



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

**“Ecología y salud de aves carroñeras que utilizan recursos de
origen antrópico en grados variables”**

Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en Biología

Veterinario Pablo Ignacio Plaza

Director: Dr. Sergio Agustín Lambertucci

Co-Director: Dr. Emma Martínez-López

2020



ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	5
RESUMEN GENERAL.....	6
ABSTRACT.....	9
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	12
OBJETIVOS/ESTRUCTURA GENERAL DE TESIS.....	15
METODOLOGÍA GENERAL.....	19
Área de estudio.....	19
Sitios de muestreo.....	21
Especie de estudio.....	23
Metodología general de captura y muestreo.....	25
CAPÍTULO 1 ¿Cómo están impactando los basureros en la demografía, la salud y la conservación de los vertebrados?	29
Resumen.....	30
Introducción.....	31
Materiales y metodología.....	32
Resultados.....	33
Discusión.....	44
Conclusiones.....	58



CAPÍTULO 2 Más gordos, pero potencialmente menos sanos: los jotes de cabeza negra que se alimentan en basurales difieren en parámetros clínicos y sanguíneos con los jotes que se alimentan en sitios naturales.....	61
Resumen.....	62
Introducción.....	63
Materiales y metodología.....	64
Resultados.....	67
Discusión.....	73
Conclusiones.....	77
CAPÍTULO 3 Aves carroñeras alimentándose en basureros: exposición a patógenos zoonóticos	79
Resumen.....	80
Introducción.....	81
Materiales y metodología.....	83
Resultados.....	87
Discusión.....	92
Conclusiones.....	96
CAPÍTULO 4 ¿Qué sabemos sobre la contaminación por plomo en las aves carroñeras silvestres? Una revisión sobre décadas de investigación.....	97
Resumen.....	98
Introducción.....	99
Materiales y metodología.....	100



Resultados.....	102
Discusión.....	108
Conclusiones.....	117
CAPÍTULO 5 Comparación de la contaminación por plomo entre aves carroñeras relacionadas que comparten fuentes de alimentos.....	119
Resumen.....	120
Introducción.....	121
Materiales y metodología.....	123
Resultados.....	127
Discusión.....	132
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES.....	137
APÉNDICE 1.....	144
APÉNDICE 2.....	157
APÉNDICE 3.....	159
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	167
TRABAJO RESPALDO.....	188



AGRADECIMIENTOS

A mi familia, Andrea, Juani y Marti. A la Universidad Nacional del Comahue y a mi equipo de dirección, Sergio Lambertucci y Emma Martínez-López. Al Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, en especial a Karina Speziale, Jorgelina Guido, Facundo Barbar, Fernando Ballejo, Pablo Alarcón, Gonzalo Ignazi, Natalia Rebolo, Maricel Graña, Rocio Bahía y Orlando Mastrantuoni. A todos los docentes del CRUB que se esfuerzan para transmitirnos conocimientos. A todos los integrantes del Laboratorio Ecotono y finalmente a todas las personas que dejan y dejaron su vida por la educación pública y gratuita.



RESUMEN GENERAL

Las actividades que desarrollan los seres humanos están produciendo numerosos impactos sobre el ecosistema, generando una importante pérdida de biodiversidad alrededor del mundo. Muchas de estas actividades producen remanentes de alimentos que pueden ser aprovechados por diferentes especies y se denominan comúnmente subsidios de alimento. Actualmente, estos subsidios están produciendo importantes impactos a nivel individual, poblacional y ecosistema.

Los subsidios de alimento producen diversos efectos en las especies que los utilizan. Algunos de los efectos pueden ser considerados beneficiosos debido a que mejoran la condición corporal, los parámetros reproductivos y la supervivencia. Sin embargo, también pueden producir efectos negativos importantes como el aumento de la ocurrencia de enfermedades infecciosas, mayor transmisión de patógenos en el ecosistema y exposición a tóxicos como los metales pesados (ej. plomo) o pesticidas. Existen diferentes tipos de subsidios de alimento, por ejemplo, residuos de pesquerías, residuos de mataderos de ganado, residuos de cosechas, estaciones de alimentación para aves, remanentes de actividades de cacería etc. Sin embargo, entre los mismos se destacan los residuos orgánicos producidos en hogares familiares (basura orgánica) debido a las grandes cantidades en que se generan diariamente.

Las aves carroñeras están particularmente asociadas con el ser humano desde tiempos remotos. De hecho, muchas de las especies pertenecientes a este gremio aviar aprovechan diferentes tipos de subsidios de alimento alrededor del mundo. Entre los más aprovechados por este grupo de aves, se destaca la basura orgánica y los remanentes de cacería. Sin embargo, existe muy poca información regional y mundial sobre los efectos que los subsidios de alimento producen en la salud de las mismas, tanto a nivel individual como poblacional. En el noroeste de la Patagonia Argentina están presentes las siguientes especies de aves carroñeras obligadas: el cóndor andino (*Vultur gryphus*), el jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) y jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*). En esta región, el jote de cabeza negra es la única de las tres especies que se encuentra en grandes cantidades en ambientes altamente antrópicos e incluso es la única especie de las tres mencionadas que aprovecha fuentes de



alimentación en forma de basura orgánica. Asimismo, las tres especies mencionadas aprovechan remanentes de cacería, con el potencial riesgo de ingerir fragmentos de munición de plomo y contaminarse con este metal tóxico. El objetivo general de esta tesis es analizar los efectos de los subsidios de alimento en aves carroñeras, particularmente la basura orgánica en la salud de los jotes de cabeza negra y los remanentes de cacería en la salud de esta especie y los cóndores andinos. También se discutirán las implicancias, asociadas al hábito de forrajear en basureros de los jotes de cabeza negra, sobre otras aves carroñeras que cohabitan con los mismos pero no utilizan basureros.

Los resultados de esta tesis confirman que generalmente el aprovechamiento de los basureros puede producir impactos contrastantes, tanto positivos como negativos, en las diferentes especies de vertebrados (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) que los utilizan alrededor del mundo. Como impactos positivos se encontraron que estos sitios pueden producir una mejora de la condición corporal, mejora de los parámetros reproductivos, incremento de la abundancia poblacional, y mejora en las tasas de supervivencia. Sin embargo, se encontraron también impactos negativos como la alta probabilidad de infecciones con patógenos, intoxicaciones e ingestión de cuerpos extraños. Además, los basureros pueden sostener especies introducidas-invasivas que generan alteraciones en el ecosistema y especies que generan distintas clases de conflictos con los seres humanos.

Asimismo, se observaron diferencias en parámetros clínicos y sanguíneos entre jotes de cabeza negra capturados en el basurero y estepa. Por lo tanto, forrajear (buscar alimento) en basureros puede influenciar la salud de estas aves de manera contrastante. El uso de basura orgánica puede ser positivo para los jotes cuando se consideran algunas variables típicas para estudiar la salud de animales silvestres (ej. aumento de la masa corporal). Sin embargo, cuando se consideran otras variables (ej. parámetros sanguíneos), el uso de estos sitios podría estar ocasionando problemas de salud (ej. alteraciones renales/metabólicas) que pueden amenazar a los individuos en el futuro. También se observó que los jotes de cabeza negra que aprovechan los basureros pueden estar más expuestos a patógenos como *Salmonella* spp. Esto pone a otras especies como el cóndor andino, el jote de cabeza colorada e incluso al ser



humano en riesgo si los jotes de cabeza negra tienen la capacidad de dispersar y transmitir los mismos.

Finalmente, se observó que tanto el cóndor andino como el jote de cabeza negra tienen niveles importantes de plomo en sangre, probablemente asociados a la ingestión de carroñas producidas por actividades de cacería o contaminación ambiental. Sin embargo, no se encontraron diferencias en la concentración de plomo en sangre entre jotes de cabeza negra capturados en el basurero y en la estepa. Por otra parte, se observó una diferencia significativa en la exposición a este metal tóxico entre cóndores andinos y jotes de cabeza negra, siendo mayores las concentraciones de plomo en sangre en los primeros. Por lo tanto, utilizar a los jotes de cabeza negra como especie indicadora, aprovechando sus altas abundancias, su fácil captura y su alimentación similar a la de los cóndores, para evaluar la contaminación con plomo en el ambiente o inferir esta amenaza en cóndores andinos, podría subestimar la real magnitud de esta problemática. Esto, a su vez, podría generar conclusiones segadas que afectarían la supervivencia de los cóndores.

La generación de subsidios de alimento es un importante problema que irá aumentando mundialmente en los próximos años asociado al incremento de la población humana y urbanización. Desafortunadamente, esta problemática también se incrementará a escala regional y particularmente local si no hay un cambio de manejo de los mismos. En este sentido, la información obtenida en esta tesis resulta relevante para realizar políticas sobre manejo de los subsidios de alimento, especialmente en relación al cierre como la apertura de basureros, generación-uso-destino de residuos urbanos y manejo de remanentes de cacería.

PALABRAS CLAVE: Aves carroñeras, Basureros, Caza, Contaminación por plomo, *Coragyps atratus*, Estudios de salud, Patógenos zoonóticos, Subsidios de alimentos, *Vultur gryphus*.



ABSTRACT

Human activities are producing several impacts on the ecosystem and generating biodiversity loss around the world. Some human activities produce food remnants that can be exploited by different species. These food remnants are commonly referred to food subsidies. Currently, these subsidies are producing significant impacts at individual, population and ecosystem level.

Food subsidies can produce contrasting impacts on species exploiting them. Some of these impacts can be considered beneficial because they could improve body condition, reproductive parameters and survival. However, they can also produce significant negative impacts such as increment of infectious diseases transmission among individuals, increment of pathogen transmission in the ecosystem and exposure to toxics such as lead and pesticides. There are different kinds of food subsidies, such as fisheries residues, livestock slaughter residues, crop residues, hunting remnants and feeding stations. However, due to the large amounts generated daily, the main existing food subsidy is organic waste produced in family homes.

Since ancient times, scavenger birds have been particularly associated with humans. In fact, many of the species belonging to this avian group exploit different kind of food subsidies around the world. Among the different food subsidies exploited by this avian group, organic waste and hunting remnants are the most important. However, little information is available about the health impacts that food subsidies produce in scavenger species both at individual and population level. In northwest Patagonia, Argentina, there are three obligate scavenger birds: the Andean condor (*Vultur gryphus*), the black vulture (*Coragyps atratus*) and the turkey vulture (*Cathartes aura*). In this geographical area, the black vulture is the only species that is found in large abundances in highly anthropic environments, and it is the only species that takes advantage of organic waste. In addition, these species exploit hunting remnants that could expose them to lead ammunition fragments producing lead contamination. The aim of this thesis is to analyze the effects produced by food subsidies in vulture species, particularly in the health of black vultures associated with organic waste use



as food source and the impacts on this species and Andean condors due to the use of hunting remnants. We will also analyze the implications that may occur in other scavenger species that cohabit with black vultures but do not take advantage of organic waste.

Taking advantage of garbage dumps can generally produce both positive and negative impacts on the different species (birds, mammals, amphibians and reptiles) that use them around the world. As positive impacts, these sites could produce an increase in body condition, improvement in reproductive parameters, increase in population abundances, and improvement in survival rates. However, there are negative impacts such as high risk of infections with pathogens, poisoning and ingestion of foreign bodies. In addition, rubbish dumps can sustain introduced-invasive species that generate alterations in the ecosystem and increase different conflicts with humans.

Foraging in rubbish dumps can influence some clinical and blood parameters in black vultures. The use of organic waste can be considered positive for black vultures when considering some typical variables used to study the health of wild animals (e.g. increase in body mass). However, the use of these sites could produce health problems (e.g. kidney alterations/metabolic alterations) that may threaten individuals. In addition, black vultures taking advantage of rubbish dumps are particularly exposed to zoonotic pathogens such as *Salmonella* spp. This fact puts other species such as the Andean condor, the turkey vulture and even humans at risk, if these birds spread these pathogens.

Finally, lead contamination is present in Andean condors and black vultures probably associated with the ingestion of hunting remnants and pollution. However, there is no difference in lead contamination between black vultures trapped in the rubbish dump and in the steppe. However, there is a significant difference in exposure to this toxic metal between Andean condors and black vultures foraging in northwest Patagonia. In this sense, the level of contamination was higher in Andean condors. Therefore, using black vultures as an indicator species, given their high abundances, their easy capture and their similar feeding habits to Andean condors, to assess lead contamination in the environment or to infer this



threat for Andean condors may underestimate the true magnitude of this threat producing biased conclusions.

Food subsidies generation will continue to be a major problem in the coming years associated with the increment of human population and urbanization. Therefore, this problem will increase globally, regionally and locally. In this sense, the information obtained in this thesis is important to perform better food subsidies management policies, especially in relation to the closure, opening and waste management (use and disposal of waste) of garbage dumps and the management of carcasses produced by hunting activities.

KEYWORDS: Food subsidies, Garbage dumps, *Coragyps atratus*, Health studies, Hunting, Lead contamination, Scavenger birds, *Vultur gryphus*, Zoonotic Pathogens.



1-INTRODUCCIÓN GENERAL

Las actividades que desarrollan los seres humanos están produciendo impactos tanto voluntarios como involuntarios sobre el ecosistema (Foley et al., 2005; McKinney and Lockwood, 1999). De hecho, estas actividades están siendo responsables de la declinación poblacional de numerosas especies y la concomitante pérdida de biodiversidad en todo el mundo (Gibbs et al., 2009). Cambios en el uso de la tierra asociados a actividades como la agricultura (transformación del paisaje, uso de pesticidas), ganadería (uso de medicamentos tóxicos para especies silvestres), explotación de fuentes de energía (parques eólicos, minería, explotación petrolera) y urbanización (camino, edificaciones, basurales) están causando alteraciones profundas en el ecosistema (Czech et al., 2000; Venter et al., 2006). Por lo tanto, hoy en día, se puede considerar a las actividades humanas como el principal determinante del cambio global y pérdida de biodiversidad a nivel mundial.

Muchas de las actividades realizadas por el ser humano como la agricultura, ganadería o caza, producen remanentes de alimentos que pueden ser aprovechados por diferentes especies. Estos remanentes de alimento han sido denominados de manera general como subsidios de alimento (Oro et al., 2013). Las primeras evidencias de estos subsidios datan de las sociedades cazadoras-recolectoras que producían remanentes de comida (ej. carcasas de presas cazadas) que eran utilizadas por especies animales carroñeras o carroñeras facultativas (Oro et al., 2013). A través del paso del tiempo, la producción de estos se fue incrementando, en especial con el desarrollo de la agricultura y la ganadería y su consecuente generación de remanentes de materia orgánica (Chamberlain et al., 2005). Actualmente, entre los principales subsidios de alimento se encuentran los residuos orgánicos producidos en hogares familiares (basura orgánica) (Parfitt et al., 2010), los residuos producto de la agricultura-ganadería y los descartes de actividades de caza y pesca (Oro et al., 2013). Sin embargo, la basura orgánica puede ser considerada como el más importante a nivel mundial debido a las grandes cantidades en que se genera, pero también debido al porcentaje de taxones de aves y mamíferos que lo aprovechan globalmente (29%) (Oro et al., 2013).



Los subsidios de alimento producen diversos efectos en las especies que los utilizan. Por ejemplo, se han descrito cambios en la dieta (Chamberlain et al., 2005), en las estrategias de forrajeo-exploración-movimiento (Bartumeus et al., 2010; Monsarrat et al., 2013), cambios en la distribución de individuos (Robb et al., 2008) y colonización de especies hacia sitios que antes les eran desfavorables (Agudo et al., 2010). Algunos de los efectos que producen estos subsidios pueden ser considerados beneficiosos, debido a que producen mejoras en la condición corporal, los parámetros reproductivos y la supervivencia (Oro et al., 2013; Plaza and Lambertucci, 2017). Sin embargo, también pueden producir efectos negativos importantes como el aumento de la ocurrencia de enfermedades infecciosas y mayor transmisión de agentes patógenos (bacterianos, virales, parasitarios) en el ecosistema, asociado principalmente a las grandes congregaciones de individuos generadas por estos subsidios (Carrete et al., 2009; Robb et al., 2008). Sumado a esto, estas fuentes de alimento generan un incremento de las abundancias poblacionales que pueden desencadenar fenómenos de hiper predación y aumento de la competencia inter-específica (Cortés-Avizanda et al., 2009) e intra-específica (Carrete et al., 2006). Finalmente, los individuos que los aprovechan pueden sufrir alteraciones importantes en el estado de salud asociados a que la calidad de la dieta ingerida podría ser deficiente. Por ejemplo, dietas carentes en nutrientes, dietas contaminadas con patógenos (ej. basura orgánica) o dietas que contienen sustancias nocivas como los residuos de medicamentos (ej. carroñas de ganado) o metales tóxicos (ej. remanentes de cacería, baterías en basureros) (Blanco et al., 2017; Blanco, 2018; Carrete et al., 2009; Grémillet et al., 2008; Oro et al., 2013).

Las aves carroñeras han estado particularmente asociadas con el ser humano desde tiempos remotos (Moleon et al., 2014; Morelli et al., 2015). De hecho, muchas de las especies pertenecientes a este grupo aviar aprovechan diferentes tipos de subsidios de alimento generados por el hombre alrededor del mundo (Blanco, 2018; Gangoso et al., 2013). Entre los subsidios de alimento que más aprovechan las aves carroñeras, se destaca principalmente la basura orgánica, dado que es una fuente de alimento sumamente abundante, predecible, distribuida mundialmente y que se renueva diariamente (Gangoso et al., 2013; Iñigo Elias, 1987; Sazima, 2013). Sin embargo, no existe mucha información sobre los efectos que este



tipo de subsidio de alimento produce en las diferentes especies de aves carroñeras tanto a nivel individual como poblacional. Sin bien la basura orgánica contiene fragmentos de pollo, pescado y carne (Parfitt et al., 2010) que pueden ser aprovechados por estas aves, también contiene vidrios, plásticos, tóxicos, metales como plomo y patógenos que pueden producir impactos negativos tanto a nivel individual como poblacional (Rideout et al., 2012). Otro de los subsidios de alimento que habitualmente pueden utilizar las aves carroñeras son los remanentes generados por las actividades de cacería (ej. carcasas de ungulados silvestres o Lagomorfos). Estos subsidios enmascaran un potencial peligro, dado que muchas veces contienen fragmentos de municiones de plomo que pueden contaminar a estas aves (Knott et al., 2010). Por lo tanto, resulta importante y necesario evaluar en profundidad los efectos que los subsidios de alimentos producen en las aves carroñeras.

En el noroeste de la Patagonia Argentina hay tres especies de aves carroñeras obligadas, las cuales pertenecen a la familia Cathartidae: el cóndor andino (*Vultur gryphus*), el jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) y jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*) (Ferguson-Lees and Christie, 2001). En esta región geográfica, el jote de cabeza negra es la única de las tres especies que se encuentra en grandes cantidades en ambientes altamente antrópicos (Barbar et al., 2015) e incluso es la única especie de las tres mencionadas que aprovecha fuentes de alimentación subsidiadas en forma de basura orgánica. Estas características, además de sus grandes abundancias y captura sencilla, lo convierten en un modelo interesante para analizar los efectos que los subsidios de alimentos en forma de basura orgánica producen en las especies que las utilizan. Asimismo, las tres especies de aves carroñeras consumen remanentes de cacería con el potencial peligro de contaminarse con plomo (Ballejo et al., 2017; Lambertucci et al., 2011).

En esta tesis, se analizarán los efectos en la salud que produce el uso de subsidios de alimento en carroñeros obligados de la Patagonia; particularmente el uso de basura orgánica como fuente de alimento por parte del jote de cabeza negra y el consumo de remanentes de cacería por parte de esta especie y los cóndores andinos. También se discutirá la potencial transmisión de agentes patógenos bacterianos adquiridos en basureros por los jotes de cabeza negra, que pueden afectar a otras especies de aves carroñeras (jotes de cabeza colorada y



cóndores andinos) que cohabitan en sitios semi-naturales con los mismos, pero que no aprovechan subsidios en forma de basura orgánica en sitios urbanos (Fig.1).



Figura 1: Potencial riesgo de transmisión de patógenos desde sitios antrópicos a sitio semi-naturales. Jotes de cabeza negra alimentándose en basureros y posterior interacción con el cóndor andino y jote de cabeza colorada en sitios semi-naturales.

2-OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Determinar los impactos en la salud que se producen en las aves carroñeras a consecuencia de sus hábitos de explotar subsidios de alimento en forma de basura orgánica y remanentes de actividades de cacería.

2.2 Objetivos específicos



- 1) Evaluar mediante una revisión bibliográfica los impactos a nivel individual y poblacional que se producen en diferentes especies de vertebrados asociados al uso de basureros (capítulo 1).
- 2) Evaluar los impactos en la salud que se producen en los jotes de cabeza negra debido a su hábito de alimentarse en basureros, comparando variables clínicas y sanguíneas entre jotes de cabeza negra capturados en un basurero y capturados en un sitio semi-natural (capítulo 2).
- 3) Comparar la presencia de patógenos zoonóticos entre jotes de cabeza negra capturados en un basurero y capturados en un sitio semi-natural, analizando las posibles implicancias para otras especies de aves carroñeras como el cóndor andino y el jote de cabeza colorada (capítulo 3).
- 4) Evaluar, mediante una revisión bibliográfica, el estado de conocimiento actual sobre contaminación con plomo en aves carroñeras, producida por diversas fuentes (capítulo 4).
- 5) a- Comparar la contaminación con plomo entre jotes de cabeza negra capturados en un basurero y jotes de cabeza negra capturados en un sitio semi-natural, con el fin de evaluar si el sitio de alimentación influencia los niveles de contaminación con este metal tóxico (capítulo 5).
- b- Comparar la contaminación con plomo entre jotes de cabeza negra y cóndores andinos, con el fin de evaluar el potencial uso de los jotes de cabeza negra como especie sustituta-indicadora (capítulo 5).

3-ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS

En el capítulo 1, se realizará una revisión mundial detallada sobre los efectos que produce la basura orgánica en las diferentes especies de vertebrados (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) que la utilizan, en orden de proporcionar un marco teórico actualizado y poner en contexto esta temática a nivel mundial (Fig. 2).

En el capítulo 2, se evaluarán los impactos en la salud que se producen en los jotes de cabeza negra que se alimentan en un basurero del noroeste de la Patagonia comparado con jotes de



cabeza negra que consumen una dieta más natural en ambientes semi-naturales como la estepa patagónica. Para esto, se analizarán y compararán diferentes parámetros clínicos y sanguíneos entre jotes pertenecientes a estos dos grupos (Fig. 2).

En el capítulo 3, se evaluarán los patógenos zoonóticos presentes en los jotes de cabeza negra y luego se comparará la presencia de los mismos entre jotes de cabeza negra que se alimentan en un basurero del noroeste de la Patagonia y jotes de cabeza negra que se alimentan en sitios semi-naturales como la estepa patagónica. Además, se discutirán las posibles implicancias asociadas a la transmisión de patógenos adquiridos en el basurero para las otras especies de aves carroñeras, como el cóndor andino y el jote de cabeza colorada, que cohabitan con el jote de cabeza negra pero no se alimentan en estos sitios (Fig. 1 y 2).

En el capítulo 4, se realizará una revisión mundial sobre la problemática de contaminación con plomo en aves carroñeras, asociada con diversas fuentes, para poner esta importante problemática en un contexto mundial y actual.

En el capítulo 5, se comparará la concentración de plomo en sangre entre jotes de cabeza negra que se alimentan en un basurero del noroeste de la Patagonia, y jotes de cabeza negra que lo hacen en sitios semi-naturales como la estepa patagónica, con el fin de evaluar si el sitio de alimentación influencia los niveles de contaminación con este metal tóxico. Además, se comparará la concentración de plomo en sangre entre los jotes de cabeza negra y los cóndores andinos para evaluar el uso de los primeros como especie indicadora, para inferir contaminación con plomo en el ambiente y en otras especies de aves carroñeras (Fig. 2).



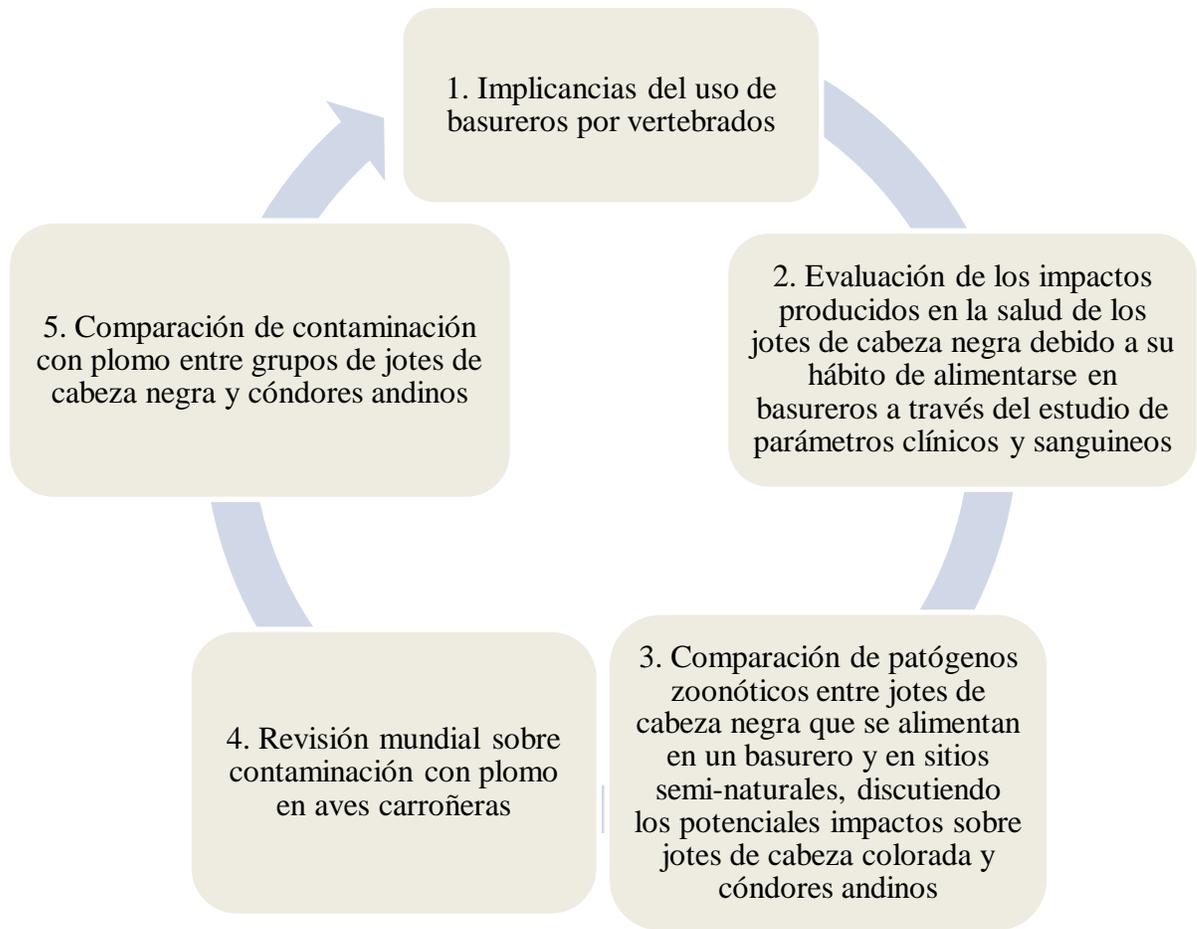


Figura 2: Estructura general de la tesis.



4-METODOLOGÍA GENERAL

En esta sección, se describirá la metodología general que se utilizó para realizar esta tesis. Por lo tanto, estará focalizada en la descripción del área de estudio, la especie de estudio (jote de cabeza negra) y la metodología general de captura-muestreo implementada. Posteriormente, en cada capítulo de esta tesis, se describirá la metodología particular empleada para la realización del mismo.

4.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área elegida para la realización de este estudio se encuentra en el noroeste de la Patagonia Argentina, particularmente el área del Parque Nacional Nahuel Huapi (PNNH) y sus alrededores (provincias de Neuquén y Río Negro) (Fig. 3). El PNNH posee una superficie de 705.000 hectáreas, y linda con asentamientos urbanos importantes, como San Carlos de Bariloche (Provincia de Río Negro) con 122.758 habitantes y Villa La Angostura (Departamento de Los Lagos-Provincia de Neuquén) con 17.728 habitantes (INDEC 2010). Contrastando con estos núcleos densamente poblados, se encuentran áreas agrestes-semi-naturales que albergan una fauna autóctona diversa y numerosas especies introducidas. Además, en estas áreas semi-naturales se encuentran diferentes explotaciones ganaderas principalmente dedicadas a la explotación extensiva de ganado ovino (Mueller and Cueto, 2005).



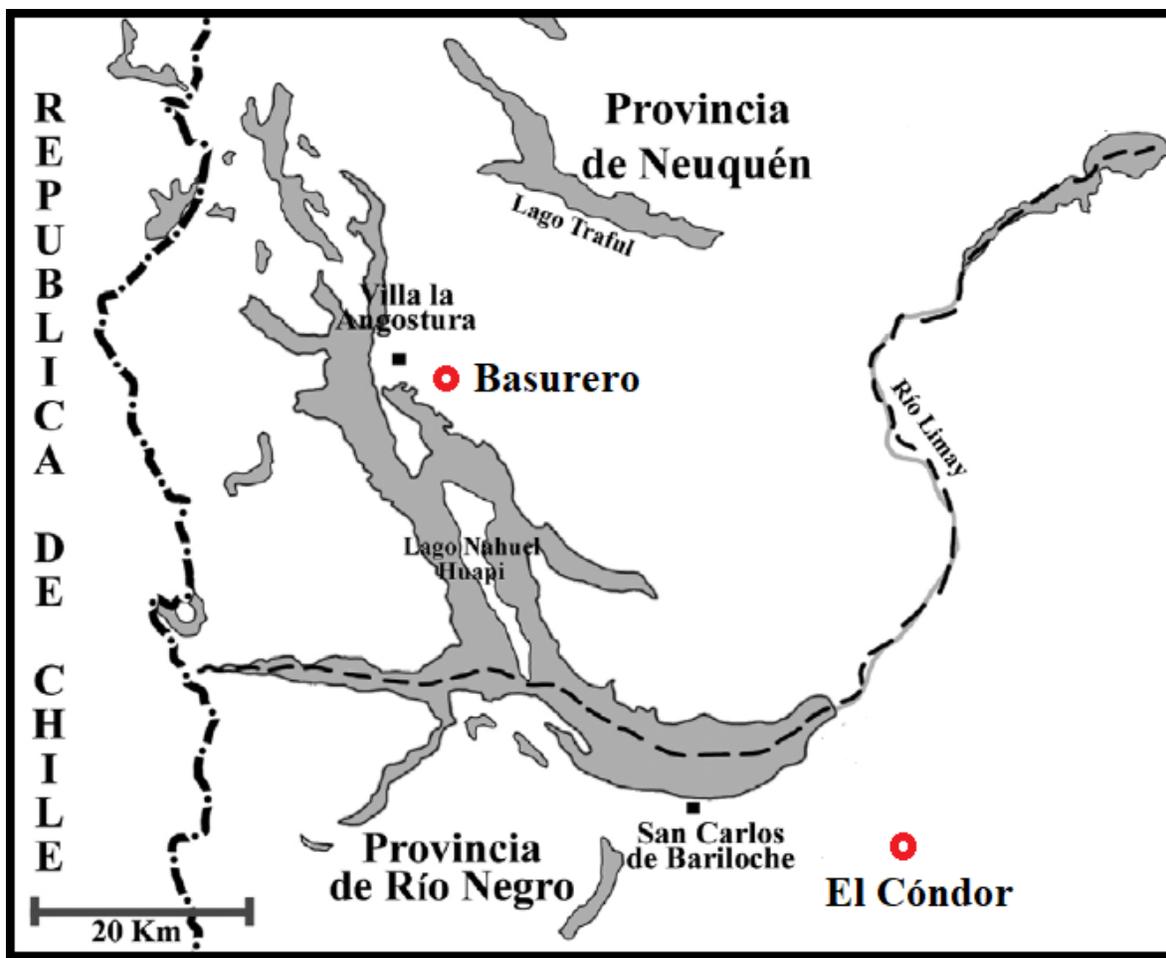


Figura 3: Mapa del área de estudio (en rojo, sitios de muestreo).

El clima en el área de estudio es templado-frío con una marcada estacionalidad, inviernos fríos con abundantes nevadas y veranos más cálidos y secos (Jobbágy et al., 1995; Lenaerts et al., 2014). Como la mayoría de la Patagonia cordillerana, está dominada por masas de aire que se originan en el Océano Pacífico, proviniendo los vientos predominantes del oeste (Paruelo et al., 1998). La Cordillera de los Andes forma una importante barrera a estas masas de aire húmedo, generándose un importante gradiente de precipitaciones oeste–este (Barros et al., 1983; Jobbágy et al., 1995; Lenaerts et al., 2014). Esto se debe a que la mayoría de la humedad presente en las masas de aire del Océano Pacífico son descargadas en la cordillera, especialmente del lado chileno, por lo que el aire se vuelve cada vez más seco y caliente a medida que desciende por la cordillera del lado argentino (Paruelo et al., 1998). Este



gradiente de precipitación, determina la existencia del siguiente gradiente en los tipos de vegetación de oeste a este: bosque, estepa gramínea, estepa arbustiva gramínea y erial (arbustos enanos) (Movia et al., 1987; Soriano, 1956).

4.1.1 Sitios de muestreo

Basureros

En los ejidos urbanos de San Carlos de Bariloche y Villa La Angostura se encuentran dos vertederos de residuos municipales (basureros) que procesan toneladas de residuos diariamente (Plaza and Lambertucci, 2018). Si bien el diseño de los mismos corresponde a un relleno sanitario, el constante aumento en la generación de residuos y la falta de políticas concretas de manejo integral de los mismos los transforman en basureros a cielo abierto. Por lo tanto, estos sitios pueden ser utilizados como fuente de alimentación por diferentes especies de animales (Plaza and Lambertucci, 2017) (Fig. 4). En los años en que se realizó el muestreo para este estudio (2016-2018), diferentes políticas de manejo de residuos lograron reducir la disponibilidad de basura orgánica en el basurero de Bariloche, y muchas especies de aves dejaron de usarlo como un recurso alimenticio. Sin embargo, en el basurero de Villa La Angostura, la basura orgánica se fue incrementando en relación al incremento de la urbanización y hasta el día de hoy sostiene una importante población de aves asociadas a ese lugar, básicamente jotes de cabeza negra, chimangos (*Milvago chimango*), caranchos (*Caracara plancus*) y gaviotas dominicanas (*Larus dominicanus*) (Frixione et al., 2012; Plaza and Lambertucci, 2018).





Figura 4: Basurero de Villa La Angostura, Neuquén.

Áreas semi-naturales (estepa patagónica)

La estepa patagónica se caracteriza por la presencia de un importante número de especies vegetales con adaptaciones a ambientes áridos, como estepas arbustivas gramíneas, con arbustos enanos y en cojín (Cabrera, 1971). En esta área, se destaca principalmente la explotación de ganado ovino que se realiza exclusivamente de manera extensiva, siendo el tamaño promedio de las explotaciones de 2155 hectáreas (Mueller and Cueto, 2005) (Fig. 5). Además, en la estepa patagónica encontramos diferentes especies de fauna autóctona como el puma (*Puma concolor*), zorro colorado (*Lycalopex culpaeus*), zorro gris (*Lycalopex griseus*), guanaco (*Lama guanicoe*), águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*), cóndor andino, jote de cabeza negra, colorada, chimangos y diversas especies reptiles, especialmente lagartijas del género *Liolaemus* (Christie et al., 1984; Narosky and Yzurieta, 2010). Finalmente, están presentes diferentes especies exóticas-introducidas como la liebre europea (*Lepus europaeus*), ciervo colorado (*Cervus elaphus*) y jabalí (*Sus scrofa*), las cuales han



sido introducidas para actividades de caza que se promueven como atractivo turístico en esta región (Navas, 1987).



Figura 5: Establecimiento ganadero dedicado a la explotación ovina en la estepa patagónica.

4.2 ESPECIE DE ESTUDIO

El jote de cabeza negra es una ave carroñera perteneciente a la familia Cathartidae que presenta un tamaño mediano, con 74 centímetros de longitud, 1,67 metros de envergadura y un peso de 2 a 2,75 kilogramos (Houston, 1994; Terres, 1980) (Fig. 6). No hay dimorfismo sexual ni en coloración, ni tamaño (Ferguson-Lees and Christie, 2001). El plumaje es completamente de color negro, con excepción de un parche gris claro en la parte ventral del ala (Ferguson-Lees and Christie, 2001). Las categorías de edades pueden ser diferenciadas por la cabeza, que es menos arrugada y más erizada, y el pico, que tiene la punta oscura en individuos inmaduros (Ferguson-Lees and Christie, 2001). Actualmente está clasificado como “Least concern” (Preocupación menor) y sus poblaciones están aumentando (IUCN



2017). Se distribuyen desde el sur de Estados Unidos hasta la provincia del Chubut en la Patagonia Argentina (Ferguson-Lees and Christie, 2001; del Hoyo et al., 1994). Son aves gregarias, que se agrupan formando posaderos o dormideros en acantilados rocosos o árboles que reúnen numerosos individuos. La elección de estos dormideros está influenciada por la cercanía de los recursos alimentarios (Novaes and Cintra, 2013). Esto motiva que muchos individuos de esta especie se encuentren en cercanías de zonas urbanas o cercanas a cascos de estancias ganaderas (Houston, 1994; Iñigo Elias, 1987).

En un ambiente natural, el jote cabeza negra se alimenta principalmente de carcasas de animales domésticos y silvestres, por ejemplo, carcasas de vacunos, de ovinos, de liebres europeas y ciervos colorados (Ballejo and de Santis, 2013). Estas dos últimas especies se utilizan habitualmente en actividades de caza (Plaza et al., 2018a). Además, los jotes de cabeza negra pueden consumir huevos, materia vegetal (Buckley, 1999) e incluso depredar sobre ganado y especies silvestres como leones marinos (*Otaria flavescens*) (Avery and Cummings, 2004; Pavés et al., 2008). Sin embargo, en áreas pobladas por humanos, generalmente incorporan subsidios antrópicos de alimento como descartes de pesquerías, mataderos y basura orgánica, llegando incluso a romper bolsas plásticas en búsqueda de comida (Ballejo and de Santis, 2013; Coleman and Fraser, 1987; Iñigo Elias, 1987).





Figura 6: Jote de cabeza negra capturado y marcado en la estepa patagónica.

4.3 METODOLOGÍA GENERAL DE CAPTURA Y MUESTREO

Las capturas de jotes de cabeza negra se realizaron en dos tipos de ambientes separados por una distancia de alrededor de 60 Km: 1) Estepa patagónica (Estancia el Cóndor) ($41^{\circ} 13' S$ - $71^{\circ} 04' W$) y 2) Basurero municipal de Villa La Angostura ($40^{\circ} 49' S$ - $71^{\circ} 34' W$) (Fig. 3). Todas las capturas y los métodos de manejo fueron aprobados por el Centro Ecología Aplicada Neuquén (Resolución N° 0263/16, 0049/17 y 1192/17) y por la Secretaría de Medio Ambiente de la Provincia de Río Negro (Disposición N° 018/16). Para capturar los jotes de cabeza negra en la estepa, se utilizó una red de cañón, mientras que se usó un corral de encierro (3 m x 3 m) para capturar a los jotes de cabeza negra en el basurero (Fig. 7). En todos los casos, se cebaron las trampas con carne y huesos para atraer a las aves. Estos



métodos de captura han sido internacionalmente aprobados para la captura de ejemplares (Bildstein and Bird, 2007), incluso en la zona de estudio.



Figura 7: Métodos de captura utilizados para capturar jotes de cabeza negra en el basurero (corral de encierro) y en la estepa patagónica (red cañón).

Una vez realizada la captura, se procedió a la inmovilización y al muestreo de los ejemplares capturados. A cada ejemplar capturado se le realizó un examen clínico completo, registrándose la categoría de edad (juvenil o adulto), el peso y el estado de hidratación. Posteriormente se tomó una muestra de sangre (de 3 a 6 ml) de venas periféricas (vena braquial), nunca superando el 1% del peso corporal (Cooper, 2008; Samour, 2000) (Fig. 7). La sangre fue colocada en un tubo con heparina litiada manteniéndose refrigerada entre 4 y 8 °C, hasta procesado y remisión a laboratorio. Finalmente, se realizaron hisopados en orofaringe y cloaca para cultivo bacteriológico y detección *Chlamydia psittaci* por medio de PCR (Fig. 7). Las muestras tomadas para cultivo bacteriológico se colocaron en un medio Stuart y se mantuvieron a una temperatura de entre 4 a 8 °C hasta el ingreso-procesado en laboratorio. Las muestras utilizadas para detectar *Chlamydia psittaci* por medio de PCR fueron colocadas en un medio buffer, y congeladas a -20°C hasta el análisis.





Figura 8: Muestreo de jotes de cabeza negra. Panel izquierdo toma de muestra de sangre, panel derecho toma de muestra para bacteriología y PCR.

Al terminar el muestreo se procedió a colocar bandas alares numeradas con un código de color a cada individuo capturado. El color rojo correspondió a los jotes de cabeza negra capturados en el basurero y el color blanco correspondió a los jotes de cabeza negra capturados en la estepa patagónica. Posteriormente, se procedió a liberar al animal capturado (Fig. 9).





Figura 9: Liberación de un ejemplar de jote de cabeza negra capturado en el basurero de Villa La Angostura.



CAPÍTULO 1*

¿Cómo están impactando los basureros en la demografía, la salud y la conservación de los vertebrados?

*Capítulo publicado

Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation? *Glob. Ecol. Conserv.* 12, 9–20.



RESUMEN

La basura orgánica puede ser considerada un subsidio de alimento que representa una fuente importante de energía para las diferentes especies que la explotan. Sin embargo, puede producir impactos contrastantes tanto positivos como negativos. En este capítulo se revisaron qué especies de vertebrados terrestres (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) explotan o usan basureros globalmente, y los impactos que la basura produce en ellos. Mediante una revisión bibliográfica, se analizaron 159 artículos que incluyeron 98 especies presentes en basureros. Los estudios analizados provinieron de todo el mundo (inclusive la Antártida), pero principalmente de Europa, América del Norte y África. Los impactos informados en las diferentes especies de vertebrados fueron en su mayoría positivos (72,6%) (mejoran diferentes parámetros individuales y/o poblacionales) pero alrededor de un cuarto (25%) de los estudios mostraron impactos negativos (empeoran diferentes parámetros individuales y/o poblacionales). Los basureros aportan recursos alimenticios que pueden mejorar la condición corporal, aumentar la tasa de reproducción y abundancia poblacional, mejorar la tasa de supervivencia, alterar los patrones de movimiento, y pueden ser un sustento importante para algunas especies amenazadas. Sin embargo, estos lugares incrementan el riesgo de infecciones con patógenos, de intoxicaciones y pueden ser responsables de la dispersión de especies introducidas-invasivas. Además, los basureros favorecen los conflictos entre los animales que los utilizan y los seres humanos debido a invasión de cosechas, predación de ganado y colisiones con aviones. Sumado a esto, las especies que aprovechan estos sitios pueden producir impactos negativos (ej. depredación o competencia) sobre otras especies que no los utilizan. El incremento mundial en la producción de basura genera que los basureros deban ser considerados como importantes moldeadores de las comunidades ecológicas. Por lo tanto, los efectos que los basureros producen en los vertebrados deben ser evaluados más profundamente a escala, local, regional y global, considerando especialmente las diferencias actuales en la producción de basura entre los países en desarrollo y los desarrollados.



1-INTRODUCCIÓN

Los seres humanos han alterado el ecosistema voluntaria e involuntariamente a través de las diferentes actividades que desarrollan globalmente (Foley et al., 2005; McKinney and Lockwood, 1999). Los subsidios de alimentos (sobrantes de comida producida por seres humanos explotados por otras especies), especialmente aquellos derivados de los basureros, son uno de los factores más importantes que están produciendo alteraciones en el ecosistema (Oro et al., 2013). La generación de basura es mayormente un fenómeno urbano y, a medida que la urbanización aumenta en el mundo, este problema también crece (Hoornweg et al., 2013). En efecto, los volúmenes de basura generados se están incrementando más rápidamente que la urbanización y se considera que su tasa de generación será más del doble en los próximos veinte años, especialmente en los países de menores ingresos (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012). Cada día se desechan 3 millones de toneladas de basura alrededor del mundo, para el 2025 se prevé que se descarten 6 millones de toneladas por día y para el 2100 excederá los 11 millones (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012; Hoornweg et al., 2013). Por lo tanto, es probable que un máximo en la generación de basura se observe en el comienzo del próximo siglo (Hoornweg et al., 2013). En este contexto complejo, es esperable que este problema aumente la alteración del ecosistema conduciendo hacia un ecosistema modificado, donde cambios profundos en la biodiversidad podrían ocurrir (Hobbs et al., 2009).

Los subsidios de alimento provenientes de basureros (basura orgánica) pueden tener atributos tanto positivos como negativos. Por un lado, estos subsidios están presentes mundialmente, son abundantes, predecibles espacial y temporalmente, se renuevan a diario y representan un importante potencial recurso alimenticio (Oro et al., 2013). De hecho, dado que la basura orgánica está compuesta de sobrantes de carne, pescado, pollo, fruta fresca, comidas y huevos (Parfitt et al., 2010), esta puede ser explotada por diferentes especies a lo largo de la cadena trófica para cubrir parte de sus requerimientos calóricos diarios (Oro et al., 2013). Sin embargo, junto con la basura orgánica también puede haber vidrios, metales, alambres, plásticos, pinturas, diferentes tóxicos y también agentes patógenos (bacterianos, virales y parasitarios), lo cual puede producir alteraciones en la salud de las especies que la utilizan (Flores-Tena et al., 2007; Houston et al., 2007; Matejczyk et al., 2011). Por lo tanto, el uso



de estos subsidios puede producir impactos contrastantes en las poblaciones de vertebrados, los cuales merecen ser estudiados en detalle.

Numerosos estudios alrededor del mundo documentan el uso de los basureros por diversas especies de vertebrados (Newsome et al., 2015; Oro et al., 2013). Sin embargo, no hay mucha información sobre el estado de conservación y las tendencias poblacionales de las mismas. Además, hay poca información sobre los impactos en la salud asociados con esta estrategia de forrajeo, las tasas de supervivencia en estos sitios y los impactos que las especies que utilizan basureros pueden producir en otras especies que no los utilizan. El artículo de Oro et al. (2013) generó un gran avance en esta temática, pero con un foco más amplio estudiando todo tipo de subsidios de alimento (ej. residuos de cosecha, residuos de pesquerías y subsidios de alimento intencionales entre otros). Por lo tanto, realizar una revisión específicamente referida a los subsidios de alimento producidos por los basureros, focalizando en detalle sobre los basureros como recursos alimenticios, los impactos directos e indirectos de los mismos en la fauna, y las consecuencias a nivel del ecosistema, resulta oportuno y necesario. El objetivo de este capítulo es evaluar mediante una revisión bibliográfica los impactos a nivel individual y poblacional que se producen en diferentes especies de vertebrados (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) asociados al uso de basureros. En el marco de este objetivo, también se evaluarán las consecuencias que producen las especies favorecidas por estos recursos alimenticios sobre otras especies que no los utilizan, y los conflictos potenciales que se producen entre las especies que explotan los basureros y los seres humanos. Esta información será relevante para planificar mejores políticas sobre el manejo de la basura, y para realizar mejores políticas de conservación, particularmente para especies amenazadas o especies invasivas que explotan estos sitios.

2-MATERIALES Y METODOLOGÍA

Se realizó una búsqueda bibliográfica de artículos relacionados a la presencia o uso por parte de los vertebrados (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) de los basureros. Para esto, se utilizaron los motores de búsqueda Google académico y Scopus, sin restricciones de año o localización geográfica. Se realizaron 5 búsquedas bibliográficas en idioma inglés con



diferentes combinaciones de términos relevantes. La primera fue realizada con los siguientes términos 'vertederos', 'basura' o 'basureros' junto con 'animales'. Las otras búsquedas fueron realizadas con los siguientes términos 'vertederos', 'basura' o 'basureros' junto con 'aves', 'mamíferos', 'reptiles' y 'anfibios'. Luego se revisaron los primeros 1000 resultados de las búsquedas en el caso de Google académico y todos los resultados en el caso de Scopus. Solo se incluyeron artículos que evaluaban la presencia o el uso de basureros por aves, mamíferos, reptiles y anfibios. Finalmente, se realizó una búsqueda en la literatura citada en los artículos que se revisaron.

