadas por ellos.

El análisis realizado permite concluir que las especies comercializadas entre 1996 y 2012 están asociadas entre sí en patrones geográficos significativos, en lugar de presentar orígenes geográficos aleatorios. Se agregan, así, en 15 corotipos o tipos de distribución bien definidos. La mayoría de éstos procedieron de países predominantemente asiáticos, si bien hubo también un número representativo de corotipos preferentemente africanos. Sólo dos corotipos estuvieron distribuidos por países de otros continentes. Los taxones fueron exportados con destino, principalmente, a Asia, y fundamentalmente a China. Los países asiáticos importaron taxones mayoritariamente procedentes de corotipos asiáticos, mientras que otras naciones, como Estados Unidos, Oriente Medio y varios países europeos, importaron sobre todo taxones de corotipos africanos; aunque se encontró solapamiento entre ambos grupos. Estos patrones que presentan ciertos países en relación con los orígenes de la fauna que importan pueden ser debidos a la posible existencia de preferencias comunes por un determinado grupo de taxones frente a otros. Estas preferencias podrían estar motivadas por diferencias tanto culturales como económicas entre los diferentes países de destino, cuya naturaleza merece un estudio en profundidad. La información obtenida a través de técnicas de corología puede ser útil a la hora de invertir recursos de una manera más eficiente en la lucha contra el tráfico ilegal, especialmente en el desarrollo de medidas y

campañas de concienciación para grupos de países en los que el mercado ilegal de fauna presente una demanda similar.

INTRODUCCIÓN

El comercio ilegal de fauna (CIF) afecta a muchísimas especies en todo el mundo, desde la gran megafauna a los insectos (Phelps *et al.*, 2016; véase el **capítulo 3**). Éstos son capturados ilegalmente a lo largo de sus rangos de distribución originales, para ser posteriormente vendidos en cualquier lugar del mundo (Nijman, 2009; Rosen & Smith, 2010).

Saber qué rol representa cada país y qué especies se ven más afectadas es crucial para trazar posibles rutas de comercio de vida silvestre (WWF, 2002). Hay países donde las especies objeto de comercio son capturadas para ser exportadas a otros países alrededor del mundo (Mariki *et al.*, 2015), otros cumplen el papel de intermediarios, y finalmente existen países que demandan esas especies o los productos asociados a ellas para diversos fines (Nijman, 2009; Zhou *et al.*, 2015). Esto podría dar lugar a que las especies objeto de comercio ilegal muestren patrones de distribución comunes, o corotipos.

Los corotipos se definen como patrones de distribución, seguidos por una o más especies, que pueden ser reconocidos de forma objetiva en un determinado contexto geográfico (Baroni-Urbani *et al.*, 1978), y que pueden responder a factores históricos y/o ecológicos particulares (Real *et al.*, 2008). La búsqueda de grupos de taxones con distribuciones geográficas similares es un enfoque clásico para el análisis de los procesos que determinan la distribución de las especies, y se ha utilizado tanto en animales (Real *et al.*, 1997; Muñoz *et al.*, 2003; Real *et al.*, 2008; Olivero *et al.*, 2011) como en plantas (Nadaf *et al.*, 2011; Abedi & Abedi, 2015). Aunque se han realizado estudios mediante métodos vanguardistas, como el uso de análisis de ADN para rastrear posibles rutas comerciales en ciertas especies (Wasser *et al.*, 2008; Rehman *et al.*, 2015), nunca se ha analizado si dichas rutas se superponen siguiendo una lógica biogeográfica. Determinar si en determinados países la demanda de fauna obtenida de forma ilegal está estructurada geográficamente podría contribuir a simplificar y racionalizar las estrategias de gestión del comercio ilegal que afecta a diversas especies, pues ayudaría a diseñar medidas específicas comunes para los países que muestren patrones similares en relación con la fauna que se exporta o importa en sus territorios, no sólo de naturaleza legislativa, sino también en el ámbito educativo.

En este estudio se han identificado corotipos a escala mundial para 42 taxones de vertebrados que fueron decomisados en todo el mundo. El objetivo ha sido determinar si existen patrones significativos entre taxones (corotipos), en relación con el conjunto de países en los que éstos son capturados ilegalmente. Posteriormente, se ha analizado si los países desde los que se importa fauna de forma ilegal presentan similitudes entre ellos en relación con los corotipos a los que pertenecen los taxones demandados por ellos. Finalmente se discute la utilidad de los patrones detectados para la lucha contra el comercio ilegal de fauna.

MATERIAL Y MÉTODOS

Origen de los datos

Se ha recopilado información sobre las intervenciones más importantes reportadas en todo el mundo a través de TRAFFIC entre los años 1996 y 2012 (TRAFFIC, 2012). Para realizar los análisis expuestos en este capítulo, los datos utilizados han estado referidos a taxones decomisados y rutas de comercio (definidas a través de los países de origen y de destino).

Especies

Se ha obtenido información sobre los 42 taxones (20 reptiles, 19 mamíferos, dos aves y un pez óseo) con más datos de incidencia en el CIF, y sobre los que se conoce el origen y el destino, descartándose aquellos grupos cuya ruta sólo se conoce parcialmente (véase la tabla 4.1). Cuarenta de estos grupos están formados por especies individuales. Las excepciones han sido los rinocerontes africanos (*Ceratotherium simum* y *Diceros bicornis*) y las cuatro especies de pangolín asiático (*Manis javanica*, *M. crassicaudata*, *M. pentadactyla* y *M. culionensis*), debido a que los boletines de TRAFFIC reportan datos sobre estos grupos mayoritariamente a nivel de género o familia. En estos casos, analizar tan sólo información disponible a nivel taxonómico de especie habría supuesto una pérdida considerable de datos sobre grupos animales muy emblemáticos desde el punto de vista de la conservación. De los 42 taxones, se ha dispuesto de información sobre el origen de las capturas en el 26% de los casos, y de un 45% ha sido posible

determinar el destino final. Todos los taxones han estado vinculados a, al menos, cinco casos de decomiso reportados.

Tabla 4.1 Grupos de taxones más demandados en el comercio ilegal de fauna, de acuerdo con los decomisos e intervenciones compilados por TRAFFIC. Se muestra el número de casos o registros en que cada taxón estuvo involucrado

Nombre científico	Nombre común	Nº de registros
<i>Loxodonta africana</i>	Elefante africano	163
<i>Manis spp</i>	Pangolín asiático (todas las especies)	148
<i>Panthera tigris</i>	Tigre	141
<i>Panthera pardus</i>	Leopardo	83
<i>C. simum/D. bicornis</i>	Rinoceronte blanco y negro	31
<i>Geochelone elegans</i>	Tortuga estrellada de la India	38
<i>Pantholops hodgsonii</i>	Antílope tibetano	26
<i>Ursus thibetanus</i>	Oso tibetano	22
<i>Elephas maximus</i>	Elefante asiático	19
<i>Testudo graeca</i>	Tortuga mora	16
<i>Varanus salvator</i>	Varano acuático	15
<i>Rhinoceros unicornis</i>	Rinoceronte indio	14
<i>Saiga tatarica</i>	Saiga	14
<i>Cuora amboinensis</i>	Tortuga de caja del sureste asiático	12
<i>Panthera leo</i>	León	12
<i>Chelonia mydas</i>	Tortuga verde	11

<i>Helarctos malayanus</i>	Oso malayo	11
<i>Heosemys grandis</i>	Tortuga asiática gigante	10
<i>Malayemys subtrijuga</i>	Tortuga come-caracol del Mekong	10
<i>Testudo horsfieldii</i>	Tortuga rusa	10
<i>Uncia uncia</i>	Leopardo de las nieves	10
<i>Dissostichus eleginoides</i>	Merluza negra	9
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tortuga carey	9
<i>Geochelone yniphora</i>	Tortuga angonoka	9
<i>Nycticebus coucang</i>	Loris de Sonda	9
<i>Siebenrockiella crassicollis</i>	Tortuga negra de pantano	9
<i>Carettochelys insculpta</i>	Tortuga boba papuana	8
<i>Geochelone pardalis</i>	Tortuga leopardo	8
<i>Hieremys annandalii</i>	Tortuga del templo de cabeza amarilla	8
<i>Pan troglodytes</i>	Chimpancé común	8
<i>Prionailurus bengalensis</i>	Gato leopardo	8
<i>Varanus nebulosus</i>	Monitor nublador	8
<i>Indotestudo elongata</i>	Tortuga elongada	7
<i>Falco cherrug</i>	Halcón sacre	6
<i>Neofelis nebulosa</i>	Pantera nebulosa	6
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	6
<i>Python molurus</i>	Pitón de la India	6
<i>Python reticulatus</i>	Pitón reticulada	6
<i>Tiliqua rugosa</i>	Escinco del desierto	6
<i>Ophiophagus hannah</i>	Cobra real	5

<i>Paradoxurus hermaphroditus</i>	Musang	5
<i>Psittacus erithacus</i>	Loro gris africano	5

Identificación de corotipos

Se ha construido una matriz de presencia y ausencia por país de los 42 taxones de vertebrados seleccionados. A partir de esta matriz, se ha calculado la similitud de los taxones en cuanto a su origen de captura, mediante el índice de similitud de Baroni-Urbani & Buser (1976):

$$S = \frac{\sqrt{(C \times D)} + C}{\sqrt{(C \times D)} + A + B - C} \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

donde, en la comparación entre dos taxones *a* y *b*, *S* es el valor de similitud [0 - 1] entre ambas, *A* es el número de países donde *a* está presente, *B* es el número de países donde *b* está presente, *C* es el número de países donde ambos taxones *a* y *b* se encuentran presentes, y *D* es el número de países de donde ambos taxones *a* y *b* están ausentes. A diferencia de otros índices parecidos como el de Jaccard (Real, 1999), el índice de Baroni-Urbani & Buser (1976) incluye las dobles ausencias (*D*). Ello contribuye a considerar el contexto geográfico del estudio en todas las comparaciones entre especies (en este caso, el conjunto de países involucrados en el CIF). La posibilidad de que las distribuciones de dos especies sean consideradas similares exclusivamente por sus dobles ausencias queda eliminada mediante la multiplicación de las dobles ausencias por las dobles presencias (Real *et al.*, 1992a). A través de la tabla de valores críticos de similitud publicados por Baroni-Urbani & Buser (1976), se ha calculado la significación de los valores del índice. De este modo, se ha transformado la matriz de similitudes en una matriz de similitudes significativas en la que se han sustituido los valores de similitud por los signos "+", "-" y "0", donde "+", representa similitudes significativas, "-" diferencias significativas, y "0" valores que no representan diferencia ni similitud significativas (Real *et al.*, 1992b).

También a partir de la matriz de similitud se han clasificado los taxones jerárquicamente utilizando el algoritmo de clasificación UPGMA (Unweighted Pair-Group Method

using Arithmetic Average; Sneath & Sokal, 1973). Este método produce menos distorsión que otros métodos de agrupación de promedios como WPGMA (Weighted Pair Group Method with Arithmetic Mean) y UPGMC (Unweighted Pair-Group Method Using Centroids), y ha resultado el mejor valorado en relación con un amplio rango de métodos jerárquicos y no jerárquicos (Sneath & Sokal, 1973; Kreft & Jetz, 2010). Los resultados del UPGMA son mostrados en un dendrograma en el que todos los grupos representados por ramas han sido sometidos a evaluación de su significación estadística. Para ello se ha utilizado el método descrito por Olivero *et al.* (2011), a través del paquete RMacoqui 1.0 (<http://rmacoqui.r-forge.r-project.org/>). Este método permite la detección simultánea de corotipos y especies no agrupadas en corotipos; es decir, no fuerza a que todas las ramas del dendrograma sean consideradas grupos significativos, permitiendo la posibilidad de que no existan corotipos y sin forzar el número de éstos a una cantidad predefinida. Los corotipos resultantes se han mapeado con ArcGis 10.3 y posteriormente han sido mejorados en su calidad gráfica con CorelDraw X4.

Trazado de las relaciones entre los corotipos y países demandantes

En caso de detectarse la agrupación de taxones en corotipos, se han analizado las relaciones entre éstos y los países de destino utilizando el software gratuito de análisis de redes o grafos Gephi 0.9.1 (<https://gephi.org/users/download/>). Para ello se ha construido una tabla (véase **apéndice 2**) donde se ha indicado la fuente de origen (en este caso, el corotipo), el objetivo al cual va dirigida esa fuente (el país de destino de la mercancía decomisada), y el peso de la relación entre ambos (es decir, el número de especies de cada corotipo que es importado por cada país de destino). El objetivo del diagrama de grafos es unir mediante aristas los corotipos y países relacionados entre sí a través del CIF, y representar la importancia de la relación a través del grosor de la arista. Para representar el grafo final se ha calculado la modularidad, la cual permite calcular las diferentes categorías a las que pertenecen los nodos (en nuestro caso, corotipos y países de destino), clasificando en distintos grupos aquellos nodos que son parecidos entre sí. De este modo, diferentes países de destino comparten la misma categoría si importan los mismos corotipos o una parte considerable de ellos. Para obtener una mejor visualización de los diferentes grupos de nodos, se ha utilizado el algoritmo de distribución ForceAtlas2; un software de fuerzas dirigidas que simula un sistema físico para ampliar una red, en el cual los nodos se repelen entre sí como partículas cargadas,

mientras que las aristas atraen a sus nodos como si fuesen resortes. Estas “fuerzas” crean un movimiento que converge hacia un estado equilibrado, ayudando a la interpretación de los datos (Jacomy *et al.*, 2014). Finalmente, el grafo resultante ha sido retocado desde el punto de vista estético con CorelDRAWX4.

RESULTADOS

Análisis de corotipos

Se ha identificado que los 42 grupos de taxones animales que son objetos principales de comercio ilegal se clasifican en 15 corotipos. La clasificación de taxones de cada corotipo se muestra en la figura 4.1 y en la tabla 4.2. De esos corotipos, cinco corresponden a países predominantemente africanos, ocho a países predominantemente asiáticos, y los dos restantes a países de otros continentes. A continuación, se detalla cada corotipo por separado (para ver el mapa de cada corotipo, véase la figura 4.1):

- Corotipo 1 (C1): Corotipo distribuido por Asia meridional. Está compuesto por tres especies de mamíferos: el elefante asiático (*Elephas maximus*), el oso tibetano (*Ursus thibetanus*) y el oso malayo (*Helarctos malayanus*), todas ellas originarias de la zona.
- Corotipo 2 (C2): Este corotipo, de distribución asiática y africana, está compuesto exclusivamente por el leopardo (*Panthera pardus*), una especie que está presente en ambos continentes de manera natural. La única excepción ha sido la presencia del Reino Unido dentro del corotipo, la cual se debe a un caso de un decomiso de un ejemplar criado en cautividad ilegalmente.
- Corotipo 3 (C3): Compuesto por 10 grupos de taxones, es el corotipo con mayor número de taxones y su distribución es exclusivamente asiática. Los taxones que lo forman son la tortuga de caja del sureste asiático (*Cuora amboinensis*), la tortuga del templo de cabeza amarilla (*Hieremys annandalii*), la tortuga negra del pantano (*Siebenrockiella crassicollis*), el monitor nublador (*Varanus nebulosus*), la tortuga come-caracol del Mekong (*Malayemys subtrijuga*), la tortuga asiática gigante (*Heosemys grandis*), los pangolines asiáticos (*Manis* spp), el tigre (*Panthera tigris*), la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y la

pitón reticulada (*Python reticulatus*). Por tanto, el 80% de las especies que componen el corotipo corresponden a reptiles.

- Corotipo 4 (C4): Formado por dos taxones cuya distribución corresponde a África subsahariana e India, debido a que los taxones que lo forman son, bien endémicas de África (rinocerontes blanco y negro), o de distribución tanto africana como asiática, como es el caso del león (*Panthera leo*).
- Corotipo 5 (C5): Corotipo de distribución exclusivamente africano, compuesto sólo por el elefante africano (*Loxodonta africana*).
- Corotipo 6 (C6): Cuatro especies (dos reptiles y dos mamíferos) forman este corotipo, cuya distribución es el sudeste asiático. Las especies son la cobra real (*Ophiophagus hannah*), el musang (*Paradoxurus hermaphroditus*), el gato leopardo (*Prionailurus bengalensis*) y el varano acuático (*Varanus salvator*).
- Corotipo 7 (C7): Corotipo distribuido en África central y Europa (Francia), compuesto por dos especies: el chimpancé (*Pan troglodytes*) y el loro gris africano (*Psittacus erithacus*). El motivo por el que un país europeo aparece pese a no estar dentro de la distribución autóctona de ambas especies es el decomiso de individuos productos de la cría ilegal en cautividad.
- Corotipo 8 (C8): Compuesto exclusivamente por la tortuga mora (*Testudo graeca*), este corotipo se distribuye en Marruecos y Reino Unido, en este último, nuevamente, debido a la cría ilícita en cautividad.
- Corotipo 9 (C9): Compuesto por 2 especies de reptiles, la tortuga angonoka (*Geochelone yniphora*) y la tortuga leopardo (*Geochelone pardalis*); este corotipo se distribuye en Madagascar (isla donde la tortuga de angonoka es endémica) y Japón, país del cual ninguna de estas tortugas es originaria.
- Corotipo 10 (C10): Este corotipo, distribuido por Asia meridional, está formado exclusivamente por la tortuga rusa (*Testudo horsfieldii*).
- Corotipo 11 (C11): Corotipo de distribución australiana, está representado por dos especies: la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) y el escinco del desierto (*Tiliqua rugosa*), ambas especies nativas de la zona.

- Corotipo 12 (C12): De distribución asiática, está compuesto por cinco especies (tres mamíferos, un reptil y un ave), que corresponden al halcón sacre (*Falco cherrug*), la tortuga elongada (*Indotestudo elongata*) el loris de Sonda (*Nycticebus coucang*), el leopardo de las nieves (*Uncia uncia*) y el saiga (*Saiga tatarica*).
- Corotipo 13 (C13): De distribución predominantemente de Asia meridional, este corotipo está formado por cuatro especies (tres mamíferos y un reptil), que corresponden a la tortuga estrellada de la India (*Geochelone elegans*), la pantera nebulosa (*Neofelis nebulosa*), el antílope tibetano (*Pantholops hodgsonii*) y el rinoceronte indio (*Rhinoceros unicornis*).
- Corotipo 14 (C14): Corotipo distribuido en las Islas Caimán, localizadas en el Caribe. Está formado exclusivamente por la pitón de la India (*Python molurus*), una especie asiática cuya distribución no se corresponde con la del corotipo. Esto es debido, nuevamente, al decomiso de animales fruto de la cría ilegal en cautividad.
- Corotipo 15 (C15): Formado por tres especies acuáticas: el cachalote (*Physeter macrocephalus*), la tortuga boba papuana (*Carettochelys insculpta*) y la tortuga verde (*Chelonia mydas*). El corotipo se encuentra distribuido tanto en el sudeste asiático como en América central, debido especialmente a que el rango de distribución de las dos especies marinas abarca tanto el océano atlántico como el índico.

Tabla 4.2 Presencia (P) y riqueza de especies (RS), en cada país considerado en el estudio, de los 15 corotipos detectados. Para ver el código de cada país, consúltase el **apéndice 1**.

Países	P1	RS1	P2	RS2	P3	RS3	P4	RS4	P5	RS5	P6	RS6	P7	RS7	P8	RS8	P9	RS9	P10	RS10	P11	RS11	P12	RS12	P13	RS13	P14	RS14	P15	RS15
AE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
AO	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
CD	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CM	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CN	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0
CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
ET	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GA	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GN	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ID	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
IN	1	2	1	1	1	6	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0
JM	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KE	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KH	1	3	1	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
KY	0	0	0	0	1	4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
KZ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0

LR	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MM	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
MW	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MY	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MZ	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NG	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NP	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
PH	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
RU	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
TJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TZ	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GB	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VN	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
ZA	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ZW	0	0	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

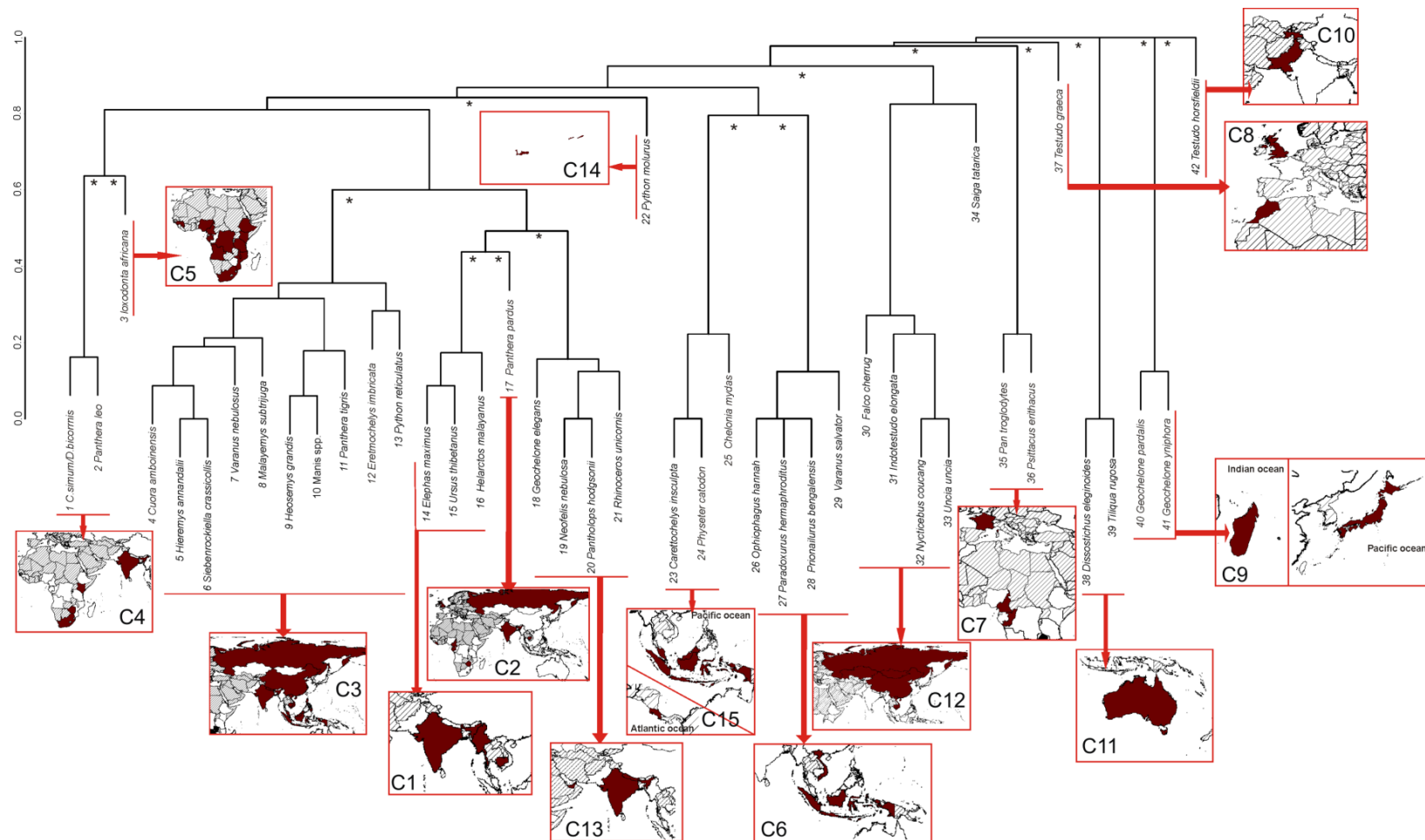


Figura 4.1 Dendrograma de clasificación que muestra los corotipos en que se agrupan los grupos de taxones según la similitud que muestran los países de origen, en los que bien son capturados en estado salvaje o han nacido en cautividad. La escala indica el nivel de disimilitud (= 1 – similitud). *: Corotipo determinado por similitudes intra-grupo significativas y segregaciones entre grupos ($P < 0,05$).

Relaciones entre corotipos y países de destino

El grafo resultante que muestra las conexiones entre corotipos y países demandantes se muestra en la figura 4.2. Los nodos de los países de destino varían en tamaño (al igual que el texto de la figura) según el grado de entrada de cada nodo, es decir, cuanto mayor es el número de corotipos cuyos taxones recibe el país de destino, más grande se ve reflejado ese nodo en el gráfico. Los países asiáticos tendieron a recibir taxones de corotipos similares, agrupándose en la zona central-derecha del grafo, mientras que los corotipos cuyos taxones eran importados por países europeos, EE.UU y Emiratos Árabes difieren total o parcialmente de los países asiáticos, mostrándose estos nodos en la parte central-izquierda del grafo. Los países que importaron taxones de un número menor de corotipos, o que menos relación tuvieron con el resto de países, se muestran en las partes más alejadas de la red.

El grosor de las aristas en el grafo muestra que China fue el país desde el que se importaron taxones de más corotipos (9), seguido por Reino Unido (7), Vietnam (7), Tailandia (6), EE.UU (6) y Japón (6). Trece países sólo importaron taxones de dos corotipos y 16 países de uno solo.

Desde los países asiáticos se ha tendido a importar taxones de corotipos con distribución asiática, aunque algunos de ellos, como China, Tailandia y Vietnam también han recibido taxones de corotipos de procedencia africana. Los países occidentales, sin embargo, han recibido taxones de más corotipos de origen africano, aunque algunos recibieron también taxones de corotipos total o parcialmente asiáticos.

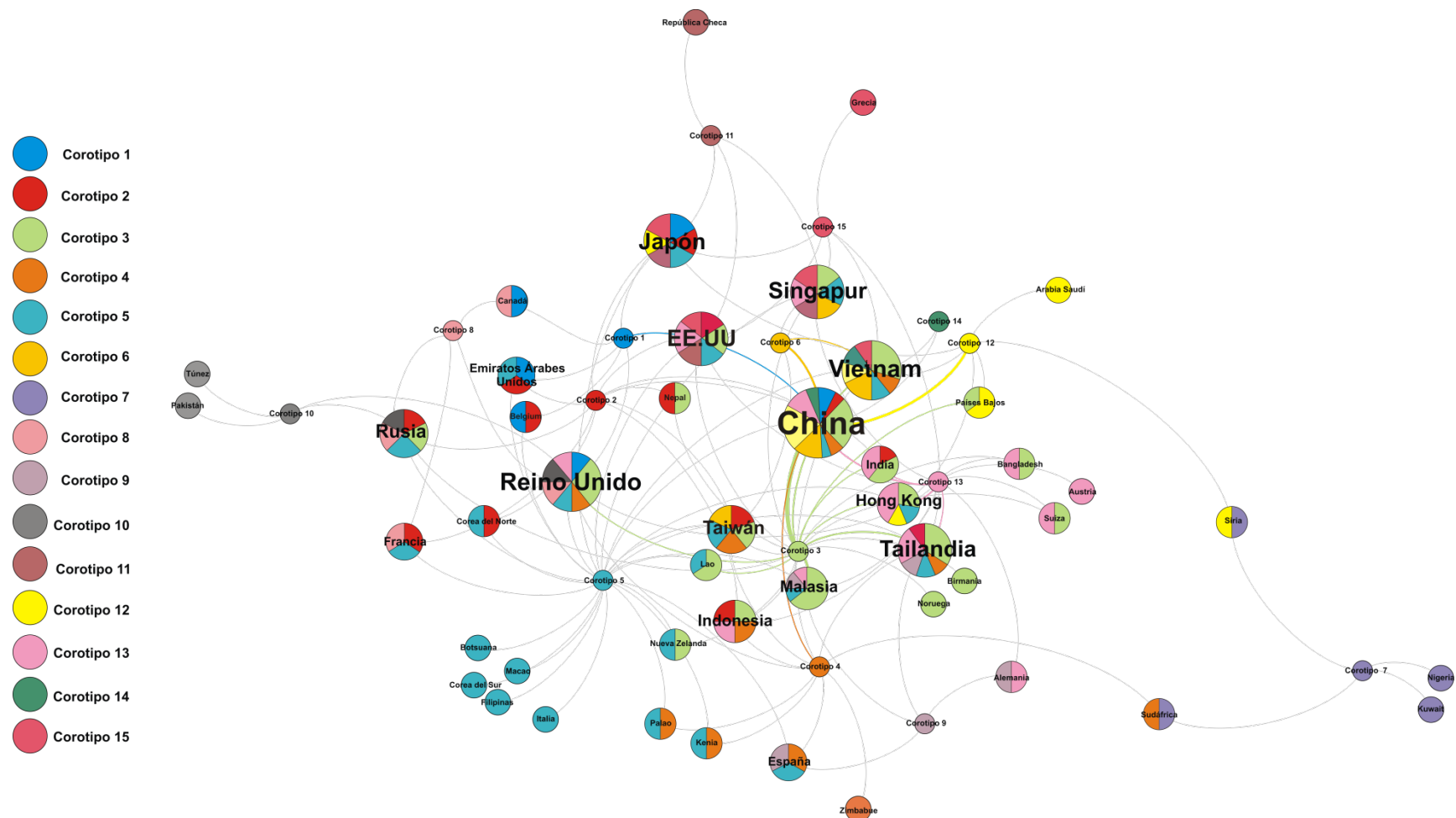


Figura 4.2 Grafo que representa las conexiones entre países de destino y corotipos cuyos taxones animales se han importado desde ellos. Se representa también la proporción en la que se demandan taxones cuya distribución pertenece a los distintos corotipos. Las aristas con mayor grosor (indicando éste el número de taxones que un corotipo "envía" al país de destino) han sido coloreadas para una mejor visualización.

DISCUSIÓN

Los patrones de distribución de los taxones objeto de tráfico ilegal

En el presente estudio se han empleado, por primera vez, técnicas de corología para identificar la existencia de patrones de distribución relativos a dónde se ubica el origen de las rutas de comercio ilegal, en referencia a la captura o crianza de especies animales. La mayor parte de los corotipos detectados proceden de taxones asiáticos y africanos, ambas regiones conocidas por participar de forma muy destacada en el tráfico ilegal de especies mediante la extracción ilegal de animales en su medio natural (Warchol & Johnson, 2009; Challender *et al.*, 2014; Gao & Clark, 2014; Shepherd *et al.*, 2017). En cambio, algunos corotipos (concretamente los corotipos 7, 8, 9 y 14) incluyen países de origen que no coinciden con los rangos de distribución naturales de los taxones involucrados (figura 4.1). Esto es debido a que el origen de los ejemplares intervenidos a menudo está en criaderos ilegales. En ocasiones, también podría ocurrir que ciertos ejemplares capturados fueran acompañados de permisos falsos orientados a blanquear la situación legal de la mercancía, lo que haría muy difícil determinar el verdadero origen del espécimen. Esta posibilidad es apoyada por el hecho de que todos los taxones localizados en origen fuera de su área de distribución natural corresponden a reptiles, un grupo conocido dentro del CIF por ser víctimas del blanqueo de especímenes para ser vendidos a centros de cría y poder posteriormente comerciar con sus descendientes (Lyons & Natusch, 2011). Más información sobre este tema puede verse en el **capítulo 3**.