Con los artículos seleccionados, primero se determinaron las especies de vertebrados presentes en estos sitios. Luego se obtuvo información sobre los impactos directos de este subsidio de alimento en las especies estudiadas, particularmente sobre la condición corporal, rendimiento reproductivo, supervivencia de la población, abundancia de la población, patrones de movimiento, riesgo de infección con patógenos, riesgo de exposición a tóxicos e ingestión de cuerpos extraños. También se revisaron los impactos de los basureros sobre la presencia de especies introducidas-invasivas y especies en peligro de extinción. Luego, se revisó la información sobre los impactos indirectos de los basureros como los conflictos producidos entre los animales que utilizan estos sitios y los humanos, y los impactos que las especies que utilizan estos lugares pueden producir en otras especies que no los utilizan. Finalmente, se revisaron y discutieron las consecuencias potenciales producidas por este tipo de subsidio de alimento sobre el ecosistema.

3-RESULTADOS

Se encontraron 159 artículos que estudiaron 98 especies de vertebrados que están presentes en basureros: 54 correspondieron a especies de aves, 34 a mamíferos, 5 a anfibios y 5 a reptiles (Tabla 1.1).



Tabla 1.1: Especies encontradas en la bibliografía que utilizan basureros, su clasificación, estado de conservación global y países donde se reportaron.

Especies	Clase	Estado conservación*	Países donde se reportó
Rana de arroz (<i>Fejervarya limnocharis</i>)	Anfibios	Preocupación menor	Singapur
Rana de bosque (<i>Lithobates sylvaticus</i>)	Anfibios	Preocupación menor	Estados Unidos
Rana pintada (<i>Kaloula pulchra</i>)	Anfibios	Preocupación menor	Singapur
Sapo norteafricano (<i>Bufo boulengeri</i>)	Anfibios	Preocupación menor	Marruecos
Sapo común asiático (<i>Duttaphrynus melanostictus</i>)	Anfibios	Preocupación menor	Singapur
Águila calva (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Buitre egipcio (<i>Neophron percnopterus</i>)	Aves	Amenazada	Yemen-España
Buitre encapuchado (<i>Necrosyrtes monachus</i>)	Aves	Peligro crítico	Ghana-Uganda
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	Aves	Preocupación menor	España
Carancho (<i>Caracara plancus</i>)	Aves	Preocupación menor	Brasil
Chara crestada (<i>Cyanocitta stelleri</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Chimango (<i>Milvago chimango</i>)	Aves	Preocupación menor	Argentina
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	Aves	Preocupación menor	España-Argelia-Francia-Polonia
Cóndor andino (<i>Vultur gryphus</i>)	Aves	Cercano a la amenaza	Chile
Cóndor californiano (<i>Gymnogyps californianus</i>)	Aves	Peligro crítico	Estados Unidos
Corneja negra (<i>Corvus corone</i>)	Aves	Preocupación menor	España
Cuervo americano (<i>Corvus brachyrhynchos</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Cuervo pescador (<i>Corvus ossifragus</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Cuervo grande (<i>Corvus corax</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Cuervo indio (<i>Corvus splendens</i>)	Aves	Preocupación menor	India
Cuervo pio (<i>Corvus albus</i>)	Aves	Preocupación menor	Ghana-Uganda
Estornino pinto (<i>Sturnus vulgaris</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos



Tabla 1.1 (cont): Especies encontradas en la bibliografía que utilizan basureros, su clasificación, estado de conservación global y países donde se reportaron.

Especies	Clase	Estado conservación*	Países donde se reportó
Garza bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	Aves	Preocupación menor	Ghana-Estados Unidos
Gavión atlántico (<i>Larus marinus</i>)	Aves	Preocupación menor	Nueva Zelanda-Estados Unidos
Gavión hiperbóreo (<i>Larus hyperboreus</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Gaviota argétea (<i>Larus argentatus</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos-Escocia-Gran Bretaña-Finlandia-Francia
Gaviota de bonaparte (<i>Larus philadelphia</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Gaviota cangrejera (<i>Larus atlanticus</i>)	Aves	Cercano a la amenaza	Argentina
Gaviota capucho café (<i>Larus maculipennis</i>)	Aves	Preocupación menor	Argentina
Gaviota de delaware (<i>Larus delawarensis</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados unidos-Canadá
Gaviota dominicana (<i>Larus dominicanus</i>)	Aves	Preocupación menor	Argentina
Gaviota occidental (<i>Larus occidentalis</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados unidos
Gaviota patiamarilla (<i>Larus michahellis</i>)	Aves	Preocupación menor	España-Francia-Portugal
Gaviota plateada (<i>Larus novaehollandiae</i>)	Aves	Preocupación menor	Australia
Gaviota reidora (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	Aves	Preocupación menor	Croacia-Polonia
Gaviota reidora americana (<i>Larus atricilla</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Gaviota sombría (<i>Larus fuscus</i>)	Aves	Preocupación menor	Escocia-España-Holanda
Gorrión común (<i>Passer domesticus</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Grajilla occidental (<i>Corvus monedula</i>)	Aves	Preocupación menor	España
Grajo (<i>Corvus frugilegus</i>)	Aves	Preocupación menor	España



Tabla 1.1 (cont): Especies encontradas en la bibliografía que utilizan basureros, su clasificación, estado de conservación global y países donde se reportaron.

Especies	Clase	Estado conservación*	Países donde se reportó
Grulla coronada (<i>Balearica regulorum</i>)	Aves	Amenazada	Uganda
Ibis blanco (<i>Threskiornis molucca</i>)	Aves	Preocupación menor	Australia
Ibis blanco americano (<i>Eudocimus albus</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Ibis sagrado (<i>Threskiornis aethiopicus</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos- Francia-Italia- España- Alemania
Jote cabeza colorada (<i>Cathartes aura</i>)	Aves	Preocupación menor	Argentina- Estados Unidos- El Salvador- Chile
Jote cabeza negra (<i>Coragyps atratus</i>)	Aves	Preocupación menor	El Salvador- México-Brasil
Marabú africano (<i>Leptoptilos crumeniferus</i>)	Aves	Preocupación menor	Uganda
Milano negro (<i>Milvus migrans</i>)	Aves	Preocupación menor	España-Italia- Uganda
Paloma (<i>Columba livia</i>)	Aves	Preocupación menor	Argentina
Págalo antártico (<i>Catharacta maccormicki</i>)	Aves	Preocupación menor	Antártida
Págalo sub antártico (<i>Catharacta antárctica</i>)	Aves	Preocupación menor	Antártida- Argentina
Tarro maorí (<i>Tadorna variegata</i>)	Aves	Preocupación menor	Nueva Zelanda
Tordo cabeza marrón (<i>Molothrus ater</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Tordo renegrado (<i>Molothrus bonariensis</i>)	Aves	Preocupación menor	Argentina
Tordo sargento (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	Aves	No estudiado	Estados Unidos
Tórtola (<i>Zenaida macroura</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Urraca común (<i>Pica pica</i>)	Aves	Preocupación menor	España
Zanate marismeño (<i>Quiscalus major</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos



Tabla 1.1 (cont): Especies encontradas en la bibliografía que utilizan basureros, su clasificación, estado de conservación global y países donde se reportaron.

Especies	Clase	Estado conservación*	Países donde se reportó
Zanate norteño (<i>Quiscalus quiscula</i>)	Aves	Preocupación menor	Estados Unidos
Ardilla listada (<i>Tamias striatus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá
Cabra (<i>Capra hircus aegagrus</i>)	Mamíferos	No estudiada	Nigeria
Cercopiteco verde (<i>Chlorocebus aethiops</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Kenia
Chacal (<i>Canis aureus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Israel
Coatí cola anillada (<i>Nasua nasua</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Brasil
Coatí nariz blanca (<i>Nasua narica</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	México
Dingo (<i>Canis lupus dingo</i>)	Mamíferos	No estudiada	Australia
Gato doméstico (<i>Felis catus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá-Italia-Israel-Sudáfrica
Hiena manchada (<i>Crocuta crocuta</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Etiopía-Kenia
Jabalí (<i>Sus scrofa</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	España
Macaco cangrejero (<i>Macaca fascicularis</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Indonesia
Mangosta rayada (<i>Mungos mungo</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Uganda
Mapache (<i>Procyon lotor</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá-Estados Unidos
Musaraña cinérea (<i>Sorex cinereus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá
Musaraña cola corta (<i>Blarina brevicauda</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá
Meotrito de pradera (<i>Microtus pennsylvanicus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá
Lobo (<i>Canis lupus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Israel-Turquía-Italia-Groenlandia-España
Oso malayo (<i>Helarctos malayanus</i>)	Mamíferos	Vulnerable	Borneo
Oso negro (<i>Ursus americanus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá



Tabla 1.1 (cont): Especies encontradas en la bibliografía que utilizan basureros, su clasificación, estado de conservación global y países donde se reportaron.

Especies	Clase	Estado conservación*	Países donde se reportó
Oso pardo (<i>Ursus arctos</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Estados Unidos-Croacia
Oso polar (<i>Ursus maritimus</i>)	Mamíferos	Vulnerable	Canadá
Oveja (<i>Ovis aries</i>)	Mamíferos	No estudiada	Nigeria
Papión oliva (<i>Papio anubis</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Kenia
Papión sagrado (<i>Papio hamadryas</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Arabia Saudita
Perro (<i>Canis lupus familiaris</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Italia-Estados Unidos-Sierra Leona
Rata café (<i>Sigmodon hispidus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Estados Unidos
Rata noruega (<i>Rattus norvegicus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Estados Unidos
Ratón cosechero (<i>Reithrodontomys fulvescens</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Estados Unidos
Ratón doméstico (<i>Mus musculus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Estados Unidos
Ratón patas blancas (<i>Peromyscus leucopus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Canadá
Vaca (<i>Bos taurus</i>)	Mamíferos	No estudiada	Nigeria
Zorro común (<i>Vulpes vulpes</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Israel-Italia
Zorro isleño (<i>Urocyon littoralis clementae</i>)	Mamíferos	No estudiada	Estados Unidos
Zorro polar (<i>Alopex lagopus</i>)	Mamíferos	Preocupación menor	Groenlandia
Anolis pardo (<i>Anolis sagrei</i>)	Reptiles	No estudiada	Estados Unidos
Varano acuático (<i>Varanus salvator</i>)	Reptiles	Preocupación menor	Sri Lanka-Indonesia
Varano arborícola (<i>Varanus varius</i>)	Reptiles	No estudiada	Australia
Varano de bengala (<i>Varanus bengalensis</i>)	Reptiles	Preocupación menor	Sri Lanka
Varano del desierto (<i>Varanus griseus</i>)	Reptiles	No estudiada	Israel

*IUCN, S. S. C. (2001). IUCN red list categories and criteria: version 3.1. Prepared by the IUCN Species Survival Commission.



La mayoría de los estudios (72,6%) mostraron que los basureros producen impactos positivos sobre los individuos y las poblaciones. Sin embargo, más de un cuarto (25,8%) de los estudios mostraron que los basureros producen impactos negativos, mientras que un 1,6% de los estudios no evaluaron impactos (Fig. 1.1).

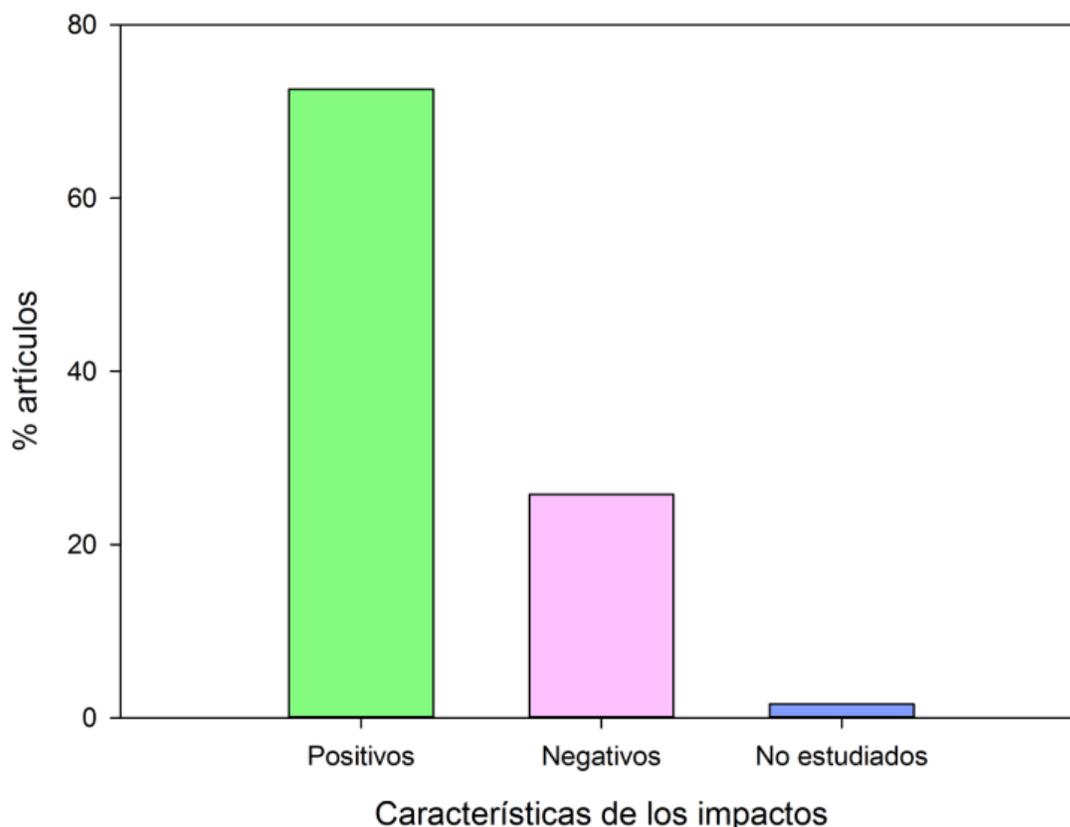


Figura 1.1: Porcentaje de artículos revisados que muestran las características de los impactos que produce la basura orgánica en individuos y poblaciones que la explotan.

Se encontró que los estudios fueron realizados en todo el mundo, incluyendo la Antártida. Sin embargo, un 61,7% fueron realizados en Europa y América del Norte, y el tercio restante fueron realizados en África, América del Sur y Asia, y menos del 3% en Centroamérica y Antártida (Fig. 1.2).



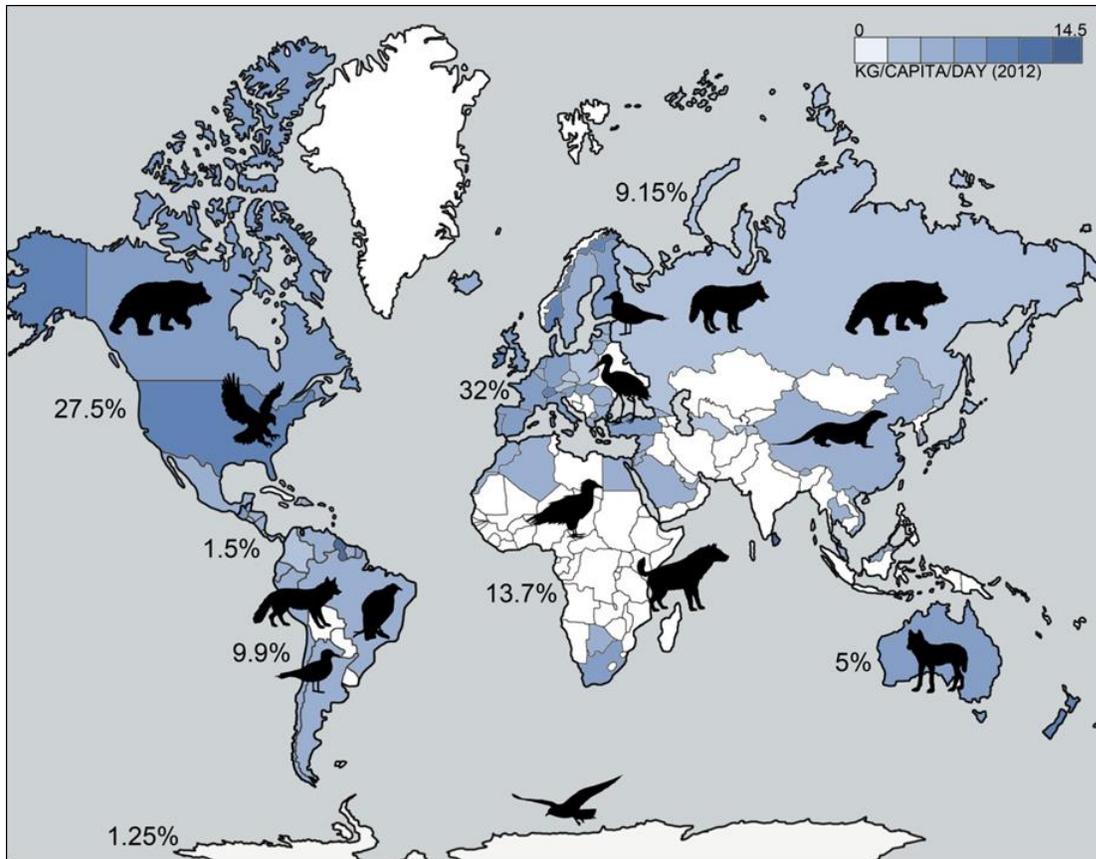


Figura 1.2: Mapa mundial de la producción de basura en Kg per cápita/día (información obtenida de <https://www.weforum.org/agenda/2015/08/which-countries-produce-the-most-basura/>- Word Economic forum). Se muestra un esquema de vertebrados que utilizan basureros alrededor del mundo y el porcentaje de investigaciones encontradas por zona. No hay información disponible en los países pintados en blanco. Los diferentes tonos de color azul reflejan los kilogramos de basura descartada per cápita diariamente.

La mayor parte de los artículos (96%), estudiaron distintas especies de vertebrados que utilizan basureros como recurso alimenticio. Entre estos trabajos se encontró un predominio de estudios en carnívoros, tanto predadores como carroñeros, con *Larus spp.* como el género más representado en casi la mitad (46%) de los estudios. Con respecto a los mamíferos, la mayoría de los estudios se enfocaron en depredadores (76%), incluyendo especies domésticas como gatos (*Felis catus*) y perros (*Canis lupus familiaris*). El resto de los estudios en mamíferos se enfocaron básicamente en roedores, primates y ganado. La mayoría de los



estudios encontrados sobre reptiles se realizaron en especies del género *Varanus*, y no se encontraron estudios que mostraran el uso de basura orgánica como recurso alimenticio en anfibios (Apéndice 1).

Un 6,3% de los estudios focalizados en basureros como recurso alimenticio, mostraron una relación positiva entre la masa-condición corporal y el uso de la basura orgánica como recurso alimenticio. Un 13,2% de los estudios evaluaron la influencia que la basura orgánica tiene en el rendimiento reproductivo de diferentes especies, y el 81% de estos estudios concordaron en que la explotación de estos subsidios de alimento produce una mejoría en parámetros reproductivos como por ejemplo el tamaño de la nidada, el volumen de los huevos, y el tamaño de los huevos en incubación. Sin embargo, un 19% de los estudios referidos a esta temática mostraron ciertos impactos negativos del uso de la basura orgánica como alimento sobre la actividad reproductiva (Apéndice 1).

Algunos estudios, (8,2%), evaluaron la relación entre la alimentación en basureros y la supervivencia de la población, describiendo impactos opuestos. Un 54% de estos estudios mostraron un incremento de las tasas de supervivencia, un 31% de los estudios mostraron el efecto opuesto y un 15% no mostro diferencias en la tasa de supervivencia (Fig. 1.3, Apéndice 1).



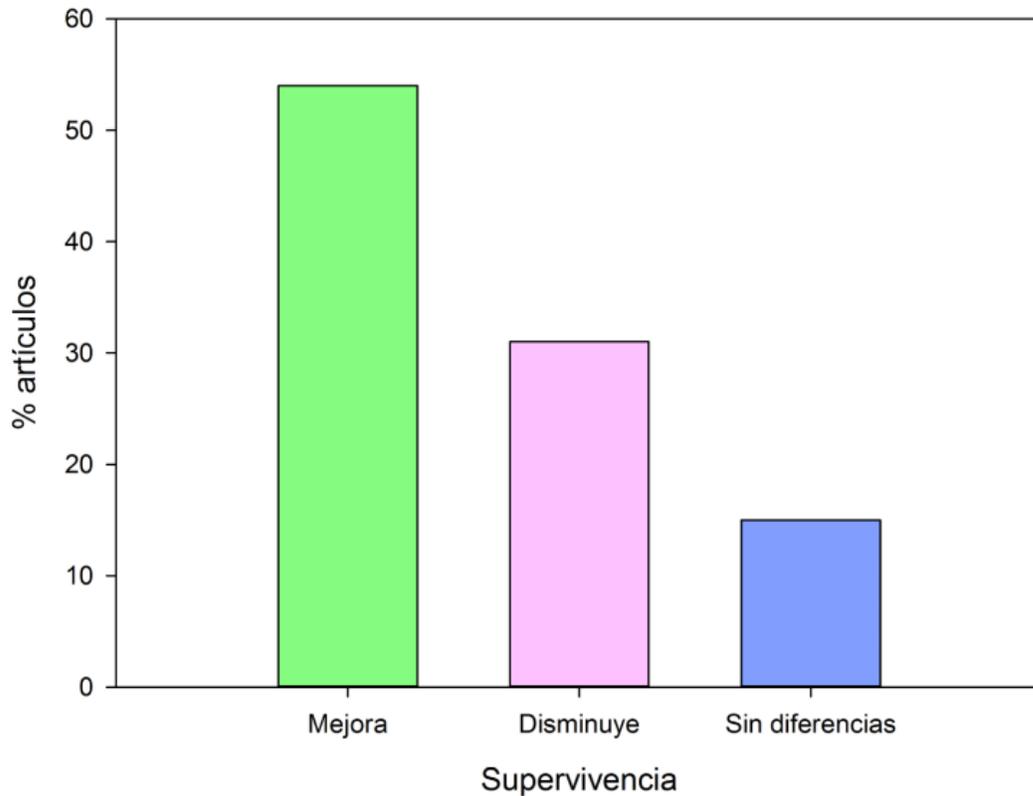


Figura 1.3: Efecto del uso de la basura orgánica como fuente de alimento en las tasas de supervivencia de las especies.

Se encontró que un 8,2% de los estudios evaluaron el impacto del uso de la basura orgánica en la abundancia poblacional y en todos estos estudios se encontró una relación positiva entre el uso de basura como fuente de alimento y los valores de abundancia poblacional (Apéndice 1). Un 15% de los estudios evaluaron la relación entre los basureros y los patrones de movimiento de los animales, mostrando que estos sitios modifican estos patrones en las diferentes especies. Sorprendentemente, se encontraron pocos estudios (10%) que evaluaron los riesgos de infección con patógenos, y la mitad de ellos eran estudios realizados en el género *Larus*. Además, se encontró que el 14% de los estudios evaluaron al riesgo de la exposición a tóxicos y la ingestión de cuerpos extraños en o cerca de los basureros, siendo el 18,2% de estos estudios realizados en anfibios (Fig. 1.4, Apéndice 1).



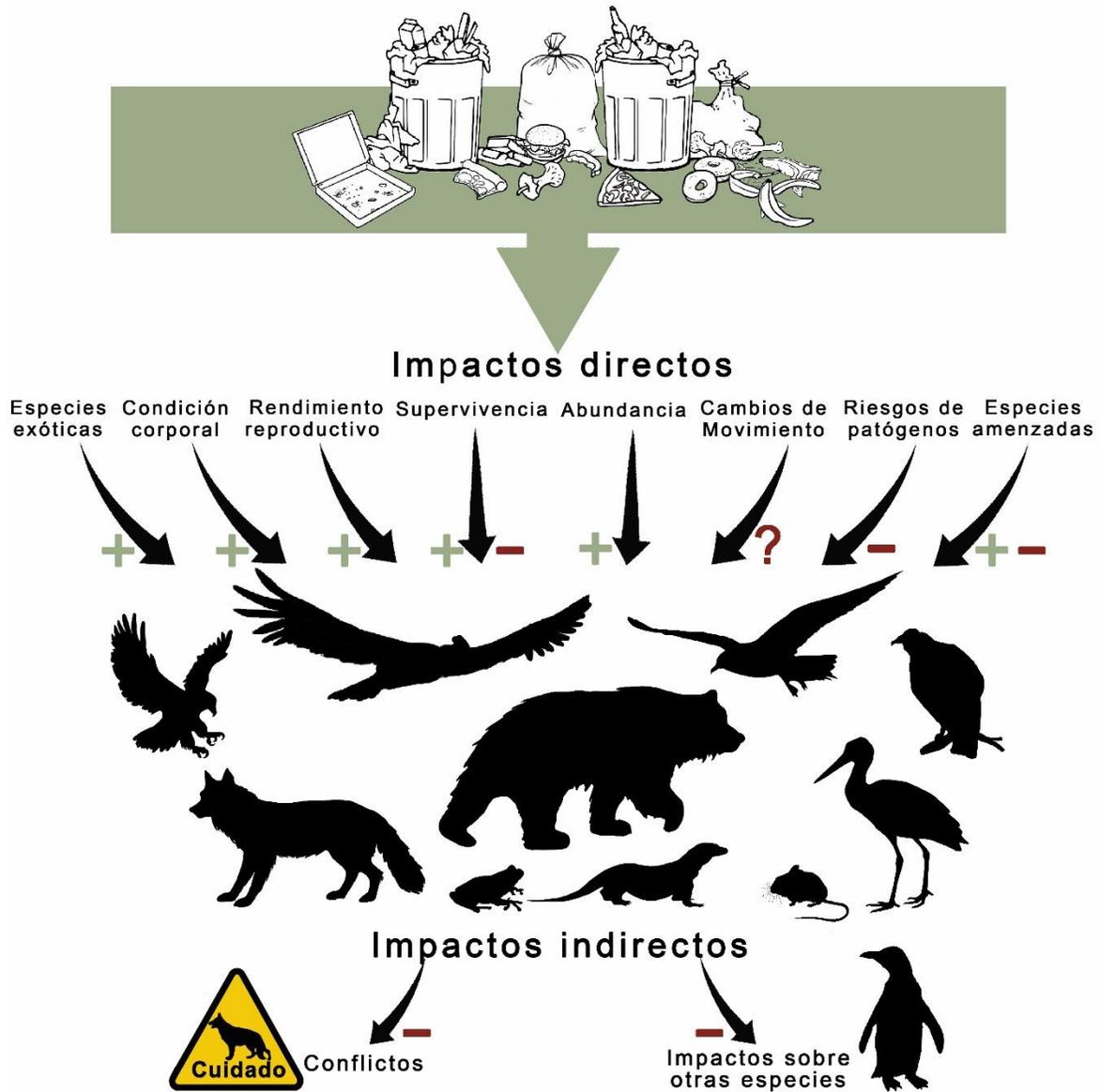


Figura 1.4: Impactos directos e indirectos de basureros en diferentes especies de vertebrados.

Según los estudios revisados, diferentes especies introducidas-invasivas utilizan basureros para adquirir parte de sus requerimientos dietarios. Cuatro de ellas descritas entre las 100 peores especies invasivas en el mundo por el Global Invasive Species Database (http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php): la rata noruega (*Rattus norvegicus*), el ratón doméstico (*Mus musculus*), el gato doméstico y el jabalí (*Sus scrofa*) (Tabla 1.1). También se encontró que 8 especies amenazadas (listadas en la lista de especies amenazadas de la



IUCN) utilizan estos sitios: el cóndor andino (*Vultur gryphus*), el cóndor californiano (*Gymnogyps californianus*), la grulla coronada (*Balearica regulorum*), el buitre egipcio (*Neophron percnopterus*), el buitre encapuchado (*Necrosyrtes monachus*), el oso malayo (*Helarctos malayanus*), la gaviota cangrejera (*Larus atlanticus*) y el oso polar (*Ursus maritimus*) (Tabla 1.1). Finalmente, se encontró que un 5% de los artículos estudiaron los conflictos entre humanos y animales que utilizan basureros y que solo el 1,9 % de los artículos revisados estudiaron los impactos producidos por algunas especies que aprovechan estos sitios sobre diferentes especies que no los utilizan (Fig. 1.4, Apéndice 1).

4-DISCUSIÓN

4.1-LOS BASUREROS COMO RECURSOS ALIMENTICIOS

En los basureros, los individuos de diferentes especies encuentran una fuente de alimento (pescado, carne, pollo, menudencias, huevos, semillas, queso y frutas) que es predecible, abundante y se renueva diariamente, por lo tanto, puede ser utilizada como alimento suplementario de acuerdo a la disponibilidad de alimentos naturales. Por ejemplo, las mayores concentraciones de cuervos (*Corvus frugilegus*) alimentándose en basureros se observan durante períodos de baja disponibilidad de su alimento natural (Olea and Baglione, 2008). Similarmente, los lobos (*Canis lupus*) comen basura orgánica cuando los ungulados que habitualmente consumen no están disponibles (Meriggi and Lovari, 1996). En el mismo sentido, el máximo uso de basureros por parte de los osos grises (*Ursus arctos*) y malayos coincide con la baja disponibilidad de alimento natural de alta calidad (Peirce and Van Daele, 2006; Te Wong et al., 2004). Contrariamente, la principal fuente de alimento de las hienas manchadas (*Crocuta crocuta*) en Etiopía es la basura orgánica, pero comienzan a cazar burros cuando la disponibilidad de residuos decrece en periodos festivos donde no hay renovación de residuos orgánicos (Yirga et al., 2012). Por lo tanto, el uso de basura orgánica puede ser un escape estratégico utilizado por las diferentes especies cuando la comida natural no está disponible o para alternar con otras fuentes de alimento.

Existen diferencias en el uso de la basura orgánica como recurso alimenticio de acuerdo a características como la edad, sexo, o jerarquía (Oro et al., 2013). En este sentido la edad



parece tener una importante influencia en el uso de estos subsidios. Por ejemplo, en las águilas calvas (*Haliaeetus leucocephalus*), los basureros parecen ser un importante sitio de búsqueda de alimento para los individuos inmaduros de hasta dos años, mientras que aves más adultas obtienen alimento de mejor calidad en otros lugares (Turrin et al., 2015). Las gaviotas hiperbóreas (*Larus hyperboreus*) (Weiser and Powell, 2011) y las cigüeñas blancas (*Ciconia ciconia*) (Blanco, 1996), muestran un predominio de categorías juveniles en los basureros. Similarmente, los osos polares que se alimentan en estos sitios son básicamente sub-adultos y grupos familiares (Lunn and Stirling, 1985). La influencia de la categoría sexual también se ha observado referido al consumo de basura orgánica. Por ejemplo, en el caso de los osos grises, los basureros son usados primero por machos, seguidos por hembras con sus cachorros (Peirce and Van Daele, 2006) y los machos de gaviotas argénteas (*Larus argentatus*) tienden a ser la categoría dominante en los basureros después de una disminución de la disponibilidad de basura asociada a la apertura de un incinerador (Pons, 1994). Con respecto a la jerarquía, las hembras de bajo ranking de hienas manchadas son el grupo que más comúnmente se alimenta en estos sitios (Kolowski and Holekamp, 2008). Por el contrario, en el caso de los osos grises, los individuos dominantes socialmente obtenían acceso a la basura orgánica mientras que los osos subordinados no lo logran (Peirce and Van Daele, 2006). Es claro entonces que, dependiendo de la especie, el sexo, la edad y la jerarquía, el aprovechamiento de los basureros puede variar produciendo desequilibrios no naturales entre las categorías mencionadas y alterando la composición de la población. Sin embargo, la abundancia de cada categoría de sexo-edad en la población general de una especie puede influenciar su abundancia en basureros. Por lo tanto, esta fuente de sesgo debe ser considerada para corregir las estimaciones de estructura de sexo-edad de una población que utiliza basureros.

Existen diversas estrategias de búsqueda de alimento y comportamientos competitivos entre especies e individuos asociados al uso de basureros como fuente de alimentación. Incluso, algunos individuos sub-adultos podrían ser considerados especialistas en basura porque se ven frecuentemente alimentándose en diferentes basureros (Turrin et al., 2015). Además, la habilidad de búsqueda de alimento en estos sitios puede tomar cierto tiempo de aprendizaje



(Galván, 2003; Greig et al., 1983), lo cual sugiere que se desarrolla con el tiempo. En los basureros comúnmente se observan peleas y robos de alimento (Annorbah and Holbech, 2012). Por ejemplo, los milanos negros (*Milvus migrans*) y las gaviotas argéneas cleptoparasitan a conspecíficos y a otras especies para adquirir alimento en basureros (De Giacomo and Guerrieri, 2008; Galván, 2003). Los grupos de mangostas rayadas (*Mungos mungo*) que comparten basureros muestran tasas de encuentro más altas que otros grupos, lo que resulta en un mayor número de peleas, interacciones negativas y competencia (Gilchrist and Otali, 2002). Por lo tanto, varias especies aprovechan o desarrollan estrategias de búsqueda de alimento diferentes para resistir el alto grado de competitividad con otros individuos presentes en estos sitios.

Finalmente, los basureros no solo proveen basura orgánica que puede ser utilizada como recurso alimenticio, sino que también un gran número de presas para diferentes especies. Por ejemplo, las garzas bueyeras (*Bubulcus ibis*) se alimentan en estos sitios de moscas o larvas de las familias *Muscidae* y *Calliphoridae*, además de fragmentos de pescado y carne (Annorbah and Holbech, 2012). Las águilas calvas también pueden cazar aves más pequeñas que frecuentan los basureros y además aprovechar elementos como carne y huesos (Elliott et al., 2006; Turrin et al., 2015). Similarmente, los zorros comunes (*Vulpes vulpes*) y gatos visitan los basureros para alimentarse de micro mamíferos como ratas (Hutchings, 2003; Martina and Gallarati, 1997). Por lo tanto, varias especies se congregan cerca de los basureros para explotar otras fuentes de alimento como insectos, pequeños mamíferos, y pequeñas aves.

En resumen, la basura orgánica es el mayor subsidio de alimento involuntario producido por las actividades humanas y la mayor parte de la información con respecto a su uso por parte de los vertebrados se relaciona con su rol como fuente alimenticia. Aunque algunos estudios cuestionan la calidad nutricional de este recurso (Steigerwald et al., 2015; ver también Capítulo 2, 3, 5), en los basureros distintas especies pueden encontrar una dieta nutricionalmente variada (Parfitt et al., 2010) que puede ser utilizada como recurso temporal o permanente.

4.2-IMPACTOS DIRECTOS DE LOS BASUREROS EN LOS VERTEBRADOS



4.2.1 CONDICIÓN CORPORAL

Se encontró que existe una relación positiva entre la masa-condición corporal y el uso de la basura orgánica como recurso alimenticio en las diferentes especies de vertebrados. Por ejemplo, los machos de gaviotas plateadas (*Larus novaehollandiae*) que utilizan basureros tienen más peso que los machos que no los utilizan (Auman et al., 2008). En este sentido, la masa corporal y la condición corporal de las gaviotas patiamarillas (*Larus michahellis*) disminuyó después del cierre de un basurero (Steigerwald et al., 2015), sugiriendo que estos ítems alimenticios tenían gran importancia para estas aves. También se observó, que los osos grises y los zorros isleños (*Urocyon littoralis clementae*) que comían basura orgánica eran más pesados que aquellos que consumían una dieta habitual en áreas naturales (Gould and Andelt, 2013; Blanchard, 1987). Similarmente, la condición corporal se vio mejorada en los jabalíes (Cahill et al., 2012), papiones oliva (*Papio anubis*) (Eley et al., 1989), mangostas rayadas (Otalí and Gilchrist, 2004), osos polares (Lunn and Stirling, 1985) y varanos arborícolas (*Varanus varius*) (Jessop et al., 2012) que se alimentan en basureros. Incluso, los papiones oliva también mejoraron su tasa de crecimiento gracias al uso de este recurso alimenticio (Eley et al., 1989). Por consiguiente, si el tamaño o la condición corporal de un individuo puede mejorar su aptitud física (ej. mejorando sus habilidades competitivas) los basureros pueden jugar un rol como selectores antropogénicos de algunos genes (Lande, 1998), lo que puede producir consecuencias desconocidas a nivel de ecosistema y población.

4.2.2 ACTIVIDAD REPRODUCTIVA

La mayoría de los estudios concuerdan que explotar estos subsidios de alimento produce una mejora en los parámetros reproductivos. Por ejemplo, una colonia de gaviotas patiamarillas localizada cerca de un basurero mostro un crecimiento poblacional alto probablemente debido al incremento en el éxito reproductivo (Bosch et al., 1994). Las gaviotas patiamarillas y argéneas tuvieron una caída en su performance reproductiva (tamaño de la nidada y volumen de los huevos) después del cierre de un basurero o una reducción en la disponibilidad de basura orgánica (Kilpi and Öst, 1998; Pons, 1992; Steigerwald et al., 2015); lo cual sugiere una influencia importante del uso de basura como alimento en el rendimiento



reproductivo. Similarmente, en cigüeñas blancas, el éxito en la crianza, el tamaño del huevo (Tortosa et al., 2002) y el tamaño de la nidada (Djerdali et al., 2008; Tortosa et al., 2003) se mostraron significativamente mayores en las parejas que anidaban cerca de basureros. Incluso, se observó que algunas especies de aves utilizan basura para aprovisionar a sus pichones (Ramos et al., 2009). Por ejemplo, aproximadamente el 83% de la dieta de los pichones de las gaviotas reidora americana (*Larus atricilla*) es alimento que básicamente proviene de basureros, lo que aumenta el crecimiento y la supervivencia de los mismos (Dosch, 1997). Resultados similares fueron informados respecto a las gaviotas patiamarillas en España (Ramos et al., 2009). En osos negros (*Ursus americanus*) que utilizan basureros se observó un éxito reproductivo (Herrero, 1983), y un tamaño de camadas superior al promedio para la especie (Rogers et al., 1976). Resultados similares se describieron en osos grises (Blanchard, 1987), para los cuales, además el tamaño medio de los cachorros disminuyó 17% simultáneamente con el cierre del basurero donde se alimentaban (Stringham, 1986). Todos estos estudios muestran que el uso de basureros y la actividad reproductiva están relacionados positivamente en diferentes especies. Sin embargo, en el caso de las aves el resultado final de la aptitud física de los pichones ha sido raramente estudiado.

Aunque existen menos estudios que muestran impactos negativos asociados al consumo de basura en la actividad reproductiva, los mismos parecen tener consecuencias significativas, especialmente en aves y anfibios. Por ejemplo, en el cóndor californiano la causa principal de la muerte de los pichones es la ingestión de basura (Rideout et al., 2012). Las gaviotas occidentales (*Larus occidentalis*) que ingieren pescado y otras presas oceánicas mostraron una crianza superior que aquellas que se alimentaban de basura, probablemente porque la basura es nutricionalmente inadecuada para el desarrollo de los pichones (Pierotti and Annett, 2001). Las tasas de éxito en la incubación y emplume de las gaviotas argénteas se mostraron más bajas en colonias cercanas a basureros que en colonias presentes en sitios naturales (Belant et al., 1998). Asimismo, las gaviotas occidentales tienden a cambiar desde una dieta compuesta de basura orgánica a una de pescado cuando el huevo eclosiona, probablemente porque los pichones rechazan los elementos de basura (Annett and Pierotti, 1989). En los



basureros, el mercurio que probablemente proviene de baterías desechadas, termómetros y basura general (Lindberg et al., 2001) puede producir degeneración de los folículos ováricos de la rana de río (*Rana heckscheri*) (Punzo, 1993). Incluso, los renacuajos de las ranas toro (*Rana catesbeiana*) expuestos a cenizas de carbón, que se desechan principalmente en basureros, sufren deformaciones relacionadas con los contaminantes que las cenizas contienen (As, Ba, Cd, Cr, Se) (Rowe et al., 1998). Estos impactos negativos resultan importantes dado que tienen el potencial de producir grandes impactos en individuos y en la demografía de una población.

4.2.3 SUPERVIVENCIA DE LA POBLACIÓN

La disponibilidad de recurso alimenticio está relacionada positivamente a las tasas de supervivencia de los individuos (Rotics et al., 2017; Payo-Payo et al., 2015; Bino et al., 2010). Sin embargo, este tópico ha sido raramente cuantificado en los estudios de los efectos de subsidios de alimento (Oro et al., 2013). En esta revisión, se encontró que los estudios que consideraban esta relación mostraron efectos contrarios. Por ejemplo, una reducción en la basura orgánica disponible disminuyó la tasa de supervivencia de los zorros comunes (Bino et al., 2010). Similarmente, hubo una reducción en el tamaño de la población de osos grises después del cierre del basurero de Yellowstone (Craighead, 1998; Knight and Eberhardt, 1985), probablemente debido a una disminución del estado nutricional de los individuos por la eliminación de diferentes ítems alimentarios que la basura proveía (Stringham, 1986). Lo mismo se observó en cuervos americanos (*Corvus brachyrhynchos*), donde la tasa de supervivencia fue mayor cerca de asentamientos urbanos donde la disponibilidad de basura es alta (Marzluff and Neatherlin, 2006). Incluso, en papiones oliva que utilizan basureros se observó una mejora en la supervivencia de sus infantes en comparación con los papiones oliva que no utilizan estos sitios (Eley et al., 1989).

Por el contrario, la disminución en las tasas de supervivencia se observó asociada a la interacción negativa entre especies en basureros o a los efectos adversos asociados a la ingestión de basura. Por ejemplo, los machos jóvenes de mangostas rayadas que pertenecen a grupos que se alimentan en basureros, tienen una mortalidad más alta que otros grupos que



no se alimentan en estos sitios debido a la depredación de los primeros por parte de otras especies (Otalí and Gilchrist, 2004). Asimismo, se ha reportado la muerte de un oso polar como consecuencia de utilizar basura como recurso alimenticio (Lunn and Stirling, 1985). Incluso, algunos elementos ingeridos por cigüeñas blancas en basureros (ej. plástico) pueden provocar alteraciones en el estado de salud como desorientación y letargia lo cual favorece la colisión con los cables de alta tensión y posterior muerte (Peris, 2003). Por lo tanto, es claro que esta estrategia de búsqueda de alimento es positiva en algunos aspectos, pero puede causar impactos negativos importantes como la muerte de individuos. Sin embargo, hay poca información sobre las tasas de supervivencia en basureros, algo que merecería especial atención.

4.2.4 ABUNDANCIA DE LA POBLACIÓN

La disponibilidad de alimento en los basureros produce un aumento en la abundancia de individuos de una población, especialmente en aves, pero también en mamíferos y reptiles (Jessop et al., 2012; Newsome et al., 2015; Oro et al., 2013). Muchos estudios en diferentes especies de aves como los cuervos (Olea and Baglione, 2008), jotes cabeza colorada (*Cathartes aura*) (Torres-Mura et al., 2015) y cuervos indios (*Corvus splendens*) (Saiyad et al., 2015) demuestran que la abundancia poblacional se incrementa cuando estas especies utilizan subsidios en forma de basura orgánica. En el caso de los cuervos, el incremento de la abundancia poblacional puede ser de hasta 3,7 veces comparado con los individuos que no utilizan basura como recurso (Olea and Baglione, 2008). Además, estudios en gaviotas muestran que este tipo de alimento está relacionado con la expansión de sus colonias en diferentes partes del mundo (Bosch et al., 1994; Duhem et al., 2008; Kilpi and Öst, 1998). Sin embargo, algunos estudios sugieren que la importancia de los basureros puede haber sido exagerada porque la presencia de gaviotas no siempre implica un comportamiento de búsqueda de alimento y el crecimiento en la población puede deberse a otros factores coexistentes (Coulson, 2015; Coulson and Coulson, 2008).

Si bien se encontraron menos estudios referidos a este tópico en mamíferos y reptiles, todos estos concuerdan con que el uso de basureros como fuente de alimento incrementa la



abundancia poblacional. Por ejemplo, el uso de recursos alimenticios antropogénicos como basura podría generar un aumento en la abundancia de depredadores mamíferos de hasta 7-8 veces (Newsome et al., 2015). Similarmente, una comparación de dos poblaciones de varanos arborícolas en diferentes sitios (basurero-área natural) concluyó que existe una mayor abundancia de individuos en basureros (hasta 3 veces) que en áreas naturales (Jessop et al., 2012). Lo mismo sucede también en el varano acuático (*Varanus salvator*) (Uyeda, 2009). Sin embargo, es importante destacar que los impactos positivos de los basureros en la abundancia de la población pueden deberse a un incremento en la actividad reproductiva o también a que los basureros pueden actuar como sumideros, produciendo cambios en los movimientos de los individuos.

4.2.5 IMPACTOS EN LOS PATRONES DE MOVIMIENTO

Los recursos alimenticios en basureros son un factor importante que influye en los patrones de movimiento de las diferentes especies (Ciucci et al., 1997; Mirmovitch, 1995; Tennent and Downs, 2008). Por ejemplo, esta clase de subsidios de alimento puede causar cambios en los patrones migratorios de especies como la cigüeña blanca (Tortosa et al., 2002), y ha facilitado el establecimiento de poblaciones residentes de esta especie migratoria en Europa (Rotics et al., 2017; Gilbert et al., 2016). En los jotes de cabeza negra (*Coragyps atratus*) estos sitios determinan la selección del lugar de dormitorios, ya que la cercanía de los recursos alimenticios parece reducir el costo energético de los movimientos (Novaes and Cintra, 2013). De manera similar, los basureros son más utilizados por águilas calvas de dormitorios comunales cercanos a estos sitios (Turrin et al., 2015). Los cuervos tienen áreas de acción (home range) más pequeñas en cercanías a asentamientos humanos, donde explotan la basura orgánica (Marzluff and Neatherlin, 2006). De manera similar, los zorros isleños también tienen áreas de acción más pequeñas en lugares urbanos que en poblaciones rurales debido a la disponibilidad de alimento, especialmente en contenedores de residuos (Gould and Andelt, 2013). Lo mismo se observa en mangostas rayadas, donde el área de acción de los individuos que se alimentan de basura orgánica está más concentrada que la de aquellos individuos que no utilizan este recurso (Gilchrist and Oтали, 2002). Las hienas manchadas y los zorros comunes pueden tener un incremento en sus áreas de acción después de la disminución de la



disponibilidad de basura (Bino et al., 2010; Kolowski and Holekamp, 2008). En reptiles, como el varano del desierto (*Varanus griseus*) en Israel, el área de acción se ve afectada por la presencia del basurero municipal de Tel Aviv (Stanner and Mendelssohn, 1987). Por lo tanto, estos subsidios de alimento alteran el uso del espacio de los vertebrados, particularmente reduciendo sus áreas de acción, pero también modificando su comportamiento migratorio. Este cambio en los patrones de movimiento puede tener diferentes consecuencias ecológicas, como cambios en la distribución de los patógenos que esas especies transportan consigo (McKay and Hoye, 2016).

4.2.6 RIESGO DE INFECCIÓN CON PATÓGENOS

La presencia de patógenos en basureros es muy común (Collins and Kennedy, 1992; Flores-Tena et al., 2007; Matejczyk et al., 2011) y puede ser un riesgo importante para los animales que los utilizan (Ortiz and Smith, 1994). Sin embargo, se encontraron pocos estudios que traten este tópico y la mayoría se centraron sobre el género *Larus*. Varios estudios en gaviotas mostraron diferentes patógenos, principalmente *Salmonella* spp., en muestras de materia fecal (Butterfield et al., 1983; Fenlon, 1981, 1983; La Sala et al., 2013). De hecho, las gaviotas de los basureros fueron las responsables de un brote de Salmonelosis en ovejas y ganado en Escocia (Coulson et al., 1983). Incluso, una infección con el virus de la Influenza en gaviotas reidoras (*Chroicocephalus ridibundus*) pudo haberse producido durante una aglomeración de individuos en basureros (Jurinović et al., 2014). Los mamíferos (perros, gatos, zorros, lobos y monos, entre otros) que se agrupan en basureros pueden adquirir diferentes agentes patógenos y ser transmisores potenciales de enfermedades zoonóticas. Por ejemplo, la ingestión de basura (carne de vaca) en basureros causó un brote de tuberculosis en papiones oliva (Sapolsky and Else, 1987; Tarara et al., 1985). Asimismo, luego de la disminución de aves carroñeras en la India debido a envenenamiento por diclofenaco, los perros y roedores predominaron en los basureros aumentando el riesgo de transmisión de rabia y leptospirosis en seres humanos (Markandya et al., 2008; Ogada et al., 2012).

Los pocos estudios existentes con respecto a patógenos y patógenos emergentes a los que las distintas especies pueden estar expuestos en basureros no son suficientes para extraer



conclusiones generales. Esta es una brecha importante en la investigación que debe ser cubierta. El rol de estos sitios como fuentes de infecciones con patógenos con su potencial daño en el estado de salud de los individuos y su impacto en las tendencias de la población, son todavía desconocidos y deberían ser evaluados. Además, es importante estimar el balance neto entre la mejoría de la aptitud física asociada al uso de basura orgánica y las tasas de infección en estos sitios (Becker et al., 2015).

4.2.7 INGESTIÓN DE TÓXICOS Y CUERPOS EXTRAÑOS

La exposición a tóxicos es otro problema importante en basureros, particularmente para anfibios, que tienen un alto riesgo de sufrir intoxicaciones por los contaminantes presentes en estos sitios (García-Muñoz et al., 2010; Reeves et al., 2008). En este sentido, la toxicidad del agua de vertederos indujo en anfibios a mayor mortalidad, malformaciones, disminución de la resistencia a patógenos e inhibición del crecimiento en embriones, con efectos decrecientes a mayor distancia de estos lugares (Bruner et al., 1998; Gible and Baer, 2011). En España, la mortalidad y las malformaciones en anfibios están presentes en mayor proporción en los grupos expuestos a suelos de un basurero debido a los efectos de diferentes químicos presentes en estos lugares (De Lapuente et al., 2014). Para las aves como las cigüeñas blancas, los basureros son una fuente importante de metales tóxicos (particularmente plomo, pero también mercurio, cadmio y arsénico) (De la Casa-Resino et al., 2014). De manera similar, los pichones y los huevos de los nidos de milanos negros expuestos a emisiones de un incinerador de basura sólida mostraron concentraciones de plomo más altas cuando estaban más cerca del incinerador (Blanco et al., 2003). Por otra parte, es común encontrar águilas calvas envenenadas con barbitúricos en basureros como consecuencia de la ingestión de animales muertos por eutanasia (Millsap et al., 2004). Finalmente, la contaminación causada por baterías de un basural intoxicó a un oso polar causando su muerte (Lunn and Stirling, 1985).

El plástico y la ingestión de cuerpos extraños parecen ser importantes especialmente en aves, ya que esos elementos aparecen comúnmente en la comida regurgitada o en los contenidos estomacales (Ballejo and de Santis, 2013; Henry et al., 2011; Houston et al., 2007). Esta



ingestión accidental puede producir toxicidad u obstrucción intestinal. La ingestión de plástico se observa en diferentes especies como las cigüeñas blancas (Peris, 2003), los jotes cabeza colorada y los jotes de cabeza negra (Iñigo Elías, 1987; Sazima, 2013; Torres-Mura et al., 2015), particularmente en dormideros cerca de basureros (Ballejo and de Santis, 2013). Es relevante considerar que la ingestión de cuerpos extraños puede relacionarse con la edad, ya que en algunas especies las aves inmaduras comen más de este material que los adultos (Henry et al., 2011; Peris, 2003; Turrin et al., 2015). En este sentido, la ingestión de microbasura es la causa principal de muerte de juveniles de cóndor californiano (Rideout et al., 2012; Walters et al., 2010). Desafortunadamente, a pesar de los efectos negativos de la ingestión de cuerpos extraños, particularmente la ingestión de plástico (Thompson et al., 2009), su impacto en los individuos y en la salud de las poblaciones son todavía poco conocidos.

4.2.8 IMPACTOS EN ESPECIES INVASIVAS Y AMENAZADAS

Especies introducidas-invasivas

La basura orgánica puede ser responsable de la expansión de diferentes especies introducidas, algunas de las cuales son invasoras. En esta revisión, se encontraron diferentes especies introducidas que utilizan basureros para adquirir parte de sus requerimientos dietarios. Algunas de ellas, están listadas como de las 100 peores especies invasivas del mundo en la base global de especies invasoras (Global Invasive Species Database). Por ejemplo, los gatos ferales determinan su organización espacial de acuerdo a la disponibilidad de alimento y la tasa de renovación de alimento de los basureros (Mirmovitch, 1995; Tennent and Downs, 2008). El ibis sagrado (*Threskiornis aethiopicus*) es una especie invasora en Florida, Estados Unidos, que puede sobrevivir e incrementar su población aprovechando basureros (Calle and Gawlik, 2011) y se cree que su flexibilidad de comportamiento para utilizar basura orgánica como recurso alimenticio favorece su invasión en Europa (Clergeau and Yésou, 2006). Por lo tanto, es razonable pensar que muchas otras especies introducidas pueden utilizar este recurso alimenticio e incrementar y expandir sus poblaciones favoreciendo el proceso de



invasión. Esto requiere especial atención en estudios que evalúan el potencial para la invasión de especies introducidas.

Especies amenazadas

En los basureros las especies amenazadas, particularmente las aves carroñeras, pueden encontrar un recurso alimenticio alternativo y predecible que ayuda a mantener a sus poblaciones. Por ejemplo, una especie en peligro de extinción como el buitre egipcio aprovecha los desechos de comida (basura y carcasas) provistos por humanos en Socotra, Yemen (Gangoso et al., 2013). De hecho, puede considerarse que existe un nuevo mutualismo donde la gente le provee recursos alimenticios, lo que facilita el mantenimiento de la población de esta especie, mientras que los buitres proveen un servicio ecosistémico de regulación limpiando la materia orgánica. Es interesante mencionar, que la población más densa conocida para este buitre en peligro de extinción se encontró en este lugar geográfico asociado a la basura orgánica (Gangoso et al., 2013). Otras especies, en serio peligro como el buitre encapuchado, y la grulla coronada también utilizan estos subsidios de alimento en África (Annorbah and Holbech, 2012; Pomeroy, 1975). Finalmente, especies como el cóndor californiano, en estado crítico de amenaza, el amenazado cóndor andino, el vulnerable oso malayo y el vulnerable oso polar regularmente utilizan basureros como recurso alimenticio (Finkelstein et al., 2015; Pavez, 2014.; Lunn and Stirling, 1985; Te Wong et al., 2004). Está claro que algunas especies con problemas de conservación utilizan y pueden depender de este tipo de subsidios de alimento. Sin embargo, es crucial entender tanto los efectos positivos como negativos que los basureros producen en la salud de la población de esas especies.

4.3-IMPACTOS INDIRECTOS DE LOS BASUREROS

4.3.1 CONFLICTOS CON SERES HUMANOS

La congregación de animales en basureros cercanos a asentamientos humanos puede incrementar los conflictos entre humanos y animales, como por ejemplo los ataques de animales hacia las personas, la depredación de ganado y el riesgo de colisión aérea. En este sentido, un gran número de papiones sagrados (*Papio hamadryas*) asociados a basureros



cercanos a ciudades, producen grandes conflictos con las personas ya que invaden las cosechas en las áreas de agricultura (Biquand et al., 1994). En Australia, los dingos (*Canis lupus dingo*) que utilizan basura orgánica atacan a la gente, e incluso se informó la muerte de una persona por ataques de estos animales (Thompson et al., 2003). En Etiopía, la intensidad de la depredación de las hienas hacia el ganado es mayor cerca de basureros (Girmay et al., 2015). Importantemente, las abundancias de algunas especies de aves están determinadas por la distancia hasta los basureros (Novaes and Cintra, 2013), y si estos están situados cerca de aeropuertos, el riesgo de colisión con aviones es más alto (Burger, 2001; Francoeur and Lowney, 1997). Todos estos ejemplos de conflictos producen una percepción negativa de estas especies, la que es aumentada por la abundancia no natural de estas especies que los basureros producen.

4.3.2 IMPACTOS EN ESPECIES QUE NO UTILIZAN BASUREROS

Las especies que explotan basureros pueden afectar negativamente a otras especies que no los utilizan. Por ejemplo, una especie que se beneficia de estos sitios como el ibis sagrado en África, produce predación sobre los huevos de una especie amenazada que no utiliza estos sitios, el cormorán del cabo (*Phalacrocorax capensis*) (Williams and Ward, 2006). De manera similar, el crecimiento de la población de las gaviotas dominicanas asociada al consumo de basura resulta negativo para los pingüinos magallánicos (*Spheniscus magellanicus*) y otras aves marinas por su predación de huevos y pichones (Yorio et al., 1998). Incluso, estas gaviotas también atacan a las ballenas modificando su comportamiento y posiblemente contribuyendo a la muerte de sus crías (Marón et al., 2015; Sironi et al., 2009). El aumento en la población de cuervos asociado a estos subsidios de alimento puede también elevar el riesgo de depredación en otras aves (Marzluff and Neatherlin, 2006). En el caso de mamíferos, la abundancia de predadores y el tamaño de los grupos aumenta en poblaciones que incluyen basureros, y puede producir impactos indirectos en otras especies como el aumento de la competencia y la depredación (Newsome et al., 2015). Por lo tanto, este importante efecto indirecto de los basureros puede ser más relevante de lo que se conoce, lo cual amerita futura investigación.



4.4-CONSECUENCIAS DE LOS BASUREROS EN EL ECOSISTEMA

El uso de la basura orgánica por diferentes especies que produce una mejora en sus parámetros reproductivos, aumenta su abundancia poblacional y cambia sus patrones de movimiento, puede tener importantes implicancias a nivel del ecosistema. La mayoría de las especies que explotan este tipo de subsidios son depredadores, por lo tanto, el incremento en sus poblaciones puede generar impactos en la cadena trófica (ej. hiper depredación) que puede llevar a una cascada de efectos ecológicos (Chapin Iii et al., 2000; Newsome et al., 2015; Oro et al., 2013). Esto es especialmente importante si la disponibilidad de basura orgánica es reducida porque las especies tienden generalmente a cambiar hacia otro tipo de fuente alimenticia (Payo-Payo et al., 2015) y pueden producir cambios en la relación predador-presa y pérdida de biodiversidad (Chapin Iii et al., 2000; Newsome et al., 2015).

Los basureros pueden favorecer el proceso de invasión a través del incremento en la abundancia de especies invasivas, no solo vertebrados sino también de plantas (Pyšek et al., 2003; Plaza et al., 2018b). Esto puede impactar el ecosistema de diferentes maneras (ej. aumentando la competencia, las enfermedades y produciendo cambios en el proceso cíclico de nutrientes; Chapin Iii et al., 2000; Pyšek et al., 2003; Plaza et al. 2018b). Además, las especies no invasivas que explotan basureros pueden influenciar la propagación de especies invasivas a la zona debido al aumento de su abundancia (Vidal et al., 1998). Por ejemplo, la sobreabundancia de gaviotas puede favorecer a el desarrollo de especies de plantas invasivas al producir disturbios en el suelo que favorecen a estas plantas (Vidal et al., 1998).

Los basureros pueden sostener poblaciones de individuos sub-óptimos que utilizan este recurso para sobrevivir (Genovart et al., 2010). Estos individuos sub-óptimos pueden introducir características indeseables a la totalidad de la población (Parvinen, 2005), como malformaciones o baja resistencia a patógenos, lo que puede afectar la aptitud física de la población, e incrementar la transmisión de enfermedades en todo el ecosistema. Además, las alteraciones en patrones de movimiento producidas por estos subsidios pueden generar la expansión de diferentes especies hacia nuevos territorios, modificando la interacción entre las mismas, la distribución de enfermedades y, como consecuencia, alterar el funcionamiento



del ecosistema (Chapin Iii et al., 2000). Por ejemplo, el aumento de las poblaciones de gaviotas debido a la basura orgánica puede producir la contaminación de las superficies de agua mediante la polución fecal en lugares lejanos a basureros (Converse et al., 2012), afectando de esta forma la salud del ecosistema (Rapport et al., 1998).

Finalmente, como fue resaltado anteriormente, algunas especies en peligro de extinción utilizan estos subsidios para mantener su población. Por lo tanto, los cambios en la disponibilidad de esta fuente pueden producir una reducción en los parámetros reproductivos y una disminución de la población (Pons and Migot, 1995), y como consecuencia la pérdida de su rol ecológico. Lo mismo sucede para cualquier especie que provee un servicio importante al ecosistema como la reducción de la basura orgánica. Por ejemplo, las aves carroñeras, realizan servicios ecosistémicos en basureros que pueden ser importantes para la salud humana ya que pueden ser considerados limpiadores y son importantes para evitar la diseminación de enfermedades (Gangoso et al., 2013; Ogada et al., 2012). Si esas especies disminuyen, los problemas asociados a la basura orgánica (enfermedades infecciosas) pueden aumentar (Markandya et al., 2008; Ogada et al., 2012). Por lo tanto, aunque es atractivo y necesario reducir la disponibilidad de la basura orgánica para los animales, todos los impactos al ecosistema mencionados deben ser considerados en detalle para evaluar los potenciales efectos producidos por los cambios en políticas de manejo de basura.

5-CONCLUSIONES

Los basureros pueden producir impactos contrastantes en los animales y en los ecosistemas (Fig. 1.4). En esta revisión, se encontró que existen más estudios focalizados en los impactos positivos que en los negativos, excepto para anfibios. Esto puede deberse a que la mayoría de los estudios están enfocados en basureros como fuente de alimento, pero también puede deberse a que es difícil reconocer y estudiar efectos negativos subletales. Como impactos positivos se encontraron el aumento de la condición y masa corporal, la mejoría del rendimiento reproductivo, el incremento de la abundancia de la población, y la mejora en las tasas de supervivencia. También, estos lugares pueden sostener a especies amenazadas y pueden ser utilizados como refugio. Sin embargo, existen impactos negativos como la alta



probabilidad de infecciones con patógenos, intoxicaciones, ingestión de cuerpos extraños y los impactos sobre las especies que no utilizan estos sitios por parte de las especies que si los utilizan. Además, los basureros pueden sostener especies introducidas-invasivas y aumentar las distintas clases de conflictos con humanos. Finalmente, estos sitios cambian los patrones de movimiento, la migración, el tamaño del área de acción, y el comportamiento de individuos de diferentes especies.

Por lo tanto, es importante resaltar algunas consecuencias producidas por este tipo de subsidio de alimentos. En primer lugar, el aumento de la condición corporal, la mejoría de la actividad reproductiva, el incremento de la abundancia de la población y de las tasas de supervivencia pueden ser responsables del crecimiento de las poblaciones de las especies que explotan basureros. Como resultado, pueden ocurrir consecuencias severas en especies y en poblaciones que no utilizan basureros debido a la competencia inter-específica y a la depredación. En segundo lugar, el alto riesgo de intoxicaciones, ingestión de cuerpos extraños e infección con patógenos puede convertir a estos lugares en trampas ecológicas (Battin, 2004), con consecuencias negativas para las diferentes especies que los utilizan. En tercer lugar, estos sitios pueden ser una fuente de patógenos emergentes transmitidos por las especies que utilizan estos lugares a otras especies que no lo hacen, e inclusive a humanos (Dobson and Foufopoulos, 2001). Además, estos patógenos pueden ser transferidos a otras zonas geográficas por procesos ecológicos como las migraciones. En cuarto lugar, los basureros se pueden comportar como centros de invasión, favoreciendo el proceso de invasión de especies exóticas, un tema que amerita especial atención. Finalmente, los cambios en el uso de espacio producidos por basureros pueden ser responsables de conflictos con humanos como la transmisión de enfermedades, ataques, o riesgo de colisión aérea, lo que puede producir importantes daños y costos económicos.

A pesar del hecho de que los diferentes tipos de lugares de desechos de basura no proveen la misma disponibilidad de basura orgánica, y que algunas agencias en Europa están tratando de reducir la disponibilidad de este tipo de subsidio de alimento (Landfill Dumps Council Directive, European commission 2008, EU 2009), la producción de basura es un problema grave que empeorará en los próximos años (Hoornweg et al., 2013). Por lo tanto, se pueden



esperar grandes impactos en un futuro no muy lejano asociados con el importante incremento en la producción de basura (Hoornweg et al., 2013). Es necesario focalizarse en estudiar estos impactos para establecer medidas de conservación y manejos de la basura adecuados. Sin duda, se necesita más investigación para sopesar las consecuencias positivas y negativas de los basureros y para responder interrogantes como: 1) ¿Los basureros, son lugares importantes de amortiguación para las poblaciones que solo son utilizados cuando el alimento natural es escaso?; 2) ¿Las poblaciones de animales que utilizan estos sitios, solo buscan su alimento en estos lugares?; 3) ¿Cómo se benefician las especies introducidas, y en particular las invasivas, de los lugares con basura? ¿Aumentando su éxito en la invasión?; 4) ¿Los basureros, son necesarios para que algunas especies en peligro de extinción sobrevivan?; y 5) ¿Cuáles son las consecuencias finales de los desbalances de las especies que utilizan basureros en el ecosistema? En el escenario actual de gran producción de basura, existe una necesidad de estudios que respondan estas preguntas para poder tomar mejores decisiones de conservación y políticas de manejo de residuos.



CAPÍTULO 2*

Más gordos, pero potencialmente menos sanos: los jotes de cabeza negra que se alimentan en basurales difieren en parámetros clínicos y sanguíneos con los jotes que se alimentan en sitios naturales

*** Capítulo publicado**

Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2018. More massive but potentially less healthy: black vultures feeding in rubbish dumps differed in clinical and biochemical parameters with wild feeding birds. PeerJ 6, e4645.



Alexandra Vega
Lambertucci



RESUMEN

La basura orgánica es uno de los subsidios de alimento antropogénicos más importantes usado por diferentes especies. Sin embargo, hay poca información sobre los impactos en la salud que los basureros producen en las especies que se alimentan en estos sitios. En este capítulo, se estudió el efecto que los basureros producen en la salud de los jotes de cabeza negra (*Coragyps atratus*). Para esto, se muestrearon y evaluaron diferentes parámetros clínicos y sanguíneos en 94 jotes de cabeza negra adultos provenientes de dos sitios diferentes del noroeste de la Patagonia, el basurero de Villa La Angostura y un ambiente semi-natural de la estepa patagónica. Se encontraron diferencias en parámetros clínicos y sanguíneos entre los dos grupos de jotes (basurero-estepa). El peso fue mayor en los individuos muestreados en el basurero, mientras que en la estepa hubo más individuos con deshidratación clínica. Los parámetros bioquímicos como el ácido úrico, calcio, fosfatasa alcalina, glucemia, globulinas y hematocrito mostraron valores más altos en los individuos muestreados en el basurero. Otros parámetros bioquímicos como las enzimas hepáticas (AST, ALP), CPK y la urea, fueron más altos en los individuos muestreados en la estepa. Forrajear (buscar alimento) en basureros puede ser considerado beneficioso para los jotes de cabeza negra porque incrementan su peso y otros parámetros asociados al estado nutricional como el calcio y el hematocrito. Sin embargo, forrajear en basureros también puede afectar su estado de salud produciendo problemas nutricionales metabólicos, un potencial daño renal o infecciones que son señaladas por los valores más altos de glucemia, ácido úrico y globulinas encontrados en individuos muestreados en el basurero. Los resultados obtenidos resaltan los efectos contrastantes que los basureros pueden producir en la salud de la fauna silvestre. Por lo tanto, son relevantes para las diferentes especies que aprovechan estos sitios, y además son un instrumento adicional para mejorar el manejo de la basura.



1-INTRODUCCIÓN

El uso de los basureros como recurso alimenticio puede producir impactos tanto positivos como negativos en los animales que los utilizan. Este recurso alimenticio puede mejorar la condición corporal, la capacidad reproductiva, la supervivencia de la población e incrementar la abundancia poblacional (Oro et al., 2013; Plaza and Lambertucci, 2017). Sin embargo, forrajear en basureros puede tener impactos negativos en los individuos, como el incremento del riesgo de infecciones con patógenos e intoxicaciones con una gran variedad de tóxicos (Plaza and Lambertucci, 2017). Algunos estudios han llamado la atención sobre la calidad nutricional de este tipo de alimento, y sugieren que puede ser considerado un recurso de mala calidad que produce impactos que son muchas veces difíciles de predecir (Annett and Pierotti, 1989; Steigerwald et al., 2015). Como consecuencia, una estrategia de búsqueda de alimento enfocada en basureros parece ser positiva en algunos aspectos, pero puede ser nociva en otros.

Actualmente, diferentes tóxicos, patógenos y la mala calidad de los recursos alimenticios (ej. con bacterias, residuos de medicamentos o cuerpos extraños) pueden considerarse importantes causas asociadas a impactos en la salud, mortalidad y pérdida de biodiversidad (Acevedo-Whitehouse and Duffus, 2009; Daszak et al., 2000; Deem et al., 2001; Rideout et al., 2012). Por lo tanto, la determinación de variables médicas en las especies que explotan basureros y que pueden estar expuestas a estas amenazas, puede proveer información importante para inferir los efectos potenciales que estos sitios pueden producir en la fauna silvestre (Bildstein and Bird, 2007; Hernández and Margalida, 2010; Plaza and Lambertucci, 2017). En este sentido, el monitoreo de la salud de especies que usan basureros puede ser considerado un sistema de alerta temprana que podría ayudar a diagnosticar diferentes procesos patológicos o amenazas que las pueden estar afectando (Bildstein and Bird, 2007; Ryser-Degiorgis, 2013). Además, la información producida por los estudios de la salud en especies que usan basura orgánica como recurso alimenticio puede ser de gran utilidad para implementar políticas de manejo de residuos y conservación, para diferentes regiones y también para diferentes especies que explotan estos sitios alrededor del mundo (Ryser-Degiorgis, 2013).



Las aves carroñeras son simpátricas e interactuaron con los humanos por millones de años (Morelli et al., 2015). Estas aves, están particularmente asociadas a hábitats como basureros debido a la alta predictibilidad y disponibilidad de alimento que allí aprovechan (Gangoso et al., 2013; Pomeroy, 1975). De hecho, hay evidencia que revela que un incremento en la población de aves carroñeras puede estar asociado al uso de estos hábitats antropogénicos (Gangoso et al., 2013; Plaza and Lambertucci, 2017). El jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) es un ave carroñera que explota basureros a través de toda América (Iñigo Elias, 1987; Sazima, 2013). Sin embargo, no hay información sobre los efectos que esta estrategia de búsqueda de alimento puede producir en la salud de esta especie. Esto es relevante dado que el jote de cabeza negra, debido a sus poblaciones grandes y su facilidad de captura, podría ser una especie potencialmente indicadora de diferentes problemas en especies carroñeras amenazadas que utilizan basurales (Caro and O'doherty, 1999). De hecho, las poblaciones de esta especie se están incrementando (IUCN 2017) posiblemente debido a su utilización de ambientes antrópicos y los recursos alimenticios que este ambiente les provee (Ferguson-Lees and Christie, 2001; del Hoyo et al., 1994).

El objetivo de este capítulo es determinar si utilizar subsidios de alimento obtenidos en basureros afecta la salud de los jotes de cabeza negra en el noroeste de la Patagonia Argentina. La hipótesis de este capítulo es que las características de la dieta presente en estos sitios pueden producir cambios en parámetros clínicos y sanguíneos, reflejando alteraciones en el estado de salud. Por lo tanto, se predice que los individuos que forrajean en el basurero mostrarán diferencias en los parámetros clínicos y sanguíneos comparado con los individuos que forrajean en sitios más naturales. Para comprobar esto, se evaluarán parámetros clínicos y sanguíneos en jotes de cabeza negra capturados en un basurero, e individuos capturados en un ambiente semi-natural de la estepa patagónica.

2-MATERIALES Y METODOLOGÍA

2.1 CAPTURA Y RECOLECCIÓN DE MUESTRAS

En abril y diciembre de 2015 a 2017, se capturaron jotes de cabeza negra adultos en dos sitios diferentes del noroeste de la Patagonia: 1) Basurero: dentro del basurero de Villa La



Angostura (provincia de Neuquén, 40° 49' S -71° 34' O), 2) Estepa: la estepa patagónica (provincia de Río Negro, 41° 13' S -71° 04' O), a aproximadamente 60 km de distancia del basurero de Villa La Angostura. Para capturar los jotes se utilizaron corrales de encierro y una red cañón con un cebo de carne y huesos (ver, metodología general de captura y muestreo y Bildstein and Bird, 2007). Se inmovilizó a las aves después de la captura en bolsas especiales, y antes de tomar las muestras se realizó un examen clínico completo y se tomaron diferentes medidas morfológicas.

Se evaluaron los siguientes parámetros clínicos: peso y estado de deshidratación (ver sección 2.2 Parámetros clínicos). Después, se recolectó una muestra de sangre (3.0-3.5 ml) de la vena braquial con jeringas de 3 ml y agujas 23G, y se la colocó en tubos de 5 mL que contenían heparina litiada seca y la muestra fue transportada a 4°C en una conservadora al laboratorio (ver sección 2.3 Parámetros sanguíneos). El día de la recolección, las muestras de sangre fueron centrifugadas a 1.300g por 10 minutos para obtener plasma, que fue refrigerado a 4°C hasta el análisis. Para determinar si el hábito de forrajear en basureros afecta el estado de salud, se compararon parámetros clínicos y sanguíneos entre los individuos muestreados en el basurero e individuos muestreados en la estepa.

Para dar más respaldo a los datos disponibles que sugieren que los jotes de cabeza negra buscan alimento cerca de sus dormitorios comunales (Novaes and Cintra, 2013) y para evaluar la posibilidad de movimiento entre sitios (basurero-estepa), se marcó a las aves con bandas alares (ver metodología general de captura y muestreo). Se colocaron bandas alares en la totalidad de las aves capturadas en el basurero y en 29 de las aves capturadas en estepa (en las restantes 17 se le colocaron microchips subcutáneos). Luego se realizaron observaciones en el basurero y en la estepa para confirmar la presencia de estas aves. Se visitó el basurero una vez a la semana y se dedicó una hora a la observación entre abril del 2016 y el 2017. Se visitó la estepa durante 16 días consecutivos, realizando 10 horas de observación por día. También se registró información aportada por otros observadores (ej. Parques Nacionales, clubes de observación de aves y otros investigadores) sobre la localización de las aves.



2.2 PARÁMETROS CLÍNICOS

El peso de cada individuo capturado fue registrado con balanza digital (balanza portátil electrónica, WeiHeng®-China). Para determinar el estado de hidratación, se evaluó el tiempo de relleno de la vena braquial, la elasticidad de la piel y las características de los ojos, de acuerdo a lo propuesto en Samour (2000) para evaluar el estado de hidratación en diferentes especies de aves. El estado de hidratación fue clasificado como normal cuando: el tiempo de llenado de vena braquial fue de menos de un segundo, la piel se mostraba elástica y los ojos lucían brillantes y sin signos de hundimiento; y como anormal cuando estas medidas se veían alteradas (un incremento en el tiempo de relleno de la vena braquial mayor a 1 segundo junto pérdida de elasticidad en la piel y ojos con aspecto hundido-poco brillantes) (ver apéndice 2).

2.3 PARÁMETROS SANGUÍNEOS

Se evaluaron los siguientes parámetros sanguíneos: hematocrito, hemoglobina, ácido úrico, urea, albúmina, proteínas totales, calcio, glucemia, globulinas, índice de albumina-globulina, enzimas hepáticas ALT (alanin aminotransferasa), AST (aspartato aminotransferasa), FAS (fosfatasa alcalina) y CPK (creatinin fosfokinasa). Estos parámetros sanguíneos permiten obtener información sobre el estado general de salud de los individuos, así como también de su estado nutricional, funcionamiento renal y hepático (ver apéndice 2). Para medir hematocrito, se utilizó el método standard para micro hematocrito centrifugando un tubo de sangre micro capilar a 1000 g durante cinco minutos (Samour, 2000). La hemoglobina se midió en un analizador Roche KX21. Los otros parámetros fueron evaluados en un analizador químico Mindray B200. Las globulinas fueron estimadas a través de la sustracción de albúminas de las proteínas totales. El índice albumina globulina fue calculado a través de la división entre la fracción de albúmina y la de globulinas (Cray and Tatum, 1998). El número de muestras para cada uno de los parámetros estudiados tuvo una variación debido a que en algunos individuos la extracción de sangre fue dificultosa, no pudiéndose obtener la cantidad de sangre necesaria para realizar todos los análisis sanguíneos, por lo cual se debió priorizar algunos.



2.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Primero se calculó estadística descriptiva para obtener los valores (medias, SD y valores máximos y mínimos) de los diferentes parámetros discriminados por el origen de los individuos (basurero o estepa). Para evaluar las diferencias en el estado de hidratación entre ambos sitios, se calculó la prevalencia de individuos con estado de hidratación anormal (deshidratación) discriminado de acuerdo al sitio de muestreo (estepa-basurero). Esta prevalencia fue calculada como el número de individuos deshidratados (estado anormal) sobre el total de individuos muestreados multiplicado por 100. Para comparar estas prevalencias de acuerdo a sitio (basurero-estepa) se utilizó el test exacto Fisher. Para evaluar las diferencias en las concentraciones de los diferentes parámetros sanguíneos estudiados y el peso entre los dos sitios, se utilizó el test de Wilcoxon o el test T de acuerdo a los resultados del test de normalidad (Shapiro-Wilk Test). Finalmente, para evaluar si hay un efecto del sitio en los valores de concentración de parámetros bioquímicos se realizó un análisis de componentes principales (Dunteman, 1989). Todo el análisis estadístico fue realizado con el programa R core team (R Core Team, 2015) y se consideró $P < 0.05$ como estadísticamente significativo.

3-RESULTADOS

Se muestrearon 94 jotes de cabeza negra adultos, 48 fueron capturados en el basurero de Villa La Angostura (basurero) y 46 fueron capturados en la estepa patagónica (estepa). Se encontró que el peso corporal fue significativamente mayor en los individuos del basurero que en los individuos de la estepa (peso medio basurero $2,25 \text{ kg} \pm 0,18$, peso medio estepa $2,17 \text{ kg} \pm 0,14$, $T = 2,10$, $P = 0,01$). Además, se encontró una prevalencia menor de individuos con estado de hidratación anormal (deshidratación clínica) en basurero que en la estepa (Test exacto de Fisher, $P = 0,02$).

Los parámetros bioquímicos mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los dos sitios. Las concentraciones sanguíneas de ácido úrico, calcio, FAS, glucemia, globulinas y hematocrito fueron mayores en los individuos muestreados en el basurero (Tabla 2.1, Fig. 2.1). Por el contrario, las concentraciones sanguíneas de enzimas hepáticas (AST, ALT),



CPK y urea fueron menores en estos individuos (Tabla 2.1, Fig. 2.2). No se encontraron diferencias significativas entre ambos sitios en los siguientes parámetros: albúmina, hemoglobina, proteínas totales e índice de albúmina-globulina (Tabla 2.1).

Tabla 2.1: Valores medios y comparación de las concentraciones de los diferentes parámetros sanguíneos evaluados de acuerdo al sitio de muestreo (basurero y estepa).

Parámetros	Basurero			Estepa			Diferencias
	Media ± SD	n	Rango	Media ± SD	n	Rango	basurero vs estepa
Ácido úrico (mg/dL)	6,39 ± 2,49	47	2,15-13,9	5,20 ± 2,15	40	2,13-14,4	W = 1198,5, p = 0,01*
Albumina (g/L)	1,60 ± 0,18	48	1,25-2,10	1,58 ± 0,27	44	0,8-2,52	W = 1072, p = 0,90
Calcio (mg/dL)	9,45 ± 0,75	48	8-11,6	8,97 ± 0,51	40	8-10,6	W = 1369,5, p = 0,0002*
CPK (UI/L)	2855,5 ± 4424,4	47	466-27432	9312 ± 6072,3	39	1200-29810	W = 192 p < 0,0001**
FAS (UI/L)	71,77 ± 41,82	48	18-209	58,13 ± 38,48	44	19-181	W = 1360, p = 0,008*
Globulinas (g/dL)	2,25 ± 0,47	48	1,70-3,90	2,08 ± 0,4	44	0,86-3,15	W = 1296,5, p = 0,03*
Glucemia (mg/dL)	351,58 ± 49,40	48	236-459	254,47 ± 66,91	44	128-445	T = 7,86, p = < 0,0001*
AST (UI/L)	77,16 ± 79,77	48	27-446	161,88 ± 92,13	44	40-471	W = 334, p < 0,0001**
ALT (UI/L)	57,77 ± 21,1	48	17-121	83,43 ± 35,79	44	24-161	W = 567,5, p < 0,0001**
Hemoglobina (g/dL)	17,58 ± 0,95	47	15,4-19,5	17,77 ± 1,80	44	13,5-22,5	T = -0,638, p = 0,52
Hematocrito (%)	54,04 ± 3,86	47	44-61	46,58 ± 10,1	44	30-62	W = 1417, p = 0,001*
Índice Alb/Glob	0,72 ± 0,10	48	0,45-0,91	0,80 ± 0,35	44	0,25-2,9	W = 899,5, p = 0,1
Proteínas Totales (g/dL)	3,85 ± 0,59	48	3,15-5,80	3,67 ± 0,45	44	2,70-4,95	W = 1223,5, p = 0,09
Urea (mg/dl)	5,97 ± 2,80	48	3-16	7,12 ± 2,48	40	3-14	W = 617,5, p = 0,001**

*Mayor en basureros, **Mayor en estepa.



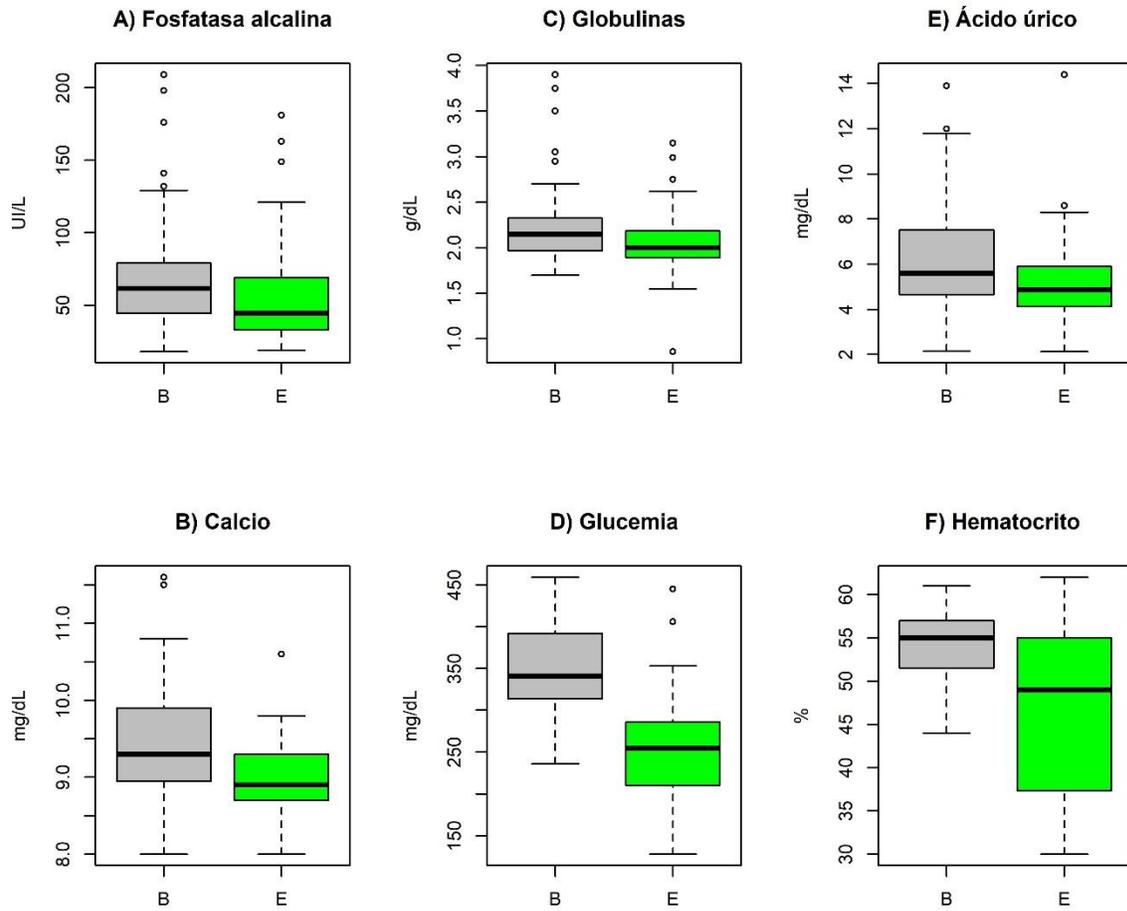


Figura 2.1: Parámetros sanguíneos que mostraron concentraciones significativamente mayores ($p < 0,05$) en jotes de cabeza negra muestreados en el basurero. B=basurero (gris), E= estepa (verde). Diagrama de caja muestra mínimo, primer cuartil, mediana, tercer cuartil, máximo y outliers.



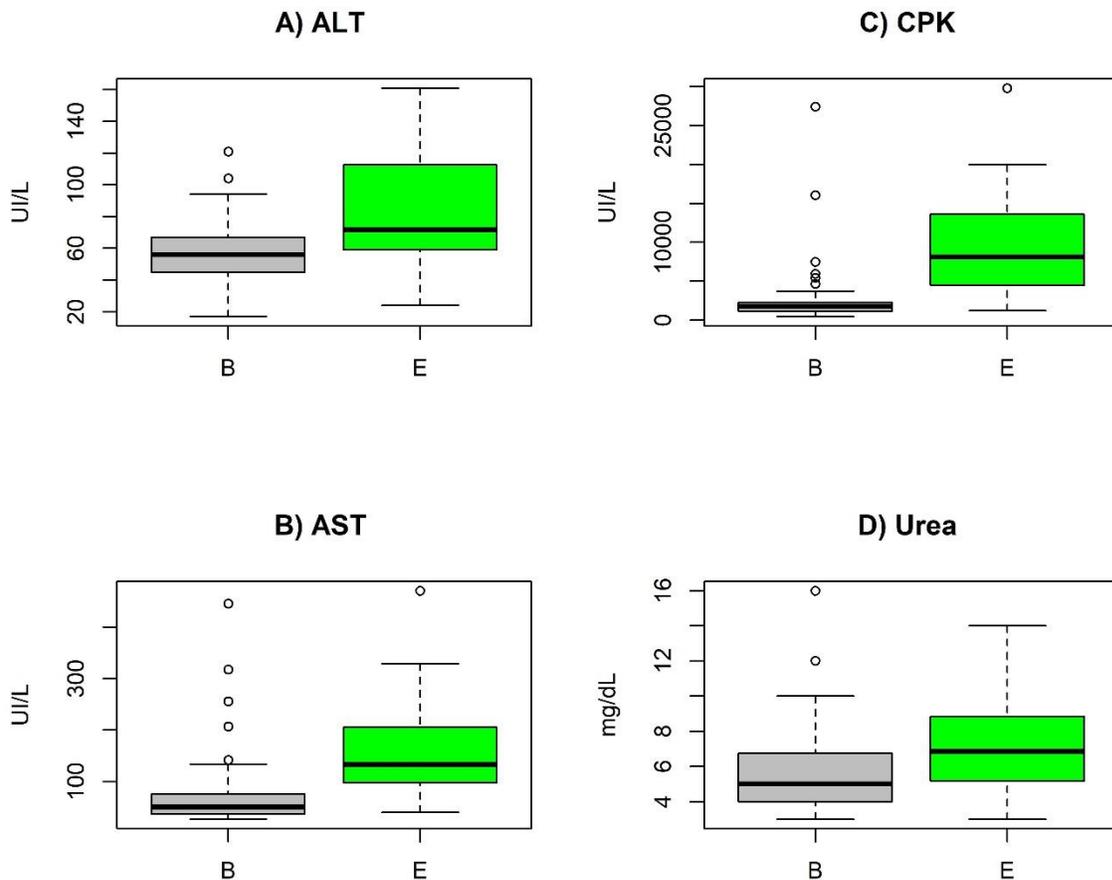


Figura 2.2: Parámetros sanguíneos que mostraron concentraciones significativamente menores ($p < 0,05$) en jotes de cabeza negra muestreados en el basurero. B=basurero (gris), E= estepa (verde). Diagrama de caja muestra mínimo, primer cuartil, mediana, tercer cuartil, máximo y outliers.

Cuando se evaluó si los parámetros sanguíneos separaban a los grupos por su origen (basurero-estepa), se encontraron dos grupos de individuos en los dos primeros ejes del análisis de componentes principales (ver correlación de los componentes principales y las variables originales en Tabla 2.2) que respondían de manera adecuada al origen (basurero-estepa), pero con alguna superposición (Tabla 2.2, Fig. 2.3). El primer grupo estuvo compuesto por individuos capturados en la estepa, los que se separaron básicamente por los siguientes parámetros sanguíneos: CPK, AST, ALT. El segundo grupo estuvo compuesto por individuos capturados en el basurero, los que fueron segregados básicamente por los



siguientes parámetros sanguíneos: globulinas, glucemia, fosfatasa alcalina, hematocrito y calcio.

Tabla 2.2: Variables para los primeros cuatro vectores propios (CP1, CP2, CP3 y CP4) del análisis de componentes principales realizado con los diferentes parámetros sanguíneos de jotes de cabeza negra muestreados en las dos áreas de forrajeo (basurero-estepa). CP (Componente principal).

Parámetros	CP1	CP2	CP3	CP4
Ácido úrico	-0,02144807	0,38640272	-0,01971501	0,61605868
Albumina	0,16840293	0,34330430	0,28251079	-0,35192106
ALT	-0,43986384	0,23839509	-0,20987946	-0,17528689
FAS	0,19323124	-0,06398857	0,19268915	-0,51048794
AST	-0,46156708	0,20969073	-0,14411323	-0,17528689
Calcio	0,30046898	0,48587286	-0,05574199	-0,21600459
CPK	-0,51341251	0,09240471	-0,07946172	-0,22678599
Globulinas	0,20065624	0,54534141	-0,12566362	-0,05273312
Glucemia	0,32956143	-0,04285755	-0,36995375	0,09368761
Hematocrito	0,09320060	0,06659838	-0,65600818	-0,03531979
Urea	-0,12603064	0,28223694	0,47479118	0,27878543
Proporción de varianza	0,2729434	0,1735840	0,1533919	0,09625357
Proporción acumulada	0,2729434	0,4465273	0,5999192	0,69617278



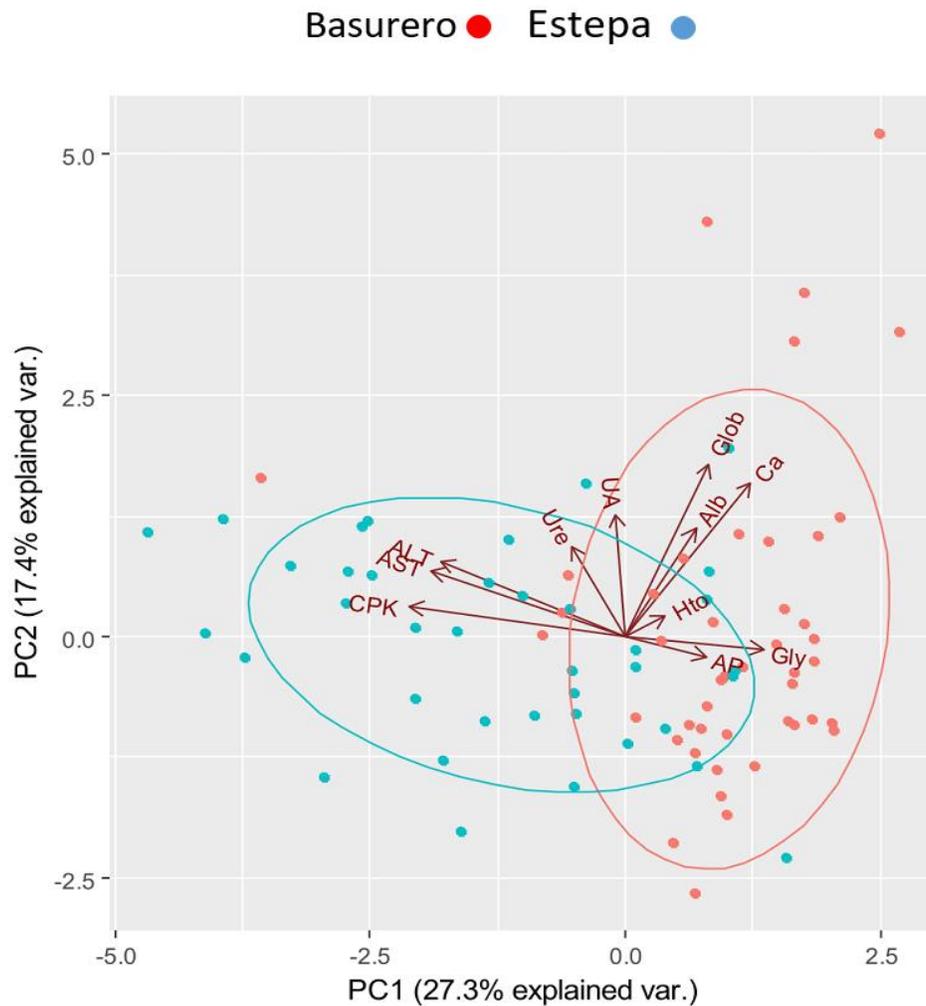


Figura 2.3: Dos primeros Componentes Principales (PC1 y PC2) que ordenó a los individuos por sus parámetros sanguíneos. AST (aspartato aminotransferasa), ALT (alanina aminotransferasa), CPK (Creatina fosfocinasa), Alb (Albumina), Glob (Globulinas), Hto (Hematocrito), Gly (Glucemia), AP (Fosfatasa alcalina), Ca (calcio) y UA (ácido úrico). Los puntos rojos corresponden a las aves muestreadas en el basurero y puntos los puntos azules claros corresponden a aves muestreadas en la estepa patagónica.



Finalmente, en las 48 jornadas de observación que se realizaron desde abril de 2016 hasta abril de 2017 en el basurero, se observaron por lo menos 5 jotes de cabeza negra por día de observación con bandas alares rojas (individuos marcados en basurero) de un total de 48 jotes marcados. De las 29 aves con banda alar marcadas en la estepa patagónica solo en 3 casos (3 aves diferentes con banda blanca) visitaron el basurero de Villa la Angostura durante el mismo período de observación. Por el contrario, en los 16 días de observación que se realizaron en la estepa solo un individuo etiquetado en el basurero (banda roja) fue observado en la estepa patagónica. Esto sugiere que, si bien hay movimiento entre sitios, las aves que se alimentan en el basurero suelen permanecer en este sitio (Fig. 2.4).



Figura 2.4: Observación de jotes de cabeza negra por medio de bandas alares. En panel izquierdo jote de cabeza negra con banda roja en el basurero de Villa la Angostura. En el panel derecho jote de cabeza negra con banda alar roja observado en la estepa patagónica.

4-DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran diferencias claras en algunos parámetros clínicos y sanguíneos estudiados entre los individuos muestreados en el basurero y los individuos muestreados en la estepa. Se encontraron diferencias en el peso corporal y el estado de hidratación clínica, parámetros que pueden ser considerados como indicadores de condición general. También se encontraron diferencias claras en algunos parámetros sanguíneos entre los jotes de cabeza negra muestreados en el basurero y en la estepa, lo que podría sugerir alteraciones de salud incipientes y potenciales. Aunque se observó cierto grado de



movimiento entre los ambientes de forrajeo (basurero-estepa) este fue muy bajo, y los individuos marcados en el basurero permanecieron la mayor parte del tiempo allí, alimentándose de basura orgánica (esta tendencia se mantuvo durante 311 hs de observaciones adicionales realizadas por otro investigador en la misma área de la estepa patagónica). Por lo tanto, nuestros resultados sugieren que el sitio seleccionado para el forrajeo puede influenciar los valores de los parámetros clínicos y sanguíneos y, como consecuencia podría influir en la salud de los individuos.