En cuanto a los corotipos africanos, el que más destaca por la gran cantidad de países involucrados es el corotipo 5, formado exclusivamente por el elefante africano. Todos los países del África meridional se ven involucrados en la caza ilegal y posterior exportación de esta especie, especialmente por sus colmillos, cuyo marfil se usa principalmente con motivos ornamentales (Bennett, 2015; Hsiang & Sekar, 2016). Los otros corotipos de distribución parcial o totalmente africana (corotipos 2, 4 7 y 8) implican a pocos países en comparación, los cuales se localizaron en las regiones norte y central del continente africano.

En relación con los corotipos asiáticos, el más importante en número de taxones es el corotipo 3, compuesto por más de 10 taxones y distribuido en prácticamente todo el continente, a excepción de la región central. Este corotipo lo forman mayoritariamente reptiles, particularmente tortugas terrestres, pero también está formado por mamíferos como el pangolín y el tigre, dos de las especies diana en el CIF (Wong, 2015; Nijman *et al.*, 2016) (véase **capítulo 3 y 5** para más información).

Conexiones entre los países de destino y los corotipos de los que el mercado ilegal demanda taxones

Pese a que los registros de importación ilegal de fauna muestran que ésta implica a 39 países de todo el mundo, el grafo de la figura 4.2 muestra que sólo un pequeño porcentaje de los países demanda especies con gran diversidad de orígenes geográficos (como indica el hecho de su vinculación con un gran número de corotipos). Ello coincide con el hecho de que el CIF, en términos de volumen de comercio, parece estar ligado a muy pocos países alrededor del mundo, pese a ser considerado una problemática global (Phelps *et al.*, 2016). Una gran parte de los países, en cambio, apenas muestran vinculación con objetos de tráfico muy particulares. Es el caso, por ejemplo, de Botsuana, Corea del Sur, Macao, Filipinas e Italia, países geográficamente muy diversos que, como sedes de importación, se limitan al comercio de marfil de elefante (corotipo C5, figura 4.2); o Túnez y Pakistán, sólo relacionadas con el comercio de la tortuga rusa (corotipo 10, figura 4.2).

Centrando el análisis en los países importadores biogeográficamente más relevantes, el grafo de la figura 4.2 sugiere la existencia de dos grupos de países de acuerdo con el origen geográfico de los taxones importados. La mayor parte de los países asiáticos aparecen en la parte derecha del grafo, y son, en proporción, los países desde los que se demandó fauna con orígenes geográficos más diversos. La mayoría de los corotipos a los que está vinculada su importación procedieron de su propia región geográfica, lo que parece evidenciar un posible tráfico local o regional, como recogen varios estudios (Lee, 2015; Nijman *et al.*, 2016). Sin embargo, países como China y Vietnam importaron también animales procedentes de corotipos de continentes tan lejanos como África, América Central y Oceanía. En el otro lado del grafo tienden a distribuirse los países occidentales y de oriente medio, los cuales importaron taxones con corotipos

fundamentalmente africanos, y sólo algunos asiáticos. Este es el caso de países con una importante entrada portuaria y aérea como Reino Unido (Illes, 2016). Estos dos patrones tan bien definidos sugieren posibles motivos culturales e incluso económicos que podrían explicar por qué los países occidentales y de oriente medio parecen preferir unas especies mientras que los países asiáticos parecen decantarse por otras.

Si se observa el tipo de especies que se importan en los dos grupos, los países occidentales y de oriente medio se decantan por taxones de uso predominantemente ornamental (ya sea para fabricar objetos de lujo con varias partes del cuerpo como pieles y huesos; o bien animales vivos para mantenerlos como mascotas), mientras que los taxones importados por los países asiáticos se usan predominantemente para su consumo en alimentación, o para el uso de sus partes como ingredientes en medicinas tradicionales con gran popularidad en Asia (Hong & Roald, 2010). Conocer las preferencias de unos países con respecto a otros es crucial a la hora de diseñar medidas y campañas de concienciación para reducir el consumo, ya que las estrategias a tomar pueden ser muy diferentes entre los países occidentales y los orientales.

El análisis de corotipos puede ofrecer información relevante para identificar, de una manera más precisa, los diferentes tipos de mercado dentro del CIF, especialmente entre los países consumidores. Esto podría ayudar a optimizar el desarrollo de estrategias específicas para combatir CIF dentro de los países de destino de una manera mucho más eficiente, por ejemplo mediante el diseño de campañas de concienciación y de control de fronteras comunes en países con demandas similares dentro del CIF. La siguiente fase en este sentido podría consistir en identificar posibles motivos socioeconómicos que pueden explicar la participación de determinados países en el CIF. Un análisis más exhaustivo y profundo sobre los factores socioeconómicos que podrían estar detrás de este negocio ilícito puede encontrarse en el siguiente capítulo de la presente tesis doctoral.

BIBLIOGRAFÍA

- Abedi T. & Abedi R. (2015) Study on Floristic composition, Life form and Chorotype of Kishkhale Reserve area (Guilan province). *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, **8**, 47–51.
- Baroni-Urbani C. & Buser M.W. (1976) Similarity of Binary Data. *Systematic Zoology*, **25**, 251.
- Baroni-Urbani C., Rufo S. & Vigna-Taglianti A. (1978) Materiali per una biogeografia italiana fondata su alcuni generi di coleotteri cicindelidi, carabidi e crisomelidi. *Estratto della Memorie della Societa Entomologica Italiana*, **56**, 35–92.
- Bennett E.L. (2015) Legal ivory trade in a corrupt world and its impact on African elephant populations. *Conservation Biology*, **29**, 54–60.
- Challender D.W., Wu S.B., Nijman V. & MacMillan D.C. (2014) Changing behavior to tackle the wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 203–203.
- Gao Y. & Clark S.G. (2014) Elephant ivory trade in China: Trends and drivers. *Biological Conservation*, **180**, 23–30.
- Hong E.H.S. & Roald P.B. (2010) *When the West meets the East: Traditional Chinese Medicine from the perspective of Western Medicine: A literature review and personal observational pilot study*. Oslo University Hospital – The Norwegian Radium Hospital.
- Hsiang S. & Sekar N. (2016) Does Legalization Reduce Black Market Activity? Evidence from a Global Ivory Experiment and Elephant Poaching Data. National Bureau of Economic Research, Cambridge.
- Illes A. (2016) Wildlife Crime in the United Kingdom. European Union, Brussels.
- Jacomy M., Venturini T., Heymann S. & Bastian M. (2014) ForceAtlas2, a Continuous Graph Layout Algorithm for Handy Network Visualization Designed for the Gephi Software. *PLoS ONE*, **9**, e98679.
- Kreft H. & Jetz W. (2010) A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions. *Journal of Biogeography*, **37**, 2029–2053.
- Lee J. (2015) Poachers, Tigers and Bears ... Oh My! Asia's Illegal Wildlife Trade. *HeinOnline*, **16**, 497–516.
- Lyons J.A. & Natusch D.J.D. (2011) Wildlife laundering through breeding farms: Illegal harvest, population declines and a means of regulating the trade of green pythons (*Morelia viridis*) from Indonesia. *Biological Conservation*, **144**, 3073–

- Mariki S.B., Svarstad H. & Benjaminsen T.A. (2015) Elephants over the Cliff: Explaining Wildlife Killings in Tanzania. *Land Use Policy*, **44**, 19–30.
- Muñoz A.R., Real R., Olivero J., Márquez A.L., Guerrero J.C., Bárcena S.B. & Vargas J.M. (2003) Biogeographical zonation of African hornbills and their biotic and geographic characterisations. *Ostrich*, **74**, 39–47.
- Nadaf M., Mortazavi M. & Halimi M.K. (2011) Flora, life forms and chorotypes of plants of Salok protected area (North Khorassan Province Iran). *Pakistan journal of biological sciences*, **14**, 34–40.
- Nijman V. (2009) An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 1101–1114.
- Nijman V., Zhang M.X. & Shepherd C.R. (2016) Pangolin trade in the Mong La wildlife market and the role of Myanmar in the smuggling of pangolins into China. *Global Ecology and Conservation*, **5**, 118–126.
- Olivero J., Real R. & Márquez A.L. (2011) Fuzzy chorotypes as a conceptual tool to improve insight into biogeographic patterns. *Systematic Biology*, **60**, 645–60.
- Phelps J., Biggs D. & Webb E.L. (2016) Tools and terms for understanding illegal wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **14**, 479–489.
- Real R. (1999) Tables of significant values of Jaccard's index of similarity. *Miscellània Zoològica*, **22**, 29–40.
- Real R., Guerrero J.C. & Ramírez, J.M. (1992a) Identificación de fronteras bióticas significativas para los anfibios en la cuenca hidrográfica del sur de España. *Doñana, Acta Vertebrada*, **19**, 53–70.
- Real R., Marquez A.L., Estrada A., Muñoz A.R. & Vargas J.M. (2008) Modelling chorotypes of invasive vertebrates in mainland Spain. *Diversity and Distributions*, **14**, 364–373.
- Real R., Pleguezuelos J.M., & Fahd S. (1997) The distribution patterns of reptiles in the Rift region, northern Morocco. *African Journal of Ecology*, **35**, 312–325.
- Real R., Vargas J.M. & Guerrero J.C. (1992b) Análisis biogeográfico de clasificación de áreas y de especies. *Monografías de Herpetología*, **2**, 73–84.
- Rehman A., Jafar S., Raja N.A. & Mahar J. (2015) Use of DNA Barcoding to Control the Illegal Wildlife Trade: A CITES Case Report from Pakistan. *Journal of Bioresource Management*, **2**, 19–22.
- Rosen G.E. & Smith K.F. (2010) Summarizing the evidence on the international trade in

- illegal wildlife. *EcoHealth*, **7**, 24–32.
- Shepherd C.R., Connelly E., Hywood L. & Cassey P. (2017) Taking a stand against illegal wildlife trade: The Zimbabwean approach to pangolin conservation. *Oryx*, **51**, 280–285.
- Sneath P.H.A. & Sokal R.R. (1973) *Numerical Taxonomy: The Principles and Practice of Numerical Classification*. San Francisco, USA.
- TRAFFIC (2012) *TRAFFIC Bulletin. Seizures And Prosecutions: March 1997 – October 2012*.
- Warchol G. & Johnson B. (2009) Wildlife Crime in the Game Reserves of South Africa: A Research Note. *International Journal of Comparative and Applied Criminal Justice*, **33**, 143–154.
- Wasser S.K., Joseph Clark W., Drori O., Stephen Kisamo E., Mailand C., Mutayoba B. & Stephens M. (2008) Combating the illegal trade in African elephant ivory with DNA forensics. *Conservation Biology*, **22**, 1065–1071.
- Wong R.W.Y. (2015) The Organization of the Illegal Tiger Parts Trade in China. *British Journal of Criminology*, **56**, 995–1013.
- WWF (2002) Switching channels - Wildlife trade routes into Europe and the UK. WWF/TRAFFIC Report.
- Zhou Z.M., Johnson R.N., Newman C., Buesching C.D., Macdonald D.W. & Zhou Y. (2015) Private possession drives illegal wildlife trade in China. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **13**, 353–354.

CAPÍTULO 5

FACTORES SOCIOECONÓMICOS DEL COMERCIO ILEGAL DE FAUNA



Serpientes, bóvidos y otros ingredientes de origen animal y vegetal en un mercado del Estado de Mon, Birmania, el 19 de enero de 2017. Fuente: AFP

Este capítulo se basa en:

Lucrecia Souviron-Priego, John E. Fa, J. Mario Vargas y Jesús Olivero. En preparación.
Social-Economic Drivers of Illegal Wildlife Trade in Africa.

Lucrecia Souviron-Priego, John E. Fa, J. Mario Vargas y Jesús Olivero. En preparación.
Social-Economic patterns of Illegal Wildlife Trade worldwide.

RESUMEN

El comercio ilegal de animales silvestres y sus productos es insostenible y amenaza la supervivencia de muchas especies en peligro. Para frenar el comercio ilegal de fauna (CIF) en todo el mundo, es importante comprender las razones que podrían favorecer que algunos países participen como proveedores o consumidores. Mediante un enfoque hipotético-deductivo, se ha investigado qué factores socioeconómicos y culturales de un país pueden explicar su participación en el CIF, en función de hipótesis establecidas previamente por la literatura científica. Se han identificado 96 países que han participado en el CIF (ya sea como exportadores, intermediarios e importadores) entre los años 1996 y 2012, según los boletines de TRAFFIC (véanse detalles sobre esta organización y sus datos en el **capítulo 2**). El estudio se ha realizado en dos partes. La primera se ha enfocado en siete especies africanas, y la segunda extiende el interés a 42 especies procedentes de países de todo el mundo (incluyendo las siete africanas). La selección de especies se ha basado en la disponibilidad de datos y la relevancia comercial según TRAFFIC. Se propone como hipótesis iniciales que los países exportan especies ilegalmente principalmente por necesidades económicas; por la existencia de normativas laxas y corrupción; y por la facilidad de acceso a regiones con alta biodiversidad de fauna. Así mismo, se propone que los países importadores podrían demandar estas especies por motivos sociales relacionados con las economías emergentes; la corrupción; la demografía (es decir, los países que más fauna importan serían, simplemente, aquellos con tamaños de población humana mayor); y por motivos culturales ligados a la medicina tradicional asiática. En el caso de África, los resultados muestran que, entre 1996 y 2012, el tráfico ilegal de fauna africana ha implicado a 16 países exportadores y a 34 países importadores. En relación con la fauna mundial, se identifican 34 países exportadores y 44 consumidores. En ambos contextos, la situación económica aparece como factor motivador principal para la exportación, mientras que la demanda se correlaciona sobre todo con la demografía y con motivos culturales ligados a la medicina tradicional asiática. En el contexto definido por la fauna mundial, la participación como exportadores incorpora también como factor explicativo la debilidad institucional en la aplicación de la ley, mientras que los países demandantes parecen motivados también por las peculiaridades socio-económicas de una economía emergente. Los resultados sugieren que algunos países no recogidos en los boletines de TRAFFIC muestran condiciones socio-económicas favorables a su participación en el

tráfico ilegal de animales silvestres. Este patrón que se ha observado tanto en los análisis a nivel de especies africanas como a nivel mundial.

INTRODUCCIÓN

El comercio ilegal de fauna (CIF) es una de las principales amenazas para la biodiversidad y la conservación a nivel mundial (Challender *et al.*, 2014; Phelps *et al.*, 2016). El CIF genera millones de dólares de manera ilícita cada año, estando a menudo ligado a otras formas de crimen organizado, como el de las armas (South & Wyatt, 2011; Auliya *et al.*, 2016).

Pese a que el CIF afecta a un gran número de especies en todo el mundo, sólo las especies más emblemáticas, como los elefantes, rinocerontes y tigres, presentan gran interés mediático, mientras que la inmensa mayoría de las especies sujetas a tráfico pasan desapercibidas para la ciudadanía, lo que dificulta su conservación (Phelps *et al.*, 2016). Existen diferentes motivos por los que muchas especies de gran valor son cazadas y comerciadas ilegalmente. Algunas especies son capturadas con vida para ser vendidas como mascotas exóticas a particulares o coleccionistas privados, además de para exhibiciones ambulantes o zoológicos (Kisling Jr, 2000; Bush *et al.*, 2014; Annorbah *et al.*, 2016). Los productos de origen animal también se utilizan para ser vendidos como amuletos u otros objetos ornamentales, por ejemplo elementos de la vestimenta; además son utilizados como ingredientes en medicinas tradicionales y con otros propósitos (Mills & Jackson, 1994; Rosen & Smith, 2010; Zhang & Yin, 2014; Nijman *et al.*, 2016). Muchas especies también se cazan para consumo humano, una problemática conocida en inglés con el término de "bushmeat" (carne de monte) (Nielsen *et al.*, 2018). Parte de esa carne es transportada ilegalmente a otros países, sin los permisos necesarios y sin ningún tipo de control sanitario (Chaber *et al.*, 2010).

Una de las consecuencias directas del CIF es que numerosas especies no se están recuperando con rapidez suficiente como para contrarrestar las pérdidas (Wittemyer *et al.*, 2014). Este es el caso de los elefantes, los rinocerontes y los pangolines, que podrían llegar a extinguirse en las próximas décadas si el volumen de la demanda persiste (Warchol *et al.*, 2003; Wittemyer *et al.*, 2014; Hua *et al.*, 2015; Gross, 2018).

Monitorizar el CIF, tanto a nivel regional como a escala global, representa un gran desafío (Challender & MacMillan, 2014). Entidades como TRAFFIC, the wildlife

monitoring network (TRAFFIC, 2012) actualizan regularmente en sus bases de datos la información sobre casos ocurridos alrededor del mundo referente a decomisos de fauna y flora silvestre. Estos datos pueden ser utilizados para comprender los patrones de participación de los países en la oferta y la demanda tanto de especímenes completos como de partes de éstos. Los factores que determinan hasta qué punto un país puede estar o no involucrado en CIF no tienen por qué estar relacionados exclusivamente con la presencia de organizaciones criminales y de corrupción (Smith *et al.*, 2003). Condiciones socioeconómicas, tales como la creciente demanda de productos de lujo en países con economía emergente (países en vías de desarrollo), vínculos culturales muy arraigados en la sociedad, y la pobreza en las comunidades rurales e indígenas, podrían favorecer la interacción con dichas organizaciones (Challender *et al.*, 2014). Determinar que rol presenta cada uno de estos factores socioeconómicos y culturales puede ayudar a reorientar los esfuerzos institucionales para prevenir el CIF más allá de la aplicación de la legislación.

En este estudio se analiza una serie de factores socioeconómicos y culturales bien conocidos en la bibliografía que podrían explicar los patrones geográficos observados en el CIF, tanto en el contexto africano como en el mundial. Para ello se utiliza un enfoque hipotético-deductivo para caracterizar la participación de un país en el CIF. Finalmente, se analiza qué países son los más expuestos a factores socio-económicos que favorecen el vínculo con el CIF, y se analizan elementos que podrían explicar por qué países con un potencial socio-económico significativo para participar en el tráfico ilegal de especies no parecen estar relacionados con esta actividad.

METODOLOGÍA

Recopilación de datos

Se ha recopilado información sobre los decomisos más importantes reportados a través de TRAFFIC entre los años 1996 y 2012 (TRAFFIC, 2012). Los datos recogidos han sido: 1) Rutas de comercio (países de origen, intermediario y de destino); 2) especies decomisadas; 3) tipo de mercancía (especímenes vivos o productos animales); 4) cantidad decomisada; y 5) propósito al que iba destinado esa mercancía.

Especies

Se han obtenido datos sobre los 42 grupos taxonómicos (20 reptiles, 19 mamíferos, dos aves y un pez óseo) con más datos de incidencia en el CIF (véase la tabla 5.1). Cuarenta de estos grupos están formados por especies individuales. Las excepciones han sido los rinocerontes africanos (*Ceratotherium simum* y *Diceros bicornis*) y las cuatro especies de pangolín asiático (*Manis javanica*, *M. crassicaudata*, *M. pentadactyla* y *M. culionensis*), debido a que los boletines de TRAFFIC reportan datos sobre estos grupos mayoritariamente a nivel de género o familia. Analizar tan sólo información vinculada a especies concretas habría supuesto una pérdida considerable de datos sobre grupos animales muy emblemáticos, desde el punto de vista de la conservación. De los 42 taxones, se ha dispuesto de información sobre el origen de las capturas en el 26% de los casos, y de un 45% ha sido posible determinar el destino final. Todos los taxones han estado vinculados a, al menos, cinco casos de decomiso reportados. De entre las siete especies africanas (véase la tabla 5.1), el número de casos con datos conocidos de origen y de destino ha sido un 24% y 45%, respectivamente.

Tabla 5.1 Grupos de taxones más demandados en el comercio ilegal de fauna, de acuerdo con los decomisos e intervenciones compilados por TRAFFIC. Se muestra el número de casos en que cada taxón estuvo involucrado, el tipo de mercancía y el propósito del envío. MTA: medicina tradicional asiática; CON: consumo; CMO: carne de monte; ORN: ornamento; MAS: mascotismo.

Nombre científico	Nombre común	Nº de registros	Tipo de mercancía decomisada	Propósito
<i>Loxodonta africana</i> *	Elefante africano	163	Colmillos (marfil)	ORN
<i>Manis</i> spp	Pangolín asiático (todas las especies)	148	Animales vivos, escamas, carne	MTA, CMO
<i>Panthera tigris</i>	Tigre	141	Huesos, pieles	ORN, MTA
<i>Panthera pardus</i> *	Leopardo	83	Huesos, pieles	ORN, MTA
<i>C. simum</i> / <i>D. bicornis</i> *	Rinoceronte blanco y negro	31	Cuernos	MTA

<i>Geochelone elegans</i>	Tortuga estrellada de la India	38	Animales vivos	MAS, MTA
<i>Pantholops hodgsonii</i>	Antílope tibetano	26	Pieles, lana	ORN
<i>Ursus thibetanus</i>	Oso tibetano	22	Bilis, patas, animales vivos	ORN, MTA
<i>Elephas maximus</i>	Elefante asiático	19	Colmillos (marfil)	ORN, MTA
<i>Testudo graeca*</i>	Tortuga mora	16	Animales vivos	MAS
<i>Varanus salvator</i>	Varano acuático	15	Animales vivos, carne de monte	CMO; MAS, MTA
<i>Rhinoceros unicornis</i>	Rinoceronte indio	14	Cuernos	MTA
<i>Saiga tatarica</i>	Saiga	14	Cuernos	MTA
<i>Cuora amboinensis</i>	Tortuga de caja del sureste asiático	12	Animales vivos, carne, caparazón	CMO; ORN; MAS, ATM
<i>Panthera leo*</i>	León	12	Huesos, pieles	ORN, MTA, CMO; ORN, MTA
<i>Chelonia mydas</i>	Tortuga verde	11	Carne, caparazón	ORN; MTA
<i>Helarctos malayanus</i>	Oso malayo	11	Patas, dientes	ORN; MTA
<i>Heosemys grandis</i>	Tortuga asiática gigante	10	Animales vivos	MAS, MTA
<i>Malayemys subtrijuga</i>	Tortuga come-caracol del Mekong	10	Animales vivos	MAS, MTA
<i>Testudo horsfieldii</i>	Tortuga rusa	10	Animales vivos	MAS; MTA
<i>Uncia uncia</i>	Leopardo de las nieves	10	Huesos, pieles	ORN; MTA
<i>Dissostichus eleginoides</i>	Merluza negra	9	Carne	CON
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tortuga carey	9	Caparazones, carne	CMO; ORN, MTA
<i>Geochelone yniphora</i>	Tortuga angonoka	9	Animales vivos	MAS

<i>Nycticebus coucang</i>	Loris de Sonda	9	Animales vivos	MAS, MTA
<i>Siebenrockiella crassicolis</i>	Tortuga negra de pantano	9	Animales vivos, caparazón, carne de monte	CMO; ORN; MAS, MTA
<i>Carettochelys insculpta</i>	Tortuga boba papuana	8	Animales vivos	CMO, MAS, MTA
<i>Geochelone pardalis</i>	Tortuga leopardo	8	Animales vivos	MAS, MTA
<i>Hieremys annandalii</i>	Tortuga del templo de cabeza amarilla	8	Animales vivos	MAS
<i>Pan troglodytes*</i>	Chimpancé común	8	Carne de monte, animales vivos, cráneos	MAS, CON, ORN
<i>Prionailurus bengalensis</i>	Gato leopardo	8	Pieles	ORN, MTA
<i>Varanus nebulosus</i>	Monitor nublador	8	Animales vivos, pieles	ORN; MAS
<i>Indotestudo elongata</i>	Tortuga elongada	7	Animales vivos	MAS, MTA
<i>Falco cherrug</i>	Halcón sacre	6	Animales vivos	MAS
<i>Neofelis nebulosa</i>	Pantera nebulosa	6	Huesos, pieles	ORN; MTA
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	6	Dientes (marfil)	ORN
<i>Python molurus</i>	Pitón de la India	6	Animales vivos	MAS, MTA
<i>Python reticulatus</i>	Pitón reticulada	6	Animales vivos, pieles	ORN; MAS, MTA
<i>Tiliqua rugosa</i>	Escinco del desierto	6	Animales vivos	MAS
<i>Ophiophagus hannah</i>	Cobra real	5	Animales vivos, pieles	ORN; MAS, MTA
<i>Paradoxurus hermaphroditus</i>	Musang	5	Animales vivos	MAS
<i>Psittacus erithacus*</i>	Loro gris africano	5	Animales vivos, plumas	ORN; MAS

* Especies (cuatro mamíferos, un ave y un reptil) analizadas en el análisis del tráfico ilegal de fauna africana.

Países involucrados

Análisis del tráfico de fauna africana

De acuerdo a los datos recopilados de boletines de TRAFFIC, un total de 30 países africanos han estado involucrados en el CIF de los siete taxones antes mencionados. De ellos, 16 fueron clasificados como exportadores, cinco como importadores y 14 como intermediarios. Los países africanos exportadores se localizaron principalmente en las regiones central y suroriental del continente (figura 5.1). Camerún exportó el mayor número de taxones, Gabón y Tanzania exportaron mayor cantidad de individuos, mientras que Zimbabwe y Sudáfrica exportaron en igual medida un número elevado de taxones e individuos. Fuera de África, de los 66 países que aparecieron en los boletines de TRAFFIC, 29 se clasificaron como importadores y el resto como intermediarios. Los países importadores se localizaron principalmente en el hemisferio norte (figura 5.1). La mayor demanda en número de taxones y de individuos se centró predominantemente en Asia central y en el sur-sudeste asiático. Algunos países de Europa y Rusia importaron un gran número de taxones, pero no de ejemplares. Norteamérica importó un número intermedio de taxones y de ejemplares. Algunos países africanos (por ejemplo Sudáfrica y Kenia) recibieron parte de la fauna salvaje que se capturó en el continente.

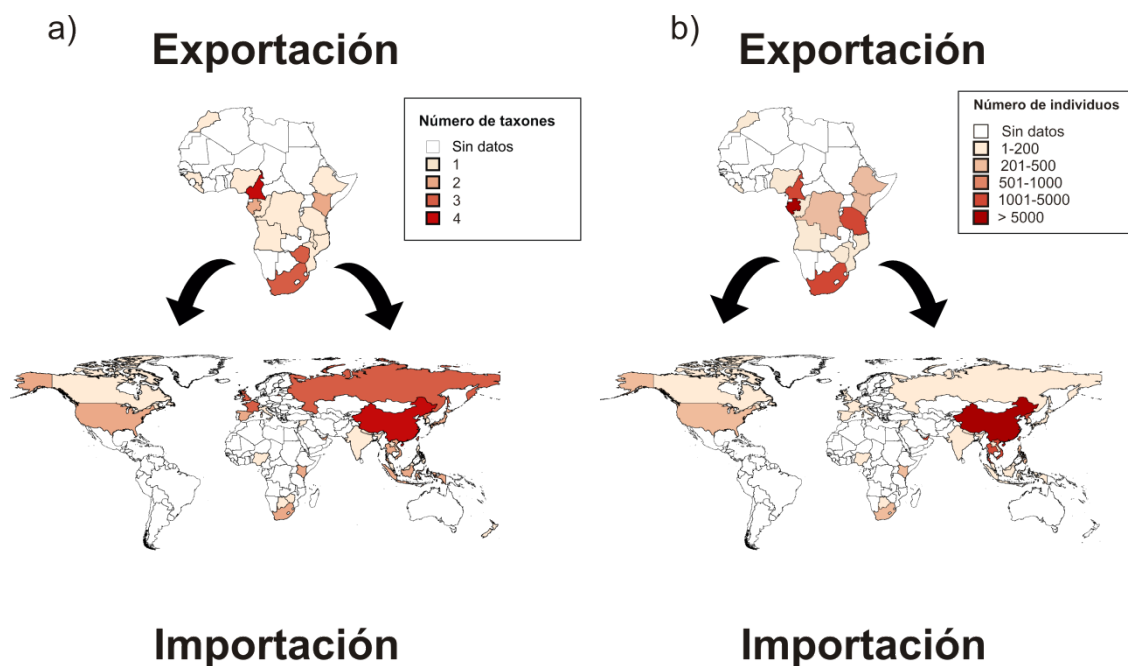


Figura 5.1 Países exportadores africanos y destino final. Se representa el número de taxones (a) y de individuos (b) comercializados ilegalmente. La demanda es más acentuada en los países con desarrollo medio-alto que en los países menos desarrollados económicamente.

Análisis del tráfico de fauna mundial

Al menos 96 países distribuidos alrededor del mundo estuvieron involucrados en el CIF de los taxones antes mencionados (ver **apéndice 3**). De estos países, 34 fueron considerados exportadores, 44 importadores, y el resto intermediarios. Los países exportadores se localizaron mayoritariamente en África central y austral, en Asia y en Oceanía. El sudeste asiático exportó el mayor número de taxones, mientras que Oceanía (especialmente Australia) y el sur-sudeste asiático suministraron una mayor cantidad de individuos. La importación prevaleció en todo el hemisferio norte, especialmente en Asia, Norteamérica y, en menor medida, Europa occidental. China fue el país significativamente más demandante de CIF, tanto en número de taxones como de individuos (figura 5.2).