Los jotes de cabeza negra capturados en el basurero tuvieron un peso corporal mayor al de los individuos de la estepa. Esto puede deberse a que los individuos del basurero, que acceden a grandes cantidades de alimento fácil y predecible, gastan poca energía en su búsqueda por lo cual incrementan su peso corporal más que las aves que se alimentan en lugares semi-naturales como la estepa patagónica, donde deben buscar un recurso efímero o localizado de manera relativamente aleatoria. Los mismos resultados fueron observados en estudios en gaviotas que utilizan basura orgánica como fuente alimenticia (Auman et al., 2008). De hecho, es sabido que la predictibilidad en las fuentes alimenticias puede influir en la masa corporal en las aves, y la falta de predictibilidad está asociada a la pérdida de masa corporal (Cucco et al., 2002). El peso corporal mayor encontrado en los individuos del basurero puede ser interpretado como un efecto positivo de este tipo de recurso alimenticio (Plaza and Lambertucci, 2017). Esto se debe a que el peso corporal es un indicador de condición corporal (Schamber et al., 2009; Seewagen, 2008) estando la misma relacionada con la tasa de supervivencia, la salud reproductiva y el estado de salud (Bergan and Smith, 1993; Hepp et al., 1986; Peig and Green, 2009). Además, los individuos del basurero mostraron menos alteraciones en el estado de hidratación clínico. Esto puede deberse a que los individuos de la estepa, a diferencia de los individuos del basurero, pasan más tiempo volando en búsqueda de alimento, lo que requeriría de un mayor esfuerzo metabólico (Norberg, 1977), produciendo una deshidratación generada por el vuelo (Carmi et al., 1993; Giladi and Pinshow, 1999).

Los individuos capturados en el basurero mostraron concentraciones sanguíneas mayores de ácido úrico, calcio, FAS, glucemia, globulinas y hematocrito comparado con los individuos



capturados en la estepa. La diferencia entre ambos sitios en estos parámetros puede estar relacionada a las características del alimento existente en el basurero (Parfitt et al., 2010), y a la elevada presencia de ciertos patógenos en estos sitios (Flores-Tena et al., 2007; Matejczyk et al., 2011, ver también Capítulo 3). Por ejemplo, el ácido úrico está relacionado con el metabolismo de las proteínas, y un aumento en este valor está directamente relacionado al aumento de las proteínas ingeridas (Krautwald-Junghanns et al., 2008; Lumeij and Remple, 1991; Samour, 2000). Esto puede ser el caso de los individuos presentes en el basurero, que podrían estar ingiriendo grandes cantidades de proteínas diariamente como consecuencia de la alta disponibilidad de este nutriente en este lugar (Parfitt et al., 2010). Sin embargo, el incremento en ácido úrico podría también indicar un potencial daño renal, probablemente como consecuencia del alto consumo de proteínas (Chandra et al., 1984). Los mayores valores de FAS en individuos del basurero pueden ser difíciles de interpretar porque esta enzima está presente en diferentes órganos como hueso, hígado e intestino, y puede incrementar su valor debido a los distintos procesos que estén sucediendo en estos órganos, ya sea fisiológicos o patológicos; por lo tanto, no permite realizar una interpretación fisiopatológica (Franson et al., 1985; Joseph, 1999; Krautwald-Junghanns et al., 2008). El calcio, la glucemia y el hematocrito pueden también ser influenciados por la peculiaridad de esta dieta, especialmente debido a su predictibilidad y su alta disponibilidad (Cucco et al., 2002; Fair et al., 2007). Por ejemplo, los individuos que buscan alimento en el basurero pueden ingerir más carbohidratos en forma de preparaciones humanas que son desechados allí (galletas, y cereales, entre otros) (Parfitt et al., 2010). La alta ingesta de carbohidratos puede producir un incremento en los niveles de glucemia porque el metabolismo de las aves de presa no está bien preparado para ingerir un exceso de este nutriente debido al continuo proceso de gluconeogénesis que realizan (Migliorini et al., 1973; Myers and Klasing, 1999; Pollock, 2002). La misma situación puede ocurrir con los niveles de calcio, que pueden estar asociados a la alta disponibilidad de huesos o lácteos fortificados con calcio/vitamina D (ej. quesos) en el basurero (Parfitt et al., 2010). Finalmente, valores más altos de globulinas (inmunoproteínas) pueden estar relacionados con el estado fisiológico de los individuos (ej. etapa reproductiva-postura) pero también con la presencia de patógenos en basureros, los que pueden estar disparando una respuesta de fase aguda de proteínas (Gruys et al., 2005; Plaza



et al., 2019). Como consecuencia, buscar alimento en basureros puede ayudar a incrementar el peso, pero puede producir problemas nutricionales, más riesgo de infecciones y puede afectar, en el largo plazo, el normal funcionamiento del riñón. Sin embargo, futuras investigaciones que profundicen en esta temática utilizando otras metodologías como necropsias, análisis más complejos y/o tecnología de imágenes son necesarias para confirmar y profundizar la interpretación de los resultados que se obtuvieron en este capítulo. Esto resulta de importancia, dado la limitación e incertidumbre que representa la evaluación del estado de salud solo mediante parámetros clínicos y sanguíneos.

Los individuos capturados en la estepa mostraron concentraciones sanguíneas mayores de enzimas hepáticas (AST, ALT), CPK y urea. Las concentraciones mayores de AST y ALT sugieren alteraciones en el funcionamiento hepático (Franson et al., 1985; Krautwald-Junghanns et al., 2008; Samour, 2000). Los aumentos de estas enzimas hepáticas en individuos de la estepa patagónica pueden ser explicados por el impacto en la salud que diferentes tóxicos como plomo o pesticidas producen en el funcionamiento del hígado. En este sentido, el plomo en forma de municiones producido por las actividades de caza y los pesticidas probablemente usados en criaderos de peces son comunes en esta área (Lambertucci et al., 2011; Martínez-López et al., 2015; Wiemeyer et al., 2017). Los niveles más altos de CPK, enzima que se eleva principalmente debido a daño muscular, en individuos de la estepa son difíciles de explicar porque esta enzima aumenta sus valores incluso debido a daños musculares mínimos (Krautwald-Junghanns et al., 2008; Nyska et al., 1994). Por lo tanto, estos valores pueden ser asociados a múltiples causas como por ejemplo el trauma asociado con peleas debido a la competencia por carcasas que es muy frecuente en la estepa (Carrete et al., 2010), pero no en el basurero, donde el suministro de alimento es constante. Además de esto, los valores más altos de CPK pueden ser producidos por el método de manejo y captura (Bollinger et al., 1989). Finalmente, los valores más altos de urea pueden estar relacionados con deshidratación provocada por el vuelo (como se explicó anteriormente), que puede incrementar los valores de este parámetro (Giladi and Pinshow, 1999; Krautwald-Junghanns et al., 2008).



Considerando todas las variables simultáneamente, se encontró que las aves del basurero y de la estepa se diferencian en sus parámetros sanguíneos formando dos grupos, pero con alguna superposición y variabilidad. Un grupo está compuesto por los individuos capturados en el basurero, los que se describen básicamente con concentraciones mayores de glucemia, calcio, globulina, ácido úrico, hematocrito y FAS. El otro grupo está compuesto por los individuos capturados en la estepa, los que tienen concentraciones mayores de CPK, ALT y AST. Algunas superposiciones de individuos entre estos grupos pueden ser explicadas por el hecho que algunas aves se mueven entre estos dos lugares, como fue observado (Fig. 2.4). Esto puede ocurrir, por ejemplo, cuando hay un faltante en la disponibilidad de carcasas en la estepa y los individuos usan basura orgánica como alimento de reserva, como fue observado en otras especies de vertebrados (Olea and Baglione, 2008; Plaza and Lambertucci, 2017).

5-CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que forrajear en basureros puede influenciar algunos parámetros clínicos y bioquímicos en las aves carroñeras. Por lo tanto, el uso de basura orgánica parece ser positivo cuando se consideran algunas variables típicas para estudiar la salud de animales silvestres (ej. masa corporal). Sin embargo, el aparente buen estado de salud reflejado con algunas variables podría estar enmascarando problemas de salud que podrían amenazar a los individuos en un largo plazo (ej. problemas renales y metabólicos). Hoy en día, existen varias especies explotando basureros alrededor del mundo, inclusive especies amenazadas (Plaza and Lambertucci, 2017, Capítulo 1). Por ejemplo, el cóndor californiano (*Gymnogyps californianus*) en los Estados Unidos (Rideout et al., 2012), el cóndor andino (*Vultur gryphus*) en Chile (Pavez, 2014) y el buitres egipcio (*Neophron percnopterus*) en África (Gangoso et al., 2013) buscan su alimento en basureros. Por lo tanto, los resultados obtenidos en una especie carroñera abundante pueden también ser un llamado de atención para considerar los efectos potenciales que estos recursos alimenticios pueden tener sobre otras especies, particularmente especies amenazadas. Finalmente, dado la limitación que representa la evaluación del estado de salud a través de parámetros clínicos y sanguíneos, se necesitan más investigaciones utilizando otras metodologías (ej. necropsias o



tecnología de imágenes) para evaluar en profundidad los efectos que puede producir el uso de basura orgánica en las diferentes especies.



CAPÍTULO 3*

Aves carroñeras alimentándose en basureros: exposición a patógenos zoonóticos.

***Capítulo publicado**

Plaza, P.I., Blanco, G., Madariaga, J., Boeri, E., Teijeiro, M.L., Bianco, G., Lambertucci, S., 2018. Scavenger birds exploiting rubbish dumps: Pathogens at the gates. *Transbound Emerging Dis.* //Doi.org/10.1111/tbed.13097.



RESUMEN

Los basureros albergan diferentes especies de bacterias, muchas de las cuales son zoonóticas. Las aves carroñeras, dado su hábito de forrajear (buscar alimento) en estos sitios, pueden ser colonizadas y por lo tanto ser buenos indicadores de la presencia de patógenos en estos sitios. Además, las aves que se alimentan en basureros pueden comportarse como portadores de bacterias zoonóticas. En este capítulo se evaluó si forrajear en basureros incrementa la ocurrencia de *Salmonella* spp. y *Chlamydia psittaci* en jotes de cabeza negra (*Coragyps atratus*) del noroeste de la Patagonia. Se compararon estos patógenos aislados o detectados mediante hisopados de cloaca y orofaringe en dos grupos diferentes de jotes de cabeza negra: individuos capturados en (1) la estepa, y (2) en un basurero de la Patagonia. Se encontró que los jotes de cabeza negra están colonizados por *Salmonella* spp. (particularmente *Salmonella enterica* serotipo Typhi, Paratyphi A, *Salmonella enterica* subsp. *arizonae*) y *Chlamydia psittaci*. Interesantemente, hubo diferencias en las prevalencias de *Salmonella* spp., especialmente *Salmonella* Typhi, entre los individuos que forrajean en el basurero y los que lo hacen en la estepa, pero no en el caso de *Chlamydia psittaci*. Los patógenos aislados o detectados en los jotes de cabeza negra podrían impactar en su estado de salud, pero también en la salud de otras especies de aves e incluso la de los seres humanos. De hecho, *Salmonella* Typhi puede causar enfermedad severa en humanos que los podría llevar a la muerte. Nuestros resultados son relevantes a nivel global dado que las infecciones bacterianas adquiridas en basureros pueden afectar a diferentes especies que utilizan estos sitios alrededor del mundo. Es necesario controlar más eficazmente los patógenos en los basureros para evitar el riesgo de infección en las diferentes especies, que pueden actuar como potenciales dispersores o reservorios de los mismos.



1-INTRODUCCIÓN

El hábito de forrajear en basureros puede incrementar el riesgo de infección con patógenos en diferentes especies de aves que utilizan estos sitios (Plaza and Lambertucci, 2017, Capítulo 1). Varios estudios describen distintas bacterias presentes en basureros, algunas de ellas consideradas patógenas para las aves, incluyendo algunas especies zoonóticas (Collins and Kennedy, 1992; Flores-Tena et al., 2007; Matejczyk et al., 2011). Por ejemplo, *Escherichia coli*, *Pasteurella haemolytica*, *Pseudomona aeruginosa*, y *Salmonella* spp. fueron aisladas en estos sitios alrededor del mundo (ej. Flores-Tena et al., 2007; Matejczyk et al., 2011). Sin embargo, hay poca información acerca de que bacterias zoonóticas pueden ser adquiridas por las especies de aves en estos lugares y el potencial rol de estas aves como portadores o transmisoras de las mismas (Benskin et al., 2009; Plaza and Lambertucci, 2017). La poca información disponible sobre este tema proviene principalmente de estudios realizados en gaviotas, donde se detectaron diferentes patógenos asociados con el uso de basura orgánica como recurso alimenticio (Benskin et al., 2009; Fenlon, 1983; Wahlstrom et al., 2003). Por lo tanto, esto representa una falta de información importante dado los potenciales impactos en la salud que esta estrategia de búsqueda de alimento puede tener en las especies que la utilizan, pero también en otras especies con las que interactúan, incluyendo los seres humanos.

Las especies de bacterias que pertenecen a la familia Enterobacteriaceae son muy frecuentes en el suelo y en las aguas residuales de los basureros y además muchas de ellas están descritas como patógenos comunes para las aves (Benskin et al., 2009; Flores-Tena et al., 2007; Foti et al., 2011; Ritchie et al., 1997). Asimismo, algunas de estas pueden ser consideradas importantes patógenos zoonóticos que afectan la salud humana (Steele et al., 2005). Por ejemplo, diferentes especies de *Salmonella* producen enfermedades en aves caracterizadas por gastroenteritis, fiebre, sepsis e inclusive la muerte (Lightfoot and Harrison, 2006; Ritchie et al., 1997), pero también puede afectar a los humanos, llevando a una enfermedad zoonótica severa (Tizard, 2004). Por otro lado, enterobacterias como *Klebsiella* spp. y *Escherichia coli* pueden ser consideradas patógenos oportunistas en aves, produciendo enfermedad solo asociadas a la deficiencia de los mecanismos de defensa, debido a un



compromiso del sistema inmune (Benskin et al., 2009). Como consecuencia, es relevante determinar si patógenos zoonóticos como la *Salmonella* spp. pueden ser adquiridos por las aves que utilizan los basureros.

Otro patógeno importante que las aves pueden adquirir en basureros asociado a las grandes congregaciones de aves en estos sitios (Frixione et al., 2012; Turrin et al., 2015) es *Chlamydia psittaci*. Este patógeno, fue detectado en más de 450 especies de aves alrededor del mundo (Beeckman and Vanrompay, 2009; Benskin et al., 2009; Kaleta and Taday, 2003) y produce una enfermedad caracterizada por signos respiratorios y digestivos que pueden llevar a la muerte (Lightfoot and Harrison, 2006; Ritchie et al., 1997). Además, es considerado un patógenos zoonótico importante que produce una enfermedad en humanos caracterizada por signos respiratorios como neumonía, pero también alteraciones severas como miocarditis, encefalitis y síndrome de estrés respiratorio (Beeckman and Vanrompay, 2009; Benskin et al., 2009; Ritchie et al., 1997). De hecho, hoy en día *Chlamydia psittaci* produce una enfermedad severa, que es subestimada y sub-diagnosticada por las autoridades y los profesionales de la salud (Beeckman and Vanrompay, 2009). Por lo tanto, la detección de este patógeno es altamente relevante para la salud de las aves, pero también dado su potencial zoonótico, para la salud de los humanos.

Las relaciones entre aves carroñeras y humanos se fueron modificando en relación a los cambios ecológicos que se vienen sucediendo (Moleon et al., 2014). En la actualidad, las aves carroñeras están particularmente asociadas a los basureros debido a la alta predictibilidad y disponibilidad de basura orgánica alrededor del mundo (Gangoso et al., 2013; Plaza and Lambertucci, 2017; Plaza and Lambertucci, 2018; Pomeroy, 1975). De hecho, hay evidencia que muestra que algunas aves carroñeras incrementaron el tamaño de su población asociados a estos hábitats (Gangoso et al., 2013). Aunque las aves carroñeras pueden ser consideradas resistentes a infecciones, la evidencia reciente indica que pueden ser colonizadas y comportarse como potenciales portadores de diferentes bacterias patogénicas (Blanco, 2018; Hidasi et al., 2015; Marin et al., 2014; Sulzner et al., 2014). El jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) es un ave carroñera que utiliza sitios antropogénicos como basureros alrededor de América (Iñigo Elias, 1987; Plaza and Lambertucci, 2018; Sazima,



2013), y está altamente asociado a áreas antrópicas (Barbar et al., 2015; Lambertucci et al., 2009; Novaes and Cintra, 2015). Sin embargo, no hay mucha información científica sobre infecciones con patógenos que pueden ser adquiridas por los mismos en estos sitios y que también pueden afectar a otras especies con las que interactúan, incluyendo especies amenazadas e incluso a los seres humanos.

El objetivo de este capítulo es evaluar si alimentarse en basureros incrementa la ocurrencia de los patógenos zoonóticos *Salmonella* spp. y *Chlamydia psittaci* en los jotes de cabeza negra del noroeste de la Patagonia. Para comprobarlo, se compararon estas especies de bacterias aisladas o detectadas en hisopados de cloaca y orofaringe en jotes de cabeza negra capturados en dos sitios diferentes del área de estudio: 1) un basurero y 2) un lugar semi-natural de la estepa patagónica. La hipótesis de este capítulo es que la estrategia de búsqueda de alimento utilizada por los jotes de cabeza negra puede influir en la prevalencia de patógenos zoonóticos. Se predice, por lo tanto, que los jotes de cabeza negra capturados en el basurero tendrán una prevalencia más alta de *Salmonella* spp. y *Chlamydia psittaci* que los individuos capturados en la estepa patagónica.

2-MATERIALES Y METODOLOGÍA

2.1 CAPTURA Y TOMA DE MUESTRAS

En abril y diciembre de 2015-2017, se capturaron y muestrearon 132 jotes de cabeza negra en dos sitios diferentes del noroeste de la Patagonia: 1) Basurero: dentro del basurero de la ciudad de Villa La Angostura (provincia de Neuquén); y 2) Estepa: la estepa patagónica (provincia de Río Negro) a alrededor de 60 kilómetros de distancia del basurero de Villa La Angostura. Para capturar las aves, se utilizaron corrales de encierro y una red cañón (ver metodología general de captura y muestreo y Bildstein and Bird, 2007) con un sebo de carne y huesos aptos para el consumo humano (o sea, sin la presencia de los patógenos estudiados). Se inmovilizaron las aves después de la captura en bolsas especiales, y antes de tomar las muestras se realizó un examen clínico y se tomaron diferentes medidas morfológicas. Se realizaron 136 hisopados para el análisis de bacterias en 68 individuos del basurero (68 cloacas y 68 orofaringes), y 128 hisopados en 64 individuos de la estepa (64 cloacas y 64



orofaríngeas). También se tomaron 6 muestras de diferentes partes del suelo en el basurero para determinar la superposición de especies de bacterias en aves y suelo-agua del basurero. Finalmente, se realizaron 89 hisopados para la identificación de *Chlamydia psittaci* por medio de PCR, 57 del basurero y 32 de la estepa.

Para aislar *Salmonella* spp., los hisopados de cloaca, orofaríngea, y suelo fueron extraídos y transportados en medio Stuart, refrigeradas a 4°C hasta el análisis de laboratorio. Para las determinaciones sobre *Chlamydia psittaci*, los hisopados de cloaca fueron extraídos y transportados en un medio buffer, y después congeladas a -20°C hasta el análisis de PCR. A todos los individuos se les colocó una banda alar para evitar muestrearlos nuevamente, y conocer si permanecían en los sitios donde se los muestreó o si existía flujo entre sitios (ver metodología general de captura y muestreo).

2.2 IDENTIFICACIÓN DE SALMONELLA

Todos los hisopados de cloaca y orofaríngea fueron directamente cultivados bajo condiciones aeróbicas en Agar SS (Salmonella- Shigella Agar), que es un método selectivo para aislar enterobacterias, especialmente *Salmonella* spp.- *Shigella* spp. Las muestras de suelo primero fueron pre-enriquecidas en agua de peptona por 24 horas a 37°C, y 100 µL fueron cultivados bajo las mismas condiciones que los hisopados de cloaca y faríngea. El cultivo fue realizado a 37°C por 24-48 horas en ausencia de luz. Luego se realizó una tinción de Gram para evaluar todas las colonias que crecieron en el medio de cultivo para identificar la presencia de especies de Gram – o Gram +. Las colonias sospechosas de *Salmonella* basadas en características morfológicas, color, y los resultados de la tinción de Gram fueron evaluadas a través de Enterotest Individual Base (Brizuela Lab ®), que utiliza 14 reacciones bioquímicas diferentes para discriminar entre las distintas especies de enterobacterias (Farmer et al., 1985; MacFaddin, 2003). Estas determinaciones fueron realizadas a 37°C por 24 horas en condiciones aeróbicas.

2.3 IDENTIFICACIÓN DE CHLAMYDIA PSITTACI



Los hisopados cloacales recolectados fueron depositados en micro tubos libres de ARNasas con 300 µl de buffer Tris-EDTA y conservados a -20°C hasta su procesamiento. La extracción de ADN se realizó utilizando columnas de extracción ZR Genomic DNA™-Tissue MiniPrep Kit (Zymo Research Corporation, USA), según las especificaciones técnicas del fabricante. Para el diagnóstico de *Chlamydia psittaci* se utilizó un protocolo de PCR anidada modificado y optimizado en el Laboratorio Biológico del IZLP (Instituto de Zoonosis Luis Pasteur). Se amplificó una porción del gen *16S ARNr* de la bacteria. Este protocolo fue descrito previamente por Messmer et al., (1997). En la primera ronda se amplificó un fragmento género específico (género *Chlamydia*) utilizando los siguientes cebadores: adelante: (5'→3') ACG GAA TAA TGA CTT CGG y Reverso (5'→3') TAC CTG GTA CGC TCA ATT. En la segunda ronda se amplificó un fragmento especie específico (*Chlamydia psittaci*) utilizando los siguientes cebadores: adelante: (5'→3') ATA ATG ACT TCG GTT GTT ATT y Reverso (5'→3 ') TGT TTT AGA TGC CTA AAC AT.

Para la preparación de master mix se utilizó 0.25 µl de Taq DNA polimerasa (Thermo), 14.8 µl de agua ultra pura, 2.5 µl de Buffer 10x, 2 µl de MgCl₂ 25mM, 0.5 µl de DNTPs y 1 µl de cada cebador. Se utilizaron 22 µl de master mix y 3 µl de ADN extraído para la primera ronda, con una amplificación de un fragmento común al género *Chlamydia* de 436 pares de bases. En la segunda ronda, 3 µl del producto obtenido en la primera ronda fue utilizado como templado para amplificar un fragmento de 127 pares de bases especie específico. El termociclador utilizado en ambas reacciones fue el modelo Veriti™ 96-Well Thermal Cycler (Applied Biosystems) con idénticas condiciones de ciclados para ambas rondas. Las mismas fueron:

1 ciclo de desnaturalización durante 2 min. a 95 °C	35 ciclos de desnaturalización durante 1 min. a 94°C; <i>annealing</i> durante 30 seg. a 55° C; elongación durante 1 min. a 72°C.	1 ciclo de extensión final durante 1 min. a 72°C
---	---	--



Los productos amplificados en la segunda ronda fueron resueltos por electroforesis en gel de agarosa al 1.5% agarosa (LE-Agarosa 1200-DSBIO) en buffer Tris-EDTA conteniendo 0,5 µg/mL de bromuro de etidio. Fueron visualizados en un transiluminador de luz UV.

Los controles de PCR utilizados fueron:

-Control (+) de *Chlamydia psittaci*: inserto de ADN clonado a partir de una muestra del IZLP (C20275). Esta cepa fue caracterizada genéticamente.

-Control (-): Agua ultra pura (UltraPure™ DNase/RNase-Free Distilled Water-Thermo Fisher Scientific Inc., USA).

2.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Primero, se calculó la prevalencia de diferentes especies de *Salmonella* aisladas en individuos de acuerdo al sitio (basurero y estepa) y a la muestra extraída (orofaringe y cloaca). Para realizarlo, se calculó la prevalencia de cada especie de *Salmonella* separada, dividiendo el número de individuos en los que estas especies de bacterias fueron aisladas sobre el total de individuos X 100, separados por sitio de captura y muestra extraída. Luego se calculó la prevalencia total de individuos con un aislamiento de *Salmonella* spp., y la prevalencia de individuos positivos para *Chlamydia psittaci* de acuerdo al lugar de captura. Estas prevalencias se definieron como el número de individuos en que diferentes *Salmonella* spp., o *Chlamydia psittaci* fueron aisladas o detectadas independientemente de la muestra extraída, sobre el total de individuos muestreados X 100. Se realizó un test exacto de Fisher para evaluar y comparar las diferencias entre los sitios en todas las prevalencias calculadas.

Finalmente, se realizó un modelo de regresión logística para evaluar el efecto del lugar de captura, año, temporada y edad en la aparición de *Salmonella* spp. y *Chlamydia psittaci*. Para esto se realizó una selección gradual (selección hacia atrás) (Derksen and Keselman, 1992) evaluando la importancia de todas las variables, eliminando solo aquellas que tuvieron asociaciones no-significativas con la variable dependiente. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa R core team (R Core Team, 2015).



3-RESULTADOS

Se encontraron jotes de cabeza negra con aislamientos de *Salmonella* sp., *Salmonella enterica* serotipo Typhi y Paratyphi A y *Salmonella enterica* subsp. *arizonae* (Tabla 3.1). Además, se detectaron individuos positivos para *Chlamydia psittaci* a través del análisis PCR. Notablemente, también se aislaron *Salmonella* Typhi y *Salmonella arizonae* del suelo recolectado en el basurero (Tabla 3.2).



Tabla 3.1: Comparación de prevalencias (individuos en los que una determinada especie de bacteria fue aislada o detectada sobre el total de individuos muestreados x 100) de *Chlamydia psittaci* y *Salmonella* spp., subespecies y serovares aislados en jotes de cabeza negra de acuerdo a las muestras extraídas y al lugar de captura.

Bacterias	Basurero n=68†	Estepa n=64†	Test exacto de Fisher, Odds ratio (95% CI)	Basurero n=68	Estepa n=64	Test exacto de Fisher, Odds ratio (95% CI)	Basurero n=68	Estepa n=64	Comparación basurero- estepa Test exacto de Fisher, Odds ratio (95% CI)
	Oro faringe			Cloaca		Total‡†			
<i>Salmonella</i> sp.	2.9%	0%	P= 0.49 OR: Inf§ (0.177-Inf)	2.9%	1.6%	P= 1 OR: 1.900 (0.096- 114.313)	5.9%	1.6%	P= 0.36 OR: 3.901 (0.372-196.734)
<i>Salmonella</i> <i>enterica</i> Paratyphi A	0%	1.6%	P= 0.48 OR: 0 (0-36.706)	2.9%	3.1%	P= 1 OR: 0.939 (0.066- 13.329)	2.9%	3.1%	P= 1 OR: 0.939 (0.066-13.329)
<i>Salmonella</i> <i>enterica</i> Typhi	4.4%	0%	P= 0.245 OR: Inf (0.392- Inf)	7.4%	0%	P= 0.058* OR: Inf (0.887- Inf)	7.4%	0%	P= 0.058* OR: Inf (0.887- Inf)
<i>Salmonella</i> <i>enterica</i> subsp. <i>arizonae</i>	-	-	-	0%	1.6%	P= 0.48 OR: 0 (0-36.706)	0%	1.6%	P= 0.48 OR: 0 (0-36.706)
Total <i>Salmonella</i>	7.4%	1.6%	P= 0.20 OR:4.948 (0.532- 239.882)	13.2%	6.2%	P= 0.24 OR:2.274 (0.594- 10.672)	17.6%	6.2%	P= 0.06* OR:3.187 (0.897- 14.360)
<i>Chlamydia</i> <i>psittaci</i>	-	-	-	5.3% (n = 57)	6.2% (n =32)	P= 1 OR: 0.835 (0.09- 10.514)	5.3%	6.2%	P= 1 OR: 0.835 (0.09- 10.514)

† Excepto *Chlamydia psittaci*, ‡ El total representa la prevalencia de individuos con aislamiento de *Salmonella* spp. aislada ya sea en a orofaringe-cloaca, § Inf corresponde a infinito. *P<0,1.



Tabla 3.2: Especies de bacterias aisladas en el suelo del vertedero. Los diferentes números corresponden a diferentes sitios de muestreo en suelo y agua del basurero.

Muestra	Bacterias aisladas
1	Poli microbiano
2	Poli microbiano
3	Poli microbiano
4	Poli microbiano
5	<i>Salmonella enterica</i> serotipo Tiphya
6	<i>Salmonella enterica</i> Sub especie <i>arizonae</i>

Se encontraron diferencias entre los sitios en la prevalencia total de *Salmonella* spp. (Tabla 3.1). La prevalencia de individuos con *Salmonella* spp. tendió, con una diferencia estadística marginal, a ser más alta para los jotes muestreados en el basurero que para los jotes muestreados en la estepa (Test exacto de Fisher, $P= 0,061$) (Tabla 3.1, Fig. 3.1). Es importante resaltar que la *Salmonella* Typhi fue aislada solo en los jotes de cabeza negra capturados en el basurero, tanto en oro faringe, como cloaca (Tabla 3.1). La prevalencia de individuos positivos para *Chlamydia psittaci* en cloaca no se diferenció entre ambos sitios (Test exacto de Fisher, $p= 1$), y representó el 5,3% de los individuos capturados en el basurero y el 6,2% de los individuos capturados en la estepa (Tabla 3.1).



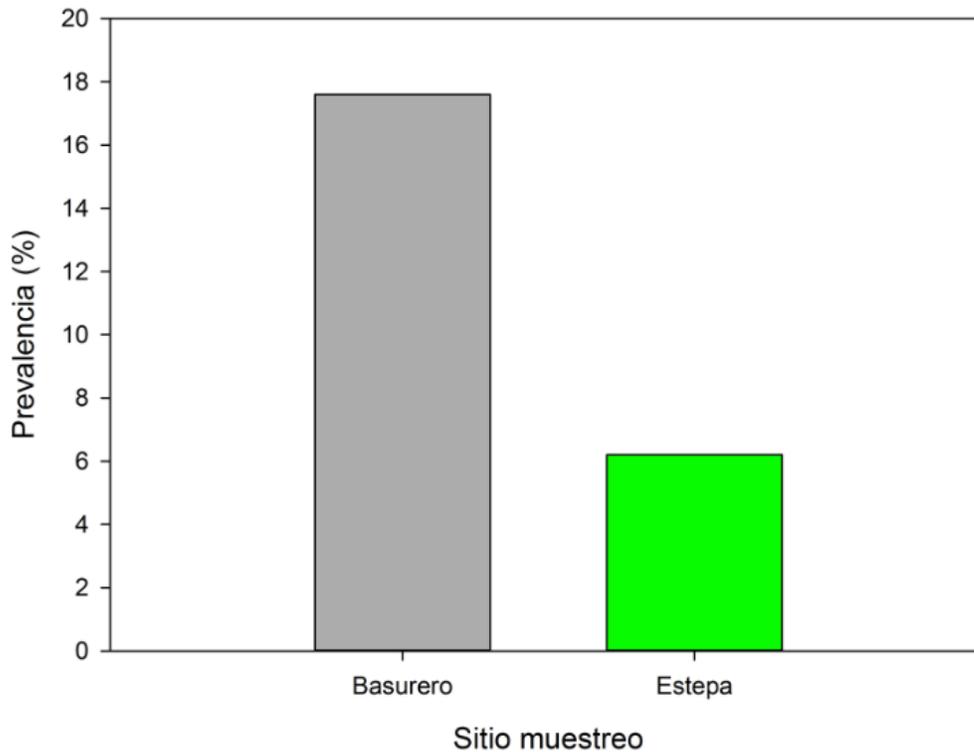


Figura 3.1: Prevalencia de individuos colonizados por *Salmonella* spp. de acuerdo al sitio de muestreo (gris=basurero, verde=estepa).

Finalmente, el modelo de regresión lógica mostró que el lugar de captura, pero no la edad de las aves, estación o año de captura, explicaban la probabilidad de encontrar jotes de cabeza negra con *Salmonella* spp. Esta probabilidad fue más alta en individuos que forrajeaban en el basurero que en los que lo hacían en la estepa. Ninguna de las variables estudiadas (sitio, edad, estación o año) explicaron la aparición de *Chlamydia psittaci* en jotes de cabeza negra (Tabla 3.3, Fig. 3.2).



Tabla 3.3: Modelos de regresión logística para evaluar los efectos del lugar de captura, edad de los individuos, estación y año de captura en la presencia de: A) *Salmonella* spp. y B) *Chlamydia psittaci*.

A)

<i>Salmonella</i> spp.	Estimador	SD	z-valor	p-valor
Intercepto	861,42	632,06	1,36	0,17
Edad	-0,49	1,11	-0,44	0,65
Lugar de Captura	-1,39	0,67	-2,07	0,03
Año	-0,43	0,31	-1,36	0,17
AIC	98,83			

B)

<i>Chlamydia psittaci</i>	Estimador	SD	z-valor	p-valor
Intercepto	998,93	1391,90	0,718	0,47
Edad	-15,69	2297,69	-0,01	0,99
Lugar de Captura	-0,47	1,55	-0,30	0,75
Año	-0,49	0,69	-0,72	0,47
Estación	-0,25	1,28	-0,19	0,84
AIC	46,98			



Probabilidad de colonización

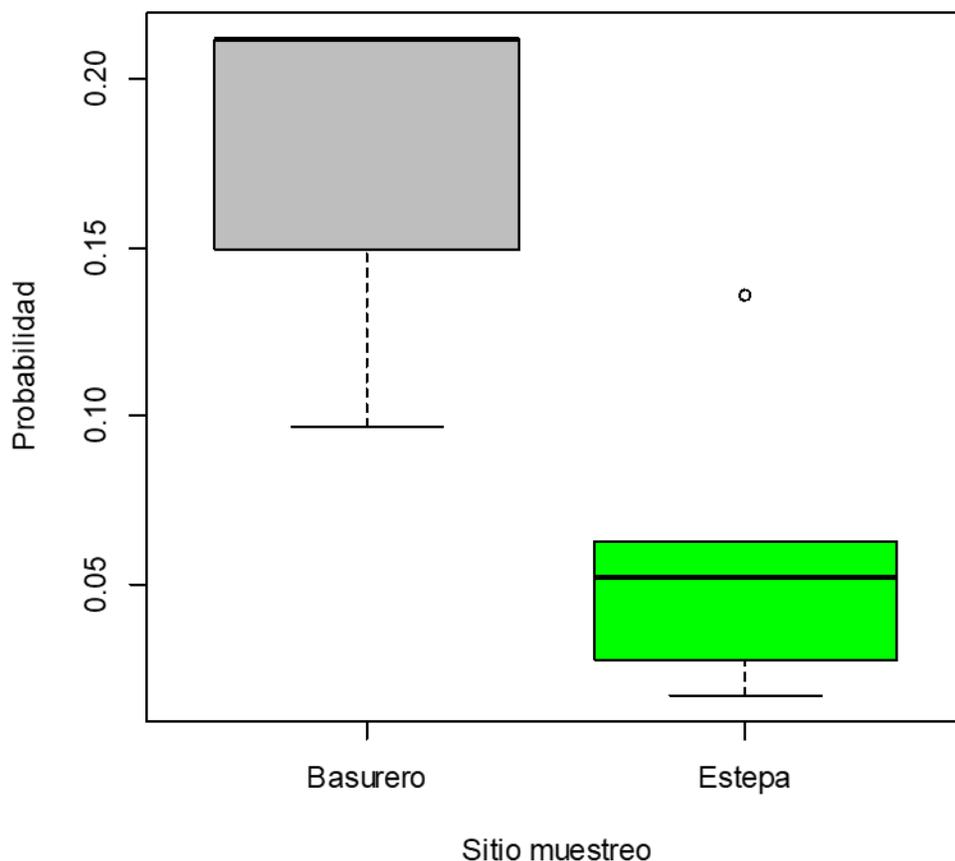


Figura 3.2: Probabilidad que tienen los jotes de cabeza negra de ser colonizados por *Salmonella* spp. de acuerdo al sitio de forrajeo (gris=basurero, verde=estepa). En los diagramas de caja se muestran mínimo, primero cuartil, mediana, tercer cuartil, máximo y outliers.

4-DISCUSIÓN

Los resultados muestran que los jotes de cabeza negra del noroeste de la Patagonia están colonizados por los patógenos *Salmonella* spp. y *Chlamydia psittaci*. Aunque no hay evidencia concreta, estos patógenos pueden producir alteraciones en la salud de esta especie, y en otras especies que cohabitan con ella, pero también pueden impactar la salud humana, lo cual debe considerarse relevante (Beekman and Vanrompay, 2009; Tizard, 2004). De



modo interesante, se encontró que la prevalencia total de *Salmonella* spp. mostró una tendencia a ser mayor en individuos muestreados en el basurero en comparación con los individuos muestreados en la estepa, y que solo los individuos del basurero fueron colonizados por *Salmonella* Typhi. Además, se encontraron jotes de cabeza negra colonizados con *Salmonella* Paratyphi A en el basurero, pero también en la estepa. Por lo tanto, los jotes de cabeza negra que forrajean en el basurero podrían estar más expuestos al riesgo de colonización con *Salmonella* spp., posiblemente llevando esta bacteria a otras especies en áreas más prístinas.

Los jotes de cabeza negra que forrajean en el basurero presentan una probabilidad más alta de colonización con *Salmonella* spp., pero la probabilidad de ser positivos para *Chlamydia psittaci* es similar entre ambos sitios. En el caso de *Salmonella* spp., esto puede suceder porque los jotes de cabeza negra que forrajean en el basurero están expuestos a esta especie de bacteria, la que es muy común en estos tipos de lugares en asociación con las grandes cantidades de materia orgánica en descomposición (Flores-Tena et al., 2007; Matejczyk et al., 2011). De hecho, se encontró este patógeno en muestras recolectadas del suelo-agua del basurero. Por otro lado, los individuos de la estepa patagónica basan su alimentación en una dieta más natural, compuesta mayormente de ungulados y liebres (Ballejo et al., 2017; Ballejo and de Santis, 2013), la que generalmente, posee menores cargas de estos patógenos bacterianos (Avagnina et al., 2012; Wahlstrom et al., 2003). Sin embargo, se necesitan más muestreos tanto ambientales como en diferentes especies para determinar en profundidad el potencial origen de este patógeno. La falta de diferencias estadísticas entre los sitios en cuanto a la probabilidad de ser positivo para *Chlamydia psittaci* puede ser el resultado del pequeño tamaño de la muestra, lo que puede ser insuficiente para detectar una tendencia estadística significativa (Franson and Pearson, 1995; Harkinezhad et al., 2009). Sin embargo, esta falta de diferencias puede también estar asociada con el hecho de que los jotes de cabeza negra pueden adquirir este patógeno de diferentes especies de aves en lugares múltiples, incluyendo áreas antropogénicas y prístinas. Por ejemplo, los jotes de cabeza negra pueden adquirir *Chlamydia psittaci* cuando interactúan con otras especies de aves que pueden estar infectadas por este patógeno y pueden actuar como portadoras. Algunos ejemplos de



potenciales transmisores son las gaviotas (Franson and Pearson, 1995; Harkinezhad et al., 2009), los jotes de cabeza colorada (*Cathartes aura*) (Straub et al., 2015), múltiples especies de aves rapaces y diferentes aves acuáticas (Harkinezhad et al., 2009; Kaleta and Taday, 2003).

Es importante resaltar que se aisló *Salmonella* Typhi en individuos capturados en el basurero, pero no en individuos capturados en la estepa patagónica. Esta especie de bacteria es un patógeno humano importante que causa fiebre tifoidea (Bhutta, 2006), siendo las heces humanas su único reservorio (Ashbolt, 2004; Crump and Mintz, 2010; Kanungo et al., 2008). En humanos, esta enfermedad se caracteriza por fiebre y diarrea con altas tasas de morbilidad y mortalidad alrededor del mundo (Bhutta, 2006; Crump and Mintz, 2010). Además, después de que la infección es superada, los humanos pueden permanecer como portadores y pueden continuar excretando el patógeno por semanas o incluso años (Lin et al., 2000). En el basurero estudiado, la basura orgánica se mezcla con basura de los baños (por ejemplo, papel higiénico con heces humanas). Por lo tanto, las aves que se alimentan en este sitio pueden estar expuestas a este patógeno presente en las heces humanas. De hecho, se aisló *Salmonella* Typhi del suelo del basurero estudiado, en la orofaringe y la cloaca de los jotes, sugiriendo que las aves están ingiriendo el patógeno con la fuente contaminada de alimento presente en el basurero. Hay poca información acerca de la presencia de *Salmonella* Typhi en especies de aves globalmente. Aunque fue aislada de material fecal de *Corvus* sp. en un sitio urbano en Malasia (Yong et al., 2008) y de Passeriformes en los Estados Unidos, provenientes de eventos de mortalidad masiva (Hall and Saito, 2008). Hasta donde se conoce, esta es la primera vez que este patógeno es aislado en jotes de cabeza negra, particularmente de orofaringe. Es claro que la *Salmonella* Typhi es un patógeno humano asociado con condiciones de higiene deficientes y transmitido a través de agua o comida contaminada (Ashbolt, 2004; Bhutta, 2006). Por lo tanto, este notable resultado es altamente relevante y tiene implicancias potenciales en la salud pública (Carvalho et al., 2003; Tizard, 2004), especialmente porque los jotes de cabeza negra seleccionan sitios antropogénicos (Barbar et al., 2015), teniendo la potencialidad de dispersar patógenos en estas áreas.



Es preocupante el hecho de que también se encontraron individuos colonizados con *Salmonella* Paratyphi A, otro importante patógeno humano, en el basurero pero también en la estepa. Este patógeno produce un síndrome llamado fiebre entérica, con epidemiología y características similares a la fiebre tifoidea. Dado que el principal reservorio de *Salmonella* Paratyphi A son las heces humanas (Kanungo et al., 2008), los jotes de cabeza negra pueden haber adquirido este patógeno en algún sitio antropogénico, incluyendo los basureros. Dado que estas aves carroñeras pueden moverse desde sitios antropogénicos hasta áreas silvestres (Plaza and Lambertucci, 2018, ver Capítulo 2), se necesita más investigación para evaluar si los jotes de cabeza negra pueden moverse y dispersar patógenos humanos con ellos, como la *Salmonella* Typhi y la *Salmonella* Paratyphi A, a través de distintos ambientes. Sin embargo, hasta la fecha no existe evidencia científica que pruebe que las aves carroñeras pueden transmitir patógenos a otras especies, incluidos los seres humanos (Plaza et al. submitido). De hecho, existe evidencia de que estas especies de aves podrían regular la dispersión de enfermedades por medio de diferentes mecanismos fisiológicos (Plaza et al. submitido).

Finalmente, el origen presumible de *Salmonella enterica* sub sp. *arizonae* que se encontró en un individuo de la estepa puede estar asociado con la ingestión de algunas especies de reptiles, las que pueden ser portadoras de esta bacteria (Hall and Rowe, 1992) y son parte de la dieta de los jotes negros en esta área (Ballejo and de Santis, 2013). Asimismo, la presencia de esta especie de bacteria en el suelo del basurero puede estar asociada con la presencia de reptiles en este sitio (Plaza and Lambertucci, 2017) o a excretas contaminadas con este microorganismo, proveniente de los jotes u otras especies que forrajean en este basurero (ej. gaviotas, roedores etc.). El aislamiento de *Salmonella arizonae* en jotes de cabeza negra es otro hallazgo interesante para tener en cuenta, dado que esta especie de bacteria puede producir enfermedades en aves pero también en humanos. Por ejemplo, la *Salmonella arizonae* está asociada con enfermedades en pollos parrilleros (Silva et al., 1980). Además de esto, se informó que esta especie de bacteria está asociada con enfermedades en las personas que sufren alteraciones en el sistema inmune (Noskin and Clarke, 1990), pero también en niños debido al contacto con reptiles mantenidos como mascotas (Kolker et al., 2012).



Varias especies de animales explotan basureros alrededor del mundo y muchas de ellas tienen alta movilidad (Plaza and Lambertucci, 2017; Rideout et al., 2012, Capítulo 1). Por lo tanto, la exposición a los patógenos en basureros puede afectar a múltiples especies globalmente, lo que amerita especial atención. Nuestros resultados sugieren que el potencial de exposición y diseminación de patógenos puede existir. Las aves que buscan su alimento en basureros tienen el potencial de moverse largas distancias si sufren escasez de alimento, interactuando con otras especies, incluida la humana (Plaza and Lambertucci, 2017). Como consecuencia, este estudio es importante tanto para los jotes de cabeza negra como también para otras especies, inclusive especies amenazadas como el cóndor andino (*Vultur gryphus*), que en esta área de estudio no explota basureros, pero busca su alimento con los jotes de cabeza negra en lugares prístinos (Carrete et al., 2010). Sin dudas, se necesita más investigación para evaluar si estas especies pueden ser afectadas por las bacterias que los jotes adquieren en diferentes sitios antrópicos, lo que podría tener consecuencias desconocidas para los individuos y las poblaciones.

5-CONCLUSIONES

Los resultados de este capítulo sugieren que los jotes de cabeza negra, que toleran y eligen hábitats antropogénicos, pueden estar expuestos a patógenos zoonóticos como la *Salmonella* spp. y la *Chlamydia psittaci*. Algunas de estas especies zoonóticas, como *Salmonella* spp., podrían ser adquiridas en sitios antrópicos como los basureros, aunque se necesitan más muestreos para determinar el origen de estos patógenos. Esto pone a otras especies y al ser humano en riesgo si estas aves las dispersan. Por lo tanto, este capítulo resalta la necesidad de más atención por parte de los referentes de la salud pública y de mejores políticas del manejo de residuos. En este sentido, una reducción de la exposición de la fauna silvestre a la basura orgánica es necesaria, particularmente reduciendo la posibilidad de que estos animales actúen como portadores de los patógenos. Esto es muy relevante dado que algunos de los patógenos que se encontraron pueden producir enfermedades severas en humanos, incluso llevándolos a la muerte.

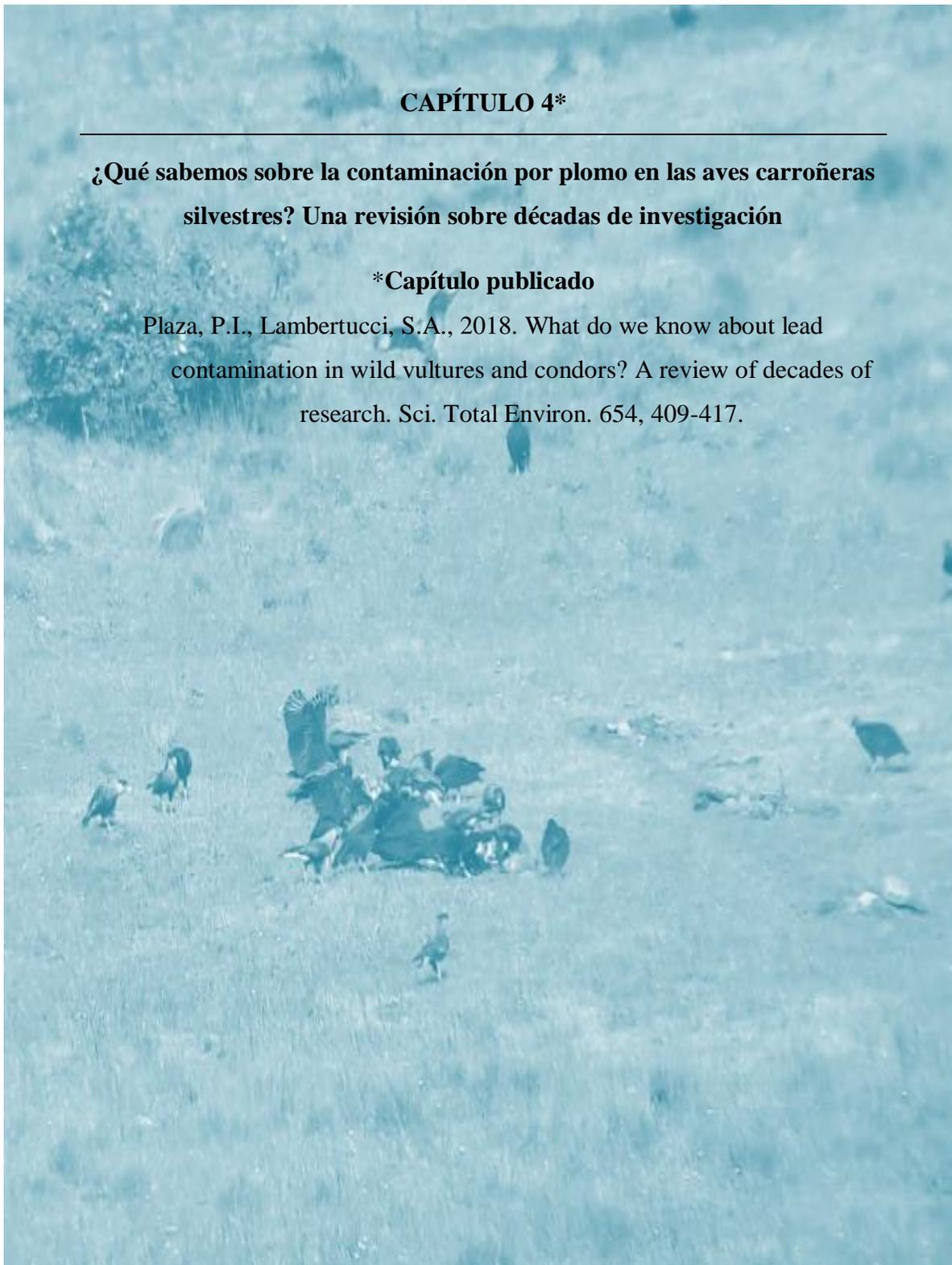


CAPÍTULO 4*

¿Qué sabemos sobre la contaminación por plomo en las aves carroñeras silvestres? Una revisión sobre décadas de investigación

***Capítulo publicado**

Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2018. What do we know about lead contamination in wild vultures and condors? A review of decades of research. *Sci. Total Environ.* 654, 409-417.