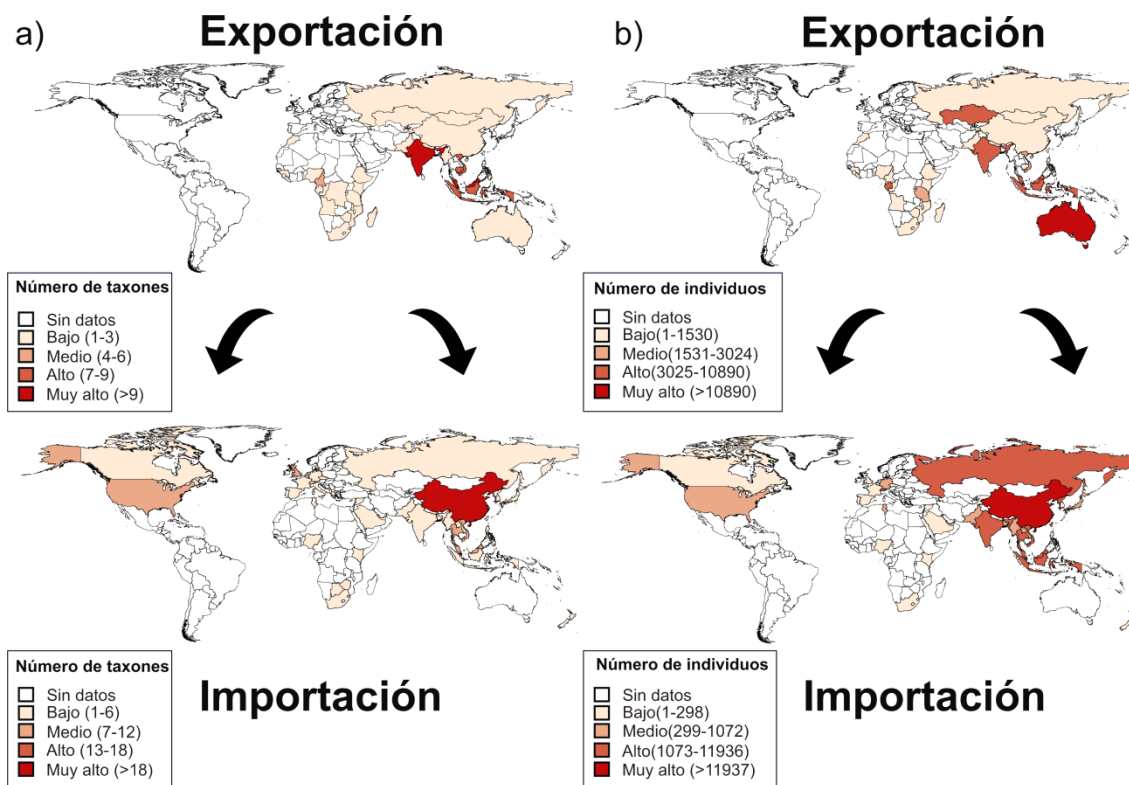


Figura 5.2 Países exportadores e importadores a nivel internacional. Se representa el número de taxones (a) y de individuos (b) comercializados ilegalmente. Se aprecia que la demanda es mayor en los países de desarrollo medio-alto que en los países menos desarrollados económicamente.

Análisis de datos

Hipótesis, variables y relaciones esperadas entre ellas

Se han propuesto varias hipótesis (las cuales han sido previamente identificadas en la literatura científica) para explicar qué factores pueden motivar que un país esté vinculado al CIF. Las hipótesis consideradas en relación con la exportación son las siguientes:

- Las necesidades económicas de la población: Se ha considerado que, por los ingresos económicos que genera el CIF, aquellos países con un mayor nivel de pobreza podrían ser más susceptibles a la participación, especialmente dentro las comunidades rurales (Challender *et al.*, 2014; Phelps *et al.*, 2016).
- El fácil acceso a especies demandadas: Si se asume que la protección de la fauna por parte de la administración dificulta su captura, los países con menor

porcentaje de áreas protegidas en sus dominios serán mucho más susceptibles a la caza indiscriminada de especies, tanto para el autoconsumo como para la venta a países extranjeros (Watson *et al.*, 2014).

- La debilidad institucional en la aplicación de la ley: Se consideró que aquellos países cuya legislación es laxa, y en los que hay mayor corrupción en la administración, pueden estar más vinculados en la participación del CIF que aquellos países con legislaciones más estrictas y correctamente aplicadas (Price, 2017). Estas condiciones facilitarían el éxito del comercio ilegal, y por tanto la motivación de los agentes implicados.

Por otra parte, se han propuesto las siguientes hipótesis para explicar la importación:

- La demanda de artículos de lujo en países de economía emergente: Los países importadores pueden verse influidos por el aumento del consumo de artículos de lujo de origen animal, especialmente en aquellos países que están actualmente experimentando un gran desarrollo económico (Challender *et al.*, 2014; Jiang *et al.*, 2015; Williams *et al.*, 2015).
- La débil aplicación de la ley por parte de las instituciones competentes: De la misma manera que se propone en el caso de la exportación, los países con una legislación de protección ambiental débil junto a una incorrecta aplicación de esa legislación podrían ver favorecida su participación en el CIF (Bennett, 2015a).
- La presión demográfica: La causa sería puramente probabilística, explicada por la correlación positiva entre el tamaño de la población y la demanda.
- Demanda de origen cultural, particularmente por consumidores de medicina tradicional asiática: La medicina tradicional asiática es uno de los principales motivos de la demanda de muchísimas especies alrededor del mundo; ya que una gran cantidad y variedad de ingredientes de origen animal se siguen utilizando para tratar dolencias de diversa índole. De esta forma, se ha considerado que los países asiáticos, o aquellos con poblaciones migrantes de países con gran tradición en el uso de estas medicinas alternativas, podrían estar vinculados al CIF con mayor probabilidad (Sodhi *et al.*, 2004; Challender *et al.*, 2015).

Se propone una serie de predicciones observables, cada una de ellas vinculada a una hipótesis concreta, cuyo cumplimiento sugeriría un papel significativo de dicha hipótesis a la hora de explicar la participación de los países en el CIF. Dichas predicciones se han basado en 17 variables, que describen particularidades socioeconómicas y culturales de cada país en cuanto a su gobernabilidad, desarrollo económico, población e inmigración. La lista de variables empleadas y las fuentes utilizadas para su obtención se muestra en la tabla 5.2. La relación esperada entre cada variable y la participación de los países en el CIF, de acuerdo con las asunciones de cada hipótesis, se expone en la tabla 5.3. Se ha calculado el promedio de los valores mostrados por cada variable en cada año del periodo de estudio (1996-2012). Para más información sobre cada variable, puede consultarse el **apéndice 4**.

Tabla 5.2 Variables socioeconómicas y culturales utilizadas para analizar las posibles motivaciones de algunos países en la hora de implicarse a la exportación e importación de fauna silvestre.

Código	Variable	Fuente
Area_Prot	Áreas protegidas terrestres y marinas (%)	1
Estab_pol	Estabilidad política y ausencia de violencia o terrorismo (rango*)	1
Efec_Gube	Efectividad gubernamental (rango*)	1
Cali_Regu	Calidad regulatoria (rango*)	1
Est_Der	Estado de derecho (rango*)	1
Cont_Corru	Control de la Corrupción (rango*)	1
Pobr_Urba	Brecha de pobreza a nivel de la línea de pobreza urbana (%)	1
Pobr_Rura	Brecha de pobreza a nivel de la línea de pobreza rural (%)	1
PIB_Capi	PIB per capita (dólares americanos a precios actuales)	1
Tasa_Alfa	Tasa de alfabetización, total de adultos (%)	1
Pobl_Acti	Tasa de población activa (%)	1
Dese_Homb	Desempleo en varones (%)	1
Prod_Alim	Índice de producción de alimentos **	1
Prod_Cose	Índice de cosecha**	1
Prod_Anim	Índice de producción animal**	1

Pobl_Tota	Población total (nº de individuos)	1
Pobl_Asia	Población culturalmente vinculada a la medicina tradicional asiática (nº de individuos)	2, 3

Fuentes: 1. Banco Mundial (<http://data.worldbank.org/indicator>). 2. Naciones Unidas (proporcionado por Migration Policy Institute) (<http://data.un.org/> y <http://www.migrationpolicy.org/>). 3. Literatura utilizada (Chaudhury & Rafei, 2001; Van Song, 2008; Nijman, 2009; Meng *et al.*, 2012). *Estimación de la gobernanza [oscila entre -2,5 (débil) y 2,5 (fuerte) de desempeño en gobernanza]. **Índice 2004-2006 = 100, en periodo base. La demanda potencial de medicina tradicional asiática se ha determinado utilizando el número de habitantes (residentes e inmigrantes legales) de China, Laos, Singapur, Corea del Sur, Tailandia y Vietnam (es decir, países que emplean productos de animales salvajes como ingredientes en medicina). Para más información sobre las variables seleccionadas, consúltese el **apéndice 4**.

Se espera, por tanto, que la corroboración de una hipótesis venga determinada por la relación significativa entre la variable dependiente (es decir, la participación vs. no participación de los países en CIF) y alguna de las variables vinculadas a la hipótesis en particular. La relación esperada puede ser positiva o negativa, y también mostrar una tendencia lineal o unimodal, dependiendo de la hipótesis (véase la tabla 5.3). En todos los casos, la participación de los países como exportadores o importadores se ha analizado por separado. En el caso de África, se han considerado 30 países africanos para la exportación, y los países de todo el mundo con participación directa o indirecta en el CIF según los registros de TRAFFIC (n = 96) para la importación. En el análisis basado en fauna mundial, todos los países mencionados por TRAFFIC (n = 96) han sido considerados tanto para la exportación como para la importación.

Tabla 5.3 Hipótesis propuestas para explicar la participación de los países en el comercio ilegal de fauna; variables utilizadas para probar cada hipótesis; y respuesta esperada de la participación en el CIF a las variables, según cada hipótesis. Las abreviaturas se pueden consultar en la tabla 5.2.

Participación	Hipótesis	Variable	Respuesta esperada
Exportación	Fácil acceso a las	Area_Prot	Negativa

	especies demandadas		
Exportación	Necesidades económicas	Pobr_Rura	Positiva
		Pobr_Urba	Positiva
		PIB_Capi	Negativa
		Prod_Alím	Negativa
		Prod_Cose	Negativa
		Prod_Anim	Negativa
		Dese_Homb	Positiva
		Pobl_Acti	Negativa
		Tasa_Alfa	Negativa
Exportación/Importación	Aplicamiento débil de la ley y corrupción	Estab_pol	Negativa
		Efec_Gube	Negativa
		Cali_Regu	Negativa
		Est_Der	Negativa
		Cont_Corru	Negativa
Importación	Economías emergentes	Pobr_Rura	Unimodal
		Pobr_Urba	Unimodal
		PIB_Capi	Unimodal
		Prod_Alím	Unimodal
		Prod_Cose	Unimodal
		Prod_Anim	Unimodal
		Pobl_Acti	Unimodal
		Cali_Regu	Unimodal
Importación	Demografía	Pobl_Tota	Positiva
Importación	Razones culturales	Pobl_Asia	Positiva

Evaluación de las hipótesis explicativas

La relación entre la variable dependiente y cada variable independiente (tabla 5.3) se ha analizado utilizando regresiones logísticas (ecuación 5.1):

$$P = \frac{e^y}{(1+e^y)} \quad (\text{Ecuación 5.1})$$

donde P es la probabilidad de que un país específico participe en el CIF, e es la base del logaritmo natural, e^y es un polinomio (la “función logit”) como el que se muestra en la ecuación 5.2:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x \quad (\text{Ecuación 5.2})$$

donde β_0 es una constante, y β_1 es el coeficiente de la variable predictiva x (Tabachnick & Fidell, 2013). Si la respuesta pronosticada de la variable dependiente es unimodal (ver tabla 5.3), el logit se corresponde, en cambio, con la ecuación 5.3:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x + \beta_2 x^2 \quad (\text{Ecuación 5.3})$$

donde β_2 es el coeficiente de x^2 . La importancia de la bondad del ajuste de la regresión logística se ha evaluado mediante el uso de una χ^2 .

Se ha compensado el aumento del error de tipo I debido a múltiples pruebas utilizando la corrección de Bonferroni (Dunn, 1959, 1961), probando cada hipótesis individual a un nivel de significación α/m , donde α es la significación global deseada ($\alpha = 0,05$) y m es el número de variables predictoras propuestas para probar la hipótesis correspondiente.

En los casos en que se ha verificado más de una hipótesis (cada una representando un factor explicativo diferente), a través de regresiones logísticas significativas, se ha analizado la contribución relativa de cada factor mediante un análisis de partición de la variación (Legendre, 1993), siguiendo el procedimiento propuesto por Muñoz *et al.* (2005). Para ello, se ha realizado una nueva regresión logística múltiple sobre un conjunto de variables predictoras de forma simultánea. Dicho conjunto ha constado de una variable por cada una de las hipótesis significativamente relacionadas con la participación de los países en el CIF. En caso de estar representada una hipótesis por más de una variable, se ha considerado la más significativamente relacionada con la participación (de acuerdo con la prueba de puntuación de Rao). Finalmente, se ha calculado qué parte de esta regresión múltiple puede explicarse por el efecto puro de

cada factor y qué proporción es claramente atribuible a más de un factor (es decir, a la intersección de dos o más hipótesis que podrían presentar cierto grado de correlación). Detalles sobre los cálculos efectuados para el análisis de la partición de la variación pueden encontrarse en Muñoz *et al.* (2005).

Potencial socioeconómico para participar en el CIF

Cuando ha podido caracterizarse la participación de los países en el CIF a través de las hipótesis propuestas, se ha construido un modelo descriptivo que evalúe el potencial socio-económico de cada país para ser exportador o importador. El objetivo ha sido localizar países que pudieran tener un potencial alto para participar en este negocio, incluidos aquellos excluidos de los registros de TRAFFIC. En este análisis se han considerado todas las hipótesis significativamente ligadas a la participación en el CIF, cada una de ellas representada por una variable predictora (seleccionada, al igual que en el análisis de la partición de la variación, a través de la prueba de puntuación de Rao). Esto se ha realizado de forma independiente para la exportación y la importación. La potencialidad socioeconómica de participar en el CIF se ha calculado utilizando la función de favorabilidad (Real *et al.*, 2006; Acevedo & Real, 2012), la cual se define mediante la ecuación 5.4:

$$F = \frac{\frac{P}{1-P}}{\binom{n_1}{n_0} + \left(\frac{P}{1-P}\right)} \quad (\text{Ecuación 5.4})$$

donde F (= favorabilidad) es el grado en que las condiciones socioeconómicas son favorables para la participación en la exportación o importación ilegal, P es la probabilidad de que un país participe, y n_1 y n_0 son el número de países participantes y no participantes, respectivamente. F se define como el grado en que los factores explicativos incrementan la probabilidad P de que el hecho analizado ocurra en relación con su prevalencia o probabilidad puramente estadística, definida a su vez como $n_1 / (n_0 + n_1)$ (Acevedo & Real, 2012). P se ha calculado mediante regresión logística por pasos hacia delante. De esta forma, con el fin de evitar redundancias, las variables se han ido incorporando paso a paso en la ecuación, y sólo se ha permitido la inclusión de variables nuevas con capacidad explicativa adicional con respecto a la de las variables

ya incluidas en el paso anterior. Esta capacidad se ha evaluado mediante el criterio del doble negativo del logaritmo de la verosimilitud (Hosmer & Lemeshow, 2000).

La evaluación de los modelos de exportación e importación se ha basado en su capacidad de discriminación y de clasificación. Se ha utilizado el área bajo la curva ROC, o AUC, para evaluar la capacidad de discriminación (Lobo *et al.*, 2008). La capacidad de clasificación se ha cuantificado utilizando cuatro índices diferentes: sensibilidad (proporción de presencias correctamente clasificadas), especificidad (proporción de ausencias correctamente clasificadas), tasa de clasificación correcta o TCC (proporción de presencias y ausencias correctamente clasificadas) y el coeficiente Kappa de Cohen (que tiene en cuenta las posibilidades de clasificaciones correctas aleatorias). Como umbral de clasificación correcta se ha utilizado el valor 0,5 de favorabilidad, por ser éste el que define el punto a partir del cual la probabilidad debida a los factores explicativos es mayor que la prevalencia. Finalmente, los valores de favorabilidad han sido extrapolados a los países no incluidos en el análisis por estar ausentes en los registros de TRAFFIC, de acuerdo con las variables socioeconómicas involucradas. Dicha extrapolación se ha realizado mediante la ecuación 5.5 (Real *et al.*, 2006), utilizando como y la función logit proporcionada por la regresión logística por pasos, y considerando los valores de n_1 y n_0 correspondientes a la variable dependiente utilizada:

$$F = \frac{e^y}{\left[\left(\frac{n_1}{n_0}\right) + e^y\right]} \quad (\text{Ecuación 5.5})$$

RESULTADOS

Análisis del tráfico ilegal de fauna africana

Evaluación de las hipótesis explicativas

Se ha encontrado una relación significativa y positiva entre las necesidades económicas de los países exportadores africanos y el CIF, siendo la pobreza a nivel rural y urbano los indicadores con mayor peso. Por su parte, la importación ha estado

significativamente relacionada con la demografía (es decir, se ha encontrado una correlación positiva con la población total) y con motivaciones culturales (es decir, hay una relación positiva con la medicina tradicional asiática) (tabla 5.4). El análisis de partición de la variación referido a la importación indica que el 57,1% de la participación de los países se podría explicar exclusivamente por la demografía, el 36% exclusivamente por razones culturales, y el 6,9% indistintamente por ambos factores (figura 5.3).

Tabla 5.4 Factores con variables significativas, significación de la bondad de ajuste (p) y signo observado de la relación para la comprobación de hipótesis. Abreviaturas como en la tabla 5.2.

Participación	Factor	Variable	p	Respuesta
Exportación	Necesidades económicas	Pobr_Urba	5.34×10^{-8}	Positiva
		Pobr_Rura	1.51×10^{-7}	Positiva
Importación	Demografía	Pobl_Tota	1.42×10^{-4}	Positiva
Importación	Razones culturales	Pobl_Asia	5.71×10^{-8}	Positiva

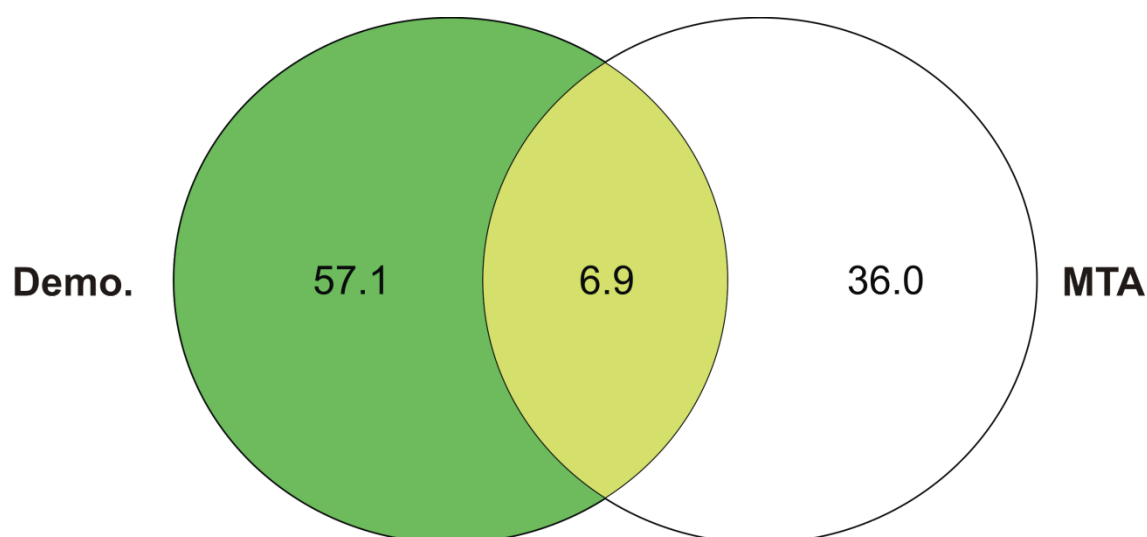


Figura 5.3 Análisis de partición de la variación realizado sobre el modelo de importación de fauna africana. Los valores mostrados en los diagramas son los porcentajes de variación explicados exclusivamente por la demografía (Demo.), por la

vinculación con la medicina tradicional asiática (MTA) y por la intersección entre ambos factores.

Potencial socioeconómico para participar en el CIF

En la figura 5.4 se muestran los valores de favorabilidad socioeconómica (aquí interpretados como grado de potencialidad) para la participación de los países en la exportación e importación. Se incluye en ellas la extrapolación a países no incluidos en los boletines de TRAFFIC. Ambos modelos han mostrado una alta capacidad de discriminación ($AUC > 0,8$) (ver tabla 5.5). El modelo de exportación, basado en la pobreza rural, ha mostrado una alta capacidad de clasificación, siendo tanto la sensibilidad como la especificidad $> 0,8$. El modelo de importación incluyó la población total y la población culturalmente vinculada culturalmente con la medicina tradicional asiática, mostrando una alta especificidad ($> 0,8$) y un valor de sensibilidad discreto (0,6).

Tabla 5.5 Índices utilizados para evaluar la capacidad de discriminación (área bajo la curva o AUC) y de clasificación (kappa de Cohen, sensibilidad, especificidad, y tasa de clasificación correcta o TCC) de los modelos calculados para la exportación y la importación de fauna africana.

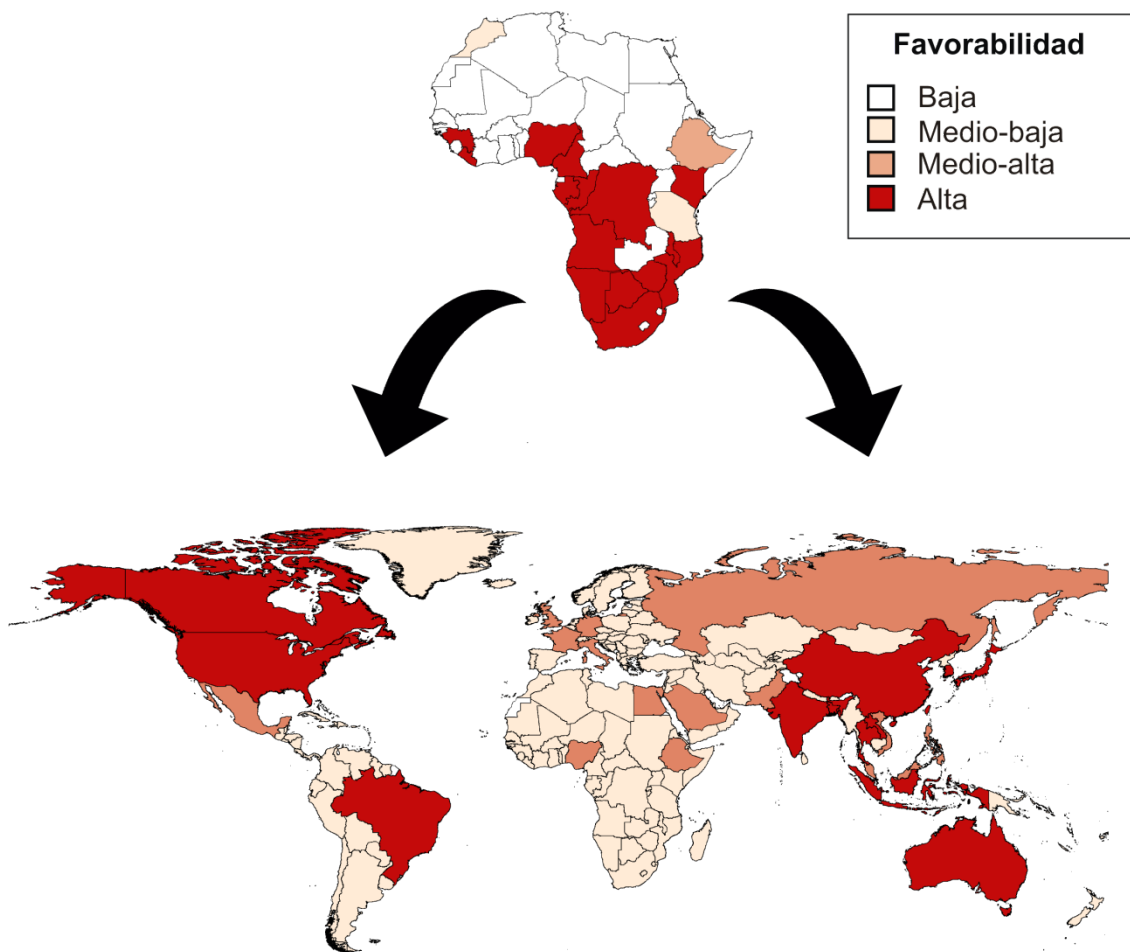
	AUC	Kappa	Sensibilidad	Especificidad	TCC
Exportación	0,978	0,800	0,875	0,928	0,900
Importación	0,809	0,526	0,618	0,887	0,792

Las circunstancias socioeconómicas que favorecen la vinculación de países africanos con la exportación ilegal de vida silvestre (considerando como umbral de potencialidad alta los valores de $F > 0,8$) parecen ser más importantes para los países de África central y meridional. Por el contrario, los países del norte de África muestran valores de potencialidad bajos ($F < 0,2$). Sólo tres países presentan valores de potencialidad intermedios (F entre 0,2 y 0,8): Etiopía, Marruecos y Tanzania. Namibia es el único país que, sin constar en los registros de TRAFFIC como exportador, muestra un alto potencial socioeconómico ($F > 0,8$) para participar en dicha actividad.

Todos los países del mundo han presentado al menos valores de potencialidad socioeconómica media-baja (0,2 - 0,5) en relación con la importación ilegal de fauna

africana. El potencial más alto se ha registrado en Asia oriental y suroriental, Australia, América del Norte (EE.UU. y Canadá) y Brasil, aunque este último no participa en el CIF según los registros de TRAFFIC. En cambio, valores de potencialidad media-alta se dan fundamentalmente en algunos países africanos (Egipto, Nigeria y Etiopía) y europeos (Reino Unido, Francia, Alemania, Italia y Rusia), junto con México, Pakistán, Vietnam y Malasia.

Exportación



Importación

Figura 5.4 Modelo de favorabilidad que define la potencialidad socioeconómica de los países del mundo a la hora de exportar e importar ilegalmente fauna africana. Los valores de favorabilidad para cada categoría son los siguientes: bajo ($<0,2$), medio-bajo ($0,2 - 0,5$), medio-alto ($0,5 - 0,8$) y alto ($> 0,8$).

Análisis global del tráfico ilegal de fauna

Evaluación de las hipótesis explicativas

Se detecta una relación significativa de las necesidades económicas y la débil aplicación de la ley en los países exportadores. El análisis de partición de la variación de la exportación (figura 5.5) muestra una intersección destacable, de un 63,2%, entre los efectos de ambos factores. Pese a ello, ambos factores siguen teniendo una capacidad explicativa individual, ya que las necesidades económicas explican aún por sí mismas un 27,7 % mientras que la aplicación laxa de la ley explica por sí misma un 9,1% de la variación.

Por otro lado, la participación de los países importadores en el CIF parece motivada principalmente por la demanda de objetos de lujo de origen animal en países con economía emergentes, así como por la demanda de ingredientes para la medicina tradicional asiática (tabla 5.6), si bien también es significativa la influencia estadística de la demografía (es decir, la demanda es mayor en países más poblados). Los efectos puros de estos tres factores sobre la participación en importación ilegal se calculan en el 39,2%, el 39,5% y el 11,8%, respectivamente. Tanto el carácter emergente de los países implicados como la demografía solapan su capacidad explicativa con la medicina tradicional en aproximadamente un 21%, al mismo tiempo que se oscurecen entre sí (es decir, describen de forma simultánea potencialidad positiva y negativa, para algunos países, en relación con su participación como importador de CIF).

Tabla 5.6 Tipo de participación y factores con variables significativas, Significación (*p*) y respuesta observada. Las variables en negrita se han seleccionado para el análisis de partición de la variación. Las variables introducidas en modelos de favorabilidad están marcadas con un asterisco. Abreviaturas como en la tabla 5.2.

Participación	Hipótesis	Variable	<i>p</i>	Respuesta
Exportación	Necesidades económicas	Pobr_Urba	5,25 x 10 ⁻¹⁰	Positiva
		Pobr_Rura *	1,73 x 10⁻¹⁰	Positiva
		PIB_Capi	1,44E x 10 ⁻⁷	Negativa
		Tasa_Alfa	0,002172	Negativa
Exportación	Débil aplicación de la ley	Estab_pol	0,000007	Negativa
		Efec_Gube	0,000007	Negativa
			0,000007	Negativa
		Cali_Regu		
		Est_Der *	2,79 x 10⁻⁷	Negativa
		Cont_Corru	6,61x 10 ⁻⁷	Negativa
Importación	Economías emergentes	PIB_Capi *	0,002993	Unimodal
Importación	Demografía	Pobl_Tota*	0,000001	Positiva
Importación	Razones culturales	Pobl_Asia	9,15 x 10⁻⁸	Positiva

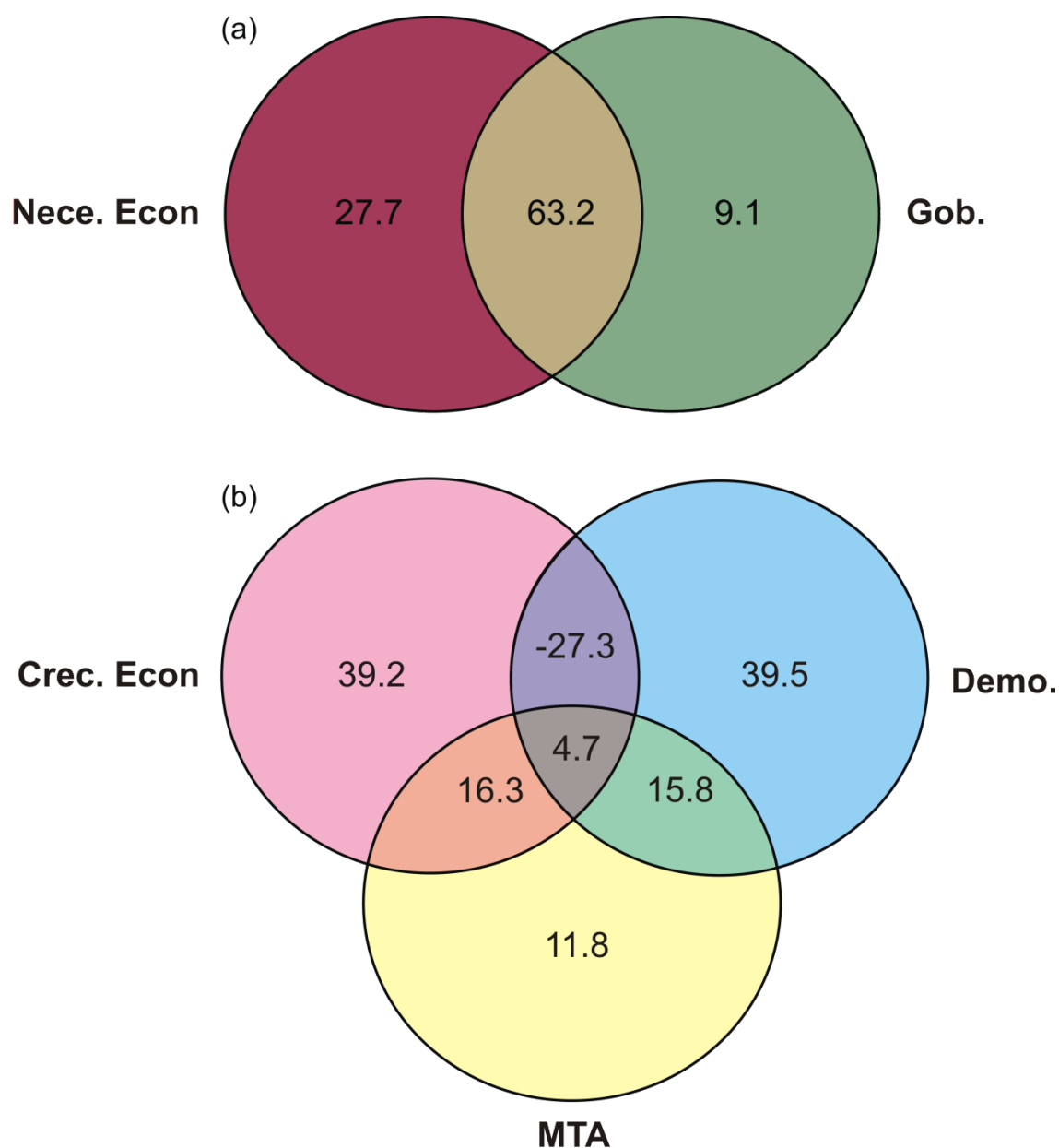


Figura 5.5 Análisis de partición de la variación realizado sobre el modelo de exportación (a) e importación (b). Los valores mostrados en los diagramas son los porcentajes de variación explicados exclusivamente por las necesidades económicas (Nece. Econ) y la débil aplicación de la ley (Gob.), y por la intersección de estos factores, en el caso de la exportación; y por las economías emergentes (Crec. Econ), la demografía (Demo.) y la cultura de la medicina tradicional asiática (MTA) y sus intersecciones, en el caso de la importación.