RESUMEN

Las aves carroñeras son uno de los grupos de aves más amenazados en todo el mundo debido a los impactos y perturbaciones de origen antrópico. De hecho, actualmente el 70% de las especies de aves carroñeras están sufriendo impactos debidos a diferentes amenazas, siendo la contaminación por plomo particularmente importante. Desafortunadamente, la contaminación por plomo en estas especies está muy poco estudiada en muchas regiones del mundo. En este capítulo, se analizó el conocimiento científico existente sobre esta amenaza en las aves carroñeras de todo el mundo. Se encontraron 62 artículos científicos que estudian la contaminación por plomo en aves carroñeras. El 72% de estos artículos tuvieron origen en América del Norte y Europa, el resto correspondió a Asia (13%), Sudamérica (8%), y África (7%). La mayoría (92%) fueron publicados recientemente (2001-2018). Los artículos publicados incluyen información sobre 13 especies de aves carroñeras, de un total de 23, tanto del viejo (9) como el nuevo mundo (4). El 88% de los artículos mostraron individuos con concentraciones de plomo por sobre el nivel umbral en algunos tejidos muestreados, con las aves carroñeras del nuevo mundo (*Cathartidae*) tendiendo a estar más afectadas que las del viejo mundo (*Accipitridae*). La fuente de plomo más sospechada pero raramente probada fue la munición de plomo, pero otras fuentes como la polución o la industria también fueron citadas. Es preocupante que la contaminación por plomo es considerada una amenaza relevante solo para el 8% (2/23) de las especies de aves carroñeras de acuerdo a la lista roja del IUCN. Los resultados de este capítulo muestran que la contaminación por plomo es una amenaza importante para al menos 13 especies de aves carroñeras en todo el mundo, pero permanece sin diagnóstico y poco reconocida en algunas especies y áreas geográficas. El efecto de este contaminante en la demografía de estas especies no está bien entendido, pero amerita particular atención ya que podría estar llevando a un decline poblacional en muchas de las especies pertenecientes a este grupo.



1-INTRODUCCIÓN

La contaminación por plomo es un problema ampliamente distribuido que impacta la salud de diferentes especies de aves alrededor del mundo (Fisher et al., 2006; Haig et al., 2014; Kendall et al., 1996; Pain et al., 2009). De hecho, millones de aves mueren anualmente como consecuencia de este metal tóxico, habiendo alcanzado 3.000.000 de muertes solamente en los Estados Unidos, antes de la prohibición de las municiones de plomo (Bellrose, 1959). Diferentes fuentes de plomo como la polución (Sriram et al., 2018), las plomadas de pesca (Haig et al., 2014), las actividades mineras y la industria pueden impactar a las especies de aves (Plaza et al., 2018a). Sin embargo, la fuente actual más importante de plomo que afecta a las poblaciones de aves alrededor del mundo es la munición de plomo producida por las actividades de caza (Burger, 1995; Cade, 2007; Fisher et al., 2006; Pain et al., 2009). Esto puede estar relacionado al hecho de que la munición de plomo aún permanece sin regularse en la mayoría de las regiones del mundo (Avery and Watson, 2009; Plaza et al., 2018a), a diferencia de otras fuentes de plomo como la gasolina y la pintura, las que fueron ampliamente reguladas (Stroud, 2014). La vía de exposición primaria a este metal tóxico es la ingestión (De Francisco et al., 2003; Krone, 2018), y de acuerdo a los niveles de plomo alcanzados en diferentes tejidos y órganos, el impacto en la salud varía desde efectos sub-clínicos (ej. cambios hematológicos sutiles), hasta alteraciones patológicas serias y letales (ej. alteraciones en el sistema nervioso y muerte) (De Francisco et al., 2003; Ferreyra et al., 2015; Haig et al., 2014).

Las aves carroñeras habitan en el nuevo mundo (América, familia Cathartidae) y en el viejo Mundo (Europa, Asia y África, familia Accipitridae). Son uno de los grupos aviarios más amenazados alrededor del mundo debido a diferentes actividades y disturbios producidos por los seres humanos (Ogada et al., 2012). De hecho, aproximadamente el 70 % de las especies que pertenecen a este grupo sufren problemas de conservación significativos que están llevando a un declive poblacional (Ogada et al., 2012). Esto es preocupante dado que las aves carroñeras proveen un servicio ecosistémico importante, limpiando el medio ambiente de animales muertos y materia orgánica, lo que a su vez podría disminuir la propagación de enfermedades (Markandya et al., 2008; Moleon et al., 2014). La contaminación y exposición



al plomo parecen ser importantes problemas medioambientales que amenazan a las poblaciones de estas especies alrededor del mundo (Finkelstein et al., 2012; Garbett et al., 2018; Kenny et al., 2015a; Lambertucci et al., 2011). Sin embargo, no existe un análisis comprensivo de la información científica disponible que posicione esta amenaza en contexto para la totalidad de este grupo. Además, el grado en el que la contaminación por plomo está impactando a las diferentes especies de aves carroñeras en distintas áreas geográficas no está claro.

En este capítulo, se analizó la literatura científica sobre la contaminación por plomo en especies de aves carroñeras para evaluar el impacto del plomo para cada especie y en diferentes regiones del mundo. Para esto, se realizó una búsqueda bibliográfica sobre este tema utilizando distintos buscadores y bases de datos. Se puntualizó en la localización de los estudios existentes, el año de publicación, las especies estudiadas, el tipo de muestra utilizada para diagnosticar la contaminación por plomo, las concentraciones de plomo encontradas en los diferentes tejidos muestreados y el origen presunto del plomo. Además, se evaluó en la lista roja de IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) si la contaminación por plomo es considerada una amenaza para las diferentes especies de aves carroñeras y para cada especie que se encontró en los artículos revisados. Finalmente, se analizaron los diferentes tópicos de investigación a los que los artículos revisados hacían referencia.

2-MATERIALES Y METODOLOGÍA

Se compiló la información disponible sobre la contaminación y/o intoxicación por plomo en aves carroñeras globalmente, desde que el primer artículo sobre el tema que fue publicado (1986), hasta septiembre de 2018 realizando una búsqueda en Google Scholar (www.scholar.google.com) y Scopus (www.scopus.com). Se utilizaron diferentes combinaciones de términos relevantes en idioma inglés sin restricción en el año de publicación. Primero se realizaron dos búsquedas generales con los siguientes términos: 1) buitre O "ave * carroñera" Y plomo O "envenenamiento por plomo" O "Pb" O "contaminación por plomo" O "exposición al plomo"; 2) buitre O "ave*carroñera " O



“cóndor” Y “plomo” O "envenenamiento por plomo" O "Pb" O "contaminación por plomo" O "exposición al plomo". Luego se realizaron las siguientes búsquedas adicionales: buitres Y “contaminación por plomo”, “ave carroñera” Y “envenenamiento por plomo”, buitres Y “toxicidad del plomo”, “ave carroñera” Y “toxicidad del plomo”, cóndor Y “envenenamiento por plomo” y cóndor Y “toxicidad del plomo”. Se evaluaron todos los resultados de las búsquedas en Scopus y los primeros 1000 resultados de cada búsqueda en Google Scholar para determinar su relevancia. Luego se seleccionaron todos los artículos que estudiaban contaminación por plomo o envenenamiento en aves carroñeras para determinar su relevancia para nuestro estudio. Finalmente, se examinaron las referencias de los artículos que se revisaron buscando artículos adicionales no encontrados en las diferentes búsquedas. Se excluyeron artículos que no evaluaban concentraciones de plomo, artículos que estudiaban solamente individuos que pasaron toda su vida en cautiverio, informes técnicos, capítulos de libros y literatura gris.

De cada trabajo se extrajo información sobre la localización geográfica, año de publicación, especies estudiadas, tipo de muestra utilizada para analizar las concentraciones de plomo, concentraciones de plomo informadas y fuentes de plomo sospechadas o confirmadas. También se realizó una búsqueda en la lista roja de IUCN (IUCN, 2017) para analizar si la contaminación por plomo estaba citada como una amenaza mayor que afecta a las diferentes especies de aves carroñeras y para cada especie que se encontró en los artículos que se revisaron. Finalmente, se analizaron los principales temas de investigación que los artículos revisados mencionaban. Para comparar las concentraciones de plomo encontradas en los artículos revisados, se convirtieron todos los resultados informados a mg/kg peso seco (dw) ($1 \mu\text{g/g} = 1 \text{ ppm} = 1 \text{ mg/kg}$). Para convertir peso húmedo (ww) a peso seco se utilizaron los siguientes factores de corrección: $1 \mu\text{g/g}$ de peso húmedo equivale a aproximadamente a $4,6 \mu\text{g/g}$ de peso seco para sangre, $3,1 \mu\text{g/g}$ de peso seco para el hígado, $4,3 \mu\text{g/g}$ de peso seco para el riñón, y $1,2 \mu\text{g/g}$ de peso seco para el hueso (Franson and Pain, 2011; Krone, 2018). Se utilizaron como niveles umbrales (mínimo nivel de plomo donde los efectos subclínicos nocivos aparecen en aves): $0,69 \text{ mg/kg dw}$ para sangre (Espín et al., 2015), $6,2 \text{ mg/kg dw}$ para hígado (Franson and Pain, 2011), $8,6 \text{ mg/kg dw}$ para riñón (Franson and Pain, 2011),



10 mg/kg dw para hueso (Pain, 1996) y 4 mg/kg dw para plumas (Burger and Gochfeld, 1994).

3-RESULTADOS

Se encontraron 62 artículos científicos referidos a contaminación por plomo en especies de aves carroñeras alrededor del mundo. El 92% (57/62) de los artículos encontrados fueron publicados desde 2001 hasta 2018 (Apéndice 2). El 72% (45/62) de esos artículos provenían de América del Norte (42%, 26/62) y Europa (30 %, 19/62). Sin embargo, existían también artículos de Asia (13%; 8/62), Sudamérica (8%, 5/62), y África (7%, 4/62) (Figura 4.1). En América del Norte, la gran mayoría de los artículos provenían de los Estados Unidos (88 %, 23/26), y en Europa la mayoría de los artículos provenían de España (79%, 15/19) (Apéndice 3). Los estudios incluían información sobre 13 de las 23 especies de aves carroñeras, 4 especies (de un total de 7) pertenecientes a la familia Cathartidae (aves carroñeras del Nuevo Mundo) y 9 (de un total de 16) pertenecientes a la familia Accipitridae (aves carroñeras del Viejo Mundo). En cuanto al estado de conservación, 4 especies encontradas están clasificadas como “Critically endangered” (Peligro crítico), 3 “Endangered” (En peligro), 3 “Near threatened” (Cercana a la amenaza) y 3 “Least concern” (Preocupación menor) (IUCN, 2017) (Apéndice 3). La Lista Roja de IUCN mencionó a la contaminación por plomo como una amenaza de relevancia en solo 8 % (2/23) de las diferentes especies de aves carroñeras y en solo 15 % (2/13) de las especies reportadas en los artículos revisados (Apéndice 2).



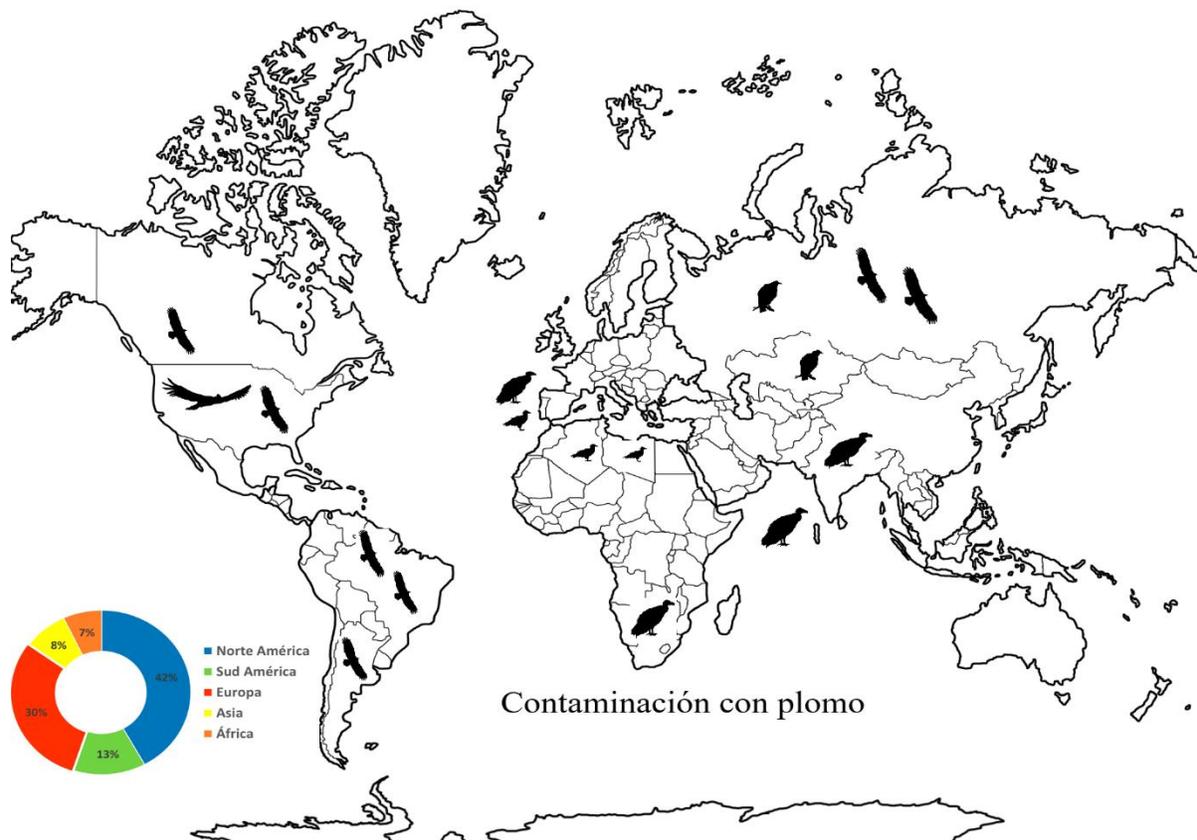


Figura 4.1: Mapa mostrando la localización de los trabajos sobre contaminación por plomo en las diferentes especies de aves carroñeras. En el círculo se muestran el porcentaje de artículos provenientes de cada región (mapa extraído de Plaza and Lambertucci, 2019).

La fuente de plomo más frecuentemente informada fue la munición, aunque en pocas ocasiones se comprobó esta información a partir de estudios diseñados con ese fin. Algunos artículos informaron otras fuentes de plomo como la minería y la polución (Apéndice 2). La fuente de plomo fue confirmada a través de la técnica de análisis de isótopos en solo 13% (8/62) de los estudios (Apéndice 3). Diferentes tipos de muestras fueron utilizados para diagnosticar contaminación por plomo. El tipo de muestra más común utilizado en los artículos que se revisaron fue la sangre (n=38), seguida por el hígado (n=17), hueso (n=16), riñón (n=11), y plumas (n=8). Algunos estudios también incluían muestras de músculo (n=4), cerebro (n=3), corazón (n=2), plasma-suero (2) pulmón (n=1), grasa (n=1), comida regurgitada (1), y contenidos del estómago (n=1).



Las concentraciones de plomo informadas en las aves variaron desde niveles indetectables hasta altas concentraciones. Algunas de las concentraciones de plomo medias informadas en sangre (Fig. 4.2), hígado (Fig. 4.3), riñón (Fig. 4.4) y hueso (Fig. 4.5) mostraron valores sobre los niveles umbral. En el caso de las plumas, los valores medios informados estuvieron todos debajo de los niveles umbral (Fig. 4.6). Los máximos valores informados mostraron individuos con niveles de plomo compatibles con envenenamiento severo en cada tejido muestreado (Fig. 4.7).

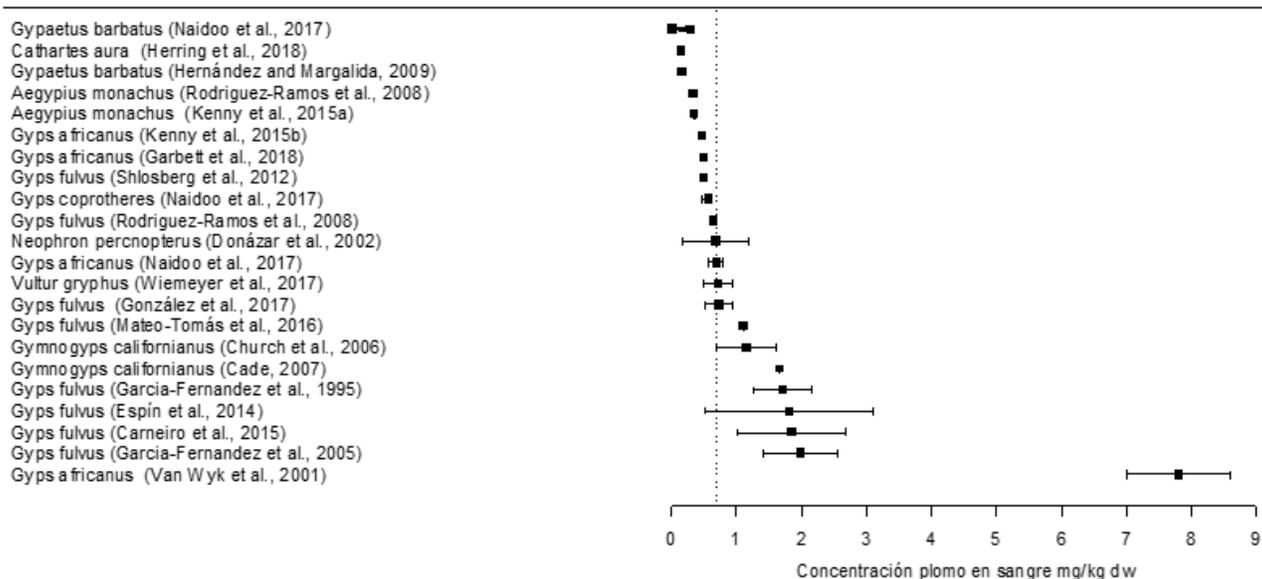


Figura 4.2: Concentraciones de plomo en sangre (media \pm SE) informadas en los artículos revisados. Las concentraciones están expresadas en mg/kg dw. La línea de puntos vertical marca el nivel umbral para este tejido.



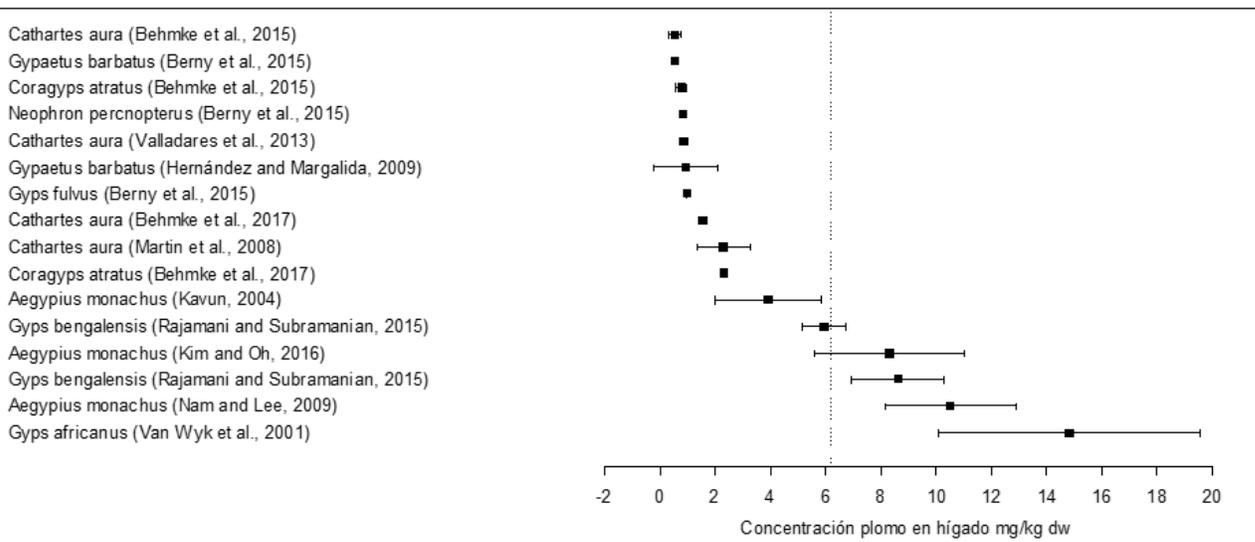


Figura 4.3: Concentraciones de plomo en hígado (media \pm SE, o mediana en el caso de Beryny et al., 2015) informadas en los artículos revisados. Las concentraciones están expresadas en mg/kg dw. La línea de puntos vertical marca el nivel umbral para este tejido.

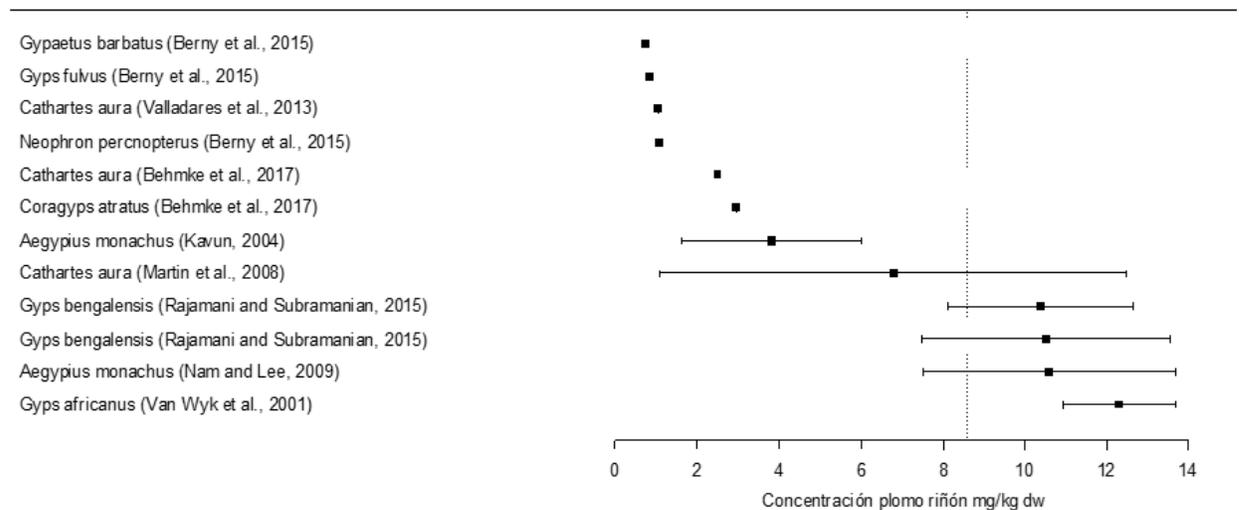


Figura 4.4: Concentraciones de plomo en riñón (media \pm SE, o mediana en el caso de Beryny et al., 2015) informadas en los artículos revisados. Las concentraciones están expresadas en mg/kg dw. La línea de puntos vertical marca el nivel umbral para este tejido.



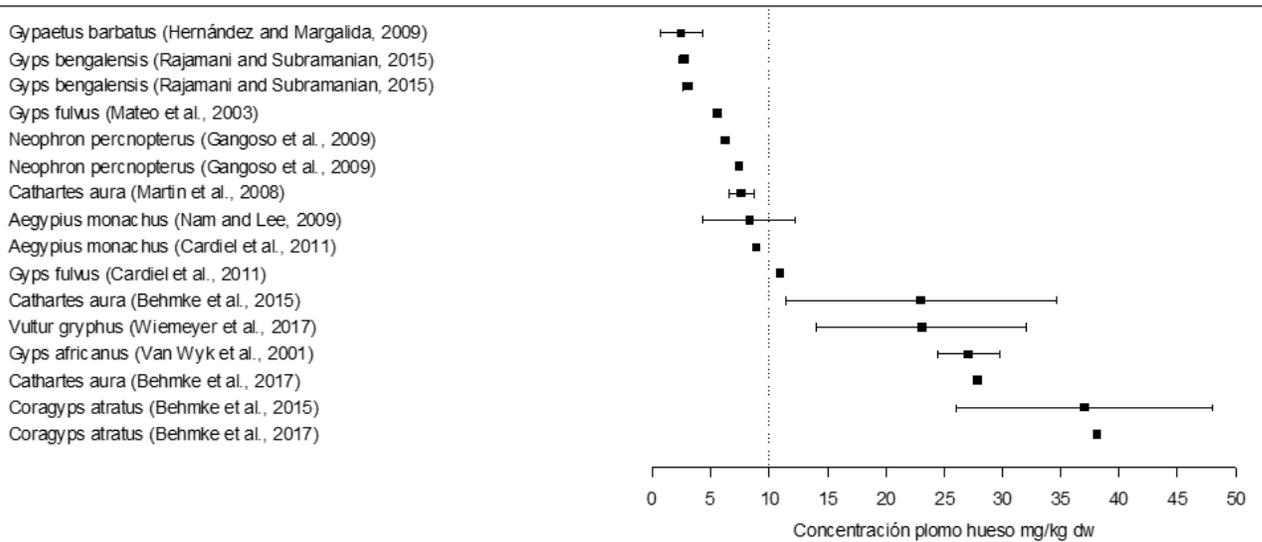


Figura 4.5: Concentraciones de plomo en hueso (media \pm SE) informadas en los artículos revisados. Las concentraciones están expresadas en mg/kg dw. La línea de puntos vertical marca el nivel umbral para este tejido.

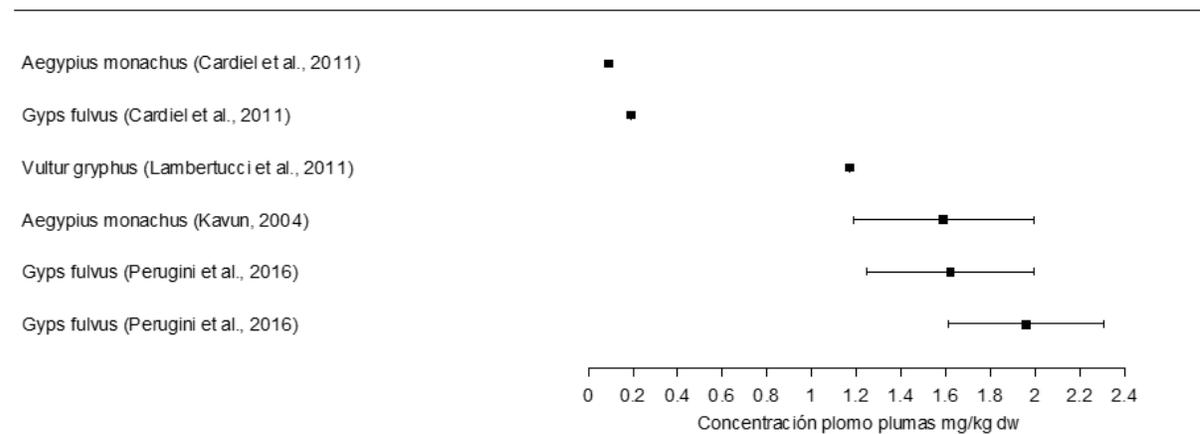


Figura 4.6: Concentraciones de plomo en plumas (media \pm SE) informadas en los artículos revisados. Las concentraciones están expresadas en mg/kg dw.



Las aves carroñeras del nuevo mundo (Cathartidae) mostraron concentraciones máximas más altas que las del viejo mundo (Accipitridae) en sangre, hueso, plumas y riñón, pero no en hígado, para lo cual las aves carroñeras del viejo mundo mostraron valores más altos (Fig. 4.7). Alrededor del 88% (55/62) de los estudios mostraron individuos con concentraciones sobre los niveles umbrales conocidos (Apéndice 2).

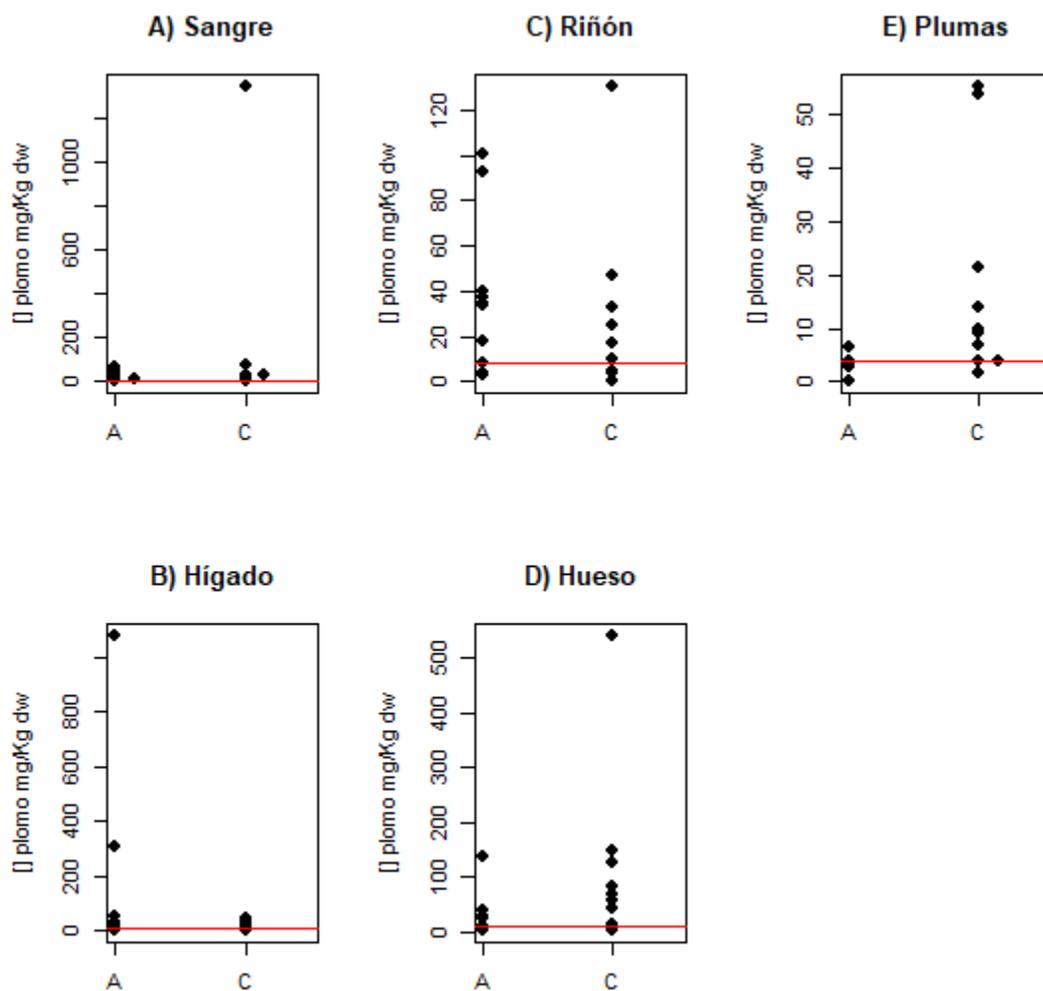


Figura 4.7: Niveles máximos de plomo encontrados en los diferentes tejidos de aves carroñeras. Cathartidae (C) y Accipitridae (A). La línea roja muestra el nivel umbral para cada tejido.

Los diferentes temas de investigación estudiados en los artículos que se encontraron incluían: 1) concentraciones de plomo en poblaciones de aves carroñeras silvestres, 2) alteraciones



patológicas asociadas con esta amenaza, 3) el uso de especies de aves carroñeras como especies sustitutas, 4) informes de casos de envenenamiento con plomo en individuos silvestres admitidos en centros de rehabilitación, 5) evaluación de fuentes de plomo a través de isótopos, 6) patrones de movimiento utilizando equipos GPS y contaminación por plomo, y 7) eventos de mortalidad probablemente asociados a la contaminación por plomo.

4-DISCUSIÓN

4.1 INFORMACIÓN GEOGRÁFICA DISPONIBLE

Se encontró que la mayor parte de la información disponible sobre la contaminación por plomo en especies de aves carroñeras proviene del hemisferio norte, y que muchos de los artículos fueron publicados en las dos últimas décadas. Esto indica que el estudio de la contaminación por plomo en aves carroñeras comenzó recientemente, comparado con otros grupos aviarios como los Anseriformes (Bellrose, 1959; Mudge, 1983), y principalmente en regiones desarrolladas del mundo. Esto no resulta sorprendente dado que las regiones desarrolladas producen la gran mayoría de la información y de las publicaciones científicas (King, 2004). Los Estados Unidos y España tuvieron la mayoría de las publicaciones sobre este tema. En los Estados Unidos, esto era esperable ya que la contaminación por plomo es la amenaza principal para la supervivencia y la recuperación del emblemático y críticamente amenazado cóndor californiano (*Gymnogyps californianus*) (Finkelstein et al., 2012; Rideout et al., 2012). En España, el gran número de publicaciones puede estar relacionado al hecho de que la mayoría de los buitres europeos viven en este país (Ferguson-Lees and Christie, 2001; Margalida et al., 2010), y porque las actividades de caza son significativas en esta región (Herruzo and Martínez-Jauregui, 2013).

Estudios recientes sugieren que la contaminación por plomo en aves carroñeras es probablemente un problema de conservación ampliamente distribuido (Garbett et al., 2018; Plaza et al., 2018a; Rajamani and Subramanian, 2015; Wiemeyer et al., 2017). Sin embargo, los resultados de esta revisión señalan un importante sesgo geográfico que debe ser considerado, dado que esta importante amenaza y sus consecuencias a nivel de los individuos y de las poblaciones pueden no estar diagnosticadas en muchas partes del mundo. En este



sentido, se necesita más información científica para evaluar la verdadera magnitud de la contaminación por plomo en este grupo de aves en diferentes regiones geográficas, particularmente en Asia, Sudamérica y África.

4.2 ESPECIES DE AVES CARROÑERAS ESTUDIADAS

Esta revisión muestra que la contaminación por plomo ha sido estudiada en 13 especies de aves carroñeras alrededor del mundo. Esto representa solo el 56 % (13/23) de todas las especies pertenecientes a este grupo aviar. La gran mayoría de los estudios fueron realizados en el cóndor californiano, el buitre leonado (*Gyps fulvus*) y el jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*). Es alarmante que la lista roja de la IUCN no considera a la contaminación por plomo un problema de conservación relevante para la mayoría de las especies de aves carroñeras, con la excepción del cóndor californiano y el buitre egipcio (*Neophron percnopterus*), en los cuales este metal tóxico está señalado como una amenaza importante. Por lo tanto, que no exista información para casi la mitad de las especies de aves carroñeras, muchas de las cuales están amenazadas resulta preocupante. Además, para la mayoría de las especies la contaminación por plomo no es percibida como una amenaza a la conservación importante en algunas regiones del mundo, aunque nuestros resultados sugieren claramente que lo podría ser.

Asimismo, es importante resaltar que hay escasez de conocimiento sobre diferentes susceptibilidades a la contaminación por plomo entre las especies de aves carroñeras. La poca información disponible proviene del jote de cabeza colorada y del cóndor andino (*Vultur gryphus*), y está basada en estudios experimentales en cautiverio (Carpenter et al., 2003; Pattee et al., 2006). Esos estudios sugieren que algunas especies son más resistentes a la intoxicación por plomo que otras. Sin embargo, hay poca información sobre la susceptibilidad de cada especie de ave carroñera a esta amenaza y esto amerita especial atención en futuras investigaciones.

4.3 MUESTRAS, LA NECESIDAD DE UNIFICACIÓN



Esta revisión muestra que la contaminación por plomo fue diagnosticada en diferentes tipos de muestras (sangre, hueso, plumas, hígado, riñón, músculo, cerebro y corazón). Cabe destacar que las concentraciones informadas en algunos tejidos como el hígado y el riñón fueron realizadas en individuos encontrados muertos, lo que puede producir prevalencias sesgadas de individuos sobre el nivel umbral de contaminación por plomo. Por otro lado, algunos de estos tejidos como el músculo, el corazón y el cerebro no son comúnmente utilizados para evaluar la contaminación por plomo, y no son un proxy útil para evaluar bioacumulación. Además, los niveles umbrales para estos tejidos en este grupo de aves no están bien definidos (Espín et al., 2016). Para producir información comparable o complementaria es importante unificar criterios para el tipo de muestra utilizada. La sangre puede ser útil para estudiar exposición aguda en aves vivas, mientras que el hígado y el riñón pueden ser útiles para estudiar esta exposición en aves muertas (Espín et al., 2014). Las plumas son muy útiles como muestras no invasivas en aves vivas, y los huesos pueden ser utilizados en aves vivas y muertas para evaluar la exposición crónica al plomo (García-Fernández et al., 1995; Plaza et al., 2018a; Wiemeyer et al., 2017). Una combinación de muestras en aves vivas permite un examen temporal, lo que es útil para inferir la contaminación presente en los individuos y su ambiente (Finkelstein et al., 2010; Wiemeyer et al., 2017).

4.4 LA CONSERVACIÓN DE AVES CARROÑERAS Y EL PLOMO

Los resultados revelan que casi todos los estudios (88%) que evaluaron la contaminación por plomo en aves carroñeras muestran individuos con concentraciones de plomo por encima de los niveles umbrales. De hecho, algunos valores medios informados en sangre, hígado, riñón y hueso claramente excedían los niveles umbrales, y el rango de las concentraciones de plomo incluía valores máximos que mostraban intoxicación severa. Estos resultados muestran que la contaminación por plomo impacta la salud de diferentes especies de aves carroñeras tanto del viejo mundo (*Accipitridae*), como del nuevo mundo (*Cathartidae*). Además, las especies de la familia *Cathartidae* parecen estar más afectadas que los *Accipitridae*, mostrando mayores concentraciones máximas de plomo en diferentes tejidos. Sin embargo, esto puede ser



tendencioso como consecuencia de los altos valores informados en una sola especie, el cóndor californiano.

Los impactos en la salud producidos por la contaminación por plomo dependen de las concentraciones alcanzadas. Por ejemplo, bajas concentraciones de plomo producen efectos nocivos en la salud de las aves, como la inhibición de enzimas que son importantes para funciones metabólicas (Espín et al., 2015). Pero cuando el plomo se incrementa, los sistemas nervioso, reproductivo, inmune, urinario y digestivo se ven afectados (Burger, 1995; Burger and Gochfeld, 1994; Haig et al., 2014; Kendall et al., 1996; Pain et al., 2009). En el caso de envenenamiento agudo, pueden ocurrir diferentes alteraciones clínicas como debilidad, ceguera, respiración dificultosa, diarrea, depresión, alas caídas, falta de coordinación, parálisis de las piernas y el buche, y convulsiones (Krone, 2018). Por otro lado, la pérdida de peso, alteraciones reproductivas, disfunciones en el sistema inmune, anormalidades comportamentales, movimientos alterados y variaciones migratorias, y la cambios en la mineralización de huesos son las alteraciones de salud más comunes en envenenamientos crónicos (Burger, 1995; De Francisco et al., 2003; Ecke et al., 2017; Kendall et al., 1996; Krone, 2018). Sin embargo, el desenlace de la toxicidad con plomo tanto aguda como crónica es en muchos casos la muerte (Krone, 2018).

4.5 PRINCIPALES TEMAS DE INVESTIGACIÓN

4.5.1 ESTUDIOS SOBRE POBLACIONES DE AVES CARROÑERAS

La contaminación por plomo en poblaciones de aves carroñeras silvestres ha sido estudiada en todos los continentes donde estas existen, principalmente en relación a las actividades de caza, pero también a otras fuentes de plomo. Por ejemplo, se informó contaminación por plomo en el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) de los Pirineos (España y Francia), con altas concentraciones de plomo en sangre, hígado y hueso durante la temporada de caza (Hernández and Margalida, 2009). Altos niveles de contaminación por plomo asociados con municiones también fueron diagnosticados en buitres leonados de España, Portugal y Francia utilizando diferentes muestras de tejido como hígado, riñón, hueso, y sangre (Berny et al., 2015; Carneiro et al., 2015; Espín et al., 2014; Garcia-Fernandez et al., 2005; Mateo et al.,



2003; Mateo-Tomás et al., 2016). Sin embargo, un estudio sobre esta misma especie en Italia encontró concentraciones de plomo en pluma menores al nivel umbral (Perugini et al., 2016). La contaminación por plomo también fue estudiada en el buitre egipcio en España, Francia, y Grecia y en todos los casos se informaron concentraciones mayores al nivel umbral en algunos individuos, probablemente asociados con municiones (Berny et al., 2015; Bounas et al., 2016; Donázar et al., 2002).

En África y Asia, algunas especies de aves carroñeras están expuestas a contaminación por plomo. Por ejemplo, los buitres dorsiblancos (*Gyps africanus*) muestreados en Sudáfrica tenían altas concentraciones de plomo en sangre y otros tejidos excediendo ampliamente el nivel umbral (Van Wyk et al., 2001). En Botsuana, se encontraron valores de plomo superiores al nivel umbral en sangre en la misma especie asociados con actividades de caza (Garbett et al., 2018; Kenny et al., 2015b). Contaminación por plomo superior al nivel umbral también ha sido registrada en el buitre del cabo (*Gyps coprotheres*) (Naidoo et al., 2017; Van Wyk et al., 2001), y en el buitre orejudo (*Torgos tracheliotos*) en Sudáfrica (Van Wyk et al., 2001). En Asia, los buitres indios (*Gyps indicus*) (Kushwaha, 2016) y los buitres bengalíes (*Gyps bengalensis*) (Rajamani and Subramanian, 2015) de la India sufrieron contaminación por plomo, probablemente asociada a la polución generada por actividades humanas. Así también, los buitres negros (*Aegypius monachus*) tenían altas concentraciones de plomo en sangre y en hígado, siendo más alta en individuos capturados en Corea, que en Mongolia, debido a los altos niveles de actividades de caza en el primer país (Kenny et al., 2015a; Kim and Oh, 2016). Finalmente, también se encontró contaminación por plomo en buitres leonados de Israel (Shlosberg et al., 2012).

En América del Norte y Sudamérica, esta problemática existe en especies como el jote de cabeza colorada, el cóndor californiano, el jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*), y el cóndor andino (Behmke et al., 2015; Finkelstein et al., 2012; Valladares et al., 2013; Wiemeyer et al., 2017). Es preocupante que los cóndores californianos y andinos, las especies más emblemáticas de América y con menor tasa reproductiva, son los más impactados por este metal tóxico en esta área geográfica (Finkelstein et al., 2012; Wiemeyer et al., 2017). La contaminación por plomo en América se asoció principalmente con municiones, pero



también con actividades mineras, polución e industrias petroquímicas (Behmke et al., 2015; Bravo et al., 2005; Finkelstein et al., 2012; Lambertucci et al., 2011; Valladares et al., 2013). En resumen, los estudios realizados en aves carroñeras silvestres muestran que la contaminación por plomo es una amenaza en todas las áreas geográficas donde están presentes estas especies. Por lo tanto, este metal tóxico puede ser considerado un factor importante que podría estar llevando a la disminución de poblaciones de estas especies en todo el mundo.

4.5.2 ALTERACIONES PATOLÓGICAS OCULTAS

Algunos estudios mencionan diferentes alteraciones patológicas ocultas producidas por el plomo en diferentes especies de aves carroñeras. Por ejemplo, la contaminación por plomo en los buitres leonados produce un incremento en las especies reactivas de oxígeno, lo que lleva a un daño celular y a potenciales alteraciones en la salud en esta especie, aún a niveles bajos de concentraciones de plomo (Espín et al., 2014). En la misma especie, bajos niveles de contaminación por plomo producen una disminución en la actividad de δ ALAD (δ -ácido aminolevulínico deshidratasa), una enzima esencial para la síntesis del grupo heme y que está implicada en la patogénesis del envenenamiento por plomo (Espín et al., 2015). Estos estudios sugieren que las concentraciones de plomo que *a priori* no son consideradas nocivas pueden producir alteraciones sutiles que afectan el estado de salud de las aves carroñeras. Otro interesante estudio muestra que en los buitres egipcios la contaminación por plomo produce alteraciones en la mineralización del hueso, donde el grado de mineralización disminuye mientras las concentraciones de plomo en sangre aumentan (Gangoso et al., 2009). Esto puede producir alteraciones en la estructura del hueso, incrementando la probabilidad de fracturas (Gangoso et al., 2009). Por lo tanto, existen buenos ejemplos de alteraciones patológicas que están ocultas, o que son difíciles de diagnosticar, y que pueden producir disminuciones en la población de mediano a largo plazo en diferentes especies de aves carroñeras.

4.5.3 PLOMO EN AVES CARROÑERAS UTILIZADAS COMO ESPECIES SUSTITUTAS



Algunos estudios fueron diseñados para evaluar los niveles de plomo en una determinada especie como representante de la contaminación por plomo ambiental o para inferir esta amenaza en otras especies amenazadas. Por ejemplo, Wiemeyer et al. (1986) estudió la contaminación por plomo en jotes de cabeza colorada, así como también en el cóndor californiano y en los ítems alimenticios que consumían para posicionar este problema ambiental en el contexto de la distribución del cóndor. Los jotes de cabeza colorada también fueron estudiados como especie sustituta en el noroeste del Pacífico de los Estados Unidos (Herring et al., 2018). En otro estudio, el plomo de esta misma especie fue evaluado durante y fuera de la temporada de caza para relacionar la contaminación por plomo con la ingestión de carne de presa cazada (Kelly and Johnson, 2011). Las mayores concentraciones de plomo en sangre ocurrieron durante la temporada de caza, y por ende esta especie fue propuesta como una especie indicadora ambiental útil para estudiar esta amenaza. Finalmente, esta especie también fue estudiada para evaluar el efecto de la prohibición de municiones de plomo en California, mostrando que las concentraciones de plomo disminuían notablemente en asociación con este cambio de política (Kelly et al., 2011). Estos estudios sugieren que algunas especies de aves carroñeras, dada su fácil captura y gran abundancia, pueden ser usadas como especies sustitutas para estudiar la contaminación por plomo ambiental o para estudiar la exposición en especies amenazadas. Sin embargo, es importante considerar que este puede no ser siempre el caso (ver Capítulo 5, Plaza et al., 2020). Por lo tanto, el uso de una especie sustituta debe ser evaluado en comparación a otras especies y sus ambientes antes de la aplicación.