Los valores de potencialidad socioeconómica para la participación de los países en exportación e importación ilegal de fauna se presentan en los mapas de la figura 5.6. En ella se observa un patrón geográfico similar al referido al tráfico de especies africanas (ver figura 5.4).

El modelo de exportación ha incorporado tanto la pobreza de la población rural como la aplicación débil de la ley; mientras que el modelo de importación ha incluido el carácter de economía emergente y la población total. Los valores resultantes para los diferentes índices de evaluación de los modelos de favorabilidad pueden consultarse en la tabla 5.7. Ambos modelos muestran una gran capacidad de discriminación ($AUC > 0,8$); el modelo de exportación presenta alta capacidad de clasificación tanto de las presencias como de las ausencias (sensibilidad y especificidad $> 0,7$); y el modelo de importación muestra una alta especificidad ($> 0,8$) y un valor más discreto de sensibilidad ($= 0,6$).

Tabla 5.7 Índices utilizados para evaluar la capacidad de discriminación (área bajo la curva o AUC) y de clasificación (kappa de Cohen, sensibilidad, especificidad, y tasa de clasificación correcta o TCC) de los modelos realizados de la exportación/importación a nivel mundial.

	AUC	Kappa	Sensibilidad	Especificidad	TCC
Exportación	0,892	0,519	0,714	0,820	0,787
Importación	0,835	0,389	0,595	0,788	0,702

Las circunstancias socioeconómicas que parecen favorecer la vinculación de los países con la exportación ilegal de fauna silvestre (es decir, $F > 0,8$) parecen estar centralizadas en el continente africano, y en Mongolia. Valores de potencialidad media-baja (F entre 0,2 y 0,5) se encontraron principalmente en Centroamérica, Sudamérica y Asia del Norte. El sudeste asiático muestra potencialidad intermedia-alta (F entre 0,5 y 0,8), mientras que las áreas con menor potencialidad ($F \leq 0,2$) se localizan en Norteamérica, Europa y Australia.

En cuanto a la importación, todos los países del mundo han presentado al menos valores de potencialidad medios-bajos. La mayor potencialidad socioeconómica se ha detectado en Asia oriental y suroriental, Rusia, Europa occidental, América del Norte, México y Brasil, aunque estos dos últimos no se encuentran registrados en TRAFFIC como

participantes en CIF. Por el contrario, la potencialidad media-alta se da en algunos países africanos y europeos, en Oceanía y en gran parte de Sudamérica.

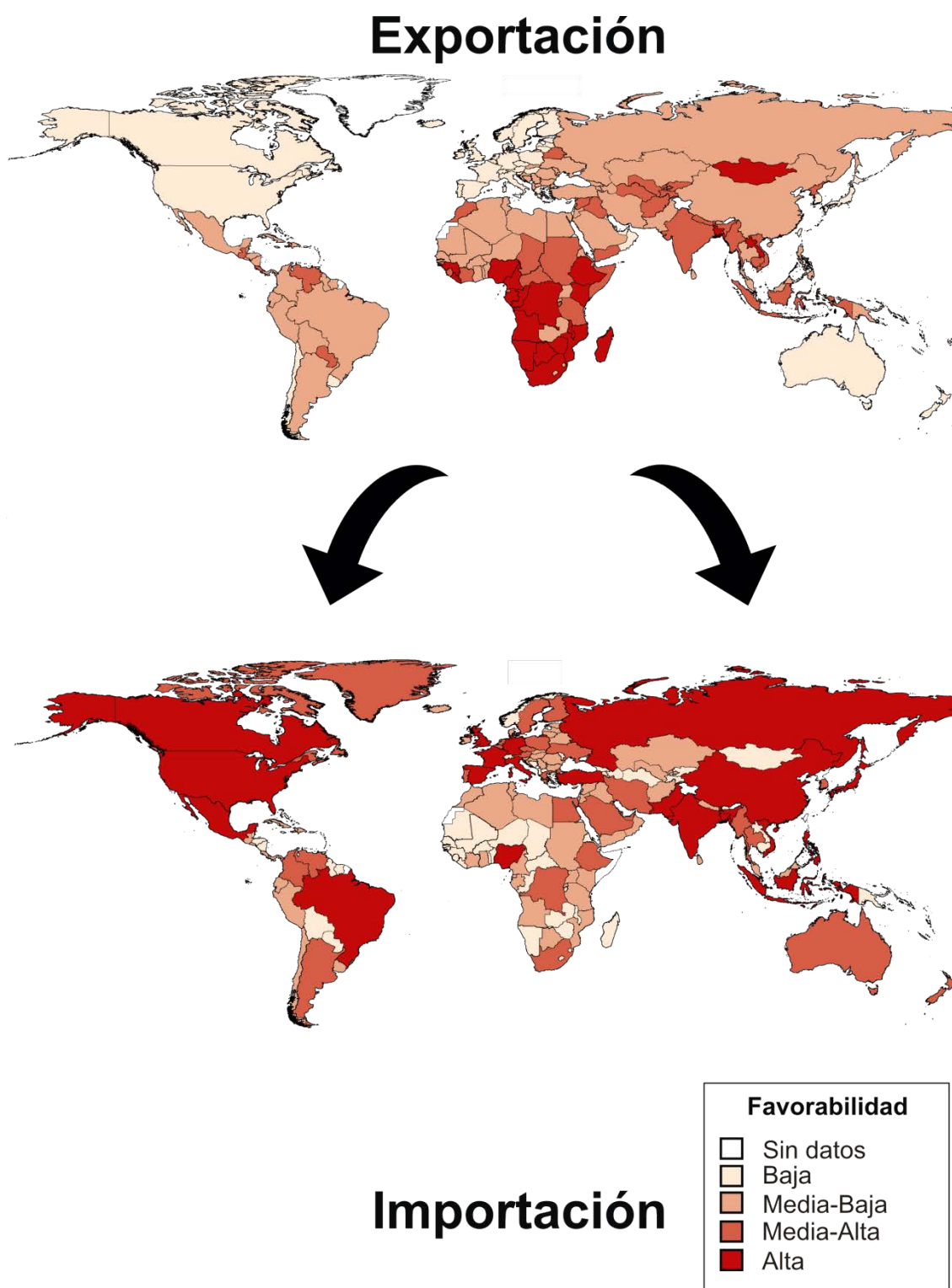


Figura 5.6 Modelo de favorabilidad que define la potencialidad socioeconómica de los países del mundo a la hora de exportar e importar ilegalmente fauna a nivel

internacional. Los valores de favorabilidad para cada categoría son los siguientes: bajo ($< 0,2$), medio-bajo ($0,2 - 0,5$), medio-alto ($0,5 - 0,8$) y alto ($> 0,8$).

DISCUSIÓN

La importancia de encontrar patrones comunes para entender las razones que hay detrás del CIF

En este estudio se analiza si existen correlaciones significativas entre una serie de factores socioeconómicos y culturales que llevan a los países a participar en el CIF como exportadores e importadores. Aunque todas las hipótesis propuestas están bien documentadas en la literatura de este campo, ésta es la primera vez que se ha realizado un análisis en profundidad para darles un apoyo objetivo. Si bien el tipo de participación de los países en el CIF ya ha sido previamente reportado por los registros de TRAFFIC, estos datos tienen el potencial de explorar estos patrones en una mayor profundidad. Encontrar procesos comunes es el primer paso para encontrar medidas para combatir el CIF en cada país de una manera más eficiente y especializada.

Posibles motivos de la exportación desde África

¿Qué podría llevar a los países africanos a exportar fauna silvestre de forma ilegal?

Los resultados apuntan a una relación significativa y positiva entre las altas necesidades económicas, especialmente en las áreas rurales, y la participación del país en el CIF. Todos los países africanos que exportan fauna ilegalmente (según TRAFFIC) tienen parques nacionales y reservas naturales, y muchas comunidades rurales viven en las áreas circundantes (Jackson, 2013). A pesar de que existen estudios previos sobre la posible relación entre la participación en el CIF y las personas que viven en las zonas rurales con estrecho contacto con la fauna local y, por lo tanto, con un acceso asequible a especies con gran demanda (Western *et al.*, 2009; Watson *et al.*, 2014), no se ha encontrado una correlación significativa entre ambas. La caza furtiva para el CIF sólo porque es “fácil” implicaría que la vida silvestre fuera escasa e incluso estuviera extinguida fuera de las áreas protegidas (Watson *et al.*, 2014), lo cual no es siempre el caso. Sin embargo, si los parques y reservas son manejados por políticas de

conservación excluyentes, impidiendo a las comunidades locales que se beneficien y participen de la conservación de la vida silvestre en sus territorios, el conflicto entre estas dos partes podría llevar a un aumento de actividades delictivas como el furtivismo y el CIF (Cooney *et al.*, 2018). Además, las comunidades rurales suelen ser pobres, y las recompensas financieras de la caza furtiva son notorias y tentadoras, lo suficiente para poner en riesgo sus vidas (Western *et al.*, 2009; Craigie *et al.*, 2010; Jackson, 2013).

Las comunidades rurales podrían verse abocadas a la caza furtiva y al tráfico de vida silvestre por diferentes razones. El motivo más importante podría ser la necesidad de recursos materiales y alimentarios (Twinamatsiko *et al.*, 2014). La falta de escolarización y la escasa educación disminuyen las posibilidades de obtener empleos bien remunerados de cara al futuro, lo que hace que muchas personas terminen trabajando como proveedores de las mafias especializadas en el CIF, vendiendo sus capturas por un valor muy inferior al que costarán en el destino final, pero muy superior al salario promedio de la mayoría de los africanos que viven en ámbitos rurales (Vira *et al.*, 2014; Phelps *et al.*, 2016). Sin embargo, también podrían estar involucrados otros factores sociales no relacionados directamente con la pobreza, como puede ser el prestigio local y el estatus dentro de la misma comunidad (Duffy & John, 2015).

Nuestros resultados no han apoyado la hipótesis explicativa basada en las conexiones entre el CIF y la debilidad institucional en la aplicación de la ley, combinada con la corrupción en la administración (Smith *et al.*, 2003; Smith & Walpole, 2005; Challender & MacMillan, 2014; Bennett, 2015b). No se cuestiona aquí la existencia de esta relación, pero aunque hay países con legislaciones más sólidas que otras en África (Price, 2017), no parece haber una diferencia significativa entre países exportadores y no exportadores basada en la eficiencia regulatoria.

De acuerdo con los resultados obtenidos en relación con el potencial socioeconómico de los países africanos para participar como exportadores en el comercio ilegal de animales silvestres (figura 5.3), los países con el mayor potencial coinciden en gran medida con aquellos previamente clasificados como exportadores por TRAFFIC (figura 5.1). Sin embargo, los resultados también muestran que hay países con un alto potencial socioeconómico para participar que, en cambio, no están incluidos como exportadores en el conjunto de datos de TRAFFIC. Estos países son Botswana, cuyo papel según TRAFFIC se limita a ser un intermediario en las rutas comerciales, y Namibia, que según TRAFFIC no está vinculada a este negocio. Es importante señalar que el hecho

de que un país tenga un alto potencial socioeconómico para participar en el comercio ilegal no significa que en realidad participe en él. Por el contrario, Namibia podría ser un ejemplo útil para explorar cómo las condiciones socioeconómicas favorables para el furtivismo y el comercio ilegal podrían verse compensadas para evitar esas prácticas. Namibia fue el primer país africano en incorporar la protección del medio ambiente en su constitución (Moss, 2017; WWF, 2018). Su legislación es fuerte en lo que respecta a los delitos contra la vida silvestre, con altas penas y multas por casos de caza furtiva (Cooney *et al.*, 2017; Price, 2017); pero además es bien conocido que el gobierno de Namibia, junto con las organizaciones sin fines de lucro, tiene una buena relación con las comunidades rurales, proporcionando iniciativas comunales para el manejo de sus recursos naturales, especialmente en los sectores de turismo y caza (Shackleton *et al.*, 2002; Wijk *et al.*, 2015). El concepto de iniciativa comunal se basa en tres pilares fundamentales: el de comunidad, donde un grupo determinado de personas están unidas a un territorio o sistema de recursos locales; el de gobernanza, cuando estas comunidades locales son las que toman las decisiones más importantes sobre la gestión de esos recursos naturales; y finalmente el de conservación, cuando la gestión y gobernanza de estas comunidades contribuye positivamente a la conservación de estos territorios, así como a su recuperación desde el punto de vista ambiental (Naidoo *et al.*, 2011, 2016).

Como resultado de estas iniciativas, muchas poblaciones de diferentes especies que estaban en riesgo de extinción en sus dominios se han recuperado con éxito (Naidoo *et al.*, 2016); y ex cazadores furtivos han encontrado alternativas legales de trabajo para sobrevivir por sus propios medios (Shackleton *et al.*, 2002). El caso de Namibia podría ser un buen ejemplo de cómo un país menos desarrollado puede combatir los delitos contra la fauna de manera más efectiva a través de leyes bien implementadas y la participación activa dentro de las comunidades locales para conservar la vida silvestre.

Posibles motivos de la exportación a nivel mundial

Al igual que la exportación en África, se han encontrado resultados significativos que relacionan las necesidades económicas con la participación de los países en el CIF. Pero, a diferencia de lo observado en el caso africano, se observa también una correlación significativa entre la participación y una aplicación débil de la ley (tabla

5.6). Esto último no es sorprendente, ya que hay estudios previos que reportan la posible conexión entre el CIF y una normativa laxa entre países, combinado con la corrupción en la administración (Smith *et al.*, 2003; Smith & Walpole, 2005; Wellsmith, 2011; Challender & MacMillan, 2014; Bennett, 2015a). La legislación en los diferentes países para combatir el tráfico de especies puede ser muy diversa (Oldfield, 2003; Rosen & Smith, 2010). Hay países con leyes obsoletas e ineficientes mientras que otros tienen leyes sólidas que teóricamente deberían ser capaces de combatir el tráfico ilegal de animales, pero que fallan debido a una aplicación inadecuada, una gobernanza débil y corrupción (Price, 2017). Por otra parte, también existen países con leyes ambiguas, sujetas a diferentes interpretaciones posibles, lo que favorece la aparición de lagunas legales que permiten a los traficantes operar con impunidad (Wyller & Sheikh, 2013).

En este estudio se ha encontrado una alta correlación entre las necesidades económicas y la aplicación débil de la ley (figura 5.5). Aunque ambas hipótesis presentaron explicación de manera individual, especialmente el factor de necesidades económicas (27,7%), se encontró que la intersección entre ambas era de más de un 63%, lo que quiere decir que podría haber un porcentaje considerablemente elevado en el cual no es posible distinguir cuál de los dos factores está actuando en el caso de la exportación. Challender & MacMillan (2014) han sugerido que implementar una aplicación más agresiva para combatir la caza furtiva en los países proveedores podría tener efectos adversos, ya que podría causar un aumento de los precios de estos animales en el mercado negro. Ello favorecería a los traficantes y empobrecería aún más a las comunidades locales que son el blanco de estas mafias. Por esta razón, sería sumamente importante que los gobiernos, junto con las ONGs y otras organizaciones, promovieran iniciativas comunales, permitiendo que las comunidades rurales manejen sus recursos naturales y obtengan nuevas oportunidades de empleo que les permitan abandonar actividades ilícitas como la caza furtiva (Shackleton *et al.*, 2002; Challender *et al.*, 2014).

Posibles motivos de la demanda de especies, tanto africanas como del resto del mundo

Los taxones seleccionados para el estudio a nivel africano son importados ilegalmente por diferentes razones (tabla 5.1). Según los datos de TRAFFIC, los elefantes son cazados furtivamente principalmente por su marfil, que puede alcanzar precios muy

altos en el mercado negro; siendo su posesión un indicador de poder y estatus social en varios países (Jiang *et al.*, 2015; Hsiang & Sekar, 2016); los chimpancés adultos suelen cazarse para el consumo local, mientras que las crías se exportan a todo el mundo para ser vendidas como mascotas a particulares o para zoológicos (Smith *et al.*, 2012; Stiles *et al.*, 2013); el yaco africano (*Psittacus erithacus*) y la tortuga mora (*Testudo graeca*) son muy solicitados en el comercio de mascotas (Türkozan *et al.*, 2008; Annorbah *et al.*, 2016); los leones y leopardos son cazados ilegalmente por su piel por razones de lujo y sus huesos se utilizan predominantemente en la medicina tradicional china para curar ciertas enfermedades y dolencias (Williams *et al.*, 2015); así como los cuernos de rinoceronte, los cuales también se utilizan en la medicina alternativa asiática ya que se le atribuyen propiedades curativas (Ayling, 2013; Gao *et al.*, 2016). Con respecto a las especies no africanas, las escamas de pangolín (*Manis spp*) y otras partes de su cuerpo son ingredientes muy demandados para su uso en medicina tradicional asiática, mientras que su carne es consumida en China y en otros países (Nijman *et al.*, 2016). Ungulados como el antílope tibetano (*Pantholops hodgsonii*) son explotados a causa de su lana, material muy valioso para tejer un tipo de chal llamado Shatoosh (Yi-ming *et al.*, 2000; FSVO, 2016). El halcón sacre (*Falco cherrug*) es muy demandado en cetrería, especialmente en oriente medio (Yi-ming *et al.*, 2000; Wyatt, 2009). Finalmente, los reptiles son demandados por su alto valor como mascotas exóticas y en colecciones privadas (Natusch & Lyons, 2012; Nijman & Shepherd, 2015), para las industrias del cuero (Rosen & Smith, 2010) y cárnica, y como ingredientes para la medicina tradicional (Nijman *et al.*, 2012).

Según los análisis realizados en este estudio, una de las principales razones socioeconómicas que motivan a la demanda de CIF en todo el mundo es precisamente la medicina tradicional asiática. Se ha encontrado una relación significativa entre la importación ilegal y factores demográficos y culturales. El hecho de que la demografía esté vinculada al CIF en algunos países no es inesperado. La mayoría de los países importadores provienen de las regiones oriental y del sudeste asiático, por lo general muy sobrepobladas (Pimentel, 2012). Por tanto, podría haber una relación puramente estadística entre el número de consumidores potenciales y un mayor volumen de demanda. Sin embargo, en el caso de las especies africanas, sólo un 7% de la diferencia entre países importadores y no importadores parece explicarse por la intersección entre el tamaño de población humana y el de la población vinculada a la medicina tradicional

asiática. Esto sugiere que la medicina tradicional podría ejercer una influencia parcialmente independiente con respecto a la población, que en el caso de las especies africanas ascendería al 36% (figura 5.3), y en relación con la fauna mundial llegaría al 29% (figura 5.5). En este último caso, teniendo en cuenta el solapamiento entre las razones culturales ligadas a la medicina y el carácter de economía emergente del país, la influencia pura de la medicina tradicional asiática quedaría restringida a un 12% de la variación total. La popularidad de la medicina tradicional asiática está afectando a un gran número de especies en todo el mundo, no sólo en Asia (Gray, 2004; Meng *et al.*, 2012; Challender *et al.*, 2014).

Si bien no se ha encontrado una relación significativa entre la importación de especies africanas y la hipótesis de las economías emergentes, los resultados sí muestran un papel de este factor a la hora de explicar la demanda relativa a fauna mundial. Por sí sola, esta hipótesis explica un 39% de la motivación para importar, si bien existe un 17% adicional en que su efecto es indistinguible del de la demanda vinculada a la medicina (figura 5.5). Por tanto, la demanda de animales como bienes materiales (ya sean individuos vivos o productos como el marfil o la peletería) por países con un desarrollo económico muy rápido se muestra aquí como una de las principales causas de importación ilícita (Challender *et al.*, 2014; Jiang *et al.*, 2015; Williams *et al.*, 2015). En estos países, principalmente localizados en Asia y Oriente Medio, la demanda proviene principalmente del surgimiento de una nueva clase social media-alta, la cual percibe la pertenencia de fauna exótica y sus derivados como un signo de poder y de un fuerte estatus social (Goss & Cumming, 2013).

Los modelos de favorabilidad socioeconómica realizados para analizar la potencialidad de participación como importador en el CIF muestran que las áreas con mayor potencialidad coinciden en gran medida con lo descrito en los registros de TRAFFIC. Esto es así tanto para las especies africanas como en relación con los 42 grupos taxonómicos procedentes de todo el mundo (figuras 5.4 y 5.6). Las excepciones a este patrón las constituyen Brasil, único país no participante que muestra un alto potencial, y México, cuyo potencial es medio-alto. Brasil tiene una importante comunidad asiática, correspondiente al 2,1% del censo realizado en 2010 por el Instituto Brasileiro de Geografía e Estatística (Flávio-Freire, 2011). Estas comunidades incluyen inmigrantes cuyos países de origen tienen una fuerte tradición en el uso de la medicina asiática,

como China, Corea y Vietnam (Flávio-Freire, 2011). Esto podría sugerir que parte de estas poblaciones asiáticas que residen en Brasil y otros países podrían estar importando productos con ingredientes provenientes de fauna silvestre, si bien se necesitaría más investigación para confirmar esta posibilidad.

Este estudio señala la necesidad de tratar estos temas con prontitud. Por ejemplo, trabajar con las comunidades locales (especialmente en los países africanos y asiáticos) para que éstas estén más involucradas en contra del CIF, es un paso fundamental para cambiar la situación en muchas áreas donde se encuentran especies sujetas a comercio ilegal (Cooney *et al.*, 2018). Para desarrollar relaciones de cooperación entre las autoridades y estas comunidades, es necesario que los gobernantes, las organizaciones, los investigadores y los conservacionistas creen un clima de confianza que permita avanzar, aunque sea lentamente (Cooney *et al.*, 2018). Es realmente importante que las comunidades tengan una mayor voz tanto en la toma de decisiones como en el desarrollo de políticas que puedan afectarlas, porque entender su cultura y sus tradiciones es crucial para generar motivación para un manejo sostenible de la vida silvestre y para lograr que los programas de cooperación local funcionen a largo plazo (Cooney *et al.*, 2018). Reducir la demanda es una cuestión de trabajar más estrechamente con los gobiernos, los comerciantes y los consumidores, en aquellos países donde la demanda no sólo está creciendo para el marfil y el cuerno de rinoceronte, sino también para otros productos usados en medicina tradicional (Liu *et al.*, 2015; TRAFFIC, 2016).

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo P. & Real R. (2012) Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, **99**, 515–522.
- Annorbah N.N.D., Collar N.J. & Marsden S.J. (2016) Trade and habitat change virtually eliminate the Grey Parrot *Psittacus erithacus* from Ghana. *Ibis*, **158**, 82–91.
- Auliya M., Altherr S., Ariano-Sanchez D., Baard E.H., Brown C., Brown R.M., Cantu J.-C., Gentile G., Gildenhuis P., Henningheim E., Hintzmann J., Kanari K., Krvavac M., Lettink M., Lippert J., Luiselli L., Nilson G., Nguyen T.Q., Nijman V., Parham J.F., Pasachnik S.A., Pedrono M., Rauhaus A., Córdova D.R., Sanchez M.-E., Schepp U., van Schingen M., Schneeweiss N., Segniagbeto G.H., Somaweera R., Sy E.Y., Türkozan O., Vinke S., Vinke T., Vyas R., Williamson S. & Ziegler T. (2016) Trade in live reptiles, its impact on wild populations, and the role of the European market. *Biological Conservation*, **204**, 103–119.
- Ayling J. (2013) What Sustains Wildlife Crime? Rhino Horn Trading and the Resilience of Criminal Networks. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, **16**, 57–80.
- Bennett E.L. (2015a) Another inconvenient truth: The failure of enforcement systems to save charismatic species. *Protecting the Wild: Parks and Wilderness the Foundation for Conservation*, 179–193.
- Bennett E.L. (2015b) Legal ivory trade in a corrupt world and its impact on African elephant populations. *Conservation Biology*, **29**, 54–60.
- Bush E.R., Baker S.E. & Macdonald D.W. (2014) Global trade in exotic pets 2006–2012. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, **28**, 663–76.
- Chaber A.L., Allebone-Webb S., Lignereux Y., Cunningham A.A. & Marcus Rowcliffe J. (2010) The scale of illegal meat importation from Africa to Europe via Paris. *Conservation Letters*, **3**, 317–321.
- Challender D.W., Wu S.B., Nijman V. & MacMillan D.C. (2014) Changing behavior to tackle the wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 203–203.
- Challender D.W.S., Harrop S.R. & MacMillan D.C. (2015) Understanding markets to conserve trade-threatened species in CITES. *Biological Conservation*, **187**, 249–259.
- Challender D.W.S. & MacMillan D.C. (2014) Poaching is more than an Enforcement Problem. *Conservation Letters*, **7**, 484–494.

- Chaudhury R.R. & Rafei U.M. (2001) *Traditional Medicine in Asia*. SEARO Regional Publications, New Delhi.
- Cooney R., Roe D., Dublin H., Phelps J., Wilkie D., Keane A., Travers H., Skinner D., Challender D.W.S., Allan J.R., & Biggs D. (2017) From Poachers to Protectors: Engaging Local Communities in Solutions to Illegal Wildlife Trade. *Conservation Letters*, **10**, 367–374.
- Cooney R., Roe D., Gublin H. & Booker F. (2018) Wild life, Wild Livelihoods: Involving Communities in Sustainable Wildlife Management and Combatting the Illegal Wildlife Trade. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Craigie I.D., Baillie J.E.M., Balmford A., Carbone C., Collen B., Green R.E. & Hutton J.M. (2010) Large mammal population declines in Africa's protected areas. *Biological Conservation*, **143**, 2221–2228.
- Duffy R. & John F.S. (2015) Towards a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conservation Biology*, **30**, 14–22.
- Dunn O.J. (1959) Estimation of the Medians for Dependent Variables. *The Annals of Mathematical Statistics*, **30**, 192–197.
- Dunn O.J. (1961) Multiple Comparisons Among Means. *Journal of the American Statistical Association*, **56**, 52–64.
- Flávio-Freire A.D.E. (2011) População asiática aumentou 173% no Brasil, segundo o Censo de 2010 - Jornal O Globo. Available at: <https://oglobo.globo.com/politica/populacao-asiatica-aumentou-173-no-brasil-segundo-o-censo-de-2010-2789813> (accedido el 16-05-2018).
- FSVO (2016) Shahtoosh: illegal trafficking of shawls made from Tibetan antelope wool. Federal Food Safety and Veterinary Office FSVO. 1–2.
- Gao Y., Stoner K.J., Lee A.T.L. & Clark S.G. (2016) Rhino horn trade in China: An analysis of the art and antiques market. *Biological Conservation*, **201**, 343–347.
- Goss J.R. & Cumming G.S. (2013) Networks of wildlife translocations in developing countries: an emerging conservation issue? *Frontiers in Ecology and the Environment*, **11**, 243–250.
- Gray D. (2004) Asia's wildlife hunted for China's appetite. Available at: http://www.nbcnews.com/id/4585068/ns/us_news-environment/t/asias-wildlife-hunted-chinas-appetite/#.V3Kc7vmLSUk (accedido el 20-06-2018).
- Gross M. (2018) Last call to save the rhinos. *Current Biology*, **28**, R1–R3.
- Hosmer D.W. & Lemeshow S. (2000) *Applied logistic regression*. Wiley, New York.

- Hsiang S. & Sekar N. (2016) Does Legalization Reduce Black Market Activity? Evidence from a Global Ivory Experiment and Elephant Poaching Data. National Bureau of Economic Research, Cambridge, United Kingdom.
- Hua L., Gong S., Wang F., Li W., Ge Y. Li X., & Hou F. (2015) Captive breeding of pangolins: current status, problems and future prospects. *ZooKeys*, **507**, 99–114.
- Jackson T.I.M. (2013) Ivory Apocalypse. *Africa Geographic*, 32–57.
- Jiang Z., Meng Z., Zeng Y. & Ping X. (2015) Recent advances in combating illegal ivory trade in China. *Oryx*, **50**, 16–17.
- Kisling Jr V.N. (2000) *Zoo and Aquarium History: Ancient Animal Collections To Zoological Gardens*. Kisling, V.N., Jr. (Ed.), USA.
- Legendre P. (1993) Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, **74**, 1659–1673.
- Liu Z., Jiang Z., Fang H., Li C. & Meng Z. (2015) “Consumer Behavior” Change We Believe in: Demanding Reduction Strategy for Endangered Wildlife. *Journal of Biodiversity & Endangered Species*, **3**, 1–3.
- Lobo J.M., Jiménez-valverde A. & Real R. (2008) AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 145–151.
- Meng X., Liu D. & Feng J.M.Z. (2012) Asian Medicine: Exploitation of Wildlife. *Science*, **335**, 1168.
- Mills J.A. & Jackson P. (1994) *Killed for a cure: A Review of the Worldwide Trade in Tiger Bone. A TRAFFIC Species in Danger report*. TRAFFIC International, Cambridge, United Kingdom.
- Moss L. (2017) Namibia: Africa's conservation success story | MNN - Mother Nature Network. Available at: <https://www.mnn.com/earth-matters/animals/stories/namibia-africas-conservation-success-story> (accedido el 15-05-2018).
- Muñoz A.R., Real R., Barbosa A.M. & Vargas J.M. (2005) Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: Implications for conservation planning. *Diversity and Distributions*, **11**, 477–486.
- Naidoo R., Stuart-Hill G., Weaver L.C., Tagg J., Davis A. & Davidson A. (2011) Effect of diversity of large wildlife species on financial benefits to local communities in northwest Namibia. *Environmental and Resource Economics*, **48**, 321–335.
- Naidoo R., Weaver L.C., Diggle R.W., Matongo G., Stuart-Hill G. & Thouless C.