4.5.4 PLOMO EN AVES CARROÑERAS EN REHABILITACIÓN

Algunos estudios informaron contaminación por plomo en individuos silvestres que se encontraban en centros de rehabilitación. En estos artículos, los niveles de plomo eran muy altos y compatibles con impactos importantes en la salud de estas aves. Por ejemplo, seis cóndores californianos que sufrían envenenamiento por plomo fueron recibidos y requirieron de terapia de quelación en un zoológico en Fénix, Arizona, con máximas concentraciones de sangre llegando a 6.10 mg/kg ww (Aguilar et al., 2012). La misma situación fue informada por Wynne y Stringfield (2007) en un cóndor californiano con concentraciones de plomo en



sangre de 291.4 mg/kg ww recibido en un zoológico de Los Ángeles para rehabilitación. En España e Israel, hubo informes de envenenamiento por plomo en buitres leonados con altas concentraciones en sangre, hígado y riñón que fueron tratados con quelantes en centros de rehabilitación (González et al., 2017; Horowitz et al., 2014; Mateo et al., 1997; Oliveira et al., 2016; Rodríguez-Ramos et al., 2008). Estos estudios resaltan que las aves carroñeras están altamente expuestas a este metal tóxico, y que los centros de rehabilitación tienen un rol importante en detectar esta amenaza.

4.5.5 EVALUACIÓN DE LA FUENTE DEL PLOMO

Casi todos los artículos revisados sugieren, pero raramente confirman, que las municiones provenientes de las actividades de caza son la fuente más común responsable de la contaminación por plomo en las aves carroñeras alrededor del mundo. Esto está relacionado con los hábitos de búsqueda de alimento de estas especies, dado que se alimentan de carroñas de animales (Ballejo et al., 2017; Costillo et al., 2007). Algunas de estas carroñas son el resultado de actividades de caza, por lo tanto posiblemente contienen fragmentos de plomo (Hunt et al., 2006; Mateo-Tomás et al., 2015). Además, el comportamiento social de estas especies en las carroñas puede tener como resultado que varios individuos sean contaminados en un solo cadáver, incluso individuos de diferentes especies de aves carroñeras (Ogata et al., 2012). En algunas áreas geográficas, como India y Sudamérica, otras fuentes potenciales de plomo que afectan a este grupo aviario serían la polución, las actividades mineras y las industrias petroquímicas (Bravo et al., 2005; Rajamani and Subramanian, 2015; Valladares et al., 2013). Sin embargo, estas fuentes de plomo parecen ser menos relevantes para las aves en comparación con las municiones de plomo (Krone, 2018; Plaza et al., 2018a).

Unos pocos estudios utilizaron isótopos para evaluar la fuente de plomo responsable de la contaminación por plomo en especies de aves carroñeras. Por ejemplo, Lambertucci et al., (2011) utilizando esta técnica, sugirió que la mezcla de municiones de distintas fuentes, una de caza de presas grandes y otra de caza de liebres, es probablemente la fuente de plomo que afecta al cóndor andino en Patagonia. De manera similar, isótopos de plomo sugirieron que las municiones de plomo usadas en actividades de caza son las responsables de la



contaminación por plomo en el cóndor californiano (Church et al., 2006; Finkelstein et al., 2010, 2012, 2014) y en diferentes aves carroñeras en Francia y España (Berny et al., 2015; Mateo-Tomás et al., 2016). Finalmente, esta técnica fue también utilizada para mostrar que fuentes de plomo adicionales, como la gasolina, la polución o el plomo natural, impactan a los jotes de cabeza colorada y negra en Estados Unidos (Behmke et al. 2015).

Algunos estudios relacionaron la presencia de fragmentos de plomo de municiones en el tracto gastrointestinal y de fragmentos de plomo incrustados en tejidos con la contaminación de plomo en aves carroñeras. Por ejemplo, los cóndores andinos con fragmentos de plomo en el tracto gastrointestinal e incrustado en tejidos tendían a tener niveles más altos de plomo comparados a los individuos sin esos fragmentos, y esos niveles indicaban un importante nivel de contaminación (Wiemeyer et al., 2017). De manera similar, los fragmentos incrustados en tejido producidos por la cacería ilegal fueron asociados con la contaminación por plomo en cóndores californianos (Finkelstein et al. 2014). Sin embargo, las municiones incrustadas en tejidos parecen producir menores concentraciones de plomo que los fragmentos de plomo ingeridos (Finkelstein et al. 2014).

En conclusión, la mayoría de los estudios que se revisaron solo sugieren la fuente posible de plomo. Esto es importante dado que la información científica que no es clara, es menos efectiva para producir cambios en las políticas de conservación dirigidas a mitigar los problemas ambientales (Cade, 2007; Plaza et al., 2018a). La investigación futura debe utilizar diferentes métodos para probar el origen del envenenamiento por plomo en aves carroñeras. Esto no solo mejorará el conocimiento científico, sino que también ayudará a convencer a las autoridades, políticos y comunidad de cazadores sobre los impactos negativos de las municiones de plomo y de la necesidad de una práctica de la cacería sin plomo, sustentable y responsable (Kanstrup et al., 2018).

4.5.6 PLOMO Y MOVIMIENTO

La relación entre los niveles de plomo en sangre y los patrones de movimiento fue evaluada en cóndores californianos para comprobar si la contaminación con este metal produce alteraciones de movimiento que pueden ser utilizados para identificar aves envenenadas



(Poessel et al. 2018). Los resultados indican que la contaminación por plomo no lleva a cambios apreciables en los patrones de movimiento de esa especie. Esto se contradice con estudios en otras especies de aves como las águilas reales (*Aquila chrysaetos*), que mostraron alteraciones en el movimiento relacionadas a la contaminación por plomo como por ejemplo alteraciones en la altura del vuelo y el rango de movimiento (Ecke et al., 2017). Este tópico amerita más atención y es oportuno, dado que muchas especies de aves carroñeras están siendo marcadas con dispositivos de GPS y los patrones de movimiento están siendo estudiados en detalle (Alarcón and Lambertucci, 2018a).

4.5.7 EVENTOS DE MORTALIDAD

Algunos estudios evaluaron eventos de mortalidad en diferentes especies de aves carroñeras para corroborar si el plomo u otros contaminantes, como los pesticidas, eran responsables de estos eventos. Por ejemplo, diferentes análisis en buitres negros mostraron que los metales pesados no eran responsables del evento de mortalidad en esta especie en Rusia en 2001-2002 (Kavun 2004). Sin embargo, en la misma especie, el plomo puede haber estado involucrado en un evento de mortalidad en Corea (Nam and Lee, 2009). Algunos estudios en cóndores californianos muestran una clara asociación entre el envenenamiento por plomo y casos de muerte en esta especie (Finkelstein et al., 2012; Wiemeyer et al., 1988). Por ejemplo, la necropsia en el zoológico de San Diego de tres cóndores californianos muertos mostró altos niveles de plomo en el hígado y riñón, compatibles con envenenamiento por este metal (Wiemeyer et al., 1988). Está claro que si esta amenaza no es removida del ambiente, las poblaciones de aves carroñeras silvestres de diferentes especies y áreas geográficas pueden no ser viables, como en el caso del cóndor californiano (Meretsky et al., 2000). Esto también puede aplicarse a otras aves carroñeras facultativas como el pigargo europeo (*Haliaeetus albicilla*), que también se alimenta de carroñas de animales cazados (Nadjafzadeh et al., 2013).

5-CONCLUSIONES

Los resultados de este capítulo muestran que, excepto por América del Norte y Europa, existe poca información sobre la contaminación por plomo en especies de aves carroñeras. Sin



embargo, la contaminación por plomo parece estar presente y ser un importante problema para la conservación de este grupo de aves en todo el mundo. Las concentraciones informadas en los artículos que se revisaron muestran muchos individuos que están altamente afectados por este metal tóxico y que sufren importantes impactos en la salud e inclusive la muerte. Desafortunadamente, pocos estudios fueron diseñados para determinar la fuente de plomo que afecta a las aves carroñeras. Esta información es muy importante, no solo para mejorar el conocimiento científico sino también para ayudar a convencer a las autoridades, los políticos y la comunidad de cazadores sobre los impactos negativos de las municiones de plomo. Existe una necesidad urgente de evaluar los efectos de este contaminante en la demografía de las aves carroñeras, ya que algunas especies pueden estar sufriendo importantes reducciones en sus poblaciones debido a esta amenaza. Las aves carroñeras son una especie de larga vida, especies típicas con estrategia reproductiva lenta (del tipo k), y muchas están en peligro de extinción. Una amenaza silenciosa como el plomo puede producir una disminución de la población a largo plazo, que es difícil de detectar o revertir y, como consecuencia, amerita especial atención.



CAPÍTULO 5*

Comparación de la contaminación por plomo entre aves carroñeras relacionadas que comparten fuentes de alimentos

* Capítulo publicado

Plaza, P.I, Wiemeyer, G., Lambertucci, S.A 2020. Comparison of lead contamination among related scavenging birds sharing food sources: a call for caution when using surrogate species. *Ibis*, <https://doi.org/10.1111/ibi.12815>.



RESUMEN

La contaminación por plomo es un problema global que afecta a una gran cantidad de especies de aves en todo el mundo. Entre los diferentes gremios de aves, las carroñeras están particularmente amenazadas por este metal tóxico. Sin embargo, existe poca información respecto a las diferencias en la exposición a este metal para las diferentes especies de aves carroñeras que cohabitan y comparten fuentes de alimentos. En capítulo se estudió y comparó la contaminación por plomo en dos aves carroñeras estrechamente emparentadas que cohabitan en el noroeste de la Patagonia, el abundante jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) y el amenazado cóndor andino (*Vultur gryphus*). Se midieron las concentraciones de plomo presentes en la sangre para evaluar si la contaminación por plomo afecta a ambas especies de manera similar. Se muestrearon 28 cóndores andinos y 29 jotes de cabeza negra capturados en la misma área de la estepa patagónica. También se tomaron muestras de 16 jotes de cabeza negra capturados en un basurero ubicado a aproximadamente 60 km del sitio de estepa, para estudiar si existe una diferencia en la contaminación del plomo según el sitio de alimentación en esta especie. Los cóndores andinos mostraron concentraciones de plomo en sangre significativamente más altas que los jotes de cabeza negra. No hubo diferencia en las concentraciones de plomo entre los jotes de cabeza negra capturados en la estepa y los capturados en el basurero. La prevalencia y la probabilidad de concentraciones de plomo en sangre sobre los niveles umbrales en sangre (20 µg/dL) fue mayor para los cóndores andinos que para los jotes de cabeza negra, lo que podría producir diferentes efectos negativos en la salud de los cóndores. Esta diferencia en la contaminación por plomo entre las especies estudiadas puede deberse a algunas diferencias en sus hábitos de forrajeo o a diferencias en su susceptibilidad a este metal tóxico. Es necesario tener precaución cuando se utiliza una especie sustituta, como podría ser en este caso el jote de cabeza negra, para inferir la contaminación por plomo para otra amenazada o su entorno, ya que puede subestimar esta amenaza y generar percepciones sesgadas.



1-INTRODUCCIÓN

La contaminación por plomo es un problema global que afecta a una gran cantidad de especies de aves en todo el mundo (Haig et al., 2014; Pain et al., 2009; Plaza and Lambertucci, 2018, Capítulo 4). De hecho, el plomo es uno de los metales más tóxicos conocidos que afectan el estado de salud de diferentes grupos de aves, especialmente las aves carroñeras (De Francisco et al., 2003; Haig et al., 2014; Plaza and Lambertucci, 2018). Hoy en día, la principal fuente de plomo que afecta a las poblaciones de aves en todo el mundo es la ingestión de municiones o fragmentos de bala producidos por las actividades de caza (Cade, 2007; Fisher et al., 2006; Pain et al., 2009; Plaza et al., 2018a; Williams et al., 2018). De acuerdo con las concentraciones de plomo alcanzadas en diferentes tejidos y órganos, los impactos negativos del plomo varían desde cambios sub-clínicos hasta alteraciones patológicas graves y letales (De Francisco et al., 2003; Ferreyra et al., 2015; Haig et al., 2014). Sin embargo, es bien conocido que existen diferentes susceptibilidades a la contaminación por plomo entre las diferentes especies de aves (Beyer et al., 1988; Carpenter et al., 2003; Franson and Pain, 2011; Pattee et al., 2006) que pueden producir diferentes intensidades de contaminación y a su vez diferentes grados de alteraciones de la salud. Estos contrastes entre especies en la contaminación por plomo pueden asociarse a diferencias en la fisiología gastrointestinal, como la acidez estomacal, el tiempo de tránsito gástrico o la eficacia de los sistemas de desintoxicación (Franson and Pain, 2011; Kendall et al., 1996; Krone, 2018). Además, diferencias en los hábitos de alimentación pueden influenciar el grado de contaminación del plomo en las diferentes especies de aves (Nadjafzadeh et al., 2013).

Actualmente, la contaminación por plomo asociada con las municiones es un importante problema de conservación para una especie amenazada como el cóndor andino (*Vultur gryphus*) (Lambertucci et al., 2011; Wiemeyer et al., 2017). No obstante, hay menos información disponible para otras especies de aves carroñeras que cohabitan con los cóndores como el jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*). La distribución geográfica de los jotes de cabeza negra se superpone con la de los cóndores andinos en varias regiones (Ferguson-Lees and Christie, 2001). Además, ambas especies tienen un alto grado de superposición de nichos alimentarios en el sur de Sudamérica (Ballejo et al., 2017). Sin embargo, en comparación con



los cóndores, los jotes de cabeza negra incorporan una mayor proporción de subsidios antropogénicos en sus dietas, como los descartes de la pesca y los mataderos, así como la basura orgánica (Ballejo et al., 2017; Plaza and Lambertucci, 2018). Evaluar la intensidad de la contaminación por plomo en cóndores andinos y jotes de cabeza negra es importante para conocer si el riesgo para estas especies es similar, y tener una idea más acabada de este impacto en el ecosistema. Además, dado que los jotes de cabeza negra son muy abundantes, fáciles de muestrear y pertenecen a la misma familia que los cóndores andinos (Cathartidae), estudiar las diferencias en la contaminación de plomo entre estas especies puede resultar importante para evaluar el uso potencial de los jotes de cabeza negra como especie sustituta, en particular como especie indicadora. Esto podría ser de gran valor para inferir la contaminación de plomo para los cóndores, otras aves carroñeras y su entorno ambiental a escala continental.

En este capítulo, se evaluó y comparó la contaminación por plomo en sangre en jotes de cabeza negra y cóndores andinos del noroeste de la Patagonia Argentina. En el caso de los jotes de cabeza negra, se muestrearon individuos en dos sitios diferentes: a) en la estepa patagónica, y b) en un basurero, ubicado en la periferia de la ciudad de Villa La Angostura. Esto se realizó con el fin de evaluar si la contaminación de plomo es diferente en esta especie dependiendo del sitio de captura. En el caso de los cóndores andinos, se muestrearon individuos solo en la estepa patagónica, en el mismo sitio que los jotes de cabeza negra, dado que los cóndores en esta área geográfica no se alimentan en basureros, pesquerías o mataderos, sino principalmente de carroñas de herbívoros (Lambertucci et al., 2009b). En la Patagonia, las carroñas con fragmentos de municiones de plomo parecen ser la principal fuente de plomo para las aves carroñeras (Lambertucci et al., 2011; Wiemeyer et al., 2017). Además, los jotes de cabeza negra comparten fuentes de alimentos en áreas prístinas con los cóndores andinos (Ballejo et al., 2017). Por lo tanto, la hipótesis de este capítulo es que los jotes de cabeza negra capturados en la estepa están en riesgo de contaminación por plomo en una intensidad similar a los cóndores andinos, por lo cual nuestra predicción es que los jotes de cabeza negra tendrán concentraciones similares de plomo en sangre que los cóndores andinos. Por otro lado, se plantea la hipótesis de que el sitio de forrajeo puede influir en el



grado de contaminación del plomo en los jotes de cabeza negra. Dado que el principal origen del plomo en esta zona es principalmente a partir de las actividades cacería, se predice que los jotes de cabeza negra capturados en el basurero mostrarán concentraciones más bajas de plomo en la sangre en comparación con los jotes capturados en la estepa, ya que su dieta se compone principalmente de basura orgánica, con una menor probabilidad de consumir carroñas de animales cazados en la zona, los cuales podrían incluir fragmentos de municiones de plomo.

2-MATERIALES Y METODOLOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en las provincias de Neuquén y Río Negro (41 ° S y 71 ° W)-Patagonia Argentina. Esta área es una estepa dominada por pastos y arbustos, y limita con el Bosque andino en el oeste (Cabrera, 1971). En la estepa, hay establecimientos ganaderos dedicados a la cría extensiva de ovejas y ganado (Mueller and Cueto, 2005). Además, hay un gran número de mamíferos no nativos introducidos con fines de caza, como el ciervo colorado (*Cervus elaphus*), jabalí (*Sus scrofa*) y la liebre europea (*Lepus europaeus*) que son consumidos por las aves carroñeras (Ballejo et al., 2017; Lambertucci et al., 2011) con el riesgo de ingerir fragmentos de munición de plomo. La temporada de caza se extiende principalmente de abril a agosto, pero las actividades de caza ilegal ocurren durante todo el año y no existen regulaciones relacionadas con el uso de municiones de plomo (Plaza et al., 2018a).

Las principales ciudades en el área de estudio son San Carlos de Bariloche y Villa la Angostura con una población humana de 122.758 y 17.728, respectivamente (INDEC, 2010). Estos asentamientos urbanos producen una gran cantidad de residuos, que se eliminan en los vertederos de Bariloche y Villa La Angostura, respectivamente. En los últimos años, diferentes políticas de manejo de residuos han reducido la disponibilidad de desechos orgánicos en el basurero de Bariloche, y las especies de aves dejaron de usarlo como fuente de alimento. Sin embargo, el basurero en Villa la Angostura tiene una gran cantidad de desechos, que son utilizados como fuente de alimento por los jotes de cabeza negra, pero no



por los cóndores andinos (Plaza and Lambertucci, 2018), probablemente porque los cóndores en esta área son reacios a las estructuras hechas por el hombre (Lambertucci et al., 2009a; Speziale et al., 2008).

2.2 ESPECIES DE ESTUDIO

El cóndor andino es el ave carroñera más grande del mundo (pesa hasta casi 16 kg, envergadura 3 m) (Alarcón et al., 2017; del Hoyo et al., 1994). Esta especie habita en un tramo total norte-sur de 7240 km a lo largo de la Cordillera de los Andes, desde el norte de Venezuela y Colombia hasta el sur de Argentina y Chile (del Hoyo et al., 1994). Está incluido en el Apéndice I de la CITES, clasificado en todo el mundo como “Near threatened” (Cercano a la amenaza) por la lista roja de la IUCN (IUCN 2017). Las poblaciones del norte están en peligro crítico, mientras que se considera Amenazado en la Argentina, donde las poblaciones son más grandes que en el norte, pero muestran signos de disminución poblacional (Aves Argentinas, 2017; Lambertucci, 2010). Esta especie está siendo afectada negativamente por varias actividades humanas (Alarcón and Lambertucci, 2018b; Lambertucci et al., 2009a; Speziale et al., 2008), en particular por la contaminación por plomo (Wiemeyer et al., 2017). La población estudiada del cóndor andino es una de las más grandes, con aproximadamente 300 individuos (Lambertucci, 2010). En el área de estudio, se alimentan de carroñas medianas a grandes de ovejas, ciervos colorados y vacas, pero también una gran proporción de Lagomorfos (Ballejo et al., 2017; Lambertucci et al., 2009b). Los cóndores andinos presentan un claro dimorfismo sexual, los machos son más de un 30% más grandes que las hembras y sus clases de edad se pueden reconocer fácilmente por las diferencias en los colores de su plumaje (Alarcón et al., 2017; del Hoyo et al., 1994).

El jote de cabeza negra es un carroñero de tamaño mediano con un rango de distribución geográfica amplio, que abarca gran parte de América del Norte en el norte, hasta la Patagonia Argentina, en el sur. Su rango de distribución se superpone con la mayor parte del rango de distribución del cóndor andino (Ferguson-Lees and Christie, 2001). En el área de estudio, su rango de masa corporal es 1.84-2.69 Kg (Plaza and Lambertucci, 2018). Esta especie no tiene un claro dimorfismo sexual (Ferguson-Lees and Christie, 2001). Se clasifica como “Least



concern” (Preocupación menor) y su población está aumentando (IUCN 2017). Los jotes de cabeza negra que descansan en dormideros cerca de Villa La Angostura parecen pasar la mayor parte de su tiempo de forrajeo en el basurero de esta localidad, ya que se observan allí todos los días (Plaza and Lambertucci, 2018, Capítulo 2). Por el contrario, los individuos que descansan en dormideros en la estepa patagónica pasan la mayor parte del tiempo en este paisaje, donde se alimentan principalmente de carroñas de ungulados domésticos y silvestres, pero también de liebres (Plaza and Lambertucci, 2018). Estos dos últimos ítems muchas veces provienen de actividades de caza.

2.3 CAPTURA Y MUESTREO

Se capturaron individuos de cada especie en la misma área de la estepa patagónica en la primavera (entre septiembre y noviembre de 2014-2017) en la provincia de Río Negro cerca de San Carlos de Bariloche ($41^{\circ} 13' S -71^{\circ} 04' W$). Los jotes de cabeza negra también fueron capturados en el basurero de Villa La Angostura en la provincia de Neuquén ($40^{\circ} 49' S -71^{\circ} 34' W$) a aproximadamente 60 km del sitio de la estepa en primavera (octubre de 2016) y otoño (marzo de 2017). La distancia entre los sitios supera el área de acción conocido para jotes de cabeza negra (aproximadamente 35 km²; Holland et al., 2017).

Después de un examen clínico de cada individuo se tomaron muestras de sangre de la vena cubital; el volumen de sangre no excedió el 1% del peso corporal (Plaza and Lambertucci, 2018 y metodología general de captura y muestreo). Para evitar volver a tomar muestras de un mismo individuo, se marcaron los jotes de cabeza negra con bandas alares numeradas (ver metodología general de captura y muestreo) y a los cóndores andinos con microchips subcutáneos (ID100-B, sistemas de identificación electrónica de Trovan-UK).

2.4 ANÁLISIS PLOMO

Las muestras de sangre se mantuvieron en viales que contenían heparina seca y se transportaron al laboratorio refrigerados a una temperatura de $4^{\circ} C$. Para la determinación del plomo, se digirió sangre heparinizada mezclando una sub-muestra de 100 μl con 900 μl de TRITON X-100 1% (p / v). Se determinó la concentración de plomo siguiendo la



metodología de Shah et al., (2010). Se utilizó un espectrómetro de absorción atómica Perkin-Elmer modelo A. Analyst 700 equipado con un quemador de llama, un horno de grafito HGA-400 tubo de grafito pirocatado con plataforma integrada, un inyector automático AS-800 y una lámpara de deuterio como sistema de corrección de fondo. Se utilizó una lámpara de cátodo hueco de un solo elemento de plomo (Perkin Elmer). Partes del estándar/muestra y modificador se transfirieron a las copas del muestreador automático para inyectar una muestra de 20 μL (estándar o volumen de muestra de 10 μL , modificador de 10 μL en cada caso). Antes de cada ronda de análisis, se calibró el equipo utilizando soluciones estándar de plomo de 1000 mg/L. El límite de detección fue de 0.12 $\mu\text{g/dL}$ con una tasa de recuperación de 96.53%. Las concentraciones de plomo en sangre se expresaron en $\mu\text{g/dL}$.

2.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Primero se reportó estadística descriptiva (media, desviación estándar, mediana, valores máximos y mínimos) para cada especie y sitio estudiados. Para evaluar las diferencias en las concentraciones de plomo en la sangre entre las diferentes categorías de edad y sexo en cóndores andinos y entre sitios (basurero y estepa) y temporadas (otoño y primavera) en jotes de cabeza negra, se utilizaron GLMs (modelos lineales generalizados) con una distribución gaussiana y una función de enlace "identidad" (Gelman and Hill, 2006). Para comparar las concentraciones medias de plomo en sangre entre las dos especies (cóndores andinos y jotes de cabeza negra) se utilizó una prueba de ANOVA. Para realizar estos tres análisis, primero excluimos un valor de concentración en sangre extrema de 690 $\mu\text{g/dL}$ encontrado en un jote de cabeza negra capturado en el basurero, ya que su concentración fue 32 veces más alta que la concentración máxima posterior encontrada y a posterior se evaluó si la variable respuesta "concentración de plomo" se distribuyó normalmente mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Por otro lado, se calculó y comparó la prevalencia de individuos con concentraciones de plomo sobre los niveles de umbral. Se utilizó 20 $\mu\text{g/dL}$ como nivel umbral de plomo en la sangre porque existe un amplio consenso de que a esta concentración los efectos subclínicos moderados a severos, como la inhibición de los sistemas enzimáticos, comienzan a afectar la salud de las aves rapaces (Finkelstein et al., 2012; Franson and Pain, 2011; Wiemeyer et al., 2017). Esta prevalencia se calculó como el número de individuos en



los que los niveles de plomo excedían el nivel umbral, sobre el número total de individuos muestreados de cada especie multiplicado por 100. Para evaluar la diferencia en los valores de prevalencia entre especies, se utilizó la prueba exacta de Fisher. Finalmente, se evaluó la influencia potencial de la especie (cóndores andinos/jote de cabeza negra) y el sitio de forrajeo (solo para jotes de cabeza negra) en la probabilidad de mostrar concentraciones de plomo en sangre por encima del nivel de umbral ($20 \mu\text{g} / \text{dL}$). Para hacer esto, se realizaron GLMs (distribución binomial) separando a los individuos con concentraciones de plomo por encima (1) y por debajo (0) del nivel de umbral (Gelman and Hill, 2006). Para el análisis de prevalencia y el GLM (distribución binomial) se incluyeron todas las aves (sin excluir al individuo con un valor extremo). Todos los análisis estadísticos se realizaron con R core team (R core team 2015).

3-RESULTADOS

Casi todos los individuos muestreados mostraron niveles detectables de plomo en la sangre, el 100% (28/28) de los cóndores andinos y el 97% (44/45) de los jotes de cabeza negra. Los cóndores andinos y los jotes de cabeza negra capturados en la estepa tenían rangos moderados de plomo en la sangre, mientras que los jotes de cabeza negra capturados en el basurero tenían un amplio rango de plomo en sangre desde individuos con plomo en sangre no detectables hasta un individuo con un valor excepcionalmente alto de $690 \mu\text{g}/\text{dL}$ (Tabla 5.1). En los cóndores andinos no se encontraron diferencias en las concentraciones de plomo en la sangre entre las diferentes categorías de sexo y edad, por lo que fueron agrupados (Tabla 5.2). En los jotes de cabeza negra no se encontraron diferencias en las concentraciones de plomo en la sangre según el sitio de forrajeo y la temporada de captura (Tabla 5.2) por lo cual también fueron agrupados. Los cóndores andinos mostraron mayores concentraciones medias de plomo en la sangre que los jotes de cabeza negra (ANOVA, $df = 1$, $P = 0,001$; Fig. 1).

Tabla 5.1: Media, SD, rango y mediana de las concentraciones de plomo en sangre de acuerdo a la especie y al sitio de captura.



Especies	Media ± SD µg/dL	Rango µg/dL	Mediana µg/dL	Edad	Sexo	Total n
Cóndor andino (Estepa)	14,2 ± 10,3	0,8-34,5	11,1	21 inmaduros/ 7 maduros	19 machos/ 9 hembras	28
Jote cabeza	51,5 ± 170,4	BDL-690,0	7,1	16 adultos	NA	16
negra (basurero)	8,9 ± 6,0*	BDL-21,1*	7,0*			15
Jote cabeza negra (Estepa)	7,8 ± 5,0	1,1-21,5	7,5	29 adultos	NA	29

BDL = debajo el nivel de detección.

* Valores sin considerar el valor extremo de 690 µg/dL de un individuo de jote de cabeza negra capturado en el basurero



Tabla 5.2: Modelos lineales generalizados evaluando la influencia de: A) La edad y el sexo en las concentraciones sanguíneas de plomo en los cóndores andinos (el estimador corresponde a adultos y hembras). B) El sitio de forrajeo y la época de captura en las concentraciones de plomo en la sangre de los jotes de cabeza negra (el estimador corresponde al sitio basurero y otoño).

A)

Variable	Estimador	Error Standard	Valor de t	P
Intercepto	17,95	4,15	4,31	< 0,0005
Edad	-4,46	4,60	-0,97	0,34
Sexo	-1,40	4,26	- 0,32	0,74

B)

Variable	Estimador	Error Standard	Valor de t	P
Intercepto	9,51	1,8	5,30	< 0,0005
Estación	-1,56	2,8	-0,55	0,58
Sítio de alimentación	-0,12	2,4	-0,05	0,95



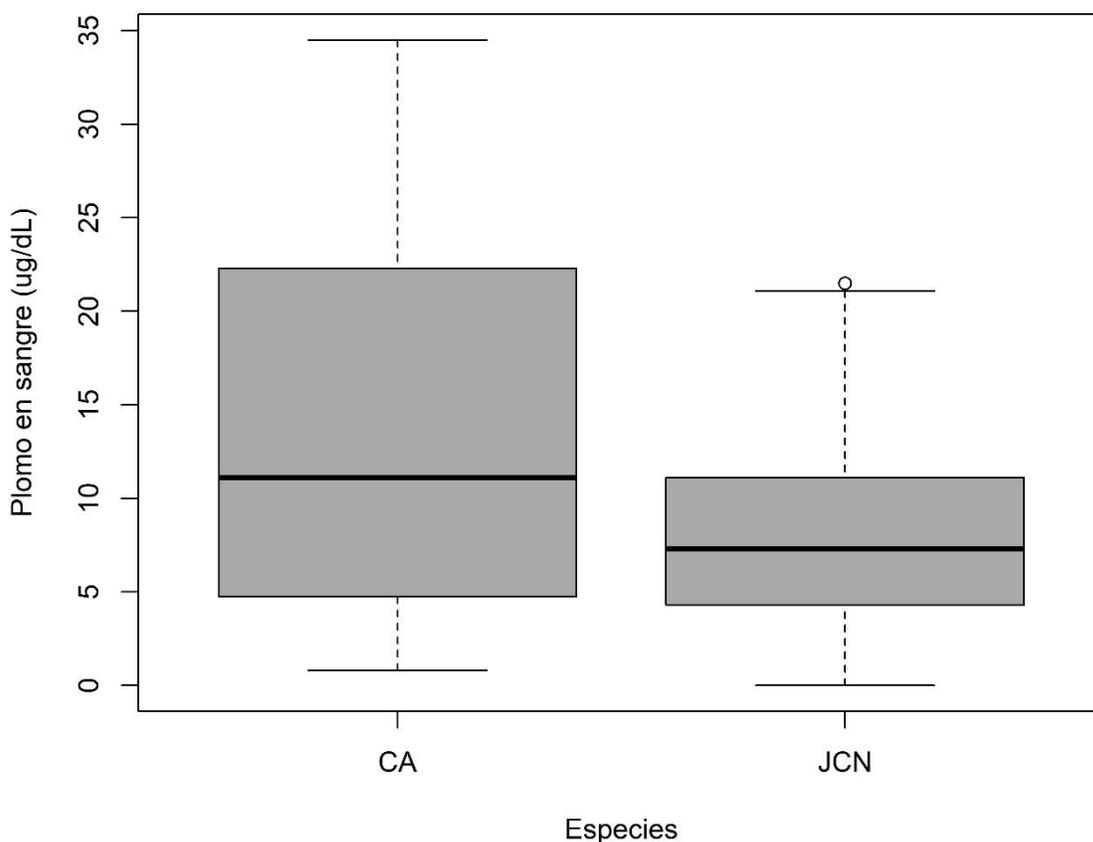


Figura 5.1: Concentraciones de plomo en la sangre de cóndores andinos (CA) y jotes de cabeza negra (JCN). La gráfica de caja muestra de abajo hacia arriba: el mínimo, el primer cuartil, la mediana, el tercer cuartil, el máximo y los valores atípicos). **Nota:** se eliminó de esta figura un jote de cabeza negra capturado en el basurero con una concentración sanguínea de plomo extremadamente alta (690 $\mu\text{g} / \text{dL}$).

La prevalencia de aves con niveles de plomo en la sangre sobre el umbral ($> 20 \mu\text{g} / \text{dL}$) fue mayor para los cóndores andinos (32,1%, 9/28), que para los jotes de cabeza negra (6,6%, 3/45) independientemente área de forrajeo de los jotes (Test Exacto de Fisher, IC = 1,40-41,20; O = 6.44, $P = 0,007$; Fig. 5.2). Finalmente, las regresiones logísticas mostraron que los niveles de plomo en la sangre por encima del nivel de umbral dependen de la especie. En este sentido, los cóndores andinos tienen una mayor probabilidad de presentar niveles de



plomo en sangre por encima del umbral que los jotes de cabeza negra (Tabla 5.3). La presencia de niveles de plomo por encima del umbral en los jotes de cabeza negra no difirió en función del sitio de forrajeo (Tabla 5.3).

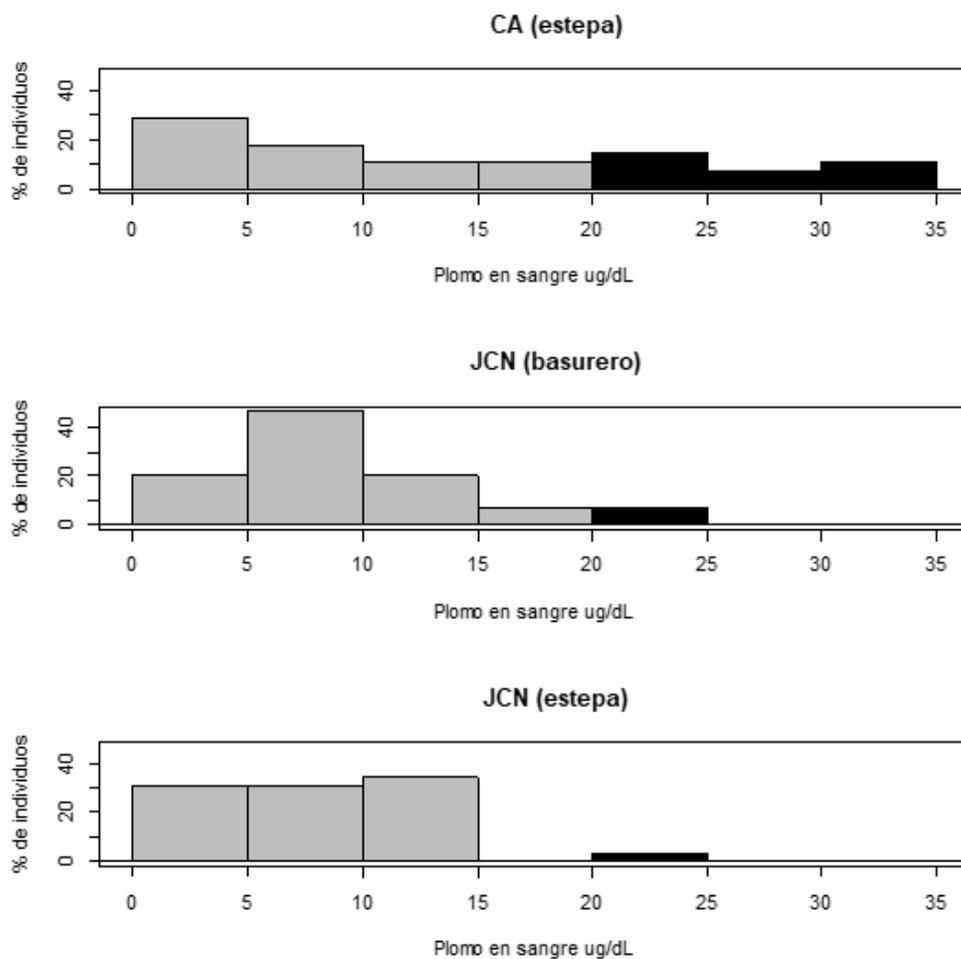


Figura 5.2: Histograma de las concentraciones de plomo en la sangre en cóndores andinos y jotes de cabeza negra capturados en el basurero y en la estepa (se eliminó un jote de cabeza negra capturado en el basurero con un valor atípico extremadamente alto de $690 \mu\text{g/dL}$ de plomo de esta figura). El porcentaje de individuos sobre el nivel de umbral de $20 \mu\text{g/dL}$ (consulte los detalles en la sección métodos) se resalta en negro.



Tabla 5.3: A) Modelo de regresión logística que evalúa la influencia de la especie (cóndor andino o jote de cabeza negra) en la probabilidad de tener niveles de plomo por encima (1) o por debajo del nivel de umbral (0). B) Modelo de regresión logística que evalúa la influencia de las variables del sitio de captura (basurero-estepa) en la probabilidad de tener niveles de plomo por encima (1) o por debajo del nivel de umbral (0) para jotes de cabeza negra.

Variable	Estimador	Error Standard	Valor de z	P
Intercepto	-0,74	0,40	-1,84	0,064
Especies	-1,89	0,72,	-2,61	0,008

B)

Variables	Estimador	Error Standard	Valor de z	P
Intercepto	-1,94	0,75	-2,57	0,010
Sitio captura	-1,38	1,26	-1,09	0,274

4-DISCUSIÓN

Los resultados de este capítulo muestran que existe una diferencia en la intensidad de la contaminación por plomo entre los cóndores andinos y los jotes de cabeza negra en el noroeste de la Patagonia. Los cóndores andinos generalmente poseen concentraciones medias más altas de plomo en la sangre que los jotes de cabeza negra, y también presentan un mayor porcentaje de individuos por encima del nivel de umbral. Esto es preocupante porque se detectaron muchos más individuos de cóndor andino con altos niveles de plomo que un estudio previo en la misma especie y área geográfica (Lambertucci et al., 2011), y porque los mismos podrían estar sufriendo impactos subclínicos en la salud generándose consecuencias que son difíciles de predecir en sus poblaciones. Además, los cóndores andinos muestran una mayor probabilidad de tener concentraciones de plomo en la sangre por encima de los niveles



de umbral que los jotes de cabeza negra. Esta disparidad en la intensidad de la contaminación por plomo entre estas dos especies de aves carroñeras estrechamente emparentadas podría reflejar diferencias sutiles en sus hábitos de alimentación. Además, esta disparidad en la contaminación por plomo podría reflejar diferentes susceptibilidades al plomo asociadas con factores fisiológicos internos (Franson and Pain, 2011; Kendall et al., 1996; Krone, 2018).

Los cóndores andinos de la Patagonia noroccidental se alimentan principalmente de carroñas de ovejas, vacas y ciervos, pero también de jabalíes (Ballejo et al., 2017; Lambertucci et al., 2009b). También incluyen una gran proporción de Lagomorfos en su dieta (Lambertucci et al., 2009b). En esta área, los ciervos, los jabalíes y las liebres europeas son las especies más utilizadas en actividades de caza (Grigera and Rapoport, 1983; Jaksic, 1998; Lambertucci et al., 2011; Ojasti et al., 2000). La temporada de caza se extiende principalmente de abril a agosto, pero las actividades de caza ilegal ocurren durante todo el año y no existen regulaciones relacionadas con el uso de municiones de plomo (Plaza et al., 2018). Por lo tanto, en concordancia con estudios previos en el área (Lambertucci et al., 2011), es razonable asumir que los cóndores andinos están expuestos a carroñas generadas por las actividades de cacería, que son una fuente común de plomo para las aves carroñeras (Knott et al., 2010). Si bien los jotes de cabeza negra comparten estas fuentes de alimento con cóndores, los mismos pueden estar menos expuestos a la contaminación por plomo, quizás como consecuencia de la inclusión de algunos subsidios antropogénicos adicionales en sus dietas, como la carne o el pescado desechados de mataderos y pesquerías locales (Ballejo et al., 2017; Ballejo and de Santis, 2013). Esos ítems alimentarios generalmente generan menos riesgo de contaminación con plomo porque son controlados con el fin de que sean adecuados para el consumo humano. Por lo tanto, esto sugiere que la adición de otros ítems alimentarios reduciría la probabilidad de ingestión de plomo a partir de carcasas producidas por actividades de caza.

Otra explicación de las diferentes concentraciones de plomo entre las especies, relacionada con sus hábitos de alimentación, podría relacionarse con las cantidades diferentes de alimentos ingeridos por cada especie asociados a su jerarquía en las carcasas, pero también asociado a su masa corporal. Los cóndores andinos son las aves carroñeras más grandes del



Nuevo Mundo y muestran un predominio en las carcasas sobre otras especies de aves carroñeras (Wallace and Temple, 1987). Por lo tanto, pueden ser los primeros en comer y, además, podrían comer más en las carroñas, lo que a su vez puede aumentar la probabilidad de ingerir fragmentos de municiones en comparación con los jotes de cabeza negra. Además, los cóndores andinos deben consumir más alimentos que los jotes de cabeza negra para satisfacer sus necesidades energéticas, que están determinadas principalmente por la masa corporal (Samour, 2000). Por lo tanto, el rango jerárquico y la masa corporal podrían explicar en parte la intensidad diferente de la contaminación del plomo entre las especies, dado que ambos factores influyen en las cantidades de alimentos ingeridos por cada especie y, por lo tanto, en la probabilidad de ingerir fragmentos de plomo.

Las diferencias en la contaminación por plomo entre las especies también podrían estar asociadas con una susceptibilidad inter-específica diferente a esta toxina. Esto podría estar relacionado con diferencias en los factores fisiológicos internos como la acidez estomacal, las enzimas digestivas, el tiempo de tránsito gastrointestinal, la capacidad de regurgitación y los sistemas de desintoxicación, que podrían producir grados diferentes de liberación y absorción de plomo, asociados con diferentes tasas de excreción (Franson and Pain, 2011; Kendall et al., 1996; Krone, 2018). Por lo tanto, las diferencias en los atributos fisiológicos entre las especies podrían ser una posible explicación para las menores concentraciones de plomo en la sangre que se encontraron en los jotes de cabeza negra en comparación con los cóndores andinos (Kendall et al., 1996). De hecho, se han descrito diferencias en la susceptibilidad a la contaminación por plomo entre los jotes de cabeza colorada (*Cathartes aura*) y los cóndores andinos en estudios experimentales, los que demuestran que estos últimos podrían ser más sensibles a este metal tóxico (Carpenter et al., 2003; Pattee et al., 2006). En este sentido, se necesitan investigaciones futuras para evaluar las diferencias en las susceptibilidades del plomo entre los carroñeros en general y entre los cóndores andinos y los jotes de cabeza negra en particular.

Los jotes de cabeza negra capturados en la estepa y en el basurero no difirieron en las concentraciones de plomo en la sangre después de que un individuo capturado en este sitio con una concentración de plomo en la sangre de 690 $\mu\text{g/dL}$ se excluyó del análisis estadístico.



Este individuo en el basurero probablemente corresponde a una exposición puntual aguda asociado a la ingestión de algún componente con altos niveles de plomo, como residuos de la batería de plomo o pila (Emerging Issues of Environmental and Concern-UNEP 2017-). Las concentraciones similares de plomo en la sangre encontradas entre los jotes de cabeza negra capturados en el basurero, cuya principal fuente de alimento es la basura orgánica, y en la estepa podrían sugerir que otras fuentes de plomo como la contaminación, que son muy comunes en los basureros (Adelekan and Alawode, 2011; de la Casa-Resino et al., 2014), pueden estar afectando a individuos que buscan comida en este sitio. Esto coincide con varios estudios sobre aves que se alimentan o crían cerca de vertederos que también se ven afectados por la contaminación del plomo (Blanco et al., 2003; de la Casa-Resino et al., 2014; Plaza and Lambertucci, 2017). Sin embargo, es importante resaltar que los jotes de cabeza negra pueden mostrar algún movimiento esporádico y excepcional entre sitios y pueden forrajear en la estepa cercana al basurero y en el basurero alternativamente (Plaza and Lambertucci, 2018), lo cual complica la interpretación.

La intensidad diferente en la contaminación por plomo encontrada entre los jotes de cabeza negra y los cóndores andinos puede considerarse un llamado a la precaución cuando se utilizan especies sustitutas para inferir la contaminación con plomo en el medio ambiente o en otras especies amenazadas. Esto se debe a que, si la idoneidad de la especie no se prueba en cada área de estudio utilizada, puede subestimar esta amenaza como se ha reportado para diferentes amenazas y especies sustitutas (Henry et al., 2019; Sergio et al., 2008). El monitoreo de la contaminación del plomo en el hábitat del cóndor andino puede ser un desafío, ya que es una especie con un rango de acción muy grande que puede volar más de 350 km en un día (Lambertucci et al., 2014). Además, monitorear la contaminación con plomo directamente en esta especie es difícil porque los permisos para atraparlos son difíciles de obtener y, en ocasiones, es imposible obtener un gran número de muestras. Por lo tanto, el jote de cabeza negra puede considerarse *a priori* una especie interesante para ser utilizada como sustituto (véase, Behmke et al., 2015) para inferir la contaminación por plomo ambiental y en el cóndor andino. Sin embargo, los resultados de este capítulo concuerdan con un estudio reciente realizado en cuervos grandes (*Corvus corax*) y en jotes de cabeza



colorada que sugieren que las especies sustitutas pueden subestimar el impacto real de la contaminación por plomo en el cóndor californiano (*Gymnogyps californianus*) en Noroeste del Pacífico (Herring et al., 2018). Es clave evitar decisiones de manejo basadas en especies sustitutas inadecuadas que podrían producir más daño que beneficio para la conservación de especies en peligro de extinción (Henry et al., 2019). Por lo tanto, se sugiere precaución cuando una especie sustituta se utiliza para estudiar la contaminación con plomo en el medio ambiente o para inferir sobre este problema en otras especies.



DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES



DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

IMPACTOS DE LOS SUBSIDIOS DE ALIMENTO EN VERTEBRADOS

Los subsidios de alimento están produciendo importantes impactos en las diferentes especies, tanto positivos como negativos. En esta tesis se analizaron principalmente los efectos negativos y positivos que se producen en las especies que utilizan basura orgánica como recurso alimenticio. Asimismo, se estudió que las carroñas subsidiadas por actividades de cacería también pueden generar impactos negativos en la salud de las especies que las consumen. Por lo tanto, resulta necesario identificar los diferentes efectos producidos por los subsidios de alimento en orden de generar políticas de conservación coherentes y eficientes.

Los basureros pueden producir impactos contrastantes en las diferentes especies que los utilizan globalmente. Como impactos positivos se encontró que estos sitios pueden producir un aumento de la condición y masa corporal, mejoría del rendimiento reproductivo, incremento de la abundancia poblacional, y mejorar en las tasas de supervivencia. También, los basureros pueden sostener especies amenazadas. Sin embargo, se encontraron impactos negativos como la alta probabilidad de infecciones con patógenos, intoxicaciones, ingestión de cuerpos extraños y diferentes impactos sobre las especies que no utilizan estos sitios generados por las especies que si los utilizan. Además, los basureros pueden sostener especies introducidas-invasivas e incrementar las distintas clases de conflictos con humanos. Por lo tanto, los efectos producidos por los basureros en individuos y poblaciones es un tópico que amerita ser estudiado en profundidad en futuros estudios.

Las carroñas generadas por actividades de cacería que contienen fragmentos de munición de plomo pueden contaminar a las especies que las consumen, particularmente aves carroñeras, y producirles importantes alteraciones en la salud. Muchas veces, estas alteraciones son agudas y afectan diferentes sistemas del organismo terminando con la muerte. Sin embargo, están descritas diferentes alteraciones crónicas que pueden afectar el sistema inmune, osteomuscular y reproductivo. Por lo tanto, muchas especies de aves carroñeras, pueden estar declinando debido a este metal tóxico.



IMPACTOS EN LA SALUD DE LOS JOTES DE CABEZA NEGRA

En esta tesis se demostró que alimentarse en basureros puede influenciar algunos parámetros clínicos y sanguíneos en los jotes de cabeza negra. En este sentido, el uso de basura orgánica puede ser positivo para los jotes cuando se consideran algunas variables típicas para estudiar la salud de animales silvestres, por ejemplo, peso y el hematocrito. Sin embargo, el uso de estos sitios para alimentarse podría estar ocasionando problemas de salud reflejados por la alteración de algunos parámetros sanguíneos como el ácido úrico, glucemia o globulinas que pueden amenazar a los individuos y consecuentemente a sus poblaciones en el futuro. Sumado a esto, los jotes de cabeza negra que utilizan los basureros pueden estar más expuestos a patógenos como *Salmonella* spp que los jotes que forrajean en sitios semi-naturales, con consecuencias para su salud difíciles de predecir a nivel individual y poblacional.