- (2016) Complementary benefits of tourism and hunting to communal conservancies in Namibia. *Conservation Biology*, **30**, 628–638.
- Natusch D.J.D. & Lyons J.A. (2012) Exploited for pets: the harvest and trade of amphibians and reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodiversity and Conservation*, **21**, 2899–2911.
- Nielsen M.R., Meilby H., Smith-Hall C., Pouliot M. & Treue T. (2018) The Importance of Wild Meat in the Global South. *Ecological Economics*, **146**, 696–705.
- Nijman V. (2009) An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 1101–1114.
- Nijman V. & Shepherd C.R. (2015) Ongoing trade in illegally-sourced tortoises and freshwater turtles highlights the need for legal reform in Thailand. *Natural History Bulletin of the Siam Society*, **61**, 3–6.
- Nijman V., Shepherd C.R., Mumpuni M. & Sanders K.L. (2012) Over-exploitation and illegal trade of reptiles in Indonesia. *Herpetological Journal*, **22**, 83–89.
- Nijman V., Zhang M.X. & Shepherd C.R. (2016) Pangolin trade in the Mong La wildlife market and the role of Myanmar in the smuggling of pangolins into China. *Global Ecology and Conservation*, **5**, 118–126.
- Oldfield S. (2003) *The Trade in Wildlife: Regulation for Conservation*. Earthscan Publications Ltd, London.
- Phelps J., Biggs D. & Webb E.L. (2016) Tools and terms for understanding illegal wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **14**, 479–489.
- Pimentel D. (2012) World overpopulation. *Environment, Development and Sustainability*, **14**, 151–152.
- Price R. (2017) National and Regional Legal Frameworks to control the Illegal Wildlife Trade in Sub Saharan Africa. Helpdesk reports, United Kingdom.
- Real R., Barbosa A.M. & Vargas J.M. (2006) Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, **13**, 237–245.
- Rosen G.E. & Smith K.F. (2010) Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, **7**, 24–32.
- Shackleton S., Campbell B., Wollenberg E. & Edmunds D. (2002) Devolution and community-based natural resource management: creating space for local people to participate and benefit? *Natural Resources Perspectives (ODI)*, **76**, 1–6.
- Smith K.M., Anthony S.J., Switzer W.M., Epstein J.H., Seimon T., Jia H., Sanchez

- M.D., Huynh T.T., Galland G.G., Shapiro S.E., Sleeman J.M., McAloose D., Stuchin M., Amato G., Kolokotronis S.O., Lipkin W.I., Karesh W.B., Daszak P. & Marano N. (2012) Zoonotic viruses associated with illegally imported wildlife products. *PloS one*, **7**, e29505.
- Smith R.J., Muir R.D., Walpole M.J., Balmford A. & Leader-Williams N. (2003) Governance and the loss of biodiversity. *Nature*, **426**, 67–70.
- Smith R.J. & Walpole M.J. (2005) Should conservationists pay more attention to corruption? *Oryx*, **39**, 251–256.
- Sodhi N.S., Koh L.P., Brook B.W. & Ng P.K.L. (2004) Southeast Asian biodiversity: An impending disaster. *Trends in Ecology and Evolution*, **19**, 654–660.
- Van Song N. (2008) Wildlife Trading in Vietnam: Situation, Causes, and Solutions. *The Journal of Environment & Development*, **17**, 145–165.
- South N. & Wyatt T. (2011) Comparing Illicit Trades in Wildlife and Drugs: An Exploratory Study. *Deviant Behavior*, **32**, 538–561.
- Stiles D., Redmond I., Cress D., Nellemann C. & Formo R.K. (2013) *Stolen Apes: the illicit trade in chimpanzees, gorillas, bonobos and orangutans. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. www.grida.no.
- Tabachnick B.G. & Fidell L.S. (2013) *Using Multivariate Statistics*. Pearson, Boston.
- TRAFFIC (2012) *TRAFFIC Bulletin. Seizures And Prosecutions: March 1997 – October 2012*.
- TRAFFIC (2016) Changing behaviour to reduce demand for illegal wildlife products. Changing behaviour to reduce demand for illegal wildlife products. TRAFFIC REPORT, Cambridge, United Kingdom.
- Türkozan O., Özdemir A. & Kiremit F. (2008) International Testudo Trade. *Chelonian Conservation and Biology*, **7**, 269–274.
- Twinamatsiko M., Baker J., Harrison M., Shirchorshidi M., Bitariho R., Wieland M., Asuma S., Milner-Gulland E., Franks P. & Roe D. (2014) *Equity and poverty alleviation understanding profiles and motivations of resource users and local perceptions of governance at Bwindi Impenetrable National Park, Uganda*. IIED Research Report, London.
- Vira V., Ewing T. & Miller J. (2014) Out of Africa: Mapping the Global Trade in Illicit Elephant Ivory. C4ADS and Born Free USA.
- Warchol G.L., Zupan L.L. & Clack W. (2003) Transnational criminality: an analysis of

- the illegal wildlife market in southern Africa. *International Criminal Justice Review*, **13**, 1–27.
- Watson J.E.M., Dudley N., Segan D.B. & Hockings M. (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature*, **515**, 67–73.
- Wellsmith M. (2011) Wildlife Crime: The Problems of Enforcement. *European Journal on Criminal Policy and Research*, **17**, 125–148.
- Western D., Russell S. & Cuthil I. (2009) The status of wildlife in protected areas compared to non-protected areas of Kenya. *PLoS ONE*, **4**, e6140.
- Wijk J. van, Lamers M. & Duim R. van der (2015) A Dynamic Perspective on Institutional Arrangements for Tourism, Conservation and Development in Eastern and Southern Africa. *Institutional Arrangements for Conservation, Development and Tourism in Eastern and Southern Africa* pp. 239–259. Springer, Dordrecht.
- Williams V., Newton D., Loveridge A. & Macdonald D. (2015) *Bones of Contention: An assessment of the South African lion Panthera Leo bones and other body parts*. TRAFFIC, Cambridge, UK & WildCRU, Oxford, UK.
- Wittemyer G., Northrup J.M., Blanc J., Douglas-Hamilton I., Omondi P. & Burnham K.P. (2014) Illegal killing for ivory drives global decline in African elephants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **111**, 13117–21.
- WWF (2018) *Conserving Wildlife and Enabling Communities in Namibia*. Available at: <https://www.worldwildlife.org/projects/conserving-wildlife-and-enabling-communities-in-namibia> (accedido el 14-05-2018).
- Wyatt T. (2009) Exploring the organization of Russia Far East's illegal wildlife trade: two case studies of the illegal fur and illegal falcon trades. *Global Crime*, **10**, 144–154.
- Wyller L. & Sheikh P. (2013) *International illegal trade in wildlife: Threats and US policy*. Library of Congress Washington DC Congressional Research Service.
- Yi-ming L.I., Zenxiang G.A.O., Xinhai L.I. & Sung W. (2000) Illegal wildlife trade in the Himalayan region of China. *Biodiversity and Conservation*, **9**, 901–918.
- Zhang L. & Yin F. (2014) Wildlife consumption and conservation awareness in China: a long way to go. *Biodiversity and Conservation*, **23**, 2371–2381.

CAPÍTULO 6

EL COMERCIO LEGAL INTERNACIONAL DE FAUNA FAVORECE EL ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES INVASORAS: LAS COTORRAS ARGENTINA Y DE KRAMER EN ESPAÑA



Cotorras argentinas en el parque de Huelin (Málaga). Fuente: Juan Ramírez

Este capítulo se basa en:

Souviron-Priego L., Muñoz A.R., Olivero J., Vargas J.M. & Fa J.E. (2018) The legal international wildlife trade favours invasive species establishment: The Monk and Ring-necked Parakeets in Spain. *Ardeola*, **65**, 233–246.

RESUMEN

El comercio de fauna es un negocio muy lucrativo a nivel internacional, siendo el orden de los Psittaciformes uno de los más sujetos al tráfico de entre las aves. Las sueltas directas o indirectas de estos animales han permitido el establecimiento de poblaciones asilvestradas en numerosos países, lejos de sus hábitats de origen donde estas aves pueden ocasionar daños ecológicos y económicos, así como favorecer la transmisión de enfermedades zoonóticas. Pese a ello, la relación entre el número de individuos importados y el crecimiento de las poblaciones salvajes en zonas no nativas no se ha estudiado en profundidad. En esta investigación se analizan los datos disponibles sobre importación legal en España de dos especies invasoras muy conocidas: la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) y la cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*). Dicha información es contrastada con el crecimiento de las poblaciones naturalizadas entre 1975 y 2015, y se compara el éxito de estas dos especies con otras especies de Psittaciformes que fueron importadas en números similares. Se comprueba que más de 190.000 cotorras argentinas y casi 63.000 cotorras de Kramer fueron legalmente importadas en España. Argentina y Uruguay fueron los principales países exportadores para la cotorra argentina, y Pakistán y Senegal lo fueron para la cotorra de Kramer. Las poblaciones asilvestradas crecieron exponencialmente tras el pico de importación de ambas especies, alcanzando las mayores cifras en 2015 (entre 18.980 y 21.455 cotorras argentinas y entre 3.005 y 3.115 cotorras de Kramer). A pesar de que las importaciones se prohibieron en 2005, las poblaciones naturalizadas continúan creciendo exponencialmente debido a que actualmente son auto-sostenibles. Este estudio sugiere que estas poblaciones comenzaron a establecerse a partir de liberaciones accidentales y deliberadas, especialmente de individuos de origen silvestre y no procedentes de la cría en cautividad. Aunque la escasez de datos ha dificultado la realización de asociaciones claras desde el punto de vista estadístico entre las importaciones y las poblaciones establecidas, se concluye que el comercio internacional es, con certeza, la principal causa del origen de las dos cotorras en España. Las conclusiones son útiles para ayudar a gestionar grupos similares que son diana en el comercio de fauna, especialmente para especies sociales capturadas en el medio silvestre.

INTRODUCCIÓN

La humanidad ha capturado y mantenido animales como mascotas desde tiempos remotos (Hughes, 2003), una actividad que ha persistido en todas las sociedades y culturas a lo largo de nuestra historia (Williams, 1956; Ucko & Dimbleby, 1969; Driscoll & Macdonald, 2010). En el último siglo, el aumento del comercio de mascotas exóticas y del uso de productos derivados de la fauna silvestre, tanto legal como ilegal, ha impulsado drásticamente los movimientos transfronterizos de animales (Oldfield, 2003). Este comercio, si no se controla apropiadamente, podría favorecer la transmisión de enfermedades zoonóticas (Smith *et al.*, 2012; Mazza *et al.*, 2014) y abrir una puerta a nuevas invasiones biológicas (Reino *et al.*, 2017).

Numerosos grupos de taxones (desde peces a mamíferos) son capturados vivos de manera legal y vendidos como mascotas exóticas o para ser exhibidos en centros zoológicos y en circos (Kisling Jr, 2000; Natusch & Lyons, 2012; Bush *et al.*, 2014). Las aves, grupo con el que se comercia con mayor frecuencia para el negocio del "mascotismo", son también uno de los grupos invasores más exitosos; se han establecido poblaciones de numerosas especies alrededor del mundo, las cuales pueden ocasionar daños tanto a la agricultura como a la biodiversidad (Hulme *et al.*, 2009; Simberloff, 2014). Las psitácidas (Psitaciformes), comúnmente conocidas como loros, están probablemente entre las aves más populares dentro del mercado de las mascotas exóticas y, además, se han establecido con gran éxito en nuevos ambientes como resultado de escapes y sueltas intencionadas (Abellán *et al.*, 2017; Cardador *et al.*, 2017; Mori *et al.*, 2017).

En la última década, casi el 63% de todas las especies conocidas de loros han sido importadas a España para ser vendidas como mascotas (BirdLife International, 2016; CITES, 2016). Este grupo es el más comercializado en la Península Ibérica, junto con las anátidas (Anseriformes) y los pájaros cantores (Paseriformes) (Abellán *et al.*, 2016). Entre las especies de loros importados, la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) y la cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*) se han naturalizado de manera rápida a lo largo y ancho del territorio español y más allá (Cardador *et al.*, 2016; Molina *et al.*, 2016; Del Moral *et al.*, 2018). Hay evidencia de que estas poblaciones alóctonas están afectando

negativamente a la fauna autóctona, incluyendo a otras especies de aves (Yosef *et al.*, 2016) y mamíferos (Hernández-Brito *et al.*, 2014).

En este estudio se examinan las tendencias en el número de ejemplares de cotorra argentina y de Kramer que han entrado en España de forma legal. Se compara la evolución de su comercio con el establecimiento y posterior incremento de las poblaciones salvajes en el país. En particular, se trata de responder a las siguientes preguntas: (i) ¿Cuál ha sido el volumen de las cotorras importadas a lo largo del tiempo? (ii) ¿De dónde procedieron originalmente y cuáles fueron los propósitos para su comercialización? (iii) ¿Cómo han evolucionado las poblaciones silvestres a lo largo del periodo de estudio en relación con el número de individuos importados? (iv) ¿Cómo han modificado los cambios en la legislación tanto en Europa como en España su comercio durante el periodo de estudio? y (v) ¿Cómo pueden ayudar las observaciones sobre estas especies a manejar otros grupos de psitácidas con potencial invasor?

METODOLOGÍA

Especies de estudio

Las cotorras argentina y de Kramer, nativas de Sudamérica y África-Asia central respectivamente, han sido mascotas populares desde antes de la década de los 70 (Bull, 1973). Millones de ejemplares de ambas especies han sido capturados y criados para ser exportados mundialmente, e introducidos en diferentes partes del mundo (Muñoz & Real, 2006; Russello *et al.*, 2008; Strubbe & Matthysen, 2009; Pârâu *et al.*, 2016; Postigo *et al.*, 2016). Ambas especies comparten un grito poderoso y desagradable, que es a menudo la razón por la que muchos propietarios deciden prescindir de ellos, liberándolos (Muñoz & Real, 2006; Strubbe & Matthysen, 2009).

Las poblaciones naturalizadas de ambas especies son conocidas por causar daños tanto económicos (Davis, 1974; Avery *et al.*, 2002; Stafford, 2003; Tala *et al.*, 2005) como a la biodiversidad (Strubbe & Matthysen, 2007; Czajka, 2011; Hernández-Brito *et al.*, 2014; Menchetti & Mori, 2014; Menchetti *et al.*, 2014; Peck *et al.*, 2014). La cotorra de Kramer, en particular, está dentro del listado de las 100 especies invasoras más problemáticas en Europa (DAISIE, 2009).

El primer registro de una cotorra argentina en libertad en España data del año 1975, cuando dos especímenes fueron observados, uno en las áreas urbanas de Barcelona y otro en Murcia (Molina *et al.*, 2016). Evidencia de ejemplares salvajes de cotorras de Kramer en España datan de 1970, cuando un ejemplar fue cazado en la provincia de Cáceres (Perez-Chiscano, 1971). Desde entonces, ambas especies han expandido su rango a través de toda España, especialmente en las grandes urbes (Batllori & Nos, 1985; De Juana, 1985, 1989; Sol *et al.*, 1997; Muñoz & Real, 2006; Del Moral *et al.*, 2018), y con un gran potencial de ampliar sus territorios (Real *et al.*, 2008; Muñoz, 2016; Muñoz *et al.*, 2018).

Recopilación de datos

La base de datos sobre el comercio de CITES (<https://trade.cites.org/>) es administrada por el Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial en nombre de la Secretaría CITES. Este centro es una entidad fundada en 1988 conjuntamente por la UICN, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), para dar soporte y apoyo al desarrollo de implementaciones políticas en temas relacionados con la biodiversidad. Actualmente, el Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial en nombre de la Secretaría CITES sólo forma parte del PNUMA.

Recoge datos desde 1975 (cuando entró en vigor el Convenio) hasta 2017, actualizándose cada año. Es la única base de datos que recoge todas las exportaciones, re-exportaciones e importaciones legales de flora y fauna a nivel mundial de todas las especies CITES. Contiene actualmente más de 13 millones de registros del comercio de especies silvestres, y menciona más de 34.000 especies incluidas en CITES.

Con el fin de garantizar que su comercio no ponga en peligro a sus poblaciones silvestres, CITES clasifica las especies en diferentes niveles y tipos de protección, que son recogidos en diferentes apéndices (CITES, 1973). El apéndice I recoge las especies que están en peligro de extinción, cuya comercialización por motivos comerciales es prohibida, permitiéndose únicamente con fines de investigación. El apéndice II recoge las especies que no están amenazadas pero que, por estar sujetas a una gran demanda, podrían llegar a estarlo si no se controlase rigurosamente su comercio. Este apéndice

incluye también los ejemplares de especies del apéndice I nacidos en cautividad. Finalmente, el apéndice III recoge las especies que están protegidas en al menos uno de los países miembros, y pide cooperación al resto de miembros para ayudar a controlar su comercio.

La base de datos de CITES puede ser utilizada para diferentes análisis y objetivos, entre ellos supervisar los volúmenes de comercio existentes y determinar si éstos pueden afectar negativamente a las especies silvestres; evaluar si la información presentada por cada parte ofrece una representación precisa del comercio de especies que incluidas en los apéndices de CITES; determinar si los datos disponibles aportan evidencias de infracciones en el comercio; hacer un seguimiento sobre qué especies son más comercializadas legalmente en términos de volumen, y cómo evoluciona su tráfico con el tiempo; y realizar comparaciones entre países (CITES, 2013).

La persona interesada puede descargar una base de datos “a medida” con los taxones y los campos que necesite, ya sea para hacer una exploración general sobre el comercio de una determinada especie en un determinado país, o para realizar análisis del comercio más exhaustivos. Tres tipos de datos sobre importación/exportación pueden ser encontrados en la base de datos CITES: informes de tabulación comparativa, informes de comercio bruto e informes de comercio neto. En la presente tesis doctoral se utilizan los informes de tabulación comparativa porque son más completos y permiten comparar las exportaciones o reexportaciones notificadas por un país con las comunicadas por otros. Además, facilitan la labor de evaluar el grado de cumplimiento con respecto a los controles del comercio nacional e internacional, y observar cómo los cambios de legislación a lo largo del tiempo en un determinado país han afectado positiva o negativamente al comercio de una determinada especie (Pernetta, 2009; CITES, 2013; Bush *et al.*, 2014; Challender *et al.*, 2015; Chan *et al.*, 2015).

En términos generales, un informe de tabulación comparativa incluye la siguiente información:

- Año en el cual tuvo lugar la exportación/importación de los especímenes.
- Categoría taxonómica a la que pertenece el animal (clase, familia, género y especie).

- Nombre científico.
- Apéndice CITES en el que figuran los ejemplares.
- País importador.
- País exportador.
- País de origen donde el animal fue capturado o criado en cautividad (en el caso que correspondiera al país exportador, el dato aparece en blanco).
- Cantidad reportada por el país exportador.
- Cantidad reportada por el país importador.
- Tipo de espécimen o de material importado: animales vivos, pieles, huesos u otros.
- Unidad de medida: individuos, kilos, gramos u otros.
- Propósito al que los especímenes van destinados.
- Método de obtención de los animales o sus derivados, por ejemplo de origen silvestre, criados en cautividad, o ser pre-convenio (es decir, obtenidos antes de 1975, cuando el Convenio CITES entró en vigor).

Se ha consultado la base de datos del Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES) para obtener los datos del número de Psitaciformes que legalmente fueron importados por España en el periodo 1975-2015. Se ha examinado el número total de ejemplares importados reportados por España, su origen, si fueron capturados en la naturaleza o criados en cautividad y la principal razón para su importación. Cualquier dato sospechoso de ser un duplicado ha sido eliminado. Lamentablemente, la base de datos de CITES solo recoge información a nivel de país, lo que impide realizar un análisis más exhaustivo sobre los ejemplares que pudieron entrar al país a nivel de provincia o municipio.

Paralelamente, se ha recopilado información sobre las cantidades de ejemplares de las poblaciones alóctonas de ambas especies en España. Se han obtenido tres estimaciones

poblacionales a partir de textos referidos a los años 1997, 2002 y 2015: los datos de los años 1997 y 2002 han sido recopilados de los *noticiarios ornitológicos* publicados por SEO/Birdlife en la revista científica indexada *Ardeola* y de atlas publicados sobre aves reproductoras en España (Purroy, 1997; Martí & del Moral, 2003), además de informes locales sobre aves; para el año 2015 se han utilizado datos del primer censo oficial estandarizado para ambas especies, que fue llevado a cabo ese mismo año (Molina *et al.*, 2016; del Moral *et al.*, 2018).

RESULTADOS

Números, países y destino final de las aves importadas

Entre los años 1978 y 2015, más de un millón de loros de 252 especies fueron legalmente importados a España. La mayoría de las aves pertenecieron a tres géneros diferentes: *Agapornis* (409.417 ejemplares), *Myiopsitta* (194.086 ejemplares) y *Psittacula* (62.799 ejemplares, 95% de ellos correspondieron a cotorras de Kramer). La cotorra argentina y de Kramer fueron la segunda y quinta especie que más se importaron respectivamente (Figura 6.1).

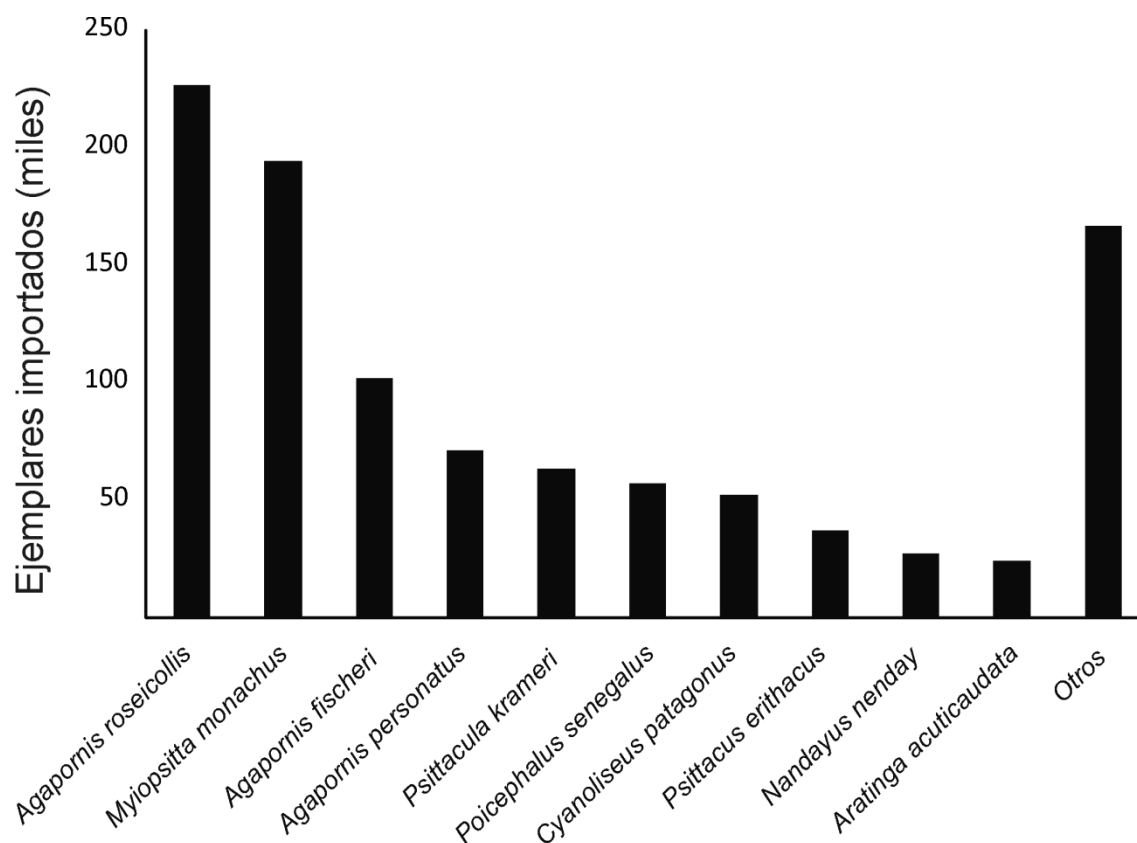


Figura 6.1 Número de ejemplares de Psittaciformes importados desde que CITES fue implementado en España. El gráfico muestra datos detallados sobre las 10 especies más importadas, mientras que la categoría “otros” representa el resto (252 especies).

El país que más cotorras argentinas ha exportado ha sido Uruguay (87%), seguido por Argentina (13%). En el caso de la cotorra de Kramer, los principales países exportadores han sido Pakistán (77%) y Senegal (20%) (Figura 6.2).

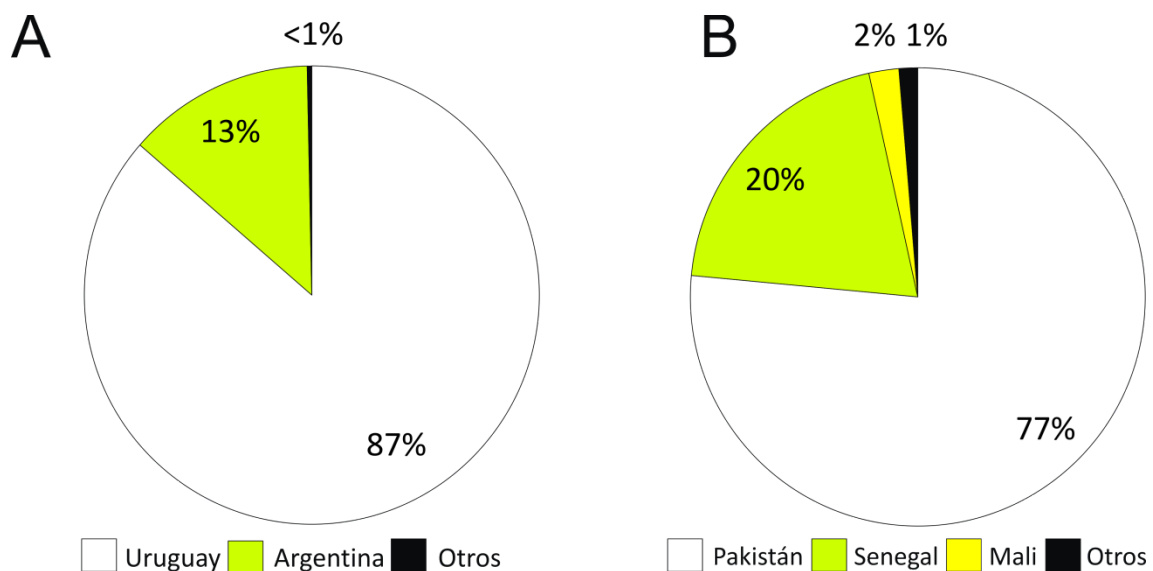


Figura 6.2 Principales países exportadores de cotorra argentina (a) y cotorra de Kramer (b). Uruguay fue el origen más común para los individuos de cotorra argentina, mientras que Pakistán lo fue para la de Kramer.

Una cantidad significativa de individuos de ambas especies fueron capturados directamente de la naturaleza, pese a que hubo una gran proporción de ejemplares (24% para la cotorra argentina y 46% para la cotorra de Kramer) cuya procedencia era desconocida (Figura 6.3). Casi la totalidad de los especímenes (99,9 %) se importaron por motivos comerciales (mascotas), mientras que el resto fueron destinados a otros propósitos, como la investigación científica y los zoológicos.

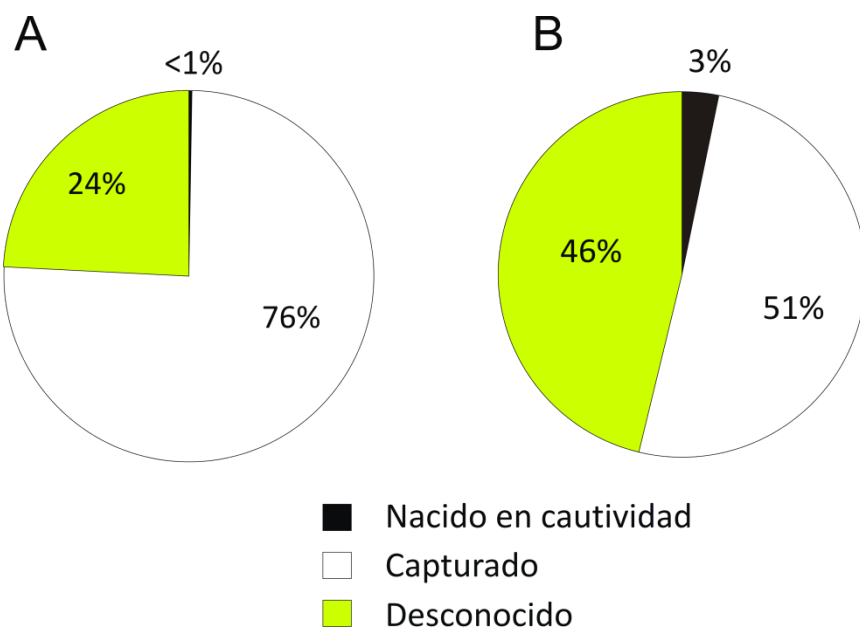


Figura 6.3 Porcentaje de individuos de cotorra argentina (a) y de Kramer (b) según la fuente de origen. La inmensa mayoría de ejemplares de cotorra argentina procedieron de

capturas en la naturaleza, con menos de 1% de animales procedentes de la cría en cautividad. Esta proporción fue más grande para la cotorra de Kramer (3%), pero muy pequeña en comparación con el número de ejemplares procedentes de capturas. Hubo un porcentaje considerable de ejemplares para ambas especies cuyo origen era desconocido.

Tendencias de la importación

Los primeros informes sobre individuos importados de cotorra argentina y de Kramer por España datan de 1986 y 1987, respectivamente. Las últimas importaciones de ambas especies fueron reportadas en 2005. Los picos de importación para la cotorra argentina ocurrieron principalmente en el periodo 1989-1995, mientras que para la cotorra de Kramer tuvieron lugar posteriormente, entre los años 1998 y 2001 (Figura 6.4).

Números de las poblaciones naturalizadas

Las poblaciones salvajes para ambas especies crecieron exponencialmente desde que se detectaron los primeros grupos reproductores, después de una fase de establecimiento de aproximadamente 10 a 20 años desde las observaciones iniciales. Las primeras estimaciones poblacionales para la cotorra argentina en España fueron alrededor de 1.300 individuos en 1997 (Muñoz & Ferrer, 1997), duplicándose su población en 2002 (Muñoz, 2003a). En 2015, el tamaño poblacional era de unos 18.980-21.455 especímenes en todo el territorio español (Molina *et al.*, 2016). Para la cotorra de Kramer, la primera estimación poblacional fue de unos 150 individuos en 1997, triplicándose en 2002 y multiplicándose por 20 en el año 2015, con una estimación de 3.005-3.115 ejemplares (Muñoz, 2003b; del Moral *et al.*, 2018).