IMPLICANCIAS SOBRE OTRAS ESPECIES

Actualmente, existen numerosas especies explotando basureros alrededor del mundo, algunas con serios problemas de conservación (Plaza and Lambertucci, 2017, Capítulo 1). Por ejemplo, el cóndor californiano (*Gymnogyps californianus*) en los Estados Unidos (Rideout et al., 2012), el cóndor andino (*Vultur gryphus*) en Chile (Pavez, 2014) y el buitrecapón egipcio (*Neophron percnopterus*) en África (Gangoso et al., 2013) forrajean en basureros. Por lo tanto, los resultados de esta tesis en el jote de cabeza negra pueden ser considerados como un llamado de atención para evaluar los efectos negativos potenciales que estos recursos alimenticios tienen sobre otras especies alrededor del mundo, particularmente aquellas que están amenazadas. En este sentido sería importante estudiar estos impactos en diferentes partes del mundo donde diversas especies utilizan los basureros.

Por otro lado, la presencia de *Salmonella* spp. en los jotes de cabeza negra pone a otras especies de aves carroñeras que cohabitan con ellos, como el cóndor andino o el jote de cabeza colorada, en riesgo. La interacción de estas últimas especies con los jotes de cabeza negra en sitios semi-naturales, podría producir que se infecten con este patógeno probablemente adquirido en sitios antrópicos, y sufran alteraciones en su salud. Hasta la fecha



de hoy no se ha encontrado este patógeno ni en cóndores andinos (Wiemeyer, 2019), ni en jotes de cabeza colorada (información no publicada). Sin embargo, es necesario continuar con los muestreos con el fin de ampliar el número de individuos muestreados. Asimismo, resulta importante evaluar si este microorganismo puede producir alteraciones en la salud en estas especies y afectar sus dinámicas poblacionales.

Finalmente, la presencia de patógenos zoonóticos y puramente humanos en los jotes de cabeza negra capturados en el basurero y estepa como, *Salmonella enterica* serotipo Typhi y Paratyphi A resulta un hecho preocupante, dado que los mismos pueden producir enfermedades severas en los seres humanos. Sería fundamental establecer si los jotes solo están indicando la presencia de estos patógenos, o si pueden jugar un rol epidemiológico importante en su transmisión. Es importante tener en cuenta que las aves carroñeras realizan un importante servicio ecosistémico al remover materia orgánica lo que podría disminuir la dispersión de enfermedades infecciosas (Markandya et al., 2008). Por lo cual, podría considerarse que su presencia en el basurero evita la dispersión de patógenos peligrosos al ecosistema.

CONTAMINACIÓN CON PLOMO Y EL JOTE DE CABEZA NEGRA COMO ESPECIE SUSTITUTA

Excepto por América del Norte y Europa, existe poca información sobre la contaminación por plomo en especies de aves carroñeras. Sin embargo, esta problemática parece estar presente y ser un importante problema para la conservación de este grupo de aves en todo el mundo. Incluso, las concentraciones informadas en los artículos revisados muestran numerosos individuos que están altamente afectados por este metal tóxico desconociéndose en muchos casos las consecuencias de dicha exposición. Sin embargo, hasta ahora, la IUCN no lo ha considerado esta amenaza para la gran mayoría de las especies de aves carroñeras.

A una escala local, se observó que no existen diferencias en la contaminación con plomo entre jotes de cabeza negra capturados en el basurero y en la estepa. Además, se demostró que sí hay diferencias en la contaminación con plomo entre los jotes de cabeza negra y los cóndores andinos. Por lo tanto, utilizar a los primeros como especie sustituta para indicar la



potencial contaminación con plomo en el ambiente o inferir esta amenaza en cóndores andinos puede brindar información sesgada, subestimando en este caso la real magnitud de esta problemática. En conclusión, en esta área geográfica, el jote de cabeza negra no parece ser una buena especie sustituta para evaluar contaminación con plomo. No obstante, el plomo sí parece ser un problema de relevancia en Patagonia, y en particular para el cóndor andino, y este estaría asociado a los remanentes de cacería de especies cinegéticas que han sido introducidas con este fin.

RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO DE SUBSIDIOS DE ALIMENTO, EN PARTICULAR BASUREROS Y RESTOS DE CACERÍA

En el caso de planear el cierre de los basureros a cielo abierto, es necesario tener en cuenta las siguientes recomendaciones:

- 1) Evaluar las especies presentes en estos sitios teniendo particularmente en cuenta su estado de conservación. Esto permitirá identificar si hay especies amenazadas que son sustentadas por estos sitios y programar medidas de conservación (ej. estaciones de alimentación) tendientes a mitigar los efectos asociados a la reducción de basura orgánica. En el caso de la presencia de especies exóticas en el basurero a cerrar, será necesario programar medidas de manejo, monitoreo y control para evitar focos secundarios de invasión.
- 2) En cuanto a especies predatoras abundantes, hay que considerar que la reducción de este recurso puede derivar en el impacto de las mismas sobre ecosistemas linderos al basural. Por ello, se debe evaluar los potenciales efectos que pueden ocasionar las especies que aprovechan los basureros que se van a cerrar sobre las especies que no utilizan los mismos. Esto nos permitirá realizar manejos que disminuyan la disponibilidad de recurso de manera gradual, evitando fenómenos de hiper-predación asociados a la disminución abrupta de disponibilidad de este recurso alimenticio.
- 3) Estudiar los patógenos presentes en estos sitios y en las especies que los aprovechan, en especial aves, dado que un cierre abrupto puede ocasionar que diferentes especies se muevan



masivamente a sitios lejanos y dispersen los patógenos que portan, generando problemas de salud en otras especies e incluso en los seres humanos en lugares distantes.

En el caso de apertura de nuevos basureros es necesario tener en cuenta las siguientes recomendaciones:

- 1) Los basureros que se vayan a abrir deberán ser planificados como relleno sanitario en orden de evitar la disponibilidad de basura orgánica para las diferentes especies, lo cual puede generar los efectos negativos mencionados en esta tesis.
- 2) La materia orgánica que se descarte luego del reciclado deberá ser tapada diariamente con tierra evitando que quede disponible para diferentes especies.
- 3) Periódicamente se deberán realizar monitoreos sobre las especies presentes, teniendo en cuenta particularmente la presencia de especies introducidas con potencial invasivo que puedan impactar sitios distantes.
- 4) Periódicamente se deberán realizar monitoreos sobre los patógenos presentes, teniendo en cuenta particularmente la presencia de especies zoonóticas.

La generación de basura es y seguirá siendo un importante problema en los próximos años. Por lo tanto, a la hora de abordar la apertura o cierre de basureros es necesario tener en cuenta las diferentes especies presentes en estos sitios y los impactos que estos sitios generan en ellas, en orden de establecer medidas de conservación y manejo de los residuos adecuados y eficientes, teniendo en cuenta las particularidades presentes en estos sitios.

En cuanto a las recomendaciones para manejar la contaminación con plomo asociada a actividades de cacería:

Resulta primordial la regulación de la munición de plomo y sustitución por municiones no tóxicas. Esto debe ser llevado a cabo especialmente en áreas protegidas, pero también en otras áreas donde se distribuyan las aves carroñeras, en especial aquellas con problemas de conservación. Recientemente, y en parte debido a la información científica generada localmente sobre esta problemática, se ha comenzado con la regulación de la munición de



plomo en las jurisdicciones de Parques Nacionales (Resolución 417/2019) siguiendo las acciones pioneras implementadas anteriormente en las provincias de Santa Fe y Córdoba (Resolución 123-2016 and 57-2017 en Santa Fe; Resolución N°1115-2011 en Córdoba). Si bien este es el primer paso, sería importante replicar estas políticas para las diferentes regiones del país donde exista este problema. Por lo tanto, resulta necesario continuar estudiando la contaminación por plomo en sitios donde no hay mucha información, con el fin de generar evidencia que promueva la aplicación de las regulaciones necesarias.

Los resultados de esta tesis aportan una importante información que debe ser tenida en cuenta a la hora realizar manejos de los subsidios de alimento. Si bien estos subsidios pueden generar impactos positivos, también generan importantes impactos negativos que pueden producir alteraciones profundas en el ecosistema con la concomitante pérdida de diversidad. Es tiempo de incluir los problemas generados por los subsidios de alimentos en la agenda de las políticas de conservación tanto a nivel local como global.



Apéndice 1 (Capítulo 1). Artículos analizados en esta revisión y tópicos que estudian.

Referencia	N	Clase*	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
(Abayaratna and Mahaulpatha, 2006)	1	R	X											
(Afik and Alkon, 1983)	2	M	X					X						
(Annett and Pierotti, 1989)	3	A	X		X									
(Annorbah and Holbech, 2012)	4	A	X									X		
(Augé, 2017)	5	A	X							X				
(Auman et al., 2008)	6	A	X											
(Baglione and Canestrari, 2009)	7	A	X											
(Belant et al., 1995)	8	A	X											
(Belant et al., 1998)	9	A	X		X			X						
(Bino et al., 2010)	10	M	X			X		X						
(Biquand et al., 1994)	11	M	X										X	
(Blanchard, 1987)	12	M	X		X									
(Blanco, 1994)	13	A	X											
(Blanco, 1996)	14	A	X											
(Blanco et al., 2003)	15	A	X							X				
Borkowski et al., 2011)	16	M	X											
(Bosch et al., 1994)	17	A	X				X							
(Brennan et al., 1985)	18	M	X										X	



Referencia	N	Clase ^a	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
(Bruner et al., 1998)	19	Anf								X				
(Burger et al., 2004)	20	R	X							X				
(Burger and Gochfeld, 1983)	21	A	X											
(Butterfield et al., 1983)	22	A	X											
(Calle and Gawlik, 2011)	23	A	X								X			
(Campbell, 2009)	24	A	X									X		
(Campbell, 2014)	25	A	X											
(Capitani et al., 2016)	26	M	X											
(Cameiro et al., 2015)	27	A	X							X				
(Castège et al., 2016)	28	A	X				X							
(Chua, 2011)	29	Anf		X										
(Ciucci et al., 1997)	30	M	X					X						
(Clergeau and Yésou, 2006)	31	A	X								X			
(Coulson et al., 1983)	32	A	X						X					
(Coulson and Coulson, 2008)	33	A	X											
(Coulson, 2015)	34	A	X						X				X	
(Courtney and Fenton, 1976)	35	M	X											
(Craighead, 1998)	36	M	X			X								
(De Giacomo and Guerrieri, 2008)	37	A	X											
(De la Casa-Resino et al., 2014)	38	A	X							X				
(De la Casa-Resino et al., 2015)	39	A	X							X				



Referencia	N	Clase ^a	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
De La Puente <i>et al.</i> , 2014)	40	Anf								X				
(Djerdali <i>et al.</i> , 2016)	41	A	X		X									
(Djerdali <i>et al.</i> , 2008)	42	A	X		X									
(Dosch, 1997)	43	A	X		X									
(Duhem <i>et al.</i> , 2008)	44	A	X				X							
(Duhem <i>et al.</i> , 2007)	45	A	X				X							
(Duhem <i>et al.</i> , 2003)	46	A	X											
(Eley <i>et al.</i> , 1989)	47	M	X			X			X					
(Elliott <i>et al.</i> , 2006)	48	A	X					X						
(Fenlon, 1981)	49	A	X						X					
(Fenlon, 1983)	50	A	X						X					
(Finkelstein <i>et al.</i> , 2015)	51	A	X							X		X		
(Francoeur and Lowney, 1997)	52	A	X											
(Frixione <i>et al.</i> , 2012)	53	A	X											
(Galván, 2003)	54	A	X											
(Gangoso <i>et al.</i> , 2013)	55	A	X									X		
(García-Muñoz <i>et al.</i> , 2010)	56	Anf		X						X				
Gentes <i>et al.</i> , 2015)	57	A	X							X				
(Gibble and Baer, 2011)	58	Anf							X					
(Gilbert <i>et al.</i> , 2016)	59	A	X					X						
(Gilchrist and Otali, 2002)	60	M	X					X						



Referencia	N	Clase ^a	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
(Girmay et al., 2015)	61	M	X										X	
(Gómez et al., 2015)	62	A	X						X					
(Gould and Andelt, 2013)	63	M	X					X						
(Greig et al., 1983)	64	A	X											
Gyimesi et al., 2016)	65	A	X											
(Harlow et al., 1975)	66	A	X											
(Henry et al., 2011)	67	A	X							X				
(Herrero, 1983)	68	M	X											
(Hidalgo et al., 2005)	69	A	X									X		
(Hutchings, 2003)	70	M	X								X			
(Igbokwe et al. 2003)	71	M	X											
(Iñigo Elías, 1987)	72	A	X							X				
(Jessop et al., 2012)	73	R	X				X							
(Jordi et al., 2014)	74	A	X											
(Jurinović et al., 2014)	75	A	X						X					
(Kapel, 1999)	76	M	X											
(Karunaratna et al., 2012)	77	R	X											
(Kilpi, 1983)	78	A	X					X						
(Kilpi and Öst, 1998)	79	A	X		X		X							
(Knight and Eberhardt, 1985)	80	M	X			X								
(Kolowski and Holekamp, 2008)	81	M	X					X					X	



Referencia	N	Clase ^a	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
(Kruszyk and Ciach, 2010)	82	A	X											
(La Sala et al., 2013)	83	A	X						X					
(Lore and Flannelly, 1978)	84	M	X								X			
(Lunn and Stirling, 1985)	85	M	X							X				
(Maciusik et al., 2010)	86	A	X											
(Marquard-Petersen, 1998)	87	M	X											
(Martin et al., 2010)	88	A	X						X					
(Martina and Gallarati, 1997)	89	M	X								X			
(Marzluff and Neatherlin, 2006)	90	A	X		X	X	X	X						X
(Meriggi and Lovari, 1996)	91	M	X											
(Migura-Garcia et al., 2017)	92	A	X											
(Millsap et al., 2004)	93	A	X		X	X			X	X				
(Mirmovitch, 1995)	94	M	X					X			X			X
(Muhammad 2008)	95	M	X											
(Neves et al., 2006)	96	A	X				X							
(Newsome et al., 2015)	97	M	X		X	X	X	X						
(Novaes and Cintra, 2013)	98	A	X											
(Numata et al., 2008)	99	A	X							X				
(Olea and Baglione, 2008)	100	A	X				X							
(Oró, 1992)	101	A	X									X		
(Ortiz and Smith, 1994)	102	A	X						X					



Referencia	N	Clase ^a	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
(Otali and Gilchrist, 2004)	103	M	X		X	X								
(Patalano and Lovari, 1993)	104	M	X											
Patenaude-Monette et al., 2014)	105	A	X											
(Pavaez, 2014)	106	A	X					X						
(Payo-Payo et al., 2015)	107	A	X			X		X						
(Peirce and Van Daele, 2006)	108	M	X											
(Peris, 2003)	109	A	X							X				
(Pomeroy, 1975)	110	A	X									X		
(Pons and Migot, 1995)	111	A	X		X	x								
(Pons, 1994)	112	A	X		X									
(Pons, 1992)	113	A	X		X									
(Prange et al., 2004)	114	M	X					X						
(Quessy and Messier, 1992)	115	A	X						X					
(Ramos et al., 2009a)	116	A	X											
(Ramos et al., 2009b)	117	A	X											
(Reeves et al., 2008)	118	Anf								X				
(Rideout et al., 2012)	119	A	X		X	X								
(Rogers et al., 1976)	120	M	X		X									
(Rotics et al., 2017)	121	A	X			X		X						
(Rumbold et al., 2009)	122	A	X											
(Saiyad et al., 2015)	123	A	X											



Referencia	N	Clase ^a	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
(Salvador and Abad, 1987)	124	M	X											
(Sapolsky and Else, 1987)	125	M	X						X					
Sarà and Busalacchi, 2003)	126	A	X											
(Sazima, 2013)	127	A	X							X				
(Sazima, 2010)	128	M	X											
(Sazima, 2007)	129	A	X											
(Schroder and Hulse, 1979)	130	M	X								X			
(Scott and Causey, 1973)	131	M	X					X			X			
(Smith and Munro, 2011)	132	A	X											
(Soldatini et al., 2005)	133	A	X											
(Ssemmanda and Pomeroy, 2014)	134	A	X				X							
(Stanner and Mendelssohn, 1987)	135	R	X					X						
(Steigerwald et al., 2015)	136	A	X		X									
(Stringham, 1986)	137	M	X		X									
(Suluku et al., 2012)	138	M	X								X			
(Slavica et al., 2010)	139	M	X						X					
(Tarara et al., 1985)	140	M	X						X					
(Tennent and Downs, 2008)	141	M	X					X						
(Te Wong et al., 2004)	142	M	X					X				X		
(Thompson et al., 2003)	143	M	X										X	
(Torres-Mura et al., 2015)	144	A	X							X				



Referencia	N	Clase ^a	Basureros como fuente de alimento	Presencia en basureros (no usados como fuente de alimento)	Impactos en performance reproductiva	Impactos en supervivencia	Impactos en abundancia poblacional	Impactos en patrones de movimiento	Riesgo infección	Riesgo de tóxicos y cuerpos extraños	Especies invasivas	Especies amenazadas	Conflictos	Impactos en otras especies
(Tortosa et al., 2002)	145	A	X		X			X						
(Tortosa et al., 2003)	146	A	X		X									
(Turrin et al., 2015)	147	A	X					X						
(Uyeda, 2009)	148	R	X				X							
(Uyeda, 2015)	149	R	X					X					X	
(Uyeda et al., 2015)	150	R	X											
(Viner et al., 2016)	151	A	X							X				
(Walters et al., 2010)	152	A	X		X	X				X				
(Wang et al., 1996)	153	A	X											
(Washburn et al., 2013)	154	A	X											
(Weiser and Powell, 2011)	155	A	X											
(Yirga et al., 2012)	156	M	X											
(Yorio et al., 1998)	157	A	X				X						X	X
(Yorio and Giaccardi, 2002)	158	A	X											
(Zipan and Norman, 1993)	159	A	X											

* A=Aves, Anf= Anfibios, M= Mamíferos, R= Reptiles.

References

- 1) Abayaratna, M., Mahaulpatha, W.A., 2006. Activity budgets and habitat preference of land monitor, *Thalagoya Varanus bengalensis* in a residential area. *Vidyodaya Journal of Science*. 13, 127-138.
- 2) Afik, D.A., Alkon, P.U., 1983. Movements of a radio-collared wolf (*canis lupus pallipes*) In the negev highlands, Israel. *Isr. J. Zool.* 32, 138-146.
- 3) Annett, C., Pierotti, R., 1989. Chick hatching as a trigger for dietary switching in the Western Gull. *Colon. Waterbirds*. 12, 4-11.
- 4) Annorbah, N.N., Holbech, L.H., 2012. Relative abundance, agonistic behaviour, and resource partitioning among three scavenging bird species in Ghana. *Malimbus*. 34, 1-8.
- 5) Augé, A.A., 2017. Anthropogenic debris in the diet of turkey vultures (*Cathartes aura*) in a remote and low-populated South Atlantic island. *Polar Biol.* 40, 799-805.
- 6) Auman, H.J., Meathrel, C.E., Richardson, A., 2008. Supersize me: does anthropogenic food change the body condition of Silver Gulls? A comparison between urbanized and remote, non-urbanized areas. *Waterbirds*. 31, 122-126.



- 7) Baglione, V., Canestrari, D., 2009. Kleptoparasitism and temporal segregation of sympatric corvids foraging in a refuse dump. *The Auk*. 126, 566–578.
- 8) Belant, J.L., Seamans, T.W., Gabrey, S.W., Dolbeer, R.A., 1995. Abundance of gulls and other birds at landfills in northern Ohio. *Am. Midl. Nat.* 134, 30–40.
- 9) Belant, J.L., Ickes, S.K., Seamans, T.W., 1998. Importance of landfills to urban-nesting herring and ring-billed gulls. *Landsc. Urban Plan.* 43, 11–19.
- 10) Bino, G., Dolev, A., Yosha, D., Guter, A., King, R., Saltz, D., Kark, S., 2010. Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources. *J. Appl. Ecol.* 47, 1262–1271.
- 11) Biquand, S., Boug, A., Biquand-Guyot, V., Gautier, J.-P., 1994. Management of commensal baboons in Saudi Arabia. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*. 49, 213–222.
- 12) Blanchard, B.M., 1987. Size and growth patterns of the Yellowstone grizzly bear. *Bears Their Biol. Manag.* 7, 99–107.
- 13) Blanco, G., 1994. Madrid, Spain. Seasonal abundance of black kites associated with the rubbish dump of Madrid. *J Raptor Res.* 28, 242–245.
- 14) Blanco, G., 1996. Population dynamics and communal roosting of white storks foraging at a Spanish refuse dump. *Colon. Waterbirds.* 19, 273–276.
- 15) Blanco, G., Frías, O., Jiménez, B., Gómez, G., 2003. Factors influencing variability and potential uptake routes of heavy metals in black kites exposed to emissions from a solid-waste incinerator. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 2711–2718.
- 16) Borkowski, J., Zalewski, A., Manor, R., 2011. Diet composition of golden jackals in Israel, in: *Annales Zoologici Fennici*. BioOne 48, 108–118.
- 17) Bosch, M., Oro, D., Ruiz, X., 1994. Dependence of yellow-legged gulls (*Larus cachinmans*) on food from human activity in two western Mediterranean colonies. *Avocetta*. 18, 135–139.
- 18) Brennan, E.J., Else, J.G., Altmann, J., 1985. Ecology and behaviour of a pest primate: vervet monkeys in a tourist-lodge habitat. *Afr. J. Ecol.* 23, 35–44.
- 19) Bruner, M.A., Rao, M., Dumont, J.N., Hull, M., Jones, T., Bantle, J.A., 1998. Ground and surface water developmental toxicity at a municipal landfill: description and weather-related variation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 39, 215–226.
- 20) Burger, J., Campbell, K.R., Campbell, T.S., 2004. Gender and spatial patterns in metal concentrations in brown anoles (*Anolis sagrei*) in southern Florida, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 23, 712–718.
- 21) Burger, J., Gochfeld, M., 1983. Behavior of nine avian species at a Florida garbage dump. *Colon. Waterbirds.* 6, 54–63.
- 22) Butterfield, J., Coulson, J.C., Kearsey, S.V., Monaghan, P., McCoy, J.H., Spain, G.E., 1983. The herring gull *Larus argentatus* as a carrier of salmonella. *Epidemiol. Infect.* 91, 429–436.
- 23) Calle, L., Gawlik, D.E., 2011. Anthropogenic food in the diet of the Sacred Ibis (*Threskiornis aethiopicus*), a non-native wading bird in southeastern Florida, USA. *Fla. Field Nat.* 39, 1–15.
- 24) Campbell, M., 2009. Factors for the presence of avian scavengers in Accra and Kumasi, Ghana. *Area*. 41, 341–349.
- 25) Campbell, M.O., 2014. The impact of urbanization and agricultural development on vultures in El Salvador. *The Journal of the IUCN Vulture Specialist Group*. 66, 16–28.
- 26) Capitani, C., Chynoweth, M., Kusak, J., Çoban, E., Şekercioglu, Ç.H., 2016. Wolf diet in an agricultural landscape of north-eastern Turkey. *Mammalia* 80, 329–334.
- 27) Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., Pires, M.J., Agustí, S., Casas-Díaz, E., Lavin, S., Olivera, P.A., 2015. Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 113, 295–301.
- 28) Castège, I., Milon, E., Lalanne, Y., d'Elbée, J., 2016. Colonization of the Yellow-legged gull in the southeastern Bay of Biscay and efficacy of deterring systems on landfill site. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 179, 207–214.
- 29) Chua, M.A., 2011. The herpetofauna and mammals of Semakau Landfill: A Project Semakau checklist. *Nat. Singap.* 4, 277–287.
- 30) Ciucci, P., Boitani, L., Francisci, F., Andreoli, G., 1997. Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *J. Zool.* 243, 803–819.
- 31) Clergeau, P., Yésou, P., 2006. Behavioural flexibility and numerous potential sources of introduction for the sacred ibis: causes of concern in western Europe? *Biol. Invasions*. 8, 1381–1388.
- 32) Coulson, J.C., Butterfield, J., Thomas, C., 1983. The herring gull *Larus argentatus* as a likely transmitting agent of Salmonella montevideo to sheep and cattle. *J. Hyg. (Lond.)* 91, 437–443.
- 33) Coulson, J.C., Coulson, B.A., 2008. Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* nesting in an inland urban colony: the importance of earthworms (Lumbricidae) in their diet: Capsule Earthworms can be an important food of birds breeding inland and on the coast. *Bird Study*. 55, 297–303.
- 34) Coulson, J.C., 2015. Re-Evaluation of the Role of Landfills and Culling in the Historic Changes in the Herring Gull (*Larus argentatus*) Population in Great Britain. *Waterbirds* 38, 339–354.
- 35) Courtney, P.A., Fenton, M.B., 1976. The effects of a small rural garbage dump on populations of *Peromyscus leucopus* Rafinesque and other small mammals. *J. Appl. Ecol.* 13, 413–422.
- 36) Craighead, J.J., 1998. Status of the Yellowstone Grizzly Bear Population: Has It Recovered, Should It Be Delisted? *Ursus*. 10, 597–602.
- 37) De Giacomo, U., Guerrieri, G., 2008. The feeding behavior of the black kite (*Milvus migrans*) in the rubbish dump of Rome. *J. Raptor Res.* 42, 110–118.
- 38) De la Casa-Resino, I., Hernández-Moreno, D., Castellano, A., Pérez-López, M., Soler, F., 2014. Breeding near a landfill may influence blood metals (Cd, Pb, Hg, Fe, Zn) and metalloids (Se, As) in white stork (*Ciconia ciconia*) nestlings. *Ecotoxicology* 23, 1377–1386.
- 39) De la Casa-Resino, I., Hernández-Moreno, D., Castellano, A., Soler Rodríguez, F., Pérez-López, M., 2015. Biomarkers of oxidative status associated with metal pollution in the blood of the white stork (*Ciconia ciconia*) in Spain. *Toxicol. Environ. Chem.* 97, 588–598.
- 40) De Lapuente, J., González-Linares, J., Pique, E., Borràs, M., 2014. Ecotoxicological impact of MSW landfills: assessment of teratogenic effects by means of an adapted FETAX assay. *Ecotoxicology*. 23, 102–106.
- 41) Djerdali, S., Guerrero-Casado, J., Tortosa, F.S., 2016. Food from dumps increases the reproductive value of last laid eggs in the White Stork *Ciconia ciconia*. *Bird Study*. 63, 1–8.
- 42) Djerdali, S., Tortosa, F.S., Hillstrom, L., Doumandji, S., 2008. Food supply and external cues limit the clutch size and hatchability in the White Stork *Ciconia ciconia*. *Acta Ornithol.* 43, 145–150.



- 43) Dosch, J.J., 1997. Diet of nestling laughing gulls in southern New Jersey. *Colon. Waterbirds*. 20, 273–281.
- 44) Duhem, C., Roche, P., Vidal, E., Tatoni, T., 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Popul. Ecol.* 50, 91–100.
- 45) Duhem, C., Roche, P., Vidal, E., Tatoni, T., 2007. Distribution of breeding sites and food constrains size and density of yellow-legged gull colonies. *Ecoscience*. 14, 535–543.
- 46) Duhem, C., Vidal, E., Legrand, J., Tatoni, T., 2003. Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged Gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps: The gulls adjust their diet composition and diversity according to refuse dump accessibility. *Bird Study*. 50, 61–67.
- 47) Eley, R.M., Strum, S.C., Muchemi, G., Reid, G.D.F., 1989. Nutrition, body condition, activity patterns, and parasitism of free-ranging troops of olive baboons (*Papio anubis*) in Kenya. *Am. J. Primatol.* 18, 209–219.
- 48) Elliott, K.H., Duffe, J., Lee, S.L., Mineau, P., Elliott, J.E., 2006. Foraging ecology of Bald Eagles at an urban landfill. *Wilson J. Ornithol.* 118, 380–390.
- 49) Fenlon, D.R., 1981. Seagulls (*Larus* spp.) as vectors of salmonellae: an investigation into the range of serotypes and numbers of salmonellae in gull faeces. *J. Hyg. (Lond.)* 86, 195–202.
- 50) Fenlon, D.R., 1983. A comparison of *Salmonella* serotypes found in the faeces of gulls feeding at a sewage works with serotypes present in the sewage. *J. Hyg. (Lond.)* 91, 47–52.
- 51) Finkelstein, M.E., Brandt, J., Sandhaus, E., Grantham, J., Mee, A., Schuppert, P.J., Smith, D.R., 2015. Lead exposure risk from trash ingestion by the endangered California condor (*Gymnogyps californianus*). *J. Wildl. Dis.* 51, 901–906.
- 52) Francoeur, L., Lowney, M., 1997. Bird Abundance at Accomack County Southern Landfill, Melfa, Virginia, in Relation to Various Management Activities. *Proceedings of the Eighth Eastern Wildlife Damage Management Conference*. 8, 140-151.
- 53) Frixione, M.G., Casaux, R., Villanueva, C., Alarcón, P.A., 2012. A recently established Kelp Gull colony in a freshwater environment supported by an inland refuse dump in Patagonia. *Emu*. 112, 174–178.
- 54) Galván, I., 2003. Intraspecific kleptoparasitism in Lesser Black-backed Gulls wintering inland in Spain. *Waterbirds*. 26, 325–330.
- 55) Gangoso, L., Agudo, R., Anadón, J.D., de la Riva, M., Suleyman, A.S., Porter, R., Donázar, J.A., 2013. Reinventing mutualism between humans and wild fauna: insights from vultures as ecosystem services providers. *Conserv. Lett.* 6, 172–179.
- 56) García-Muñoz, E., Fátima, J., Rato, C., Carretero, M.A., 2010. Four types of malformations in a population of *Bufo boulengeri* (Amphibia, Anura, Bufonidae) from the Jbilet Mountains (Marrakech, Morocco). *Herpetol. Notes* 3, 267–270.
- 57) Gentes, M.-L., Mazerolle, M.J., Giroux, J.-F., Patenaude-Monette, M., Verreault, J., 2015. Tracking the sources of polybrominated diphenyl ethers in birds: Foraging in waste management facilities results in higher DecaBDE exposure in males. *Environ. Res.* 138, 361–371.
- 58) Gible, R.E., Baer, K.N., 2011. Effects of atrazine, agricultural runoff, and selected effluents on antimicrobial activity of skin peptides in *Xenopus laevis*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 593–599.
- 59) Gilbert, N.I., Correia, R.A., Silva, J.P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P.W., Gill, J.A., Franco, A.M., 2016. Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Mov. Ecol.* 4, 1-13.
- 60) Gilchrist, J.S., Otali, E., 2002. The effects of refuse-feeding on home-range use, group size, and intergroup encounters in the banded mongoose. *Can. J. Zool.* 80, 1795–1802.
- 61) Girmay, M., Gadisa, T., Yirga, G., 2015. Livestock loss by the spotted hyena (*Crocuta crocuta*) in and around a waste dumping site in Northern Ethiopia. *Int. J. Biodivers. Conserv.* 7, 50–53.
- 62) Gómez, P., Lozano, C., Camacho, M.C., Lima-Barbero, J.-F., Hernández, J.-M., Zarazaga, M., Höfle, Ú., Torres, C., 2015. Detection of MRSA ST3061-t843-mecC and ST398-t011-mecA in white stork nestlings exposed to human residues. *J. Antimicrob. Chemother.* 71, 53–57.
- 63) Gould, N.P., Andelt, W.F., 2013. Effect of anthropogenically developed areas on spatial distribution of island foxes. *J. Mammal.* 94, 662–671.
- 64) Greig, S.A., Coulson, J.C., Monaghan, P., 1983. Age-related differences in foraging success in the Herring Gull (*Larus argentatus*). *Anim. Behav.* 31, 1237–1243.
- 65) Gyimesi, A., Boudewijn, T.J., Buijs, R.-J., Shamoun-Baranes, J.Z., de Jong, J.W., Fijn, R.C., van Horssen, P.W., Poot, M.J., 2016. Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* thriving on a non-marine diet. *Bird Study* 63, 241–249.
- 66) Harlow, R.F., Hooper, R.G., Chamberlain, D.R., Crawford, H.S., 1975. Some winter and nesting season foods of the Common Raven in Virginia. *The Auk* 298–306.
- 67) Henry, P.-Y., Wey, G., Balança, G., 2011. Rubber band ingestion by a rubbish dump dweller, the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Waterbirds* 34, 504–508.
- 68) Herrero, S., 1983. Social behaviour of black bears at a garbage dump in Jasper National Park. *Bears Their Biol. Manag.* 5, 54–70.
- 69) Hidalgo, S., Zabala, J., Zuberogoitia, I., Azkona, A., Castillo, I., 2005. Food of the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in Biscay. *Buteo*. 14, 23–29.
- 70) Hutchings, S., 2003. The diet of feral house cats (*Felis catus*) at a regional rubbish tip, Victoria. *Wildl. Res.* 30, 103–110.
- 71) Igbokwe IO, Kolo MY, Egwu GO (2003) Rumens impaction in sheep with indigestible foreign bodies in the semi-arid region of Nigeria. *Small Rumin Res* 49:141–146.
- 72) Inigo Elias, E.E., 1987. Feeding habits and ingestion of synthetic products in a black vulture population from Chiapas, Mexico. *Acta Zoologica Mexicana Nueva Serie* 22, 1-16.
- 73) Jessop, T.S., Smissen, P., Scheelings, F., Dempster, T., 2012. Demographic and phenotypic effects of human mediated trophic subsidy on a large Australian lizard (*Varanus varius*): meal ticket or last supper? *PLoS One* 7, e34069.
- 74) Jordi, O., Herrero, A., Aldalur, A., Cuadrado, J.F., Arizaga, J., 2014. The impact of non-local birds on yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Bay of Biscay: a dump-based assessment. *Anim. Biodivers. Conserv.* 37, 183–190.



- 75) Jurinović, L., Savić, V., Balenović, M., Lisičić, D., Lucić, V., 2014. Virological and serological investigation of avian influenza in black headed gulls captured on a rubbish dump in Zagreb, Croatia. *Vet. Arh.* 84, 521–528.
- 76) Kapel, C.M., 1999. Diet of arctic foxes (*Alopex lagopus*) in Greenland. *Arctic* 289–293.
- 77) Karunaratna, D.M.S., Amarasinghe, A.T., Majintha, B.M., Kandambi, H.D., 2012. Population Status of Two Varanus species (Reptilia: Sauria: Varanidae) in Sri Lanka's Puttalam Lagoon System, with Notes on their Diet and Conservation Status. *Biawak.* 6, 22–33.
- 78) Kilpi, M., 1983. Pre-migration movements of coastal Finnish herring gulls (*Larus argentatus*) in autumn. *Ann Zool Fenn.* 20, 2453–254.
- 79) Kilpi, M., Öst, M., 1998. Reduced availability of refuse and breeding output in a herring gull (*Larus argentatus*) colony, in: *Annales Zoologici Fennici.* 35, 37–42.
- 80) Knight, R.R., Eberhardt, L.L., 1985. Population dynamics of Yellowstone grizzly bears. *Ecology.* 66, 323–334.
- 81) Kolowski, J.M., Holekamp, K.E., 2008. Effects of an open refuse pit on space use patterns of spotted hyenas. *Afr. J. Ecol.* 46, 341–349.
- 82) Kruszyk, R., Ciach, M., 2010. White Storks, *Ciconia ciconia*, forage on rubbish dumps in Poland—a novel behaviour in population. *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 83–87.
- 83) La Sala, L.F., Petracci, P.F., Randazzo, V., Fernández-Miyakawa, M.E., 2013. Enteric bacteria in Ologro's Gull (*Larus atlanticus*) and Kelp Gull (*Larus dominicanus*) from the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *El Hornero* 28, 59–64.
- 84) Lore, R., Flannelly, K.J., 1978. Habitat selection and burrow construction by wild *Rattus norvegicus* in a landfill. *J. Comp. Physiol. Psychol.* 92, 888–896.
- 85) Lunn, N.J., Stirling, I., 1985. The significance of supplemental food to polar bears during the ice-free period of Hudson Bay. *Can. J. Zool.* 63, 2291–2297.
- 86) Maciusik, B., Lenda, M., Skórka, P., 2010. Corridors, local food resources, and climatic conditions affect the utilization of the urban environment by the Black-headed Gull *Larus ridibundus* in winter. *Ecol. Res.* 25, 263–272.
- 87) Marquard-Petersen, U., 1998. Food habits of arctic wolves in Greenland. *J. Mammal.* 79, 236–244.
- 88) Martin, J., French, K., Major, R., 2010. Population and breeding trends of an urban coloniser: the Australian white ibis. *Wildl. Res.* 37, 230–239.
- 89) Martina, A., Gallarati, M., 1997. Use of a garbage dump by some mammal species in the Majella massif (Abruzzo, Italy). *Hystrix Ital. J. Mammal.* 9, 23–29.
- 90) Marzluff, J.M., Neatherlin, E., 2006. Corvid response to human settlements and campgrounds: causes, consequences, and challenges for conservation. *Biol. Conserv.* 130, 301–314.
- 91) Meriggi, A., Lovari, S., 1996. A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *J. Appl. Ecol.* 33, 1561–1571.
- 92) Migura-García, L., Ramos, R., Cerdà-Cuellar, M., 2017. Antimicrobial Resistance of Salmonella Serovars and Campylobacter spp. Isolated from an Opportunistic Gull Species, Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*). *J. Wildl. Dis.* 53, 148–152.
- 93) Millsap, B., Breen, T., McConnell, E., Steffer, T., Phillips, L., Douglass, N., Taylor, S., 2004. Comparative fecundity and survival of bald eagles fledged from suburban and rural natal areas in Florida. *J. Wildl. Manag.* 68, 1018–1031.
- 94) Mirmovitch, V., 1995. Spatial organisation of urban feral cats (*Felis catus*) in Jerusalem. *Wildl. Res.* 22, 299–310.
- 95) Muhammad, I.R., 2008. Livestock ownership an unconventional feed resources from refuse dumps in urban metropolis of semi arid zone. *Res. J. Anim. Sci.* 2, 12–16.
- 96) Neves, V.C., Murdoch, N., Furness, R.W., 2006. Population status and diet of the Yellow-legged Gull in the Azores. *Life and marine sciences.* 23, 59–73.
- 97) Newsome, T.M., Dellinger, J.A., Pavey, C.R., Ripple, W.J., Shores, C.R., Wirsing, A.J., Dickman, C.R., 2015. The ecological effects of providing resource subsidies to predators. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 1–11.
- 98) Novaes, W.G., Cintra, R., 2013. Factors influencing the selection of communal roost sites by the Black Vulture *Coragyps atratus* (Aves: Cathartidae) in an urban area in Central Amazon. *Zool. Curitiba.* 30, 607–614.
- 99) Numata, M., Fawcett, J.P., Saville, D.J., Rosengren, R.J., 2008. Hepatic cytochrome P450 activity and pollutant concentrations in paradise shelducks and southern black-backed gulls in the South Island of New Zealand. *Ecotoxicology* 17, 697–708.
- 100) Olea, P.P., Baglione, V., 2008. Population trends of Rooks *Corvus frugilegus* in Spain and the importance of refuse tips. *Ibis* 150, 98–109.
- 101) Oró, D., 1992. A preliminary study of the diet of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) on Minorca (Balearic Islands). *Butlletí Grup Català Anellam.* 9, 25–27.
- 102) Ortiz, N.E., Smith, G.R., 1994. Landfill sites, botulism and gulls. *Epidemiol. Infect.* 112, 385–391.
- 103) Otali, E., Gilchrist, J.S., 2004. The effects of refuse feeding on body condition, reproduction, and survival of banded mongooses. *J. Mammal.* 85, 491–497.
- 104) Patalano, M., Lovari, S., 1993. Food habits and trophic niche overlap of the wolf *Canis lupus*, L. 1758 and the red fox *Vulpes vulpes* (L. 1758) in a mediterranean mountain area. *Revista. Ecologica (Terre Vie).* 48, 279–294.
- 105) Patenaude-Monette, M., Bélisle, M., Giroux, J.-F., 2014. Balancing energy budget in a central-place forager: which habitat to select in a heterogeneous environment? *PLoS One* 9, e102162.
- 106) Pavez, E.F., 2014. Patrón de movimiento de dos Cóndores andinos *vultur gryphus* (aves: cathartidae) en los andes centrales de Chile y Argentina. *Bol. Chil. Ornitol.* 20, 1–12.
- 107) Payo-Payo, A., Oro, D., Igual, J.M., Jover, L., Sanpera, C., Tavecchia, G., 2015. Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations. *Ecol. Appl.* 25, 2228–2239.
- 108) Peirce, K.N., Van Daele, L.J., 2006. Use of a garbage dump by brown bears in Dillingham, Alaska. *Ursus* 17, 165–177.
- 109) Peris, B.C.C., 2003. Feeding in urban refuse dumps: ingestion of plastic objects by the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Ardeola.* 50, 81–84.



- 110) Pomeroy, D.E., 1975. Birds as scavengers of refuse in Uganda. *Ibis*. 117, 69–81.
- 111) Pons, J.-M., Migot, P., 1995. Life-history strategy of the herring gull: changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *J. Anim. Ecol.* 592–59
- 112) Pons, J.-M., 1994. Feeding strategies of male and female Herring Gulls during the breeding season under various feeding conditions. *Ethol. Ecol. Evol.* 6, 1–12.
- 113) Pons, J.M., 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a herring gull. *Ardea*. 80, 143–150.
- 114) Prange, S., Gehrt, S.D., Wiggers, E.P., 2004. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *J. Mammal.* 85, 483–490.
- 115) Quessy, S., Messier, S., 1992. Prevalence of *Salmonella* spp., *Campylobacter* spp. and *Listeria* spp. in ring-billed gulls (*Larus delawarensis*). *J. Wildl. Dis.* 28, 526–531.
- 116) Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L., Ruiz, X., 2009a. Feeding ecology of yellow-legged gulls *Larus michahellis* in the western Mediterranean: a comparative assessment using conventional and isotopic methods. *Mar Ecol Prog Ser.* 377, 289–297.
- 117) Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L., Ruiz, X., 2009b. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.* 150, 265–272.
- 118) Reeves, M.K., Dolph, C.L., Zimmer, H., Tjeerdema, R.S., others, 2008. Road proximity increases risk of skeletal abnormalities in wood frogs from National Wildlife Refuges in Alaska. *Environ. Health Perspect.* 116, 1009–1014.
- 119) Rideout, B.A., Stalis, I., Pependick, R., Pessier, A., Puschner, B., Finkelstein, M.E., Smith, D.R., Johnson, M., Mace, M., Stroud, R., Brandt, J., Burnet, J., Parish, C., Petterson, J., Witte, C., Stringfield, C., Orr, C., Zuba, J., Wallace, M., Grantham, J. 2012. Patterns of mortality in free-ranging California Condors (*Gymnogyps californianus*). *J. Wildl. Dis.* 48, 95–112.
- 120) Rogers, L.L., Kuehn, D.W., Erickson, A.W., Harger, E.M., Verme, L.J., Ozoga, J.J., 1976. Characteristics and management of black bears that feed in garbage dumps, campgrounds or residential areas. *Bears Their Biol. Manag.* 3, 169–175.
- 121) Rotics, S., Turjeman, S., Kaatz, M., Resheff, Y.S., Zurell, D., Sapir, N., Eggers, U., Fiedler, W., Flack, A., Jeltsch, F., others, 2017. Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. *Anim. Behav.* 126, 79–88.
- 122) Rumbold, D.G., Morrison, M., Bruner, M.C., 2009. Assessing the ecological risk of a municipal solid waste landfill to surrounding wildlife: A case study in Florida. *Environ. Bioindic.* 4, 246–279.
- 123) Saiyad, S.K., Soni, V.C., Radadia, B., 2015. Urban resource utilization for feeding purpose by house crow (*Corvus splendens*). *International Journal of Recent Scientific Research Research.* 6, 7933–7935.
- 124) Salvador, A., Abad, P.L., 1987. Food habits of a wolf population (*Canis lupus*) in León province, Spain. *Mammalia* 51, 45–52.
- 125) Sapolsky, R.M., Else, J.G., 1987. Bovine tuberculosis in a wild baboon population: epidemiological aspects. *J. Med. Primatol.* 16, 229.
- 126) Sarà, M., Busalacchi, B., 2003. Diet and feeding habits of nesting and non-nesting ravens (*Corvus corax*) on a Mediterranean island (Vulcano, Eolian archipelago). *Ethol. Ecol. Evol.* 15, 119–131.
- 127) Sazima, I., 2013. From carrion-eaters to bathers' bags plunderers: how Black Vultures (*Coragyps atratus*) could have found that plastic bags may contain food. *Rev. Bras. Ornitol.-Braz. J. Ornithol.* 15, 592–597.
- 128) Sazima, I., 2010. What coatis and mongooses have in common? *Biota Neotropica* 10, 457–461.
- 129) Sazima, I., 2007. The jack-of-all-trades raptor: versatile foraging and wide trophic role of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Brazil, with comments on feeding habits of the Caracarin. *Rev Bras Ornitol.* 15, 592–597.
- 130) Schroder, G.D., Hulse, M., 1979. Survey of rodent populations associated with an urban landfill. *Am. J. Public Health.* 69, 713–715.
- 131) Scott, M.D., Causey, K., 1973. Ecology of feral dogs in Alabama. *J. Wildl. Manag.* 37, 253–265.
- 132) Smith, A.C., Munro, U.H., 2011. Local and regional movements of the Australian White Ibis *Threskiornis molucca* in eastern Australia. *Corella.* 35, 89–94.
- 133) Soldatini, C., Riccato, F., Torricelli, P., Mainardi, D., 2005. Yellow legged gulls' diet and foraging locations, in: XV Congresso Della Società Italiana Di. *Ecologia*, Torino.
- 134) Ssemmanda, R., Pomeroy, D., 2014. Scavenging birds of Kampala: 1973–2009. *Scopus.* 30, 26–31.
- 135) Stanner, M., Mendelssohn, H., 1987. Sex ratio, population density and home range of the desert monitor (*Varanus griseus*) in the southern coastal plain of Israel. *Amphib.-Reptil.* 8, 153–163.
- 136) Steigerwald, E.C., Igual, J.-M., Payo-Payo, A., Tavecchia, G., 2015. Effects of decreased anthropogenic food availability on an opportunistic gull: evidence for a size-mediated response in breeding females. *Ibis.* 157, 439–448.
- 137) Stringham, S.F., 1986. Effects of climate, dump closure, and other factors on Yellowstone grizzly bear litter size. *Bears Their Biol. Manag.* 6, 33–39.
- 138) Suluku, M.R., Abu-Bakarr, M.I., Johnny, M.J., Jonsyn-Ellis, F., 2012. Post-war Demographic and Ecological Survey of Dog Populations and Their Human Relationships in Sierra Leone.(A Case Study of Urban Freetown). *Sci. J. Agric. Res. Manag.* 2012, 1–7.
- 139) Slavica, A., Konjević, D., Huber, D., Juro, Milas, Z., Turk, N., Sindičić, M., Severin, K., Deždek, D., Mašek, T., 2010. Serologic evidence of *Leptospira* spp. serovars in brown bears (*Ursus arctos*) from Croatia. *J. Wildl. Dis.* 46, 251–256.
- 140) Tarara, R., Suleman, M.A., Sapolsky, R., Wabomba, M.J., Else, J.G., 1985. Tuberculosis in wild olive baboons, *Papio cynocephalus anubis* (Lesson), in Kenya. *J. Wildl. Dis.* 21, 137–140.
- 141) Tennent, J., Downs, C.T., 2008. Abundance and home ranges of feral cats in an urban conservancy where there is supplemental feeding: a case study from South Africa. *Afr. Zool.* 43, 218–229.
- 142) Te Wong, S., Servheen, C.W., Ambu, L., 2004. Home range, movement and activity patterns, and bedding sites of Malayan sun bears *Helarctos malayanus* in the rainforest of Borneo. *Biol. Conserv.* 119, 169–181.