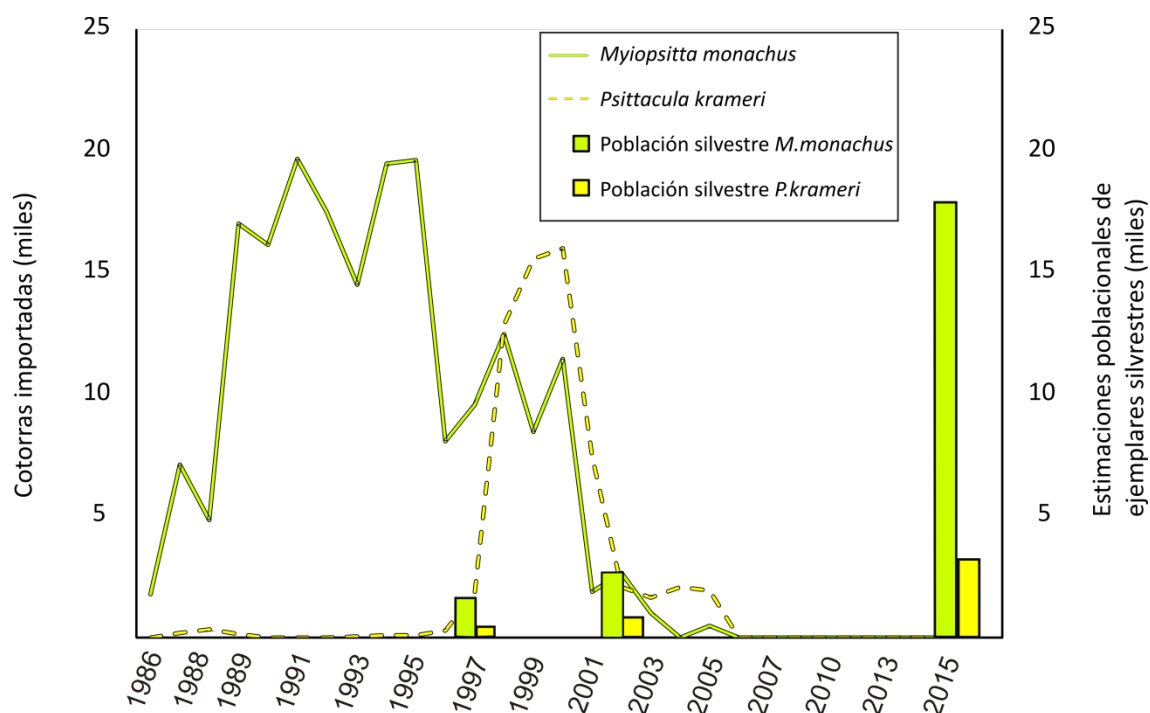


Figura 6.4 Comparación entre el número de individuos de cotorra argentina y de Kramer legalmente introducidos y el crecimiento de las poblaciones naturalizadas en España durante el mismo periodo. Las líneas representan los especímenes importados principalmente por motivos comerciales, mientras que las barras representan las estimaciones poblacionales y censos de ambas especies.

Relación entre las importaciones y las poblaciones naturalizadas

Las poblaciones naturalizadas empezaron a crecer después de que sucedieran los picos de importación (1989-1995 para la cotorra argentina y 1997-2001 para la cotorra de Kramer). Las poblaciones silvestres de las dos especies crecieron exponencialmente a lo largo del periodo de estudio, con picos de importación para ambas especies años después de que las importaciones cesaran. La tasa de crecimiento anual (TCA) entre 1997 y 2002 para la cotorra argentina fue de 167 animales por año. Este número incrementó su factor ocho veces más durante los siguientes 13 años, con un TCA DE 1.276 aves entre 2002 y 2015. Para la cotorra de Kramer, la TCA entre los años 1997-2002 fue de 26 animales por año, multiplicándose también por ocho entre 2002 y 2015, con 206 animales.

DISCUSIÓN

La magnitud del comercio legal de cotorras argentina y de Kramer en España

Las cotorras argentina y de Kramer son muy abundantes en sus zonas de origen, consideradas como plaga en algunas áreas (Mott, 1973; Khan *et al.*, 2004; Volpe & Aramburú, 2011). Esto ha conducido a la captura y posterior exportación de cientos de miles de individuos durante décadas. Ambas cotorras han sido dos de las psitácidas más comunes y baratas que se vendían en pajarerías hasta que España prohibió definitivamente su comercio en 2013. En solo 19 años, más de 190.000 cotorras argentinas y casi 63.000 cotorras de Kramer fueron legalmente importadas en España, la inmensa mayoría para ser vendidas como mascotas. Esto significa que uno de cada cuatro loros que entraron a España perteneció a una de las dos especies mencionadas. Estos números son mucho más elevados de lo que previamente se pensaba, sin embargo, esta cantidad debería considerarse un mínimo, ya que las psitácidas son especies muy atractivas en el mercado negro y un número no reportado ha podido entrar al país de esta forma (Weston & Memon, 2009; Pires, 2012; Tella & Hiraldo, 2014). Además, de acuerdo con las importaciones netas de CITES, 258.273 cotorras argentinas y 80.000 cotorras de Kramer habrían entrado a España entre 1975 y 2015, es decir, cantidades más elevadas que las recopiladas por los informes de tabulación comparativa (véase el apartado de material y métodos del presente capítulo).

Origen de las cotorras

Los resultados apoyan las conclusiones de estudios genéticos recientes realizados con ambas especies en España (Edelaar *et al.*, 2015; Jackson *et al.*, 2015), según los cuales las cotorras de Kramer naturalizadas provendrían principalmente de poblaciones asiáticas (Muñoz, 2003b), al igual que sucede en otros países como en Reino Unido (Pithon & Dytham, 2002) y los Estados Unidos de América (Juniper & Parr, 1998). Sin embargo, de acuerdo con la base de datos de CITES, aunque un gran porcentaje de los ejemplares importados procedieron de Asia (77%), y por lo tanto pertenecen a la subespecie *P. k. borealis*, un 20% de los ejemplares procedían de África, perteneciendo a la subespecie *P. k. krameri*. Este hallazgo es interesante, ya que apenas se han establecido cotorras de Kramer de la subespecie africana en España. Cardador y

colaboradores (2016) sugieren que la escasez de individuos de origen africano, en comparación con los asiáticos, podría ser debida a la poca idoneidad de los ecosistemas españoles, lo que no permitiría la adaptación y el establecimiento exitosos. Para la cotorra argentina, sin embargo, los resultados del presente estudio reafirman que la inmensa mayoría de los especímenes naturalizados correspondieron a *M. m. monachus*, una subespecie nativa de la región sudamericana entre Uruguay y Argentina oriental. Esto es consistente con los análisis genéticos realizados por Russello *et al.* (2008).

¿Por qué las cotorras argentina y de Kramer han tenido un gran éxito invasor?

De acuerdo con los resultados, los ejemplares importados de cotorras de ambas especies en España fueron en su mayoría capturadas en estado salvaje, con un porcentaje significativo de animales de origen desconocido que, potencialmente, también podrían clasificarse como de origen silvestre (Figura 6.3). Está bien documentado que las aves capturadas en la naturaleza tienen una mayor capacidad de adaptación y de establecimiento en caso de que consigan escapar del cautiverio (Cabezas *et al.*, 2013; Abellán *et al.*, 2017). Por el contrario, los animales que han nacido en un medio controlado tienen muchas más dificultades para adaptarse a la naturaleza si son liberadas o escapan, debido a que no han aprendido las habilidades necesarias para desenvolverse correctamente en la naturaleza y sobrevivir, además de a que su capacidad de vuelo para recorrer largas distancias podría estar disminuida (Cabezas *et al.*, 2013; Carrete & Tella, 2016). El género *Agapornis* (loritos inseparables) es uno de los más demandados en España, con tres especies diferentes que son importadas en igual o mayor número que las cotorras argentina y de Kramer (Figura 6.1). Sin embargo, casi el 99% de los inseparables que entraron al país provinieron de la cría en cautividad, lo que podría ser la razón principal de que estas especies hayan fracasado en establecerse con éxito en la naturaleza, aún cuando la presión de propágulo podría haber sido incluso mayor.

Evolución del comercio legal y de las poblaciones naturalizadas de las cotorras argentina y de Kramer en España.

Pese a que hay casos registrados de ejemplares salvajes de ambas especies en España en los años 70 (Perez-Chiscano, 1971; Clavell *et al.*, 1991), lo que es indicativo de que ya

había un comercio para las dos cotorras en el país, no ha sido posible cuantificar cuantos individuos entraron en el país en dicha década, ya que España no formaba parte aún del convenio CITES (ver introducción general, **capítulo 1**). Aún así, la popularidad de estas dos especies de cotorra fue tardía en comparación con otras regiones de Europa y América, donde ya había evidencia contrastada de poblaciones establecidas y auto-sostenibles en las décadas de los 60 y 70 (Bull, 1973; Butler, 2003). Además de CITES, existen otras herramientas legislativas que regulan el comercio de especies exóticas, tanto a nivel nacional como europeo, lo que ha afectado a la tendencia de importación durante el periodo de estudio (Santos, 2012). El endurecimiento de las leyes para el comercio de ambas especies de cotorra ha sido notorio. Las cotorras argentinas fueron mascotas muy populares durante los años 80 y 90, cuando las leyes eran mucho más permisivas que en la actualidad (Santa-Olalla Adell *et al.*, 2014). Los picos de importación ocurrieron entre 1989 y 1995, con casi 20.000 ejemplares importados cada año, siempre según los datos existentes (Figura 6.4). En 1997, se registró una gran disminución de la importación que coincidió con la primera estima poblacional (> 1.300 individuos establecidos) (Martí & del Moral, 2003). Las importaciones se vieron afectadas por la Ley Europea "relativa a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio" (Reglamento -CE- 338/97), cuyo artículo 4.6.d. impone limitaciones "a especímenes vivos de especies con respecto a los cuales se haya comprobado que su introducción en el medio ambiente natural de la Comunidad constituye una amenaza ecológica para las especies de la fauna y flora silvestres autóctonas de la Comunidad". Cuando las importaciones para la cotorra argentina decrecieron, fueron reemplazadas rápidamente en el mercado por la cotorra de Kramer (Figura 6.4).

La crisis de la gripe aviar, a principios de los años 2000, afectó severamente al comercio de aves tanto domésticas como invasoras, debido a la alerta sanitaria a nivel internacional (Karesh *et al.*, 2005, 2007; Van Borm *et al.*, 2005; van den Berg, 2009). La Unión Europea prohibió de manera temporal la entrada de aves silvestres al continente en 2005, y a partir de 2007 se estableció su prohibición de forma permanente (Carrete & Tella, 2008). En España se implementaron leyes más estrictas en los años posteriores en relación con las especies invasoras, prohibiéndose por completo el comercio y la posesión de ambas especies de cotorra (Real Decreto 630/2013). Aún así, el último ejemplar registrado que entró a España fue en el año 2008.

Pese a que no ha habido prácticamente nueva entrada de ejemplares durante 16 años, las poblaciones naturalizadas han crecido de tal manera que son completamente auto-sostenibles por medio de la reproducción sin necesidad de nuevos ejemplares procedentes del comercio. Hubo un crecimiento exponencial de las poblaciones salvajes de cotorra argentina entre el año 2002 y 2015, que pasó de 2.300 a 18.000 individuos. El crecimiento fue también significativo para la cotorra de Kramer, que aumentó su población de 467 a más de 3.000 ejemplares en 13 años (SEO/BirdLife, 2016a, 2016b). En ambos casos, los escapes accidentales o deliberados siguen jugando un papel clave en la aparición de nuevas poblaciones. El miedo a posibles represalias o multas en relación con su posesión tras el Real Decreto de 2013 podría haber incentivado este comportamiento por parte de los propietarios. Esta situación constituye así un ejemplo de cómo implementar leyes más restrictivas para controlar el comercio de especies podría, paradójicamente, acentuar el problema de las invasiones biológicas si no se han aplicado de manera correcta (Carrete & Tella, 2008).

Comercio de otras Psitaciformes en España y el peligro de introducir nuevas especies con potencial invasor

Muchas otras especies de psitácidas han sido y siguen siendo importadas con menos restricciones en relación a su comercio. La enorme demanda en las grandes zonas urbanas facilita la presencia de estas aves en las tiendas de mascotas en todo el territorio español (Gulx *et al.*, 1997; Weston & Memon, 2009). Varias especies de los géneros *Aratinga*, *Poicephalus* y *Nandayus* han sido observadas en la naturaleza en diferentes puntos de España, y algunas poblacionales podrían estar ya establecidas y comenzando a formar grupos reproductores, aunque en pequeños números (Martínez-Santos & Grupo de Aves exóticas, 2012). El lorito senegalés (*Poicephalus senegalus*) ha sido la séptima especie más importada en España, lo cual es indicativo de su interés comercial (Figura 6.1). Pese a que todavía no se la cataloga como especie invasora y no hay leyes específicas nacionales que prohíban su comercio y posesión, hay evidencia de que ya está reproduciéndose en diferentes partes de España como Canarias, Valencia, Barcelona (Grupo de Aves exóticas, 2016) y Málaga (Muñoz, com. pers.). Estas especies, posiblemente en las primeras fases del proceso de invasión biológica, podría ser otro ejemplo de cómo el comercio legal de especies a gran escala facilita el establecimiento de especies potencialmente invasoras.

Mayores medidas deben ser implementadas aún en relación con grupos taxonómicos con potencial invasor, restringiendo (incluso prohibiendo) las importaciones con fines comerciales. Se necesita una mayor educación ambiental dirigida la ciudadanía sobre las consecuencias negativas que el comercio internacional de especies puede acarrear, para de esta forma prevenir las potenciales secuelas de este negocio sobre la conservación de la biodiversidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Abellán P., Carrete M., Anadón J.D., Cardador L. & Tella J.L. (2016) Non-random patterns and temporal trends (1912-2012) in the transport, introduction and establishment of exotic birds in Spain and Portugal. *Diversity and Distributions*, **22**, 263–273.
- Abellán P., Tella J.L., Carrete M., Cardador L. & Anadón J.D. (2017) Climate matching drives spread rate but not establishment success in recent unintentional bird introductions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201704815.
- Avery M.L., Greiner E.C., Lindsay J.R., Newman J.R. & Pruett-Jones S. (2002) Monk Parakeet management at electric utility facilities in South Florida. *Proceedings 20th. of the Vertebrate Pest Conference*, 140–145.
- Batllori X. & Nos R. (1985) Presencia de la cotorrita gris (*Myiopsitta monachus*) y de la cotorrita de collar (*Psittacula krameri*) en el área metropolitana de Barcelona. *Miscellania zoológica*, **9**, 407–411.
- van den Berg T. (2009) The role of the legal and illegal trade of live birds and avian products in the spread of avian influenza. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, **28**, 93–111.
- BirdLife International (2014) The BirdLife checklist of the birds of the world. Available at: <http://datazone.birdlife.org/home> (accedido el 12-02-2017).
- Van Borm S., Thomas I., Hanquet G., Lambrecht B., Boschmans M., Dupont G., Decaestecker M., Snacken R. & van den Berg T. (2005) Highly pathogenic H5N1 influenza virus in smuggled Thai eagles, Belgium. *Emerging infectious diseases*, **11**, 702–5.
- Bull J. (1973) Exotic Birds in the New York City Area. *The Wilson Bulletin*, **85**, 501–505.
- Bush E.R., Baker S.E. & Macdonald D.W. (2014) Global trade in exotic pets 2006-2012. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, **28**, 663–76.
- Butler C.J. (2003) *Population biology of the introduced rose-ringed parakeet Psittacula krameri in the UK*. University of Oxford.
- Cabezas S., Carrete M., Tella J.L., Marchant T.A. & Bortolotti G.R. (2013) Differences in acute stress responses between wild-caught and captive-bred birds: A physiological mechanism contributing to current avian invasions? *Biological*

Invasions, **15**, 521–527.

- Cardador L., Carrete M., Gallardo B. & Tella J.L. (2016) Combining trade data and niche modelling improves predictions of the origin and distribution of non-native European populations of a globally invasive species. *Journal of Biogeography*, **43**, 967–978.
- Cardador L., Lattuada M., Strubbe D., Tella J.L., Reino L., Figueira R. & Carrete M. (2017) Regional Bans on Wild-Bird Trade Modify Invasion Risks at a Global Scale. *Conservation Letters*, **10**, 717–725.
- Carrete M. & Tella J.L. (2008) Wild-bird trade and exotic invasions: a new link of conservation concern? *Frontiers in Ecology and the Environment*, **6**, 207–211.
- Carrete M. & Tella J.L. (2016) Rapid loss of antipredatory behaviour in captive-bred birds is linked to current avian invasions. *Scientific Reports*, **5**, 18274.
- Challender, D.W.S., Harrop, S.R. & MacMillan, D.C. (2015) Understanding markets to conserve trade-threatened species in CITES. *Biological Conservation*, **187**, 249–259.
- Chan, H.K., Zhang, H., Yang, F. & Fischer, G. (2015) Conservation. Improve customs systems to monitor global wildlife trade. *Science (New York, N.Y.)*, **348**, 291–2.
- CITES (1973) Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. Available at: <https://www.cites.org/sites/default/files/esp/disc/CITES-Convention-SP.pdf> (accedido el 5-11-2013).
- CITES (2013) A guide to using the CITES Trade Database, version 8. UNEP/WCMC. Available at: https://trade.cites.org/cites_trade_guidelines/en-CITES_Trade_Database_Guide.pdf (accedido el 12-10-2016).
- CITES (2016) CITES Trade Database. Available at: <https://trade.cites.org/> (accedido el 5-11-2016).
- Clavell J., Martorell E., Santos D.M. & Sol D. (1991) Distribució de la Cotorreta de Pit Gris *Myopsitta Monachus* a Catalunya. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, **8**, 15–18.
- Council of the European Union (1997) Council Regulation (EC) No 338/97 of 9 December 1996 on the protection of species of wild fauna and flora by regulating trade therein.
- Czajka C. (2011) Resource Use by Non-Native Ring-Necked Parakeets (*Psittacula krameri*) and Native Starlings (*Sturnus vulgaris*) in Central Europe. *The Open*

Ornithology Journal, **4**, 17–22.

- DAISIE (2009) *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Davis L.R. (1974) The monk parakeet: A potential threat to agriculture. *Proceedings of the 6th Vertebrate Pest Conference*, 253–256.
- Driscoll C. a & Macdonald D.W. (2010) Top dogs: wolf domestication and wealth. *Journal of Biology*, **9**, 10.
- Edelaar P., Roques S., Hobson E.A., Gonçalves Da Silva A. Avery M.L., Russello M.A., Senar J.C., Wright T.F., Carrete M., & Tella J.L. (2015) Shared genetic diversity across the global invasive range of the monk parakeet suggests a common restricted geographic origin and the possibility of convergent selection. *Molecular Ecology*, **24**, 2164–2176.
- Grupo de Aves exóticas (SEO/Birdlife) (2016). Cuaderno de especies invasoras. Available at: [http://grupodeavesexoticas.blogspot.com.es/search/label/Poicephalus senegalus](http://grupodeavesexoticas.blogspot.com.es/search/label/Poicephalus%20senegalus) (accedido el 11-07-2017).
- Gulx J.C., Jover L. & Ruiz X. (1997) Muestreos del comercio de psitácidos neotropicales en la ciudad de Barcelona, España: 1991-1996. *Ararajuba*, **5**, 159–167.
- Hernández-Brito D., Carrete M., Popa-Lisseanu A.G., Ibáñez C. & Tella J.L. (2014) Crowding in the City: Losing and Winning Competitors of an Invasive Bird. *PLOS ONE*, **9**, e100593.
- Hughes J.D. (2003) Europe as Consumer of Exotic Biodiversity: Greek and Roman times. *Landscape Research*, **28**, 21–31.
- Hulme P.E., Roy D.B., Cunha T. & Larsson T.B. (2009) A pan-European Inventory of Alien Species: Rationale, Implementation and Implications for Managing Biological Invasions. *Handbook of Alien Species in Europe* pp. 1–14. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Jackson H., Strubbe D., Tollington S., Prys-Jones R., Matthysen E. & Groombridge J.J. (2015) Ancestral origins and invasion pathways in a globally invasive bird correlate with climate and influences from bird trade. *Molecular Ecology*, **24**, 4269–4285.
- de Juana E. (1985) Cotorra Argentina *Myiopssita monachus*. Noticiario ornitológico. *Ardeola*, **80**, 309–310.
- de Juana E. (1989) Cotorra de kramer *Psittacula krameri*. Noticiario ornitológico. *Ardeola*, **36**, 231–264.

- Juniper T. & Parr M. (1998) *Parrots: a guide to the parrots of the world*. Yale University Press, Pica, Robertsbridge.
- Karesh W.B., Cook R.A., Bennett E.L. & Newcomb J. (2005) Wildlife trade and global disease emergence. *Emerging infectious diseases*, **11**, 1000–2.
- Karesh W.B., Cook R.A., Gilbert M. & Newcomb J. (2007) Implications of wildlife trade on the movement of avian influenza and other infectious diseases. *Journal of Wildlife Diseases*, **43**, S55–59.
- Khan H.A., Beg M.A. & Khan A.A. (2004) Breeding habitats of the Rose-ringed parakeet (*Psittacula krameri*) in the cultivations of central Punjab. *Pakistan Journal of Zoology*, **36**, 133–138.
- Kisling Jr V.N. (2000) *Zoo and Aquarium History: Ancient Animal Collections To Zoological Gardens*. Kisling, V.N., Jr. (Ed.), USA.
- Martí R. & del Moral J.C. (2003) *Atlas de las aves reproductoras de España*. Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife), Madrid.
- Mazza G., Tricarico E., Genovesi P. & Gherardi F. (2014) Biological invaders are threats to human health: An overview. *Ethology Ecology and Evolution*, **26**, 112–129.
- Menchetti M. & Mori E. (2014) Worldwide impact of alien parrots (Aves Psittaciformes) on native biodiversity and environment: a review. *Ethology Ecology & Evolution*, **26**, 172–194.
- Menchetti M., Scalera R. & Mori E. (2014) First record of a possibly overlooked impact by alien parrots on a bat (*Nyctalus leisleri*). *Hystrix*, **25**, 61–62.
- Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente. (2013) Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.
- Molina B., Postigo J.L., Román-Muñoz A., & Del Moral J.C. (2016) *La cotorra argentina en España: Población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/Birdlife, Madrid.
- del Moral J.C., Somoza A., Muñoz A.R. & Molina B. (2018) *La cotorra de kramer en España. Población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/Birdlife. Madrid.
- Mori E., Grandi G., Menchetti M., Tella J.L., Jackson H.A., Reino L., Kleunen A. Van, Figueira R. & Ancillotto L. (2017) Worldwide distribution of non – native Amazon parrots and temporal trends of their global trade Worldwide distribution of non – native Amazon parrots and temporal trends of their global trade. *Animal*

Biodiversity and Conservation, **1**, 49–63.

- Mott D.F. (1973) Monk parakeet damage to crops in Uruguay and its control. *Bird Control Seminars Proceedings*. Lincoln.
- Muñoz A.R. (2003a) Cotorra Argentina, *Myiopsitta monachus*. *Atlas de las aves reproductoras de España* (ed. by R. Martí and J.C. Del Moral), pp. 638–639. Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife), Madrid.
- Muñoz A.R. (2003b) Cotorra de Kramer, *Psittacula krameri*. *Atlas de las aves reproductoras de España* (ed. by R. Martí and J.C. Del Moral), pp. 636–637. Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife), Madrid.
- Muñoz A.R. (2016) Modelo predictivo de distribución. *La cotorra argentina en España, población reproductora en 2015 y método de censo* (ed. by B. Molina, J.L. Postigo, A.-R. Muñoz, and J.C. Del Moral), pp. 54. SEO/Birdlife, Madrid.
- Muñoz A.R., Carrasco E., Souviron-Priego L. & Real R. (2018) ¿Puede un modelo de distribución predecir la expansión de la cotorra de Kramer en España? *La cotorra de Kramer en España, población reproductora en 2015 y método de censo. España peninsular* pp. 60–72. SEO/Birdlife, Madrid.
- Muñoz A.R. & Ferrer X. (1997) Cotorra argentina *Myiopsitta monachus*. *Atlas de las Aves de España (1975-1995)* (ed. by F.J. Purroy), pp. 248–249. Barcelona.
- Muñoz A.R. & Real R. (2006) Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, **12**, 656–665.
- Natusch D.J.D. & Lyons J.A. (2012) Exploited for pets: the harvest and trade of amphibians and reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodiversity and Conservation*, **21**, 2899–2911.
- Oldfield S. (2003) *The trade in wildlife: regulation for conservation*. Earthscan Publications.
- Pârâu L.G., Strubbe D., Mori E., Menchetti M., Ancillotto L., Kleunen A. van, White R.L., Luna Á., Hernández-Brito D., Louarn M. Le, Clergeau P., Albayrak T., Franz D., Braun M.P., Schroeder J. & Wink M. (2016) Rose-ringed Parakeet Populations and Numbers in Europe: A Complete Overview. *The Open Ornithology Journal*, **9**, 1–13.
- Peck H.L., Pringle H.E., Marshall H.H., Owens I.P.F. & Lord A.M. (2014) Experimental evidence of impacts of an invasive parakeet on foraging behavior of native birds. *Behavioral Ecology*, **25**, 582–590.
- Perez-Chiscano J. (1971) Captura de *Psittacula k. krameri* (Scopoli) en el SE de la

- provincia de Cáceres. *Ardeola*, **15**, 144–145.
- Pernetta, A.P. (2009) Monitoring the Trade: Using the CITES Database to Examine the Global Trade in Live Monitor Lizards (*Varanus* spp). *Biawak*, **3**, 37–45.
- Pires S.F. (2012) The illegal parrot trade: a literature review. *Global crime*, **13**, 37–41.
- Pithon J.A. & Dytham C. (2002) Distribution and population development of introduced Ring-necked Parakeets *Psittacula krameri* in Britain between 1983 and 1998. *Bird Study*, **49**, 110–117.
- Postigo J.L., Shwartz A., Strubbe D. & Muñoz A.R. (2016) Unrelenting spread of the alien monk parakeet *Myiopsitta monachus* in Israel. Is it time to sound the alarm? *Pest Management Science*, **73**, 349–353.
- Purroy F.J. (1997) *Atlas de las Aves de España 1975-1995*. Lynx Editions, Barcelona.
- Real R., Olivero J. & Vargas J.M. (2008) Using chorotypes to deconstruct biogeographical and biodiversity patterns: the case of breeding waterbirds in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 735–746.
- Reino L., Figueira R., Beja P., Araújo M.B., Capinha C. & Strubbe D. (2017) Networks of global bird invasion altered by regional trade ban. *Science Advances*, **3**, e1700783.
- Russello M. a, Avery M.L. & Wright T.F. (2008) Genetic evidence links invasive monk parakeet populations in the United States to the international pet trade. *BMC evolutionary biology*, **8**, 217.
- Santa-Olalla Adell A., Paals González C., Guerrero Moreno A., Arnas Parellada J., Lázaro Rubio M., Pérez Gordillo J., Martínez Torres R., Lorenzo Iñigo I. & Pirvu M. (2014) Código de conducta para evitar el comercio de fauna exótica invasora. Life Invasep. Madrid.
- Santos D.M. (2012) Legislación Sobre Aves exóticas. Grupo de Aves Exóticas SEO/Birdlife.
- SEO/BirdLife (2016a) Lanzamos los datos del primer censo nacional de cotorra argentina. Available at: <http://www.seo.org/2015/11/11/lanzamos-los-datos-del-primer-censo-nacional-de-cotorra-argentina/> (accedido el 8-11-2016).
- SEO/BirdLife (2016b) Lanzamos los resultados del I Censo Nacional de cotorra de Kramer - SEO/BirdLifeSEO/BirdLife. Available at: <http://www.seo.org/2016/07/13/lanzamos-los-resultados-del-i-censo-nacional-cotorra-kramer/> (accedido el 8-11-2016).
- Simberloff D. (2014) Biological invasions: What's worth fighting and what can be

won? *Ecological Engineering*, **65**, 112–121.

- Smith K.M., Anthony S.J., Switzer W.M., Epstein J.H., Seimon T., Jia H., Sanchez M.D., Huynh T.T., Galland G.G., Shapiro S.E., Sleeman J.M., McAloose D., Stuchin M., Amato G., Kolokotronis S.O., Lipkin W.I., Karesh W.B., Daszak P. & Marano N. (2012) Zoonotic viruses associated with illegally imported wildlife products. *PloS ONE*, **7**, e29505.
- Sol D., Santos D.M., Feria E. & Clavell J. (1997) Habitat Selection by the Monk Parakeet during Colonization of a New Area in Spain. *The Condor*, **99**, 39–46.
- Stafford T. (2003) Pest Risk Assessment for Monk Parakeet in Oregon. *North*, **20**.
- Strubbe D. & Matthysen E. (2007) Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: Habitat selection and impact on native birds. *Ecography*, **30**, 578–588.
- Strubbe D. & Matthysen E. (2009) Establishment success of invasive ring-necked and monk parakeets in Europe. *Journal of Biogeography*, **36**, 2264–2278.
- Tala C., Guzmán P. & González S. (2005) Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) convidado de piedra en nuestras ciudades y un invasor potencial, aunque real, de sectores agrícolas. *Boletín Diproren*, 1-7.
- Tella J.L. & 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**, e107546.
- Ucko P.J. & Dimbleby G.. (1969) *The Domestication and Exploitation of Plants and Animals*. Routledge, Chicago.
- Volpe N.L. & Aramburú R.M. (2011) Preferencias de nidificación de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Ornitología Neotropical*, **22**, 111–119.
- Weston M.K. & Memon M.A. (2009) The illegal parrot trade in Latin America and its consequences to parrot nutrition, health and conservation. *Bird Populations*, **9**, 76–83.
- Williams T.L. (1956) *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. University of Chicago Press.
- Yosef R., Zduniak P. & Żmihorski M. (2016) Invasive Ring-Necked Parakeet Negatively Affects Indigenous Eurasian Hoopoe. *Annales Zoologici Fennici*, **53**, 281–287.

CAPÍTULO 7

DISCUSIÓN GENERAL

"Primero, fue necesario civilizar al hombre en su relación con el hombre. Ahora, es necesario civilizar al hombre en su relación con la naturaleza y los animales". Victor Hugo (1802 - París, 1885)



Fuente: Seprona

7. DISCUSIÓN GENERAL

El tráfico internacional de animales silvestres ha existido desde tiempos inmemoriales, evolucionando a la par que lo hacían las diferentes civilizaciones del mundo, llegando a su punto álgido tras los avances tecnológicos en infraestructuras que ocurrieron a partir de la revolución industrial (Simons, 2012; van Uhm, 2016, ver **capítulo 1**). Esto provocó no sólo un incremento desorbitado e insostenible en cuanto a volumen de individuos; sino también un aumento en la diversidad especies objeto de comercio, que abarca desde los grandes mamíferos hasta los pequeños invertebrados. Los más vulnerables han sido aquellos grupos taxonómicos cuya tasa de crecimiento poblacional es baja, al no ser capaces de reponer lo suficientemente rápido los individuos perdidos por la extracción, lo que puede llevar a estas especies a una rápida extinción si se mantiene esta constante (Ayling, 2013; Wittemyer *et al.*, 2014; Phelps *et al.*, 2016; véase también el **capítulo 3**). Aún cuando todos los países del mundo presenten una legislación más o menos eficaz para controlar el comercio de animales dentro y fuera de sus fronteras (Wyler & Sheikh, 2013; Bennett, 2015; véase también el capítulo 5), ésta no parece mermar el tráfico ilegal, el cual sigue aumentando alarmantemente año tras año. Ello hace que sea conveniente preguntarse qué motivos pueden estar detrás de que el comercio ilegal de fauna se considere, a fecha de hoy, uno de los negocios criminales más importantes y beneficiosos a nivel mundial; y por qué, incluso las legislaciones más estrictas y las penas más duras, parecen no ser suficientes para poner freno a esta tendencia.

Con la presente tesis doctoral se ha pretendido hacer un recorrido por diferentes aspectos del comercio internacional de fauna, no sólo para intentar comprenderlo desde un punto de vista de la conservación, sino también desde una perspectiva socioeconómica y cultural. Aunque la mayor parte de la tesis se ha centrado específicamente en el ámbito ilegal (**capítulos 3, 4 y 5**), el **capítulo 6** ha abordado también las consecuencias que puede ocasionar el comercio legal de animales en relación con la introducción de especies invasoras, centrándose en dos casos muy conocidos en España, como la cotorra argentina (*Myopsitta monachus*) y la cotorra de Kramer (*Psittacula Krameri*).

El seguimiento del tráfico legal de animales es relativamente sencillo, ya que los países miembro de CITES están obligados a reportar todas las exportaciones, re-exportaciones e importaciones que ocurren dentro de sus territorios. Esa información es accesible para la consulta pública a través del portal de CITES (Pernetta, 2009; CITES, 2013; Chan *et al.*, 2015; véase también el **capítulo 6**). Por el contrario, monitorizar el tráfico ilegal de fauna a nivel global, y saber a ciencia cierta la magnitud que éste puede alcanzar, es extremadamente difícil, debido a la escasez de datos en ciertos países (especialmente en aquellos con legislación débil), sobre los que la falta de información es parcial o incluso total (Rosen & Smith, 2010).

Esto hace que la mejor información disponible a fecha de hoy sea aquella proveniente de las confiscaciones que han ido realizando las autoridades a escala internacional, a su vez recopilada por terceras entidades como TRAFFIC. Utilizar esta fuente conlleva, sin embargo, que los resultados obtenidos puedan tener cierto sesgo, ya que los datos basados en intervenciones y en decomisos reflejan sólo una proporción de lo que en realidad se comercia. Pese a ello, los datos de TRAFFIC son los más completos disponibles para poder comprender el alcance del comercio ilegal de fauna, y es por ello por lo que los **capítulos 3, 4 y 5** están basados en estos datos.

No sólo el comercio ilegal de fauna representa una amenaza para la conservación y la biodiversidad de las especies, sino que también lo hace su contraparte legal (Souviron-Priego *et al.*, 2018; véase el **capítulo 6**). Miles de especímenes vivos y sus partes son transportados y vendidos legalmente por millones en todo el mundo cada año, por motivos muy similares a los que sustentan el mercado ilegal (Nijman, 2009; Smith *et al.*, 2009; Stahl & De Meulenaer, 2017; véanse los **capítulos 3 y 5**). En muchas ocasiones, el comercio legal e ilegal se solapan, ya que es frecuente la falsificación de documentos CITES y de otros permisos tales como el que expresa las cuotas de captura establecidas para hacer pasar individuos capturados ilícitamente por legales (Lyons & Natusch, 2011; Nijman & Shepherd, 2015). Estos animales pueden venderse directamente al consumidor (que puede desconocer el verdadero origen del animal), o ser enviados a centros de cría para vender su descendencia, posteriormente, de manera legal en todo el mundo (véanse los **capítulos 3 y 4**). Además, el enorme trasiego de animales que mueve el mercado legal de animales no sólo puede suponer una amenaza desde el punto de vista sanitario (Marano *et al.*, 2007; Pfeffer & Dobler, 2010), sino que

también es una de las principales vías de entrada de especies potencialmente invasoras. En los casos en los que éstas se han establecido con éxito en el medio, cuando no se ha actuado con rapidez con medidas de control, han llegado a ocasionar graves daños económicos y biológicos (Souviron-Priego *et al.*, 2018; véase el **capítulo 6**). El ejemplo de las cotorras argentina y de Kramer, analizado en el **capítulo 6**, es uno de los muchos ejemplos alrededor del mundo que muestra las consecuencias (en ocasiones nefastas) del comercio indiscriminado de animales aún dentro de la ley vigente. Por ello, los resultados de esta tesis sugieren que es necesario no sólo un control mucho más estricto de la importación legal de animales por motivos comerciales, sino también el desarrollo de campañas de concienciación tanto para propietarios de animales exóticos como para la ciudadanía en general.

Si se profundiza en el comercio ilegal internacional, se observa que es una problemática muy compleja y por tanto difícil de sintetizar (véase el **capítulo 1**). Por ello, usar una metodología que facilite este proceso es esencial para observar y explicar de manera sencilla los entresijos de las rutas del comercio ilegal. En el capítulo 3 se ha puesto de manifiesto que el tráfico ilegal afecta a un amplio espectro de especies, y se demuestra que hubo una tendencia significativa y positiva en el número de decomisos vinculado a ciertos grupos, especialmente aquellos que involucran a las especies más amenazadas. Los resultados obtenidos sugieren que las especies objeto de comercio se ajustan a patrones geográficos en cuanto a su origen y destino. Es por ello que se decidió emplear técnicas de corología para localizar dichos patrones de distribución en cuanto a las zonas de origen de su captura o crianza, con el fin de evaluar que las observaciones iniciales no fueran fruto del azar. Los resultados del **capítulo 4** ponen de manifiesto que las técnicas basadas en el análisis de patrones de distribución biogeográfica, como es el caso del análisis de corotipos, pueden contribuir a simplificar y racionalizar las estrategias de gestión del comercio ilegal que afecta a diversas especies e involucra a varios países. Las diferentes conexiones entre los países de destino en relación con el origen geográfico de los taxones que importaron sugieren que pueden existir motivos sociales y económicos detrás de la demanda. Buena parte de ellos han sido ya identificados por la literatura científica dentro de este campo, como pueden ser la pobreza en los países que actúan como exportadores (especialmente dentro de las comunidades rurales), la corrupción política, o motivos culturales como puede ser la demanda, en Asia, debida al uso de ingredientes animales en medicina tradicional

(Gray, 2004; Challender *et al.*, 2014; Bennett, 2015; Duffy *et al.*, 2016). Esto ha motivado la investigación presentada en el **capítulo 5**, cuyos resultados muestran que los factores que parecen explicar la participación en el comercio ilegal podrían ser notoriamente diferentes para los países exportadores e importadores. La función de favorabilidad (Real *et al.*, 2006) ha permitido identificar países no recogidos por la información de TRAFFIC cuya situación económica y cultural podría favorecer su participación en el comercio ilegal, reforzando de esta forma, las conclusiones obtenidas en el **capítulo 4**. Ello no implica, en absoluto, verificación de la presencia de tráfico ilegal de especies en estos países. En cambio, sí ofrece información de gran utilidad: por un lado, se sugiere la conveniencia de establecer en ellos medidas especiales de prevención contra esta actividad ilícita; y por otra parte se abre la puerta al análisis de qué medidas se pueden estar asumiendo en áreas en las que, a pesar de las condiciones socio-económicas, el tráfico ilegal de especies parece no existir.

La información proporcionada a lo largo de la presente tesis doctoral, en referencia a los métodos utilizados, podrían ayudar también a investigadores, a entidades conservacionistas y a asesores políticos a la hora de desarrollar estrategias más especializadas para combatir este negocio criminal de una manera más eficaz, tanto en los países exportadores como en los importadores. Para finalizar, es importante volver a mencionar que el comercio ilegal está en constante cambio y evolución, por lo que las especies que son objeto de comercio a fecha de hoy podrían no serlo en años futuros; como también podrían cambiar las preferencias en distintos países en relación con las especies importadas. Algo similar podría ocurrir con los factores socioeconómicos, los cuales podrían tener mayor o menor peso en años futuros o darse el caso que entren en escena otros completamente nuevos. Es por ello por lo que se seguirá trabajando para actualizar la base de datos existente con años posteriores a 2012, para de esta forma comparar a posteriori si existen diferencias significativas en la evolución del tráfico ilegal de especies con respecto a lo presentado en esta tesis.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayling, J. (2013) What Sustains Wildlife Crime? Rhino Horn Trading and the Resilience of Criminal Networks. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, **16**, 57–80.
- Bennett, E.L. (2015) Legal ivory trade in a corrupt world and its impact on African elephant populations. *Conservation Biology*, **29**, 54–60.
- Challender, D.W., Wu, S.B., Nijman, V. & MacMillan, D.C. (2014) Changing behavior to tackle the wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 203–203.
- Chan, H.K., Zhang, H., Yang, F. & Fischer, G. (2015) Conservation. Improve customs systems to monitor global wildlife trade. *Science (New York, N.Y.)*, **348**, 291–2.
- CITES (2013) A guide to using the CITES Trade Database, version 8. UNEP/WCMC. Available at: https://trade.cites.org/cites_trade_guidelines/en-CITES_Trade_Database_Guide.pdf.
- Duffy, R., St John, F.A. V., Büscher, B. & Brockington, D. (2016) Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conservation Biology*, **30**, 14–22.
- Gray, D. (2004) Asia's wildlife hunted for China's appetite: : beliefs about health and sex drive the destruction. Available at: http://www.nbcnews.com/id/4585068/ns/us_news-environment/t/asias-wildlife-hunted-chinas-appetite/#.V3Kc7vmLSUk (accedido el 12-04-2018).
- Lyons, J.A. & Natusch, D.J.D. (2011) Wildlife laundering through breeding farms: Illegal harvest, population declines and a means of regulating the trade of green pythons (*Morelia viridis*) from Indonesia. *Biological Conservation*, **144**, 3073–3081.
- Marano, N., Arguin, P.M., & Pappaioanou, M. (2007) Impact of globalization and animal trade on infectious disease ecology. *Emerging Infectious Diseases*, **13**, 1807–9.
- Nijman, V. (2009) An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 1101–1114.
- Nijman, V. & Shepherd, C.R. (2015) Trade of “captive-bred” birds from the Solomon Islands: a closer look at the global trade in hornbills. *Malayan Nature Journal*, **67**, 258–264.

- Pernetta, A.P. (2009) Monitoring the Trade: Using the CITES Database to Examine the Global Trade in Live Monitor Lizards (*Varanus* spp). *Biawak*, **3**, 37–45.
- Pfeffer, M. & Dobler, G. (2010) Emergence of zoonotic arboviruses by animal trade and migration. *Parasites & Vectors*, **3**, 35.
- Phelps, J., Biggs, D. & Webb, E.L. (2016) Tools and terms for understanding illegal wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **14**, 479–489.
- Real, R., Barbosa, A.M. & Vargas, J.M. (2006) Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, **13**, 237–245.
- Rosen, G.E. & Smith, K.F. (2010) Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, **7**, 24–32.
- Simons, J. (2012) *The tiger that swallowed the boy: exotic animals in Victorian England*. Libri Publishing, Oxford.
- 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.
- Souviron-Priego, L., Muñoz, A.R., Olivero, J., Vargas, J.M. & Fa, J.E. (2018) The Legal International Wildlife Trade Favours Invasive Species Establishment: The Monk and Ring-Necked Parakeets in Spain. *Ardeola*, **65**, 233–246.
- Stahl, J. & de Meulenaer, T. (2017) CITES and the international trade in wildlife. *Unasylva*, **68**, 17–26.
- van Uhm, D.P. (2016) *The Illegal Wildlife Trade: Inside the World of Poachers, Smugglers and Traders*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland.
- Wittemyer, G., Northrup, J.M., Blanc, J., Douglas-Hamilton, I., Omondi, P. & Burnham, K.P. (2014) Illegal killing for ivory drives global decline in African elephants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **111**, 13117–21.
- Wyler, L. & Sheikh, P. (2013) International illegal trade in wildlife: Threats and US policy. 26.

CAPÍTULO 8

CONCLUSIONES



Fuente: Seprona

8. CONCLUSIONES

En la presente tesis doctoral se ha analizado la complejidad del comercio internacional de fauna desde una perspectiva de conservación, social, económica y cultural. Se ha abordado el análisis descriptivo de las bases de datos de TRAFFIC; se ha estudiado el tráfico ilícito de animales en búsqueda de patrones geográficos en las zonas de origen, para esclarecer conexiones biogeográficas en la demanda de los países consumidores; se han explorado los posibles motivos que hay detrás de esa demanda; y se han analizado las consecuencias del comercio legal de fauna.

Las principales conclusiones obtenidas son:

1. Se ha identificado que el comercio ilegal de fauna afecta a una gran cantidad de especies, que abarca desde la megafauna hasta pequeños invertebrados como los insectos. Se ha cuantificado que el mayor número de casos relativos a intervenciones acontecidas alrededor del mundo correspondieron a reptiles, seguido de las aves y de los mamíferos por un escaso umbral. Los grupos menos representados corresponden a anfibios, peces e invertebrados.
2. Se ha identificado un amplio espectro de productos decomisados de origen animal, entre los que destacan el marfil (mayoritariamente de *Loxodonta africana*), pieles de varios taxones (principalmente de grandes felinos, lacértidos y ofidios), cuernos de bóvidos y de rinoceróntidos, osamentas y piezas de hueso (principalmente de felinos), extremidades (de varios taxones), huevos de diferentes peces, y escamas de *Manis* spp, entre otros productos con menor prevalencia.
3. Se ha observado un aumento significativo en la tendencia del tráfico ilegal de animales silvestres a nivel internacional a lo largo del periodo de estudio, particularmente en los mamíferos y otros grupos más desconocidos en este ámbito como los anfibios, peces e invertebrados. Contrariamente, se ha identificado una tendencia negativa para las aves, mientras que no se encuentran diferencias para los reptiles. Se ha detectado, además, un aumento alarmante de decomisos que involucran a especies amenazadas dentro de la Lista Roja de la

UICN, que podría traducirse como un aumento de la demanda de las especies más vulnerables a la extinción.

4. Se han identificado 96 países en todo el mundo desde los que se han realizado actividades vinculadas al comercio ilegal de los taxones más demandados. Entre ellos se identifican 34 países exportadores, 44 consumidores, y el resto intermediarios. Los países en los que se exporta se localizaron mayoritariamente en África central y austral, en Asia y en Oceanía. La importación fue dominante en todo el hemisferio norte, especialmente en Asia, Norteamérica y, en menor medida, Europa occidental. China fue el país significativamente más involucrado en el comercio ilegal, tanto en número de taxones importados como en volumen de individuos.
5. Se han identificado patrones geográficos de distribución de los mayores taxones de vertebrados objeto de demanda en relación con sus países de origen, los cuales fueron mayoritariamente localizados en los continentes asiático y africano. Los países asiáticos mostraron preferencia por los taxones provenientes de corotipos asiáticos, mientras que los países occidentales y de Oriente Medio se decantaron por los taxones procedentes de corotipos principalmente africanos. Sólo algunos países, como China, Vietnam y Reino Unido, mostraron también cierta preferencia por taxones procedentes de corotipos tanto asiáticos como africanos.
6. Se ha identificado que, en relación con las especies capturadas en África, las necesidades económicas han sido el factor más relevante vinculado a la exportación; mientras que la demografía (es decir, una relación puramente estadística) y las razones culturales podrían ayudar a explicar la participación de los países como puntos de destino. En el tráfico de especies de origen mundial, tanto las necesidades económicas como la existencia de una legislación laxa podrían motivar la exportación; mientras que la demografía, la demanda de bienes materiales en los países con economía emergente, y motivos culturales como la medicina tradicional motivarían la demanda.

7. Las circunstancias socioeconómicas que podrían favorecer la vinculación de países africanos con la exportación ilegal de vida silvestre se dan preferentemente en África central y meridional, mientras que para los países con mayor potencialidad de importar taxones africanos se encuentran en Asia oriental y suroriental, Australia, América del Norte y Brasil. A nivel internacional, la potencialidad mayor para exportar se localizan en África y en Mongolia. En el caso de la importación, todos los países del mundo presentan alta potencialidad, especialmente los situados en Asia oriental y suroriental, Rusia, Europa occidental, América del Norte, México y Brasil. Según los análisis realizados, son escasos los países con alto potencial que no son mencionados por TRAFFIC.
8. Se ha identificado que el comercio legal de fauna ha sido la principal fuente de introducción de las poblaciones asilvestradas de cotorras argentina (*Myopsitta monachus*) y de Kramer (*Psittacula krameri*), ambas consideradas especies invasoras en España. La importación de decenas de miles de ejemplares entre 1986 y 2005 favorecieron su establecimiento y posterior crecimiento poblacional. Esto mismo podría ocurrir con otras especies aún comercializadas de forma legal.

APÉNDICES



Aves decomisadas en el aeropuerto de Pamplona en junio de 2017. Fuente: Seprona

Apéndice 1. Listado de todos los países en los que han tenido lugar decomisos de especies comercializadas ilegalmente entre 1996 y 2012. Se muestra el código usado para identificarlos y el número de especies que se decomisaron y fueron reportadas.

Código	Nombre del país	Nº de especies reportadas
AE	Emiratos Árabes Unidos	1
AR	Argentina	7
AT	Austria	4
AU	Australia	40
BD	Bangladesh	10
BE	Bélgica	45
BR	Brasil	5
CA	Canadá	20
CD	República Democrática del Congo	2
CG	Congo	1
CH	Suiza	3
CM	Camerún	5
CN	China	53
CO	Colombia	4
CR	Costa Rica	1
CZ	República Checa	12
DE	Alemania	29
DJ	Yibuti	4
DK	Dinamarca	3
EC	Ecuador	2
EG	Egipto	1
ES	España	16
ET	Etiopía	3
FR	Francia	37
GA	Gabón	5
GB	Reino Unido	126

GN	Guinea	1
GR	Grecia	2
HK	Hong Kong	28
HR	Croacia	7
HU	Hungría	2
ID	Indonesia	23
IN	India	45
IT	Italia	21
JM	Jamaica	2
JP	Japón	28
KE	Kenia	6
KG	Kirguistán	1
KH	Camboya	17
KN	San Cristóbal y Nieves	1
KP	Corea del Norte	2
KY	Islas Caimán	5
KZ	Kazajstán	3
LK	Sri Lanka	1
LR	Liberia	1
MM	Myanmar	1
MN	Mongolia	2
MW	Malawi	2
MX	México	7
MY	Malasia	66
MZ	Mozambique	4
NL	Países Bajos	6
NO	Noruega	2
NP	Nepal	4
NZ	Nueva Zelanda	7
PE	Perú	11
PH	Filipinas	12
PK	Pakistán	2
PL	Polonia	5

PT	Portugal	1
RO	Rumanía	1
RS	Serbia y Montenegro	3
RU	Rusia	23
SD	Sudán	1
SE	Suecia	2
SG	Singapur	15
SK	Eslovaquia	8
SZ	Suazilandia	2
TH	Tailandia	54
TW	Taiwán	29
TZ	Tanzania	2
UG	Uganda	2
US	Estados Unidos de América	70
VN	Vietnam	50
ZA	Sudáfrica	26
ZM	Zambia	3
ZW	Zimbabue	2

Apéndice 2. Tabla de datos utilizada para realizar el grafo a través del software de análisis de redes Gephi 0.9.1 (<https://gephi.org/users/download/>). La fuente indica el origen de la red (el corotipo), el objetivo indica el destino final de la información del origen (país demandante de taxones de cada corotipo), mientras que el peso de la arista hace referencia al número de taxones de cada corotipo enviado al país de destino. Se utiliza un tipo de grafo dirigido, es decir, las aristas presentan un sentido definido.

Fuente	Objetivo	Peso de la arista
Corotipo 1	Emiratos Árabes Unidos	1
Corotipo 1	Bélgica	1
Corotipo 1	Reino Unido	1
Corotipo 1	China	2
Corotipo 1	Japón	1
Corotipo 1	Canadá	1
Corotipo 2	Francia	1
Corotipo 2	USA	1
Corotipo 2	Emiratos Árabes Unidos	1
Corotipo 2	India	1
Corotipo 2	Nepal	1
Corotipo 2	China	1
Corotipo 2	Rusia	1
Corotipo 2	Corea del Norte	1
Corotipo 2	Japón	1
Corotipo 2	Taiwán	1
Corotipo 2	Indonesia	1
Corotipo 3	USA	1
Corotipo 3	Reino Unido	2
Corotipo 3	Países Bajos	2
Corotipo 3	Noruega	1
Corotipo 3	Rusia	1
Corotipo 3	China	8

Corotipo 3	Laos	2
Corotipo 3	Vietnam	3
Corotipo 3	Tailandia	3
Corotipo 3	Birmania	1
Corotipo 3	India	2
Corotipo 3	Nepal	1
Corotipo 3	Bangladesh	1
Corotipo 3	Hong Kong	2
Corotipo 3	Taiwán	1
Corotipo 3	Malasia	5
Corotipo 3	Singapur	1
Corotipo 3	Indonesia	1
Corotipo 3	Nueva Zelanda	1
Corotipo 4	España	1
Corotipo 4	Reino Unido	1
Corotipo 4	China	2
Corotipo 4	Tailandia	1
Corotipo 4	Vietnam	1
Corotipo 4	Taiwán	1
Corotipo 4	Indonesia	1
Corotipo 4	Palaos	1
Corotipo 4	Zimbabue	1
Corotipo 4	Sudáfrica	1
Corotipo 4	Kenia	1
Corotipo 5	USA	1
Corotipo 5	España	1
Corotipo 5	Francia	1
Corotipo 5	Reino Unido	1
Corotipo 5	Bélgica	1
Corotipo 5	Italy	1
Corotipo 5	Kenia	1
Corotipo 5	Botsuana	1
Corotipo 5	Emiratos Árabes	1

	Unidos	
Corotipo 5	Rusia	1
Corotipo 5	Corea del Norte	1
Corotipo 5	Corea del Sur	1
Corotipo 5	China	1
Corotipo 5	Japón	1
Corotipo 5	Taiwán	1
Corotipo 5	Macao	1
Corotipo 5	Hong Kong	1
Corotipo 5	Laos	1
Corotipo 5	Vietnam	1
Corotipo 5	Tailandia	1
Corotipo 5	Malasia	1
Corotipo 5	Singapur	1
Corotipo 5	Filipinas	1
Corotipo 5	Palaos	1
Corotipo 5	Nueva Zelanda	1
Corotipo 6	China	4
Corotipo 6	Vietnam	2
Corotipo 6	Taiwán	1
Corotipo 6	Singapur	1
Corotipo 7	Siria	1
Corotipo 7	Kuwait	1
Corotipo 7	Nigeria	1
Corotipo 7	Sudáfrica	1
Corotipo 8	Canadá	1
Corotipo 8	Reino Unido	1
Corotipo 8	Francia	1
Corotipo 8	Rusia	1
Corotipo 9	España	1
Corotipo 9	Alemania	1
Corotipo 9	Tailandia	1
Corotipo 9	Malasia	1

Corotipo 10	Reino Unido	1
Corotipo 10	Túnez	1
Corotipo 10	Pakistan	1
Corotipo 10	Rusia	1
Corotipo 11	USA	1
Corotipo 11	República Checa	1
Corotipo 11	Japón	1
Corotipo 11	Singapur	1
Corotipo 12	Países Bajos	1
Corotipo 12	Siria	1
Corotipo 12	Arabia Saudi	1
Corotipo 12	China	5
Corotipo 12	Hong Kong	1
Corotipo 12	Vietnam	1
Corotipo 12	Japón	1
Corotipo 13	USA	1
Corotipo 13	Reino Unido	1
Corotipo 13	Alemania	1
Corotipo 13	Austria	1
Corotipo 13	India	2
Corotipo 13	Bangladesh	1
Corotipo 13	Tailandia	2
Corotipo 13	China	3
Corotipo 13	Hong Kong	3
Corotipo 13	Malasia	1
Corotipo 13	Singapur	1
Corotipo 13	Indonesia	1
Corotipo 14	China	1
Corotipo 14	Vietnam	1
Corotipo 15	USA	1
Corotipo 15	Grecia	1
Corotipo 15	Tailandia	1
Corotipo 15	Vietnam	1

Corotipo 15	Singapur	1
Corotipo 15	Japón	1

Apéndice 3. Lista de países, su participación en el comercio ilegal de fauna, y el número de taxones e individuos exportados/importados de acuerdo con los boletines de TRAFFIC. El código usado para los países corresponde al código ISO 3166-1 alpha-2.

País	Código	Participación	Nº taxones exportados	Nº taxones importados	Nº individuos exportados*	Nº individuos importados *
Emiratos Árabes Unidos	AE	Importador	-	3	-	706
Angola	AO	Exportador	1	-	17	-
Austria	AT	Intermediario	-	-	-	-
Australia	AU	Exportador	2	-	34684	-
Bangladesh	BD	Importer	-	2	-	482
Bélgica	BE	Importador	-	2	-	121
Brunei Darussalam	BN	Intermediario	-	-	-	-
Botswana	BW	Importador	-	1	-	Datos no reportados
Canadá	CA	Importador	-	2	-	3
Congo, Dem. Rep.	CD	Exportador	1	-	395	-
República Centroafricana	CF	Intermediario	-	-	-	-
Congo, Rep.	CG	Exportador	1	-	1	-
Suiza	CH	Importador	-	2	-	3256
Costa de Marfil	CI	Intermediario	-	-	-	-
Chile	CL	Intermediario	-	-	-	-
Camerún	CM	Exportador	4	-	1282	-
China	CN	Exportador, Importador	3	28	Datos no reportados	96802
Costa Rica	CR	Exportador	1	-	1000	-

República Checa	CZ	Importador	-	1	-	14
Alemania	DE	Importador	-	2	-	475
Yibuti	DJ	Intermediario	-	-	-	-
Dinamarca	DK	Intermediario	-	-	-	-
Egipto, Rep. Arab.	EG	Intermediario	-	-	-	-
España	ES	Importador	-	3	-	179
Etiopía	ET	Exportador	1	-	297	-
Francia	FR	Importador	-	3	-	60
Gabón	GA	Exportador	2	-	10890	-
Reino Unido	GB	Importador	-	7	-	298
Groenlandia	GL	Intermediario	-	-	-	-
Guinea	GN	Exportador	1	-	Datos no reportados	-
Grecia	GR	Importador	-	1	-	15
Hong Kong SAR, China	HK	Importador	-	6	-	404
Croacia	HR	Intermediario	-	-	-	-
Hungría	HU	Intermediario	-	-	-	-
Indonesia	ID	Exportador, Importador	7	5	5883	1442
India	IN	Exportador, Importador	14	5	5151	2042
Italia	IT	Importador	-	1	-	Datos no reportados
Jamaica	JM	Exportador	1	-	1	-
Japón	JP	Importador	-	6	-	944
Kenia	KE	Exportador, Importador	2	2	492	211
República Kirguisa	KG	Intermediario	-	-	-	-
Camboya	KH	Exportador	9	-	163	-

Corea del norte	KP	Importador	-	2	-	1565
Corea del sur	KR	Importador	-	1	-	20
Kuwait	KW	Importador	-	1	-	1000
Islas Caimán	KY	Intermediario	-	-	-	-
Kazajistán	KZ	Exportador	2	-	5953	-
RDP de Lao	LA	Importador	-	2	-	696
Sri Lanka	LK	Intermediario	-	-	-	-
Liberia	LR	Exportador	1	-	1	-
Lesoto	LS	Intermediario	-	-	-	-
Marruecos	MA	Exportador	1	-	20	-
Madagascar	MG	Exportador	1	-	215	-
Mali	ML	Intermediario	-	-	-	-
Birmania	MM	Exportador/Imp ortador	1	1	Datos no reportados	1072
Mongolia	MN	Exportador	1	-	108	-
Macao SAR, China	MO	Importador	-	1	-	236
Malawi	MW	Exportador	1	-	Datos no reportados	-
Malasia	MY	Exportador, Importador	11	8	10278	1735
Mozambique	MZ	Exportador	1	-	55	-
Nigeria	NG	Exportador, Importador	1	1	1	6
Países Bajos	NL	Importador	-	3	-	Datos no reportados
Noruega	NO	Intermediario	-	-	-	-
Nepal	NP	Exportador, Importador	2	2	7	Datos no reportados
Nueva Zelanda	NZ	Importador	-	2	-	1
Papua Nueva Guinea	PG	Intermediario	-	-	-	-
Filipinas	PH	Exportador,	2	1	104	169

		Importador				
Pakistán	PK	Exportador, Importador	1	1	575	550
Polonia	PL	Intermediario	-	-	-	-
Portugal	PT	Intermediario	-	-	-	-
Palau	PW	Importador	-	2	-	21
Qatar	QA	Intermediario	-	-	-	-
Romania	RO	Intermediario	-	-	-	-
Serbia	RS	Intermediario	-	-	-	-
Rusia	RU	Exportador, Importador	3	5	178	1527
Ruanda	RW	Intermediario	-	-	-	-
Arabia Saudí	SA	Importador	-	1	-	19
Sudán	SD	Intermediario	-	-	-	-
Suecia	SE	Intermediario	-	-	-	-
Singapur	SG	Importador	-	9	-	11936
República Eslovaca	SK	Intermediario	-	-	-	-
Senegal	SN	Intermediario	-	-	-	-
República Árabe Siria	SY	Importador	-	2	-	169
Suazilandia	SZ	Intermediario	-	-	-	-
Tailandia	TH	Importador	-	9	-	10771
Tayikistán	TJ	Exportador	1	-	200	-
Tunez	TN	Importador	-	1	-	720
Taiwán	TW	Importador	-	5	-	5142
Tanzania	TZ	Exportador	1	-	2003	-
Uganda	UG	Intermediario	-	-	-	-
Estados Unidos	US	Importador	-	7	-	481
Uzbekistán	UZ	Intermediario	-	-	-	-
Vietnam	VN	Exportador, Importador	9	12	3024	1370
Sudáfrica	ZA	Exportador,	3	2	1530	201

		Importador				
Zambia	ZM	Intermediario	-	-	-	-
Zimbabue	ZW	Exportador, Importador	3	1	9	Datos no reportados

*Para determinar cuántos individuos fueron exportados/importados en el caso de productos con datos en kg (por ejemplo, colmillos de elefante, cuerno de rinoceronte, escamas de pangolín), o en caso de productos elaborados con material de origen animal (por ejemplo, el shahtoosh, un tipo de chal realizado con la lana del antílope tibetano), se usó una serie de parámetros de acuerdo con las siguientes fuentes bibliográficas (Rosen & Smith, 2010; Challender *et al.*, 2015; FSVO, 2016; PoachingFacts, 2018).

BIBLIOGRAFÍA

- Challender, D.W.S., Harrop, S.R. & MacMillan, D.C. (2015) Understanding markets to conserve trade-threatened species in CITES. *Biological Conservation*, **187**, 249–259.
- FSVO (2016) Shahtoosh: illegal trafficking of shawls made from Tibetan antelope wool. Federal Food Safety and Veterinary Office FSVO. 1–2.
- PoachingFacts (2018) Buyers of Rhino Horn. Available at:
<http://www.poachingfacts.com/faces-of-the-poachers/buyers-of-rhino-horn/>
 (accedido el 16-04-2018).
- Rosen, G.E. & Smith, K.F. (2010) Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, **7**, 24–32.

Apéndice 4. A continuación se detalla el listado de variables de carácter socioeconómico y cultural utilizado para comprobar hipótesis sobre la motivación que podría llevar a que, en ciertos países, se realice tráfico ilegal de especies.

Indicadores del Banco Mundial (World Bank)

Todos los indicadores son de uso público y pueden descargarse en el siguiente enlace (<https://datos.bancomundial.org/indicador>). Los indicadores se dividieron en 3 diferentes grupos:

Índices de gobernabilidad

Utilizando una metodología estadística avanzada, estos indicadores se construyeron basados en cientos de variables que miden un amplio rango de temas de gobernabilidad, tomados de más de 31 fuentes de datos de diferentes instituciones en todo el mundo; tales como empresas, ciudadanos y expertos encuestados en los diferentes países, tanto desarrollados como en vías de desarrollo. La estima proporciona un valor del indicador de agregación, en unidades de una distribución normal estándar (rango de la estimación entre - 2,5 (muy débil) y 2,5 (muy fuerte)).

1. *Estabilidad Política y Ausencia de Violencia/Terrorismo (Estab_pol)*: mide la verosimilitud de la inestabilidad política y/o los conflictos violentos motivados por la política, incluyendo el terrorismo.
2. *Efectividad Gubernamental (Efec_Gube)*: mide la calidad de los servicios públicos, civiles y el grado de su independencia política (la manera en que los cargos públicos los elige el gobierno), así como la calidad de las decisiones políticas y su credibilidad gubernamental hacia estas políticas.
3. *Calidad Regulatoria (Cali_Regu)*: mide la incidencia de políticas hostiles al mercado. Capta la percepción de la capacidad del gobierno para formular y aplicar políticas y reglamentaciones acertadas que permitan y promuevan el desarrollo del sector privado. Es uno de los catalizadores más eficaces para medir el crecimiento sostenible de un país y cuando se implementa oportuna y sistemáticamente, aumenta rápidamente la competitividad y la productividad de la economía.

4. *Estado de Derecho (Est_Der)*: mide la calidad del cumplimiento de contratos, la policía, y las cortes, incluyendo la independencia judicial, y la incidencia del crimen. Capta la percepción de la medida en la que los agentes confían en cumplir con las reglas de la sociedad, y en particular la calidad de la ejecución de los contratos, derechos de propiedad, la policía y los tribunales, así como la probabilidad de el crimen y la violencia
5. *Control de la Corrupción (Cont_Corru)*: mide el abuso del gobierno sobre el poder público en beneficio del privado, incluyendo la corrupción menor y a gran escala, así como de influente es la clase alta en la sociedad de un determinado país.

Indicadores de desarrollo humano

1. ***PIB per cápita (US\$)(PIB_Capi)***: Producto interno bruto dividido por la población a mitad de año. El PIB es la suma del valor agregado bruto de todos los productores residentes en la economía más todo impuesto a los productos, menos todo subsidio no incluido en el valor de los productos. Es un indicador usado frecuentemente para estimar la riqueza económica de un país y suele estar positivamente correlacionada con la calidad de vida cuando se habla de países pobres o muy pobres. Esta correlación tiende a perderse en los países de rentas muy altas, al igual que otros indicadores como la salud, educación y satisfacción general.
2. ***Población total (Pobl_Tota)***: La población total se basa en la definición de hecho de población, que cuenta a todos los residentes independientemente de su situación legal o ciudadanía. Los valores indicados son estimaciones de mediados de año.
3. ***% Tasa de participación (población activa) en la fuerza laboral (Pobl_Acti)***: Es la proporción de la población de 15-64 años o más económicamente activa: todas las personas que aportan trabajo para la producción de bienes y servicios durante un período específico.
4. ***Desempleo, varones (% de la población activa masculina) (Dese_Homb)***: El desempleo es la proporción de la población activa que no tiene trabajo pero que

busca trabajo y está disponible para realizarlo. Las definiciones de población activa y desempleo difieren según el país

5. **Brecha de pobreza a nivel de la línea de pobreza urbana (%) (Pobr_Rura):** Corresponde al déficit promedio de ingreso de los pobres respecto de la línea de pobreza (se considera a los no pobres como con déficit cero), expresado como porcentaje de la línea de pobreza urbana nacional. Esta medida refleja la profundidad de la pobreza y su incidencia.
Destacar que en esta variable solo tendremos datos para los países que se consideran pobres según los indicadores del Banco Mundial.
6. **Brecha de pobreza a nivel de la línea de pobreza rural (%) (Pobr_Urba):** Brecha de pobreza a nivel de la línea de pobreza rural. Corresponde al déficit promedio de ingreso de los pobres respecto de la línea de pobreza (se considera a los no pobres como con déficit cero), expresado como porcentaje de la línea de pobreza rural nacional. Esta medida refleja la profundidad de la pobreza y su incidencia.
7. **Índice de producción de alimentos (2004-2006 = 100) (Prod_Alim):** El índice de la producción de alimentos abarca los productos alimentarios que se consideran comestibles y que contienen nutrientes. Se excluyen el café y el té porque, si bien son comestibles, carecen de valor nutritivo.
8. **Índice de cosecha (2004-2006 = 100) (Prod_Cose):** El índice de cosecha indica la producción agrícola de cada año en relación con el período base 2004-2006. Incluye todos los cultivos excepto los forrajeros. Los totales por grupo de ingreso y por región de los índices de producción de la FAO se calculan a partir de los valores teóricos en dólares internacionales, normalizados al período base 2004-2006.
9. **Índice de producción animal (2004-2006 = 100) (Prod_Anim):** El índice de la producción animal incluye carne y leche de todos los orígenes, productos lácteos como el queso, y huevos, miel, seda cruda, lana, cueros y pieles.
10. **Tasa de alfabetización, total de adultos (% de personas de 15 años o más) (Tasa_Alfa):** Corresponde al porcentaje de la población mayor de 15 años que es capaz de leer y escribir, con entendimiento, una proposición simple y breve sobre su vida diaria. En general, el término “alfabetización” incluye también habilidades aritméticas, es decir, la capacidad de hacer cálculos matemáticos sencillos. Para calcular este indicador se divide el número de personas

alfabetizadas mayores de 15 años por la población del correspondiente grupo etáreo y se multiplica por 100.

Indicadores de carácter medioambiental

1. **Áreas protegidas terrestres y marinas (% del total de la superficie territorial)**

(Area_Prot): Las áreas protegidas terrestres son zonas total o parcialmente protegidas de por lo menos 1.000 hectáreas designadas por autoridades nacionales como reservas científicas con acceso público limitado, parques nacionales, monumentos nacionales, reservas naturales o santuarios de la naturaleza, paisajes protegidos y zonas manejadas principalmente para uso sostenible. Las áreas marinas protegidas son zonas de terreno intermareal o submareal, junto con sus aguas suprayacentes y su flora, fauna y características históricas y culturales conexas, que han sido reservadas por ley o por cualquier otro medio eficaz para proteger parte del entorno que encierra o su totalidad. No se incluyen las zonas protegidas conforme a leyes locales o provinciales.

Indicadores de las Naciones Unidas (ONU). Estos indicadores fueron proveídos mediante solicitud personal a través de Migration Police Institute (<https://www.migrationpolicy.org/>). Ambos indicadores están relacionados con la inmigración

1. **Población culturalmente vinculada a la medicina tradicional asiática**

(Pobl_Asia): Promedio de inmigrantes asiáticos censados donde en sus zonas de origen la medicina tradicional presenta una fuerte identidad cultural. La mayor parte de estas medicinas alternativas tienen su origen en la medicina tradicional china, la cual fue exportada al resto de países colindantes y que fueron modificándose con el paso de los siglos. Se ha excluido a los países que no usan partes animales para realizar este tipo de medicamentos (Ej: Japón). La variable también incluye la población total de aquellos países donde la medicina tradicional asiática está muy arraigada.

Apéndice 5: Artículo científico publicado en la revista *Ardeola: International Journal of Ornithology* en julio de 2018, en el cual se basa el capítulo 6 de la presente memoria de tesis doctoral.



The Legal International Wildlife Trade Favours Invasive Species Establishment: The Monk and Ring-Necked Parakeets in Spain

Author(s): <http://orcid.org/0000-0003-3526-1713>Lucrecia Souviron-Priego, <http://orcid.org/0000-0002-0253-7632>Antonio Román Muñoz, <http://orcid.org/0000-0003-1714-0360>Jesús Olivero, <http://orcid.org/0000-0002-2841-5481>J. Mario Vargas and <http://orcid.org/0000-0002-3611-8487>John E. Fa

Source: *Ardeola*, 65(2):233-246.

Published By: Spanish Society of Ornithology/BirdLife

<https://doi.org/10.13157/arla.65.2.2018.ra3>

URL: <http://www.bioone.org/doi/full/10.13157/arla.65.2.2018.ra3>

BioOne (www.bioone.org) is a nonprofit, online aggregation of core research in the biological, ecological, and environmental sciences. BioOne provides a sustainable online platform for over 170 journals and books published by nonprofit societies, associations, museums, institutions, and presses.

Your use of this PDF, the BioOne Web site, and all posted and associated content indicates your acceptance of BioOne's Terms of Use, available at www.bioone.org/page/terms_of_use.

Usage of BioOne content is strictly limited to personal, educational, and noncommercial use. Commercial inquiries or rights and permissions requests should be directed to the individual publisher as copyright holder.

BioOne sees sustainable scholarly publishing as an inherently collaborative enterprise connecting authors, nonprofit publishers, academic institutions, research libraries, and research funders in the common goal of maximizing access to critical research.

THE LEGAL INTERNATIONAL WILDLIFE TRADE FAVOURS INVASIVE SPECIES ESTABLISHMENT: THE MONK AND RING-NECKED PARAKEETS IN SPAIN

EL COMERCIO INTERNACIONAL DE FAUNA LEGALIZADO FAVORECE EL ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES INVASORAS: LAS COTORRAS ARGENTINA Y DE KRAMER EN ESPAÑA

Lucrecia SOUVIRON-PRIEGO¹, Antonio Román MUÑOZ^{1,2 *}, Jesús OLIVERO¹,
J. Mario VARGAS¹ and John E. FA³

SUMMARY.—The international wildlife trade is a lucrative business. Although a huge variety of animal groups are trafficked, the Psittaciformes (parrots) are amongst the most traded avian groups. Deliberate or accidental releases of imported parrots have led to the establishment of feral populations in many countries. Far from their native habitats, parrots may cause economic and ecological damage, and may even favour the transmission of zoonotic diseases. Despite this, the links between numbers of imported individuals and the establishment of non-native populations is not well known. In this study, we analysed data on imports of two well-known invasive parrots, the Monk Parakeet *Myiopsita monachus* and the Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri*, in Spain. We contrasted this information with the growth of known naturalised populations of these species from 1975 to 2015 and compared the success of these two species with other Psittaciformes imported in similar numbers into the country. We show that more than 190,000 Monk Parakeets were imported from Uruguay and Argentina, and almost 63,000 Ring-necked Parakeets were legally brought into the country from Pakistan and Senegal. For both species, wild populations grew exponentially following peak importation periods in 2015 (18,980-21,455 Monk Parakeets and 3,005-3,115 Ring-necked Parakeets). Even though imports of the two species were banned in Spain in 2005, wild populations are now self-sustaining. We argue that these parrot populations started from accidental and deliberate bird escapes, especially from birds originally captured in the wild. Although lack of more precise data makes it difficult for us to propose clear statistical associations between imports and established bird populations, we nonetheless suggest that the international trade is with some certainty the main cause for the origin of naturalised populations of invasive species in Spain. Our conclusions are useful to help manage similar animal groups that are numerous in the wildlife trade, especially for wild-caught social species.—Lucrecia Souviron-Priego, Antonio Román Muñoz, Jesús Olivero, J. Mario Vargas

¹ Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación, Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Málaga, Spain.

² Departamento de Botánica, Facultad de Farmacia, Universidad de Valencia, Avda. Vicente Andrés Estellés s/n, Burjassot, Valencia, Spain.

³ Division of Biology and Conservation Ecology, School of Science and the Environment, Manchester Metropolitan University, Manchester M1 6BH, UK.

* Corresponding author: roman@uma.es

der to prevent the potential consequences of this business on the conservation of biodiversity.

ACKNOWLEDGEMENTS.—ARM was supported by the Juan de la Cierva Program (FJCI-2014-20653), of the Spanish MECD. Partial funding was obtained by the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment, Spanish National Park's Network (project 1098/2014). We thank the former director of SOIVRE Málaga, Arturo David Magno-Gómez and the Spanish CITES committee for the invaluable information provided for this article. We also thank Darío Chamorro for advice in the use of vector graphics editors.

AUTHOR'S CONTRIBUTIONS.—L. Souviron-Priego: Main author. She was responsible of writing most of the article, as well as the bibliography search. A. Román Muñoz: Main driver of developing this manuscript. He helped and advised to the main author on the structure of the manuscript. J. Olivero: Adviser. Helped and advised to the main author on the structure of the manuscript, especially in the methods section. J. Mario Vargas: Adviser. He helped in the first stages of the manuscript. J.E. Fa: Main adviser. He was in charge of giving the final assessment, as well as fine-tuning the grammatical structure in English.

REFERENCES

- Abellán, P., Carrete, M., Anadón, J.D., Cardador, L. & Tella, J.L. (2016). Non-random patterns and temporal trends (1912-2012) in the transport, introduction and establishment of exotic birds in Spain and Portugal. *Diversity and Distributions*, 22: 263-273.
- Abellán, P., Tella, J.L., Carrete, M., Cardador, L. & Anadón, J.D. (2017). Climate matching drives spread rate but not establishment success in recent unintentional bird introductions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 201704815.
- Avery, M.L., Greiner, E.C., Lindsay, J.R., Newman, J.R. & Pruett-Jones, S. (2002). Monk Parakeet management at electric utility facilities in South Florida. *Proceedings 20th. of the Vertebrate Pest Conference*, 20: 140-145.
- Batlloori, X. & Nos, R. (1985). Presencia de la cotorrita gris (*Myiopsitta monachus*) y de la cotorrita de collar (*Psittacula krameri*) en el área metropolitana de Barcelona. *Miscellanea zoológica*, 9: 407-411.
- BirdLife International (2016). Available at: <http://datazone.birdlife.org/home>.
- Bull, J. (1973). Exotic birds in the New York city area. *The Wilson Bulletin*, 85: 501-505.
- Bush, E.R., Baker, S.E. & Macdonald, D.W. (2014). Global trade in exotic pets 2006-2012. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 28: 663-676.
- Butler, C.J. (2003). *Population biology of the introduced rose-ringed parakeet Psittacula krameri in the UK*. University of Oxford. United Kingdom.
- Cabezas, S., Carrete, M., Tella, J.L., Marchant, T.A. & Bortolotti, G.R. (2013). Differences in acute stress responses between wild-caught and captive-bred birds: A physiological mechanism contributing to current avian invasions? *Biological Invasions*, 15: 521-527.
- Cardador, L., Carrete, M., Gallardo, B. & Tella, J.L. (2016). Combining trade data and niche modelling improves predictions of the origin and distribution of non-native European populations of a globally invasive species. *Journal of Biogeography*, 43: 967-978.
- Cardador, L., Lattuada, M., Strubbe, D., Tella, J.L., Reino, L., Figueira, R. & Carrete, M. (2017). Regional bans on wild-bird trade modify invasion risks at a global scale. *Conservation Letters*, 10: 717-725.
- Carrete, M. & Tella, J. (2008). Wild-bird trade and exotic invasions: a new link of conservation concern? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 207-211.
- Carrete, M. & Tella, J.L. (2016). Rapid loss of antipredatory behaviour in captive-bred birds is linked to current avian invasions. *Scientific Reports*, 5: 18274.
- CITES (2013). *A guide to using the CITES Trade Database*.
- CITES (the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) (2016). Available at: <https://trade.cites.org/>

- Clavell, J., Martorell, E., Santos, D.M. & Sol, D. (1991). Distribució de la Cotorreta de Pit Gris *Myopsitta Monachus* a Catalunya. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 8: 15-18.
- Czajka, C. (2011). Resource use by non-native Ring-necked Parakeets (*Psittacula krameri*) and native Starlings (*Sturnus vulgaris*) in Central Europe. *The Open Ornithology Journal*, 4: 17-22.
- DAISIE (2009). *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands. Dordrecht.
- Davis, L.R. (1974). The monk parakeet: A potential threat to agriculture. *Proceedings of the 6th Vertebrate Pest Conference*, 253-256.
- Driscoll, C.A. & Macdonald, D.W. (2010). Top dogs: wolf domestication and wealth. *Journal of biology*, 9: 10.
- Edelaar, P., Roques, S., Hobson, E.A., Gonçalves da Silva, A., Avery, M.L., Russello, M.A., Senar, J.C., Wright, T.F., Carrete, M. & Tella, J.L. (2015). Shared genetic diversity across the global invasive range of the monk parakeet suggests a common restricted geographic origin and the possibility of convergent selection. *Molecular Ecology*, 24: 2164-2176.
- Grupo de Aves exóticas (SEO/BirdLife) (2016). *Cuaderno de especies invasoras*. Available: [http://grupodeavesexoticas.blogspot.com.es/search/label/Poicephalus senegalus](http://grupodeavesexoticas.blogspot.com.es/search/label/Poicephalus%20senegalus)
- Gulx, J.C., Jover, L. & Ruiz, X. (1997). Muestreos del comercio de psitácidos neotropicales en la ciudad de Barcelona, España: 1991-1996. *Ararajuba*, 5: 159-167.
- Hernández-Brito, D., Carrete, M., Popa-Lisceanu, A.G., Ibáñez, C. & Tella, J.L. (2014). Crowding in the city: Losing and winning competitors of an invasive bird. *PLoS ONE*, 9: e100593.
- Hughes, J.D. (2003). Europe as Consumer of Exotic Biodiversity: Greek and Roman times. *Landscape Research*, 28: 21-31.
- Hulme, P.E., Roy, D.B., Cunha, T. & Larsson, T.B. (2009). A pan-European inventory of alien species: Rationale, implementation and implications for managing biological invasions. *Handbook of Alien Species in Europe*, pp. 1-14. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Jackson, H., Strubbe, D., Tollington, S., Prys-Jones, R., Matthysen, E. & Groombridge, J.J. (2015). Ancestral origins and invasion pathways in a globally invasive bird correlate with climate and influences from bird trade. *Molecular Ecology*, 24: 4269-4285.
- De Juana, E. (1985). Cotorra Argentina *Myiopsitta monachus*. Noticiario ornitológico. *Ardeola*, 80: 309-310.
- De Juana, E. (1989). Cotorra de Kramer *Psittacula krameri*. Noticiario ornitológico. *Ardeola*, 36: 231-264.
- Juniper, T. & Parr, M. (1998). *Parrots: a guide to the parrots of the world*. Yale University Press. Pica. Robertsbridge.
- Karesh, W.B., Cook, R.A., Bennett, E.L. & Newcomb, J. (2005). Wildlife trade and global disease emergence. *Emerging infectious diseases*, 11: 1000-1002.
- Karesh, W.B., Cook, R.A., Gilbert, M. & Newcomb, J. (2007). Implications of wildlife trade on the movement of avian influenza and other infectious diseases. *Journal of Wildlife Diseases*, 43: S55-59.
- Khan, H.A., Beg, M.A. & Khan, A.A. (2004). Breeding habitats of the Rose-ringed parakeet (*Psittacula krameri*) in the cultivations of central Punjab. *Pakistan Journal of Zoology*, 36: 133-138.
- Kisling, Jr, V.N. (2000). *Zoo and Aquarium History: Ancient Animal Collections To Zoological Gardens*. Kisling, V.N., Jr. (Ed.). Boca Raton. Florida.
- Martí, R. & del Moral, J.C. (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- Martínez-Santos, D. & Grupo de Aves exóticas (SEO/BirdLife) (2012). Especies establecidas (categoría C) presentes en España durante la realización del trabajo de campo de este atlas. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*, pp. 628-640. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Mazza, G., Tricarico, E., Genovesi, P. & Gherardi, F. (2014) Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology, Ecology and Evolution*, 26: 112-129.
- Menchetti, M. & Mori, E. (2014). Worldwide impact of alien parrots (Aves Psittaciformes) on native biodiversity and environment: a review. *Ethology, Ecology & Evolution*, 26: 172-194.

- Menchetti, M., Scalera, R. & Mori, E. (2014). First record of a possibly overlooked impact by alien parrots on a bat (*Nyctalus leisleri*). *Hystrix*, 25: 61-62.
- Ministerio de Agricultura & Medio Ambiente (2013). *Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras*.
- Molina, B., Postigo, J.L., Muñoz, A.R. & del Moral, J.C. (2016). *La cotorra argentina en España: Población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Mori, E., Grandi, G., Menchetti, M., Tella, J.L., Jackson, H.A., Reino, L., Kleunen, A. Van Figueira, R. & Ancillotto, L. (2017). Worldwide distribution of non-native Amazon Parrots and temporal trends of their global trade worldwide distribution of non-native Amazon Parrots and temporal trends of their global trade. *Animal Biodiversity and Conservation*, 1: 49-63.
- Mott, D.F. (1973). Monk Parakeet damage to crops in uruguay and its control. *Bird Control Seminars Proceedings*. University of Nebraska. Lincoln.
- Muñoz, A.R. (2003a). Cotorra Argentina, *Myiopsitta monachus*. *Atlas de las aves reproductoras de España* (ed. by R. Martí and J.C. del Moral), pp. 638-639. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- Muñoz, A.R. (2003b). Cotorra de Kramer, *Psittacula krameri*. *Atlas de las aves reproductoras de España* (ed. by R. Martí and J.C. del Moral), pp. 636-637. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- Muñoz, A.R. (2016). Modelo predictivo de distribución. *La cotorra argentina en España, población reproductra en 2015 y método de censo* (ed. by B. Molina, J.L. Postigo, A.-R. Muñoz, and J.C. del Moral), pp. 54. SEO/BirdLife. Madrid.
- Muñoz, A.R., Carrasco, E., Souviron-Priego, L. & Real, R. (2018). El uso de modelos de favorabilidad para interpretar la distribución actual y predecir la distribución futura de la cotorra de Kramer en España peninsular. *La cotorra de Kramer en España, población reproductora en 2015 y método de censo. España peninsular*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Muñoz, A.R. & Ferrer, X. (1997). Cotorra argentina *Myiopsitta monachus*. *Atlas de las Aves de España (1975-1995)* (ed. by F.J. Purroy), pp. 248-249. Barcelona.
- Muñoz, A.R. & Real, R. (2006). Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, 12: 656-665.
- Natusch, D.J.D. & Lyons, J.A. (2012). Exploited for pets: the harvest and trade of amphibians and reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodiversity and Conservation*, 21: 2899-2911.
- Oldfield, S. (2003). *The trade in wildlife: regulation for conservation*. Earthscan Publications (Ed.). London.
- Pârâu, L.G., Strubbe, D., Mori, E., Menchetti, M., Ancillotto, L., van Kleunen, A., White, R.L., Luna, Á., Hernández-Brito, D., Le Louarn, M., Clergeau, P., Albayrak, T., Franz, D., Braun, M.P., Schroeder, J. & Wink, M. (2016). Rose-ringed Parakeet populations and numbers in europe: A complete overview. *The Open Ornithology Journal*, 9: 1-13.
- Peck, H.L., Pringle, H.E., Marshall, H.H., Owens, I.P.F. & Lord, A.M. (2014). Experimental evidence of impacts of an invasive parakeet on foraging behavior of native birds. *Behavioral Ecology*, 25: 582-590.
- Pérez-Chiscano, J. (1971). Captura de *Psittacula k. krameri* (Scopoli) en el SE de la provincia de Cáceres. *Ardeola*, 15: 144-145.
- Phelps, J., Biggs, D. & Webb, E.L. (2016). Tools and terms for understanding illegal wildlife trade. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14: 479-489.
- Pires, S.F. (2012). The illegal parrot trade: a literature review. *Global crime*, 13: 37-41.
- Pithon, J.A. & Dytham, C. (2002). Distribution and population development of introduced Ring-necked Parakeets *Psittacula krameri* in Britain between 1983 and 1998. *Bird Study*, 49: 110-117.
- Postigo, J.L., Schwartz, A., Strubbe, D. & Muñoz, A.R. (2016). Unrelenting spread of the alien Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* in Israel. Is it time to sound the alarm? *Pest Management Science*, 73: 349-353.
- Purroy, F.J. (1997). *Atlas de las Aves de España 1975-1995*. Lynx Editions (Ed.). Barcelona.
- Real, R., Márquez, A.L., Estrada, A., Muñoz, A.R. & Vargas, J.M. (2008). Modelling chorotypes of

- invasive vertebrates in mainland Spain. *Diversity and Distributions*, 14: 364-373.
- Reino, L., Figueira, R., Beja, P., Araújo, M.B., Capinha, C. & Strubbe, D. (2017). Networks of global bird invasion altered by regional trade ban. *Science Advances*, 3: e1700783.
- Rosen, G.E. & Smith, K.F. (2010). Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, 7: 24-32.
- Russello, M. A., Avery, M.L. & Wright, T.F. (2008). Genetic evidence links invasive monk parakeet populations in the United States to the international pet trade. *BMC evolutionary biology*, 8: 217.
- Santa-Olalla Adell, A., Paals-González, C., Guerrero-Moreno, A., Arnas-Parellada, J., Lázaro-Rubio, M., Pérez Gordillo, J., Martínez-Torres, R., Lorenzo-Íñigo, I. & Pirvu, M. (2014). *Código de conducta para evitar el comercio de fauna exótica invasora*. Madrid.
- Santos, D.M. (2012). *Legislación sobre aves exóticas*. Grupo de Aves Exóticas. SEO/BirdLife.
- SEO/BirdLife (2016a). Available at: <http://www.seo.org/2015/11/11/lanzamos-los-datos-del-primer-censo-nacional-de-cotorra-argentina/>
- SEO/BirdLife (2016b). Available at: <http://www.seo.org/2016/07/13/lanzamos-los-resultados-del-i-censo-nacional-cotorra-kramer/>
- Simberloff, D. (2014). Biological invasions: What's worth fighting and what can be won? *Ecological Engineering*, 65: 112-121.
- Smith, K.M., Anthony, S.J., Switzer, W.M., Epstein, J.H., Seimon, T., Jia, H., Sanchez, M.D., Huynh, T.T., Galland, G.G., Shapiro, S.E., Sleeman, J.M., McAloose, D., Stuchin, M., Amato, G., Kolokotronis, S.O., Lipkin, W.I., Karesh, W.B., Daszak, P. & Marano, N. (2012). Zoonotic viruses associated with illegally imported wildlife products. *PloS one*, 7: e29505.
- Sol, D., Santos, D.M., Feria, E. & Clavell, J. (1997). Habitat selection by the Monk Parakeet during colonization of a new area in Spain. *The Condor*, 99: 39-46.
- Somoza, A., Molina, B., Muñoz, A.R. & del Moral, J.C. (2018). *La cotorra de Kramer en España: Población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Stafford, T. (2003). *Pest risk assessment for Monk Parakeet in Oregon*. Oregon.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. (2007). Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: Habitat selection and impact on native birds. *Ecography*, 30: 578-588.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. (2009a). Establishment success of invasive ring-necked and monk parakeets in Europe. *Journal of Biogeography*, 36: 2264-2278.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. (2009b). Experimental evidence for nest-site competition between invasive ring-necked parakeets (*Psittacula krameri*) and native nuthatches (*Sitta europaea*). *Biological Conservation*, 142: 1588-1594.
- Tala, C., Guzmán, P. & González, S. (2005). Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) convidado de piedra en nuestras ciudades y un invasor potencial, aunque real, de sectores agrícolas. *Boletín Dipreren*, 1-7.
- Tella, J.L. & 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: e107546.
- Turbè, A., Strubbe, D., Mori, E., Carrete, M., Chiron, F., Clergeau, P., González-Moreno, P., Le Louarn, M., Luna, A., Menchetti, M., Nentwig, W., Parau, L.G., Postigo, J.L., Rabitsch, W., Senar, J.C., Tollington, S., Vanderhoeven, S., Weiserbs, A. & Schwartz, A. (2017). Assessing the assessments: evaluation of four impact assessment protocols for invasive alien species. *Diversity and Distributions*, 23: 297-307.
- Ucko, P.J. & Dimbleby, G. (1969). *The Domestication and Exploitation of Plants and Animals*. Routledge (Ed.). Chicago.
- Van Borm, S., Thomas, I., Hanquet, G., Lambrecht, B., Boschmans, M., Dupont, G., De caestecker, M., Snacken, R. & Van den Berg, T. (2005). Highly pathogenic H5N1 influenza virus in smuggled Thai eagles, Belgium. *Emerging infectious diseases*, 11: 702-705.
- Van den Berg, T. (2009). The role of the legal and illegal trade of live birds and avian products in the spread of avian influenza. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, 28: 93-111.
- Volpe, N.L. & Aramburú, R.M. (2011). Preferencias de nidificación de la cotorra argentina

- (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Ornitología Neotropical*, 22: 111-119.
- Weston, M.K. & Memon, M.A. (2009). The illegal parrot trade in Latin America and its consequences to parrot nutrition, health and conservation. *Bird Populations*, 9: 76-83.
- Williams, T.L. (1956). *Man's role in changing the face of the earth*. University of Chicago Press (Ed.). USA.
- Yosef, R., Zduniak, P. & Żmihorski, M. (2016). Invasive Ring-necked Parakeet negatively affects

indigenous Eurasian Hoopoe. *Annales Zoologici Fennici*, 53: 281-287.

Submitted: December 30, 2017

Minor revision: February 08, 2018

Second version arrives: February 22, 2018

Accepted: February 23, 2018

Editor: Christophe Barbraud