- 143) Thompson, J., Shirreffs, L., McPhail, I., 2003. Dingoes on Fraser Island—tourism dream or management nightmare. *Hum. Dimens. Wildl.* 8, 37–47.
- 144) Torres-Mura, J.C., Lemus, M.L., Hertel, F., 2015. Plastic material in the diet of the turkey vulture (*Cathartes aura*) in the Atacama Desert, Chile. *Wilson J. Ornithol.* 127, 134–138.
- 145) Tortosa, F.S., Caballero, J.M., Reyes-López, J., 2002. Effect of rubbish dumps on breeding success in the White Stork in southern Spain. *Waterbirds.* 25, 39–43.
- 146) Tortosa, F.S., Pérez, L., Hillström, L., 2003. Effect of food abundance on laying date and clutch size in the White Stork *Ciconia ciconia*: Food independently affects both laying date and clutch size, suggesting that seasonal decline in clutch size is related to a decrease in food availability. *Bird Study* 50, 112–115.
- 147) Turrin, C., Watts, B.D., Mojica, E.K., 2015. Landfill Use by Bald Eagles in the Chesapeake Bay Region. *J. Raptor Res.* 49, 239–249.
- 148) Uyeda, L., 2009. Garbage appeal: relative abundance of water monitor lizards (*Varanus salvator*) correlates with presence of human food leftovers on Tinjil Island, Indonesia. *Biawak.* 3, 9–17.
- 149) Uyeda, L.T., 2015. The Water Monitor Lizard *Varanus salvator*: Behavior, Ecology, and Human Dimensions in Banten, Indonesia. (Doctoral dissertation, University of Washington). University of Washington.
- 150) Uyeda, L.T., Iskandar, E., Kyes, R.C., Wirsing, A.J., 2015. Encounter rates, agonistic interactions, and social hierarchy among garbage-feeding water monitor lizards (*Varanus salvator bivittatus*) on tinjil island, Indonesia. *Herpetol. Conserv. Biol.* 10, 753–764.
- 151) Viner, T.C., Hamlin, B.C., McClure, P.J., Yates, B.C., 2016. Integrating the Forensic Sciences in Wildlife Case Investigations: A Case Report of Pentobarbital and Phenytoin Toxicosis in a Bald Eagle (*Haliaeetus leucocephalus*). *Vet. Pathol.* 53, 1103–1106.
- 152) Walters, J.R., Derrickson, S.R., Michael Fry, D., Haig, S.M., Marzluff, J.M., Wunderle Jr, J.M., 2010. Status of the California condor (*Gymnogyps californianus*) and efforts to achieve its recovery. *The Auk.* 127, 969–1001.
- 153) Wang, Z., Norman, F.I., Burgess, J.S., Ward, S.J., Spate, A.P., Carson, C.J., 1996. Human influences on breeding of south polar skuas in the eastern Larsemann Hills, Princess Elizabeth Land, East Antarctica. *Polar Rec.* 32, 43–50.
- 154) Washburn, B.E., Bernhardt, G.E., Kutschbach-Brohl, L., Chipman, R.B., Francoeur, L.C., 2013. Foraging Ecology of Four Gull Species at a Coastal-Urban Interface: Ecología de Forrajeo de Cuatro Especies de Gaviota en una Interface Costera-Urbana. *The Condor.* 115, 67–76.
- 155) Weiser, E.L., Powell, A.N., 2011. Reduction of garbage in the diet of nonbreeding glaucous gulls corresponding to a change in waste management. *Arctic.* 64, 220–226.
- 156) Yirga, G., De Iongh, H.H., Leirs, H., Gebrihiwot, K., Deckers, J., Bauer, H., 2012. Adaptability of large carnivores to changing anthropogenic food sources: diet change of spotted hyena (*Crocuta crocuta*) during Christian fasting period in northern Ethiopia. *J. Anim. Ecol.* 81, 1052–1055.
- 157) Yorio, P., Bertellotti, M., Gandini, P., Frere, E., 1998. Kelp Gulls *Larus dominicanus* breeding on the Argentine coast: population status and relationship with coastal management and conservation. *Mar. Ornithol.* 26, 11–18.
- 158) Yorio, P., Giaccardi, M., 2002. Urban and fishery waste tips as food sources for birds in northern coastal Patagonia, Argentina. *Ornitol. Neotropical.* 13, 283–292.
- 159) Zipan, W., Norman, F.I., 1993. Foods of the south polar skua *Catharacta maccormicki* in the eastern Larsemann Hills, Princess Elizabeth Land, East Antarctica. *Polar Biol.* 13, 255–262.



Apéndice 2 (Capítulo 2): Relevancia e interpretación de los parámetros clínicos y sanguíneos utilizados para evaluar el estado de salud de los jotes de cabeza negra

Parámetros	Relevancia	Método a utilizar para evaluar	Objetivo al que aporta	Bibliografía
Estado de Hidratación*	Asociado al estado metabólico y de salud general de las aves.	a) Tiempo llenado vena cubital (mayor a 1 segundo indica deshidratación). b) Elasticidad de piel metatarso (la permanencia en el tiempo del pliegue generado manualmente indica deshidratación). c) Apariencia de ojos (ojos secos y hundidos indican deshidratación).	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Hematocrito	Estima porcentaje de eritrocitos en relación a la sangre total. Útil para evaluar presencia de anemias. También se utiliza como indicador general de condición corporal, nutricional y estado de salud general.	Micro hematocrito.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Hemoglobina	Estima la cantidad de hemoglobina en sangre. Se utiliza en el diagnóstico de anemias.	Método colorimétrico.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Proteínas totales	Se las utiliza para inferir el estado de salud general, funcionamiento hepático y estado nutricional.	Método colorimétrico.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Albúmina	Se utiliza para evaluar el funcionamiento hepático y estado nutricional.	Método colorimétrico.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Globulinas	Se utilizan como indicadores de salud, especialmente para evaluar si hay inflamaciones e infecciones.	Sustracción de albúmina a proteínas totales.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)



Parámetros	Relevancia	Método a utilizar para evaluar	Objetivo al que aporta	Bibliografía
Índice alb/glob	Útil para inferir la evolución de infecciones. Los índices bajos están asociados a infecciones/inflamaciones. Los índices altos están asociados a recuperación de la infección/inflamación.	División de fracción de albúmina/globulinas	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Glucemia	Relacionada con estado metabólico y nutricional de las aves.	Método enzimático.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
ALT	Enzima utilizada para inferir injuria hepática y muscular.	Método enzimático.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
AST	Enzima utilizada para inferir injuria hepática.	Método enzimático.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
FAS	Enzima utilizada inferir injuria hepática/enzima relacionada metabolismo calcio.	Método enzimático.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
CPK	Enzima utilizada para inferir injuria muscular.	Método enzimático.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Ácido úrico	Parámetro utilizado para inferir funcionamiento renal.	Método enzimático.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Urea	Parámetro utilizado en aves para inferir estado de hidratación y azotemia pre-renal.	Método enzimático.	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)
Calcio	Parámetro utilizado para inferir estado nutricional y metabólico.	Método colorimétrico	2	(Ritchie et al., 1997; Samour, 2000)

*La aparición de signos ante un estado de deshidratación sigue una secuencia determinada. Cuando el estado de deshidratación es leve a moderado, se observa una demora en el tiempo de llenado de las venas periféricas (ej. vena cubital) y pérdida de elasticidad de la piel. A medida que progresa el estado de deshidratación se puede observar, además de los signos descritos anteriormente, el hundimiento de los ojos. En este estudio el estado de hidratación se determinó mediante el tiempo de retorno en vena cubital (consiste en presionar con un dedo la vena cubital y evaluar el tiempo que tarda en volver a llenarse una vez que es liberada, este tiempo no debe superar un segundo para considerarse normal); la elasticidad de piel en el metatarso (se evalúa estirando la piel del área mencionada y observando si vuelve a su estado inicial o no una vez liberada, en el primer caso el test es normal y en el segundo anormal) y la apariencia de los ojos (consiste en evaluar sequedad y hundimiento de los mismos en la órbita, lo cual indica deshidratación).



Apéndice 3 (Capítulo 4): Lista de especies de aves y estudios que utilizamos en esta revisión. Incluimos información sobre el estado de conservación, información sobre si la contaminación por plomo se cita como una amenaza importante para la especie en la Lista Roja de la IUCN, la fuente de plomo presunta, la presencia de individuos con concentraciones de plomo sobre los niveles umbrales, el uso de isótopos para evaluar la fuente de plomo, países incluidos en el estudio, y referencias bibliográficas.

Especies	Status IUCN	Plomo reportado como amenaza en la lista roja de IUCN	Fuente plomo sospechada	Presencia de individuos con concentración de plomo sobre el nivel umbral	Isótopos	Países	Referencias
Buitre bengalí (<i>Gyps bengalensis</i>)	Críticamente amenazado	No	Polución	Si	No	India	Rajamani y Subramanian, 2015
Buitre dorso blanco africano (<i>Gyps africanus</i>)	Críticamente amenazado	No	Munición	Si	No	Botsuana	Garbett et al., 2018
			Munición	Si	No	Sud África	Naidoo et al., 2017
			Munición	Si	No	Botsuana	Kenny et al., 2015b
			Polución	Si	No	Sud África	Van Wyk et al., 2001
Buitre indio (<i>Gyps indicus</i>)	Críticamente amenazado	No	No especificado	Si	No	India	Kushwaha, 2016
Buitre del cabo (<i>Gyps coprotheres</i>)	En peligro	No	Munición	Si	No	Sud África	Naidoo et al., 2017
			No especificado	Si	No	Sud África	Van Wyk et al., 2001
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	Preocupación menor	No	Munición	Si	No	España	González et al., 2017
			Munición	Si	No	España	Oliveira et al., 2016
			Munición	No	No	Italia	Perugini et al., 2016



Especies	Status IUCN	Plomo reportado como amenaza en la lista roja de IUCN	Fuente plomo sospechada	Presencia de individuos con concentración de plomo sobre el nivel umbral	Isótopos	Países	Referencias
			Municipión	Si	Si	Francia	Berny et al., 2015
			Municipión	Si	No	España-Portugal	Carneiro et al., 2015
			Municipión	Si	No	España	Espín et al., 2014
			Municipión	Si	No	Israel	Horowitz et al., 2014
			Municipión	Si	No	Israel	Shlosberg et al., 2012
			Municipión	Si	No	España	García-Fernández et al., 2008
			Municipión	Si	No	España	Rodriguez-Ramos et al., 2008
			Municipión	Si	No	España	García-Fernández et al., 2005
			Municipión	Si	No	España	Mateo et al., 2003
			Municipión	Si	No	España	Mateo et al., 1997
			Municipión	Si	No	España	García-Fernández et al., 1995
			Municipión	Si	No	España	Cardiel et al., 2011
			Municipión/Geológica	Si	Si	España	Mateo-Tomás et al., 2016
Buitre egipcio <i>(Neophron percnopterus)</i>	En peligro	Si	Municipión	Si	No	Grecia	Bounas et al., 2016
			Municipión	Si	Si	Francia	Berny et al., 2015
			Municipión	Si	No	España	Gangoso et al., 2009
			Municipión	Si	No	España	Rodriguez-Ramos et al., 2008



Especies	Status IUCN	Plomo reportado como amenaza en la lista roja de IUCN	Fuente plomo sospechada	Presencia de individuos con concentración de plomo sobre el nivel umbral	Isótopos	Países	Referencias
			Munición	Si	No	España	Donazar et al., 2002
Buitre orejudo (<i>Torgos tracheliotos</i>)	En peligro	No	No especificado	Si	No	Sud África	Van Wyk et al., 2001
Quebranta huesos (<i>Gypaetus barbatus</i>)	Cercano a la amenaza	No	Munición	No	No	Sud África	Naidoo et al., 2017
			Munición	Si	Si	Francia	Berny et al., 2015
			Munición	Si	No	España-Francia	Hernández y Margalida, 2009
Buitre negro (<i>Aegypius monachus</i>)	Cercano a la amenaza	No	Munición	Si	No	Corea	Kim y Oh, 2016
			Munición	Si	No	Mongolia-Corea	Kenny et al., 2015a
			Munición	No	No	Mongolia	Kenny et al., 2013
			Munición	Si	No	Corea	Nam y Lee, 2009
			Munición	Si	No	España	Rodriguez-Ramos et al., 2008
			No especificado	Si	No	Rusia	Kavun, 2004
Jote cabeza negra (<i>Coragyps atratus</i>)	Preocupación menor	No	Munición y Polución	Si	No	EEUU	Behmke et al., 2017
			Munición y Polución	Si	Si	EEUU	Behmke et al., 2015
			Polución	Si	No	Venezuela	Bravo et al., 2005



Especies	Status IUCN	Plomo reportado como amenaza en la lista roja de IUCN	Fuente plomo sospechada	Presencia de individuos con concentración de plomo sobre el nivel umbral	Isótopos	Países	Referencias
Jote cabeza colorada (<i>Cathartes aura</i>)	Preocupación menor	No	Munición y Polución	Si	No	EEUU	Behmke et al., 2017
			Munición	Si	No	EEUU	West et al., 2017
			Munición y Polución	Si	Si	EEUU	Behmke et al., 2015
			Minería	Si	No	Chile	Valladares et al., 2013
			Munición	Si	No	EEUU	Kelly et al., 2011
			Munición	Si	No	EEUU	Kelly y Johnson, 2011
			Munición	No	No	EEUU	Stansley y Murphy, 2011
			Munición	No	No	Argentina	Saggese et al., 2009
			Munición	Si	No	Canadá	Martin et al., 2008
			Munición	Si	No	Canadá	Clark y Scheuhammer, 2003
			Munición	Si	No	EEUU	Wiemeyer et al., 1986
			Munición	Si	No	EEUU	Herring et al., 2018
			Munición	Si	No	EEUU	Platt et al., 1999
Munición	No	No	Canadá	Haskins et al., 2013			
Cóndor californiano (<i>Gymnogyps californianus</i>)	Críticamente amenazado	Si	Munición	Si	No	EEUU	Poessel et al., 2018
			Munición	Si	Si	EEUU	Finkelstein et al., 2014



Especies	Status IUCN	Plomo reportado como amenaza en la lista roja de IUCN	Fuente plomo sospechada	Presencia de individuos con concentración de plomo sobre el nivel umbral	Isótopos	Países	Referencias
			Munición	Si	No	EEUU	Kelly et al., 2014
			Munición	Si	Si	EEUU	Finkelstein et al., 2012
			Munición	Si	No	EEUU	Aguilar et al., 2012
			Munición	Si	Si	EEUU	Finkelstein et al., 2010
			Munición	Si	No	EEUU	Parish et al., 2009
			Munición	Si	No	EEUU	Cade, 2007
			Munición	Si	No	EEUU	Hall et al., 2007
			Munición	Si	No	EEUU	Parish et al., 2007
			Munición	Si	No	EEUU	Sorenson y Burnett, 2007
			Munición	Si	No	EEUU	Wynne y Stringfield, 2007
			Munición	Si	Si	EEUU	Church et al., 2006
			Munición	Si	No	EEUU	Wiemeyer et al., 1988
			Munición	Si	No	EEUU	Wiemeyer et al., 1986
Cóndor andino (<i>Vultur gryphus</i>)	Cercano a la amenaza	No	Munición	Si	No	Argentina	Wiemeyer et al., 2017
			Munición	Si	Si	Argentina	Lambertucci et al., 2011



REFERENCIAS

1. Aguilar, R.F., Yoshicedo, J.N., Parish, C.N., 2012. Inguvotomy tube placement for lead-induced crop stasis in the California condor (*Gymnogyps californianus*). *J. Avian Med. Surg.* 26, 176–181.
2. Behmke, S., Fallon, J., Duerr, A.E., Lehner, A., Buchweitz, J., Katzner, T., 2015. Chronic lead exposure is epidemic in obligate scavenger populations in eastern North America. *Environ. Int.* 79, 51–55.
3. Behmke, S., Mazik, P., Katzner, T., 2017. Assessing multi-tissue lead burdens in free-flying obligate scavengers in eastern North America. *Environ. Monit. Assess.* 189, 139.
4. Berny, P., Vilagines, L., Cugnasse, J.-M., Mastain, O., Chollet, J.-Y., Joncour, G., Razin, M., 2015. VIGILANCE POISON: Illegal poisoning y lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (Francia). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 118, 71–82.
5. Bounas, A., Ganoti, M., Giannakaki, E., Akrivos, A., Vavylis, D., Zorrilla, I., Saravia, V., 2016. First confirmed case of lead poisoning in the endangered Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Balkans. *Vulture News* 70, 22–29.
6. Bravo, A., Colina, M., Azuero, S., Salas, R., 2005. Heavy metal levels in plasma y fecal material samples of the black vulture (*Coragyps atratus*). *Rev. Científica* 15, 319–315.
7. Cade, T.J., 2007. Exposure of California condors to lead from spent Munición. *J. Wildl. Manag.* 71, 2125–2133.
8. Cardiel, I.E., Taggart, M.A., Mateo, R., 2011. Using Pb–Al ratios to discriminate between internal y external deposition of Pb in feathers. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 911–917.
9. Carneiro, M., Colaço, B., Bryão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., Pires, M.J., Agustí, S., Casas-Díaz, E., Lavin, S., others, 2015. Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 113, 295–301.
10. Church, M.E., Gwiazda, R., Risebrough, R.W., Sorenson, K., Chamberlain, C.P., Farry, S., Heinrich, W., Rideout, B.A., Smith, D.R., 2006. Munición is the principal source of lead accumulated by California condors re-introduced to the wild. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6143–6150.
11. Clark, A.J., Scheuhammer, A.M., 2003. Lead poisoning in uply-foraging birds of prey in Canada. *Ecotoxicology* 12, 23–30.
12. Donázar, J.A., Palacios, C.J., Gangoso, L., Ceballos, O., González, M.J., Hiraldo, F., 2002. Conservation status y limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islys. *Biol. Conserv.* 107, 89–97.
13. Espín, S., Martínez-López, E., Jiménez, P., María-Mojica, P., García-Fernández, A.J., 2014. Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Environ. Res.* 129, 59–68.
14. Finkelstein, M.E., Doak, D.F., George, D., Burnett, J., Bryt, J., Church, M., Grantham, J., Smith, D.R., 2012. Lead poisoning y the deceptive recovery of the critically endangered California condor. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 11449–11454.
15. Finkelstein, M.E., George, D., Scherbinski, S., Gwiazda, R., Johnson, M., Burnett, J., Bryt, J., Lawrey, S., Pessier, A.P., Clark, M., 2010. Feather lead concentrations y 207Pb/206Pb ratios reveal lead exposure history of California condors (*Gymnogyps californianus*). *Environ. Sci. Technol.* 44, 2639–2647.
16. Finkelstein, M.E., Kuspa, Z.E., Welch, A., Eng, C., Clark, M., Burnett, J., Smith, D.R., 2014. Linking cases of illegal shootings of the endangered California Condor using stable lead isotope analysis. *Environ. Res.* 134, 270–279.
17. Gangoso, L., Alvarez-Lloret, P., Rodríguez-Navarro, A.A., Mateo, R., Hiraldo, F., Donazar, J.A., 2009. Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to Munición sources. *Environ. Pollut.* 157, 569–574.
18. Garbett, R., Maude, G., Hancock, P., Kenny, D., Reading, R., Amar, A., 2018. Association between hunting y elevated blood lead levels in the critically endangered African white-backed vulture *Gyps africanus*. *Sci. Total Environ.* 630, 1654–1665.
19. García-Fernández, A.J., Calvo, J.F., Martínez-López, E., María-Mojica, P., Martínez, J.E., 2008. Raptor ecotoxicology in España: a review on persistent environmental contaminants. *AMBIO J. Hum. Environ.* 37, 432–439.
20. Garcia-Fernandez, A.J., Martinez-Lopez, E., Romero, D., Maria-Mojica, P., Godino, A., Jimenez, P., 2005. High levels of blood lead in griffon vultures (*Gyps fulvus*) from Cazorla Natural Park (Southern España). *Environ. Toxicol. Int. J.* 20, 459–463.



21. Garcia-Fernandez, A.J., Sanchez-Garcia, J.A., Jimenez-Montalban, P., Luna, A., 1995. Lead y cadmium in wild birds in southeastern España. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 2049–2058.
22. González, F., López, I., Suarez, L., Moraleda, V., Rodriguez, C., 2017. Levels of blood lead in Griffon vultures from a Wildlife Rehabilitation Center in España. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 143, 143–150.
23. Hall, M., Grantham, J., Posey, R., Mee, A., 2007. Lead exposure among reintroduced California Condors in southern California. *Calif. Condors 21st Century* 139–162.
24. Haskins, S.D., Kelly, D.G., Weir, R.D., 2013. Trace element analysis of turkey vulture (*Cathartes aura*) feathers. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 295, 1331–1339.
25. Hernández, M., Margalida, A., 2009. Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. *Environ. Res.* 109, 837–842.
26. Herring, G., Eagles-Smith, C.A., Varly, D.E., 2018. Mercury y lead exposure in avian scavengers from the Pacific Northwest suggest risks to California condors: Implications for reintroduction y recovery. *Environ. Pollut.* Doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.005.
27. Horowitz, I.H., Yanco, E., Nadler, R.V., Anglister, N., Lyau, S., Elias, R., Lublin, A., Perl, S., Edery, N., Rosenzweig, A.B., 2014. Acute lead poisoning in a griffon vulture (*Gyps fulvus*) in Israel. *Isr. J. Vet. Med.* 69, 163–168.
28. Kavun, V.Y., 2004. Heavy metals in organs y tissues of the European black vulture (*Aegypius monachus*): dependence on living conditions. *Russ. J. Ecol.* 35, 51–54.
29. Kelly, T.R., Bloom, P.H., Torres, S.G., Heryez, Y.Z., Poppenga, R.H., Boyce, W.M., Johnson, C.K., 2011. Impact of the California lead Munición ban on reducing lead exposure in golden eagles y turkey vultures. *PLoS One* 6, e17656.
30. Kelly, T.R., Grantham, J., George, D., Welch, A., Bryt, J., Burnett, L.J., Sorenson, K.J., Johnson, M., Poppenga, R., Moen, D., 2014. Spatiotemporal patterns y risk factors for lead exposure in endangered California condors during 15 years of reintroduction. *Conserv. Biol.* 28, 1721–1730.
31. Kelly, T.R., Johnson, C.K., 2011. Lead exposure in free-flying turkey vultures is associated with big game hunting in California. *PLoS One* 6, e15350.
32. Kenny, D.E., Bickel, C.L., Reading, R.P., 2013. Veterinary assessment for free-ranging Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) chicks in Southeastern Mongolia. *Top. Companion Anim. Med.* 28, 143–150.
33. Kenny, D., Kim, Y.-J., Lee, H., Reading, R., 2015a. Blood lead levels for Eurasian Black Vultures (*Aegypius monachus*) migrating between Mongolia y the Republic of Corea. *J. Asia-Pac. Biodivers.* 8, 199–202.
34. Kenny, D., Reading, R., Maude, G., Hancock, P., Garbett, B., 2015b. Blood lead levels in white-backed vultures (*Gyps africanus*) from Botsuana, Africa. *Vulture News* 68, 25–31.
35. Kim, J., Oh, J.-M., 2016. Assessment of trace element concentrations in birds of prey in Corea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 71, 26–34.
36. Kushwaha, S., 2016. Heavy metal concentrations in feathers of critically endangered long-billed vultures (*Gyps Indicus*) in Bundelkhy region, India. *Int J Life Sci Sci. Res* 2, 365–375.
37. Lambertucci, S.A., Donázar, J.A., Huertas, A.D., Jiménez, B., Sáez, M., Sanchez-Zapata, J.A., Hiraldo, F., 2011. Widening the problem of lead poisoning to a South-American top scavenger: Lead concentrations in feathers of wild Yean condors. *Biol. Conserv.* 144, 1464–1471.
38. Martin, P.A., Campbell, D., Hughes, K., McDaniel, T., 2008. Lead in the tissues of terrestrial raptors in southern Ontario, Canada, 1995–2001. *Sci. Total Environ.* 391, 96–103.
39. Mateo, R., Molina, R., Grifols, J., Guitart, R., 1997. Lead poisoning in a free ranging griffon vulture (*Gyps fulvus*). *British Medical Journal Publishing Group.*
40. Mateo, R., Taggart, M., Meharg, A.A., 2003. Lead y arsenic in bones of birds of prey from España. *Environ. Pollut.* 126, 107–114.
41. Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Jiménez-Moreno, M., Camarero, P.R., Sánchez-Barbudo, I.S., Martín-Doimeadios, R.C.R., Mateo, R., 2016. Mapping the spatio-temporal risk of lead exposure in apex species for more effective mitigation, in: *Proc. R. Soc. B. The Royal Society*, p. 20160662
42. Naidoo, V., Wolter, K., Botha, C.J., 2017. Lead ingestion as a potential contributing factor to the decline in vulture populations in southern Africa. *Environ. Res.* 152, 150–156.
43. Nam, D.-H., Lee, D.-P., 2009. Abnormal lead exposure in globally threatened Cinereous vultures (*Aegypius monachus*) wintering in South Corea. *Ecotoxicology* 18, 225–229.
44. Oliveira, P.A., Bryão, R., Francisco, O.N., Velarde, R., Lavín, S., Colaço, B., 2016. Lead poisoning due to lead-pellet ingestion in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *J. Avian Med. Surg.* 30, 274–279.



45. Parish, C.N., Heinrich, W.R., Hunt, W.G., 2007. Lead exposure, diagnosis, y treatment in California Condors released in Arizona. Calif. Condors 21st Century Ser. Ornithol. 97–108.
46. Parish, C.N., Hunt, W.G., Feltes, E., Sieg, R., Orr, K., 2009. Lead exposure among a reintroduced population of California Condors in northern Arizona y southern Utah. Ingestion Lead Spent Ammunit. Implic. Wildl. Hum. Peregrine Fund Boise Ida. EEUU DOI 10.
47. Perugini, M., Amorena, M., Abete, M.C., Altea, T., Posillico, M., Conte, A., 2016. Assessment of the exposure to heavy metals in eurasian griffon vultures (*gyps fulvus*) from central Italy. fresenius Environ. Bull. 25, 2046–2051.
48. Platt, S.R., Helmick, K.E., Graham, J., Bennett, R.A., Phillips, L., Chrisman, C.L., Ginn, P.E., 1999. Peripheral neuropathy in a turkey vulture with lead toxicosis. J. Am. Vet. Med. Assoc. 214, 1218–20.
49. Poessel, S.A., Bryt, J., Uyeda, L., Astell, M., Katzner, T.E., 2018. Lack of observed movement response to lead exposure of California condors. J. Wildl. Manag. 82, 310–318.
50. Rajamani, J., Subramanian, M., 2015. Toxicity Assessment on the Levels of Select Metals in the Critically Endangered Indian White-backed Vulture, *Gyps bengalensis*, in India. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 94, 722–726.
51. Rodriguez-Ramos, J., Gutierrez, V., Höfle, U., Mateo, R., Monsalve, L., Crespo, E., Blanco, J.M., 2008. Lead in Griffon y Cinereous Vultures in Central España: Correlations between clinical signs y blood lead levels. Watson RT Fuller M Pokras M Hunt WG Eds Ingestion Lead Spent Ammunit. Implic. Wildl. Hum. 235–236.
52. Saggese, M.D., Quaglia, A., Lambertucci, S.A., Bo, M.S., Sarasola, J.H., Pereyra- Lobos, R., Maceda, J.J., 2009. Survey of lead toxicosis in free-ranging raptors from central Argentina, in: Watson, R.T., Fuller, M., Pokras, M., Hunt, W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Munición: Implications for Wildlife y Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, pp. 223–231.
53. Shlosberg, A., Wu, Q., Rumbelha, W.K., Lehner, A., Cuneah, O., King, R., Hatzofe, O., Kannan, K., Johnson, M., 2012. Examination of Eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in Israel for exposure to environmental toxicants using dried blood spots. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 62, 502–511.
54. Sorenson, K.J., Burnett, J., 2007. Lead concentrations in the blood of Big Sur California condors. Calif. Condors 21st Century Ser. Ornithol. 2, 185–195.
55. Stansley, W., Murphy, L.A., 2011. Liver Lead Concentrations in Raptors in New Jersey, EEUU, 2008—2010. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 87, 171–174.
56. Valladares, F., Alvarado, S., Urra, R., Abarca, J., Inostroza, J., Codoceo, J., Ruz, M., others, 2013. Cadmium y Lead content in Liver y Kidney tissues of Wild Turkey Vulture *Cathartes aura* (Linneo, 1758) from Chañaral, Atacama desert, Chile.
57. Van Wyk, E., Van der Bank, F.H., Verdoorn, G.H., Hofmann, D., 2001. Selected mineral y heavy metal concentrations in blood y tissues of vultures in different regions of Sud África. South Afr. J. Anim. Sci. 31, 57–64.
58. West, C.J., Wolfe, J.D., Wiegardt, A., Williams-Claussen, T., 2017. Feasibility of California Condor recovery in northern California, EEUU: contaminants in surrogate Turkey vultures y Common Ravens. The Condor 119, 720–731.
59. Wiemeyer, G.M., Pérez, M.A., Bianchini, L.T., Sampietro, L., Bravo, G.F., Jácome, N.L., Astore, V., Lambertucci, S.A., 2017. Repeated conservation threats across the Americas: High levels of blood y bone lead in the Yean condor widen the problem to a continental scale. Environ. Pollut. 220, 672–679.
60. Wiemeyer, S.N., Jurek, R.M., Moore, J.F., 1986. Environmental contaminants in surrogates, foods, y feathers of California condors (*Gymnogyps californianus*). Environ. Monit. Assess. 6, 91–111.
61. Wiemeyer, S.N., Scott, J.M., Yerson, M.P., Bloom, P.H., Stafford, C.J., 1988. Environmental contaminants in California condors. J. Wildl. Manag. 238–247.
62. Wynne, J., Stringfield, C., 2007. Treatment of lead toxicity y crop stasis in a California condor (*Gymnogyps californianus*). J. Zoo Wildl. Med. 38, 588–590.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo-Whitehouse, K., Duffus, A.L., 2009. Effects of environmental change on wildlife health. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 3429–3438.
- Adelekan, B.A., Alawode, A.O., 2011. Contributions of municipal refuse dumps to heavy metals concentrations in soil profile and groundwater in Ibadan Nigeria. *J Appl Biosci* 40, 2727–2737.
- Agudo, R., Rico, C., Vilà, C., Hiraldo, F., Donázar, J.A., 2010. The role of humans in the diversification of a threatened island raptor. *BMC Evol. Biol.* 10, 384.
- Aguilar, R.F., Yoshicedo, J.N., Parish, C.N., 2012. Inguvotomy tube placement for lead-induced crop stasis in the California condor (*Gymnogyps californianus*). *J. Avian Med. Surg.* 26, 176–181.
- Alarcón, P.A., Lambertucci, S.A., 2018a. A three-decade review of telemetry studies on vultures and condors. *Mov. Ecol.* 6, 13. <https://doi.org/10.1186/s40462-018-0133-5>.
- Alarcón, P.A., Lambertucci, S.A., 2018b. Pesticides thwart condor conservation. *science* 360, 612–612.
- Alarcón, P.A., Morales, J.M., Donázar, J.A., Sánchez-Zapata, J.A., Hiraldo, F., Lambertucci, S.A., 2017. Sexual-size dimorphism modulates the trade-off between exploiting food and wind resources in a large avian scavenger. *Sci. Rep.* 7, 11461.
- Annett, C., Pierotti, R., 1989. Chick hatching as a trigger for dietary switching in the Western Gull. *Colon. Waterbirds* 12, 4–11.
- Annorbah, N.N., Holbech, L.H., 2012. Relative abundance, agonistic behaviour, and resource partitioning among three scavenging bird species in Ghana. *Malimbus* 34, 1-8.
- Ashbolt, N.J., 2004. Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. *Toxicology* 198, 229–238.
- Auman, H.J., Meathrel, C.E., Richardson, A., 2008. Supersize me: does anthropogenic food change the body condition of Silver Gulls? A comparison between urbanized and remote, non-urbanized areas. *Waterbirds* 31, 122–126.
- Avagnina, A., Nucera, D., Grassi, M.A., Ferroglio, E., Dalmaso, A., Civera, T., 2012. The microbiological conditions of carcasses from large game animals in Italy. *Meat Sci.* 91, 266–271.
- Avery, D., Watson, R.T., 2009. Regulation of lead-based ammunition around the world. *Ingestions Lead Spent Ammunit. Implic. Wildl. Hum.* 161–168.
- Avery, M.L., Cummings, J.L., 2004. Livestock depredations by black vultures and golden eagles. *USDA Natl. Wildl. Res. Cent.-Staff Publ.* 76.
- Aves Argentinas (2017). Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Aves Argentinas. Retrieved from http://avesargentinas.org.ar/sites/default/files/Categorizacionde_aves_de_la_Argentina.pdf
- Ballejo, F., de Santis, L.J., 2013. Dieta estacional del Jote Cabeza Negra (*Coragyps atratus*) en un área rural y una urbana en el noroeste patagónico. *El Hornero* 28, 07–14.



- Ballejo, F., Lambertucci, S.A., Trejo, A., De Santis, L.J., 2017. Trophic niche overlap among scavengers in Patagonia supports the condor-vulture competition hypothesis. *Bird Conserv.* 28, 390-402.
- Barbar, F., Werenkraut, V., Morales, J.M., Lambertucci, S.A., 2015. Emerging ecosystems change the spatial distribution of top carnivores even in poorly populated areas. *PloS One* 10, e0118851.
- Barros, V.R., Cordon, V., Moyano, C., Méndez, R., Forquera, J., Pizzio, O., 1983. Cartas de precipitación de la zona oeste de las provincias de Río Negro y Neuquén. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue Cinco Saltos, Argentina.
- Bartumeus, F., Giuggioli, L., Louzao, M., Bretagnolle, V., Oro, D., Levin, S.A., 2010. Fishery discards impact on seabird movement patterns at regional scales. *Curr. Biol.* 20, 215–222.
- Battin, J., 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conserv. Biol.* 18, 1482–1491.
- Becker, D.J., Streicker, D.G., Altizer, S., 2015. Linking anthropogenic resources to wildlife–pathogen dynamics: a review and meta-analysis. *Ecol. Lett.* 18, 483–495.
- Beeckman, D.S.A., Vanrompay, D.C.G., 2009. Zoonotic *Chlamydophila psittaci* infections from a clinical perspective. *Clin. Microbiol. Infect.* 15, 11–17.
- Behmke, S., Fallon, J., Duerr, A.E., Lehner, A., Buchweitz, J., Katzner, T., 2015. Chronic lead exposure is epidemic in obligate scavenger populations in eastern North America. *Environ. Int.* 79, 51–55.
- Belant, J.L., Ickes, S.K., Seamans, T.W., 1998. Importance of landfills to urban-nesting herring and ring-billed gulls. *Landsc. Urban Plan.* 43, 11–19.
- Bellrose, F.C., 1959. Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. *Ill. Nat. Hist. Surv. Bull.* V 027 No 03.
- Benskin, C.M., Wilson, K., Jones, K., Hartley, I.R., 2009. Bacterial pathogens in wild birds: a review of the frequency and effects of infection. *Biol. Rev.* 84, 349–373.
- Bergan, J.F., Smith, L.M., 1993. Survival rates of female mallards wintering in the Playa Lakes Region. *J. Wildl. Manag.* 57, 570–577.
- Berny, P., Vilagines, L., Cugnasse, J.-M., Mastain, O., Chollet, J.-Y., Joncour, G., Razin, M., 2015. VIGILANCE POISON: Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 118, 71–82.
- Beyer, W.N., Spann, J.W., Sileo, L., Franson, J.C., 1988. Lead poisoning in six captive avian species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17, 121–130.
- Bhutta, Z.A., 2006. Current concepts in the diagnosis and treatment of typhoid fever. *BMJ* 333, 78. doi: <https://doi.org/10.1136/bmj.333.7558.78>.
- Bildstein, K.L., Bird, D.M., 2007. Raptor research and management techniques. Hancock House.
- Bino, G., Dolev, A., Yosha, D., Guter, A., King, R., Saltz, D., Kark, S., 2010. Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources. *J. Appl. Ecol.* 47, 1262–1271.



- Biquand, S., Boug, A., Biquand-Guyot, V., Gautier, J.-P., 1994. Management of commensal baboons in Saudi Arabia, in: Symposium“ Les Primates Commensaux”, Tenu À Strasbourg, France, Le 19 Août 1994, À L’occasion Du XIVe Congrès de La Société Internationale de Primatologie. Société nationale de protection de la nature et d’acclimatation de France, Paris (FRA).
- Blanchard, B.M., 1987. Size and growth patterns of the Yellowstone grizzly bear. *Bears Their Biol. Manag.* 7, 99–107.
- Blanco, G., 2018. Supplementary feeding as a source of multiresistant *Salmonella* in endangered Egyptian vultures. *Transbound. Emerg. Dis.* <https://doi.org/10.1111/tbed.12806>.
- Blanco, G., 1996. Population dynamics and communal roosting of white storks foraging at a Spanish refuse dump. *Colon. Waterbirds* 19, 273–276.
- Blanco, G., Frías, O., Jiménez, B., Gómez, G., 2003. Factors influencing variability and potential uptake routes of heavy metals in black kites exposed to emissions from a solid-waste incinerator. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 2711–2718.
- Blanco, G., Junza, A., Barron, D., 2017. Food safety in scavenger conservation: Diet-associated exposure to livestock pharmaceuticals and opportunist mycoses in threatened Cinereous and Egyptian vultures. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 135, 292–301.
- Bollinger, T., Wobeser, G., Clark, R.G., Nieman, D.J., Smith, J.R., 1989. Concentration of creatine kinase and aspartate aminotransferase in the blood of wild mallards following capture by three methods for banding. *J. Wildl. Dis.* 25, 225–231.
- Bosch, M., Oro, D., Ruiz, X., 1994. Dependence of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two western Mediterranean colonies. *Avocetta*. 18, 135-139.
- Bounas, A., Ganoti, M., Giannakaki, E., Akrivos, A., Vavylis, D., Zorrilla, I., Saravia, V., 2016. First confirmed case of lead poisoning in the endangered Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Balkans. *Vulture News* 70, 22–29.
- Bravo, A., Colina, M., Azuero, S., Salas, R., 2005. Heavy metal levels in plasma and fecal material samples of the black vulture (*Coragyps atratus*). *Rev. Científica* 15. 319-315.
- Bruner, M.A., Rao, M., Dumont, J.N., Hull, M., Jones, T., Bantle, J.A., 1998. Ground and surface water developmental toxicity at a municipal landfill: description and weather-related variation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 39, 215–226.
- Buckley, N.J., 1999. Black Vulture (*Coragyps atratus*). *Birds N. Am.* 24.
- Burger, J., 2001. Landfills, nocturnal foraging, and risk to aircraft. *J. Toxicol. Environ. Health A* 64, 273–290.
- Burger, J., 1995. A risk assessment for lead in birds. *J. Toxicol. Environ. Health Part Curr. Issues* 45, 369–396.
- Burger, J., Gochfeld, M., 1994. Behavioral impairments of lead-injected young herring gulls in nature. *Toxicol. Sci.* 23, 553–561.
- Butterfield, J., Coulson, J.C., Kearsley, S.V., Monaghan, P., McCoy, J.H., Spain, G.E., 1983. The herring gull *Larus argentatus* as a carrier of *Salmonella*. *Epidemiol. Infect.* 91, 429–436.
- Cabrera, A.L., 1971. Fitogeografía de la república Argentina. *Bol Soc Argent Bot* 14, 1–42.



- Cade, T.J., 2007. Exposure of California condors to lead from spent ammunition. *J. Wildl. Manag.* 71, 2125–2133.
- Cahill, S., Llimona, F., Cabañeros, L., Calomardo, F., 2012. Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Anim. Biodivers. Conserv.* 35, 221–233.
- Calle, L., Gawlik, D.E., 2011. Anthropogenic food in the diet of the Sacred Ibis (*Threskiornis aethiopicus*), a non-native wading bird in southeastern Florida, USA. *Fla. Field Nat.* 39, 1–15.
- Carmi, N., Pinshow, B., Horowitz, M., Bernstein, M.H., 1993. Birds conserve plasma volume during thermal and flight-incurred dehydration. *Physiol. Zool.* 66, 829–846.
- Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., Pires, M.J., Agustí, S., Casas-Díaz, E., Lavin, S., others, 2015. Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 113, 295–301.
- Caro, T.M., O’doherly, G., 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserv. Biol.* 13, 805–814.
- Carpenter, J.W., Pattee, O.H., Fritts, S.H., Rattner, B.A., Wiemeyer, S.N., Royle, J.A., Smith, M.R., 2003. Experimental lead poisoning in turkey vultures (*Cathartes aura*). *J. Wildl. Dis.* 39, 96–104.
- Carrete, M., Donázar, J.A., Margalida, A., 2006. Density-Dependent Productivity Depression in Pyrenean Bearded Vultures: Implications for Conservation. *Ecol. Appl.* 16, 1674–1682.
- Carrete, M., Lambertucci, S.A., Speziale, K., Ceballos, O., Travaini, A., Delibes, M., Hiraldo, F., Donázar, J.A., 2010. Winners and losers in human-made habitats: interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Anim. Conserv.* 13, 390–398.
- Carrete, M., Serrano, D., Illera, J.C., López, G., Vögeli, M., Delgado, A., Tella, J., 2009. Goats, birds, and emergent diseases: apparent and hidden effects of exotic species in an island environment. *Ecol. Appl.* 19, 840–853.
- Carvalho, L.R. de, Farias, L.M., Nicolí, J.R., Silva, M.C.F., Corsino, A.T.S.M., Lima, L.A. de, Redondo, R.A.F., Ferreira, P.C.P., Pinto, M.E.B.M., 2003. Dominant culturable bacterial microbiota in the digestive tract of the American black vulture (*Coragyps atratus* Bechstein 1793) and search for antagonistic substances. *Braz. J. Microbiol.* 34, 218–224.
- Chamberlain, C.P., Waldbauer, J.R., Fox-Dobbs, K., Newsome, S.D., Koch, P.L., Smith, D.R., Church, M.E., Chamberlain, S.D., Sorenson, K.J., Risebrough, R., 2005. Pleistocene to recent dietary shifts in California condors. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 102, 16707–16711.
- Chandra, M., Singh, B., Singh, N., Ahuja, S.P., 1984. Hematological changes in nephritis in poultry induced by diets high in protein, high in calcium, containing urea, or deficient in vitamin A. *Poult. Sci.* 63, 710–716.
- Chapin Iii, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., others, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.



- Christie, M.I., Spurr, R., Bettinelli, M.D., 1984. Informe preliminar del relavamiento de fauna de los Parques Nacionales Lanin y Nahuel Huapi. Vol. III Anfibios Reptil. Parq. Nac. San Carlos Bariloche Argent.
- Church, M.E., Gwiazda, R., Risebrough, R.W., Sorenson, K., Chamberlain, C.P., Farry, S., Heinrich, W., Rideout, B.A., Smith, D.R., 2006. Ammunition is the principal source of lead accumulated by California condors re-introduced to the wild. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6143–6150.
- Ciucci, P., Boitani, L., Francisci, F., Andreoli, G., 1997. Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *J. Zool.* 243, 803–819.
- Clergeau, P., Yésou, P., 2006. Behavioural flexibility and numerous potential sources of introduction for the sacred ibis: causes of concern in western Europe? *Biol. Invasions* 8, 1381–1388.
- Coleman, J.S., Fraser, J.D., 1987. Food habits of Black and Turkey vultures in Pennsylvania and Maryland. *J. Wildl. Manag.* 733–739.
- Collins, C.H., Kennedy, D.A., 1992. The microbiological hazards of municipal and clinical wastes. *J. Appl. Bacteriol.* 73, 1–6.
- Converse, R.R., Kinzelman, J.L., Sams, E.A., Hudgens, E., Dufour, A.P., Ryu, H., Santo-Domingo, J.W., Kelty, C.A., Shanks, O.C., Siefring, S.D., others, 2012. Dramatic improvements in beach water quality following gull removal. *Environ. Sci. Technol.* 46, 10206–10213.
- Cooper, J.E., 2008. *Birds of prey: health and disease*. John Wiley & Sons.
- Cortés-Avizanda, A., Ceballos, O., Donázar, J., 2009. Long-term trends in population size and breeding success in the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in Northern Spain. *J. Raptor Res.* 43, 43–49.
- Costillo, E., Corbacho, C., Morán, R., Villegas, A., 2007. The diet of the black vulture *Aegypius monachus* in response to environmental changes in Extremadura (1970–2000). *Ardeola* 54, 197–204.
- Coulson, J.C., 2015. Re-Evaluation of the Role of Landfills and Culling in the Historic Changes in the Herring Gull (*Larus argentatus*) Population in Great Britain. *Waterbirds* 38, 339–354.
- Coulson, J.C., Butterfield, J., Thomas, C., 1983. The herring gull *Larus argentatus* as a likely transmitting agent of *Salmonella* Montevideo to sheep and cattle. *J. Hyg. (Lond.)* 91, 437–443.
- Coulson, J.C., Coulson, B.A., 2008. Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* nesting in an inland urban colony: the importance of earthworms (Lumbricidae) in their diet: Capsule Earthworms can be an important food of birds breeding inland and on the coast. *Bird Study* 55, 297–303.
- Craighead, J.J., 1998. Status of the Yellowstone Grizzly Bear Population: Has It Recovered, Should It Be Delisted? *Ursus* 10, 597–602.
- Cray, C., Tatum, L.M., 1998. Applications of protein electrophoresis in avian diagnostics. *J. Avian Med. Surg.* 4–10.
- Crump, J.A., Mintz, E.D., 2010. Global trends in typhoid and paratyphoid fever. *Clin. Infect. Dis.* 50, 241–246.



- Cucco, M., Ottonelli, R., Raviola, M., Malacarne, G., 2002. Variations of body mass and immune function in response to food unpredictability in magpies. *Acta Oecologica* 23, 271–276.
- Czech, B., Krausman, P.R., Devers, P.K., 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States Associations among causes of species endangerment in the United States reflect the integration of economic sectors, supporting the theory and evidence that economic growth proceeds at the competitive exclusion of nonhuman species in the aggregate. *BioScience* 50, 593–601.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., 2000. Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science* 287, 443–449.
- De Francisco, N., Ruiz Troya, J.D., Agüera, E.I., 2003. Lead and lead toxicity in domestic and free living birds. *Avian Pathol.* 32, 3–13.
- De Giacomo, U., Guerrieri, G., 2008. The feeding behavior of the black kite (*Milvus migrans*) in the rubbish dump of Rome. *J. Raptor Res.* 42, 110–118.
- De la Casa-Resino, I., Hernández-Moreno, D., Castellano, A., Pérez-López, M., Soler, F., 2014. Breeding near a landfill may influence blood metals (Cd, Pb, Hg, Fe, Zn) and metalloids (Se, As) in white stork (*Ciconia ciconia*) nestlings. *Ecotoxicology* 23, 1377–1386.
- De Lapuente, J., González-Linares, J., Pique, E., Borràs, M., 2014. Ecotoxicological impact of MSW landfills: assessment of teratogenic effects by means of an adapted FETAX assay. *Ecotoxicology* 23, 102–106.
- Deem, S.L., Karesh, W.B., Weisman, W., 2001. Putting theory into practice: wildlife health in conservation. *Conserv. Biol.* 15, 1224–1233.
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., 1994. Handbook of the Birds of the World—New World Vultures To Guineafowl. Lynx Ed. Barc.
- Derksen, S., Keselman, H.J., 1992. Backward, forward and stepwise automated subset selection algorithms: Frequency of obtaining authentic and noise variables. *Br. J. Math. Stat. Psychol.* 45, 265–282.
- Djerdali, S., Tortosa, F.S., Hillstrom, L., Doumandji, S., 2008. Food supply and external cues limit the clutch size and hatchability in the White Stork *Ciconia ciconia*. *Acta Ornithol.* 43, 145–150.
- Dobson, A., Foufopoulos, J., 2001. Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 356, 1001–1012.
- Donázar, J.A., Palacios, C.J., Gangoso, L., Ceballos, O., González, M.J., Hiraldo, F., 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biol. Conserv.* 107, 89–97.
- Dosch, J.J., 1997. Diet of nestling laughing gulls in southern New Jersey. *Colon. Waterbirds* 273–281.
- Duhem, C., Roche, P., Vidal, E., Tatoni, T., 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Popul. Ecol.* 50, 91–100.
- Dunteman, G.H., 1989. Principal components analysis. Sage.
- Ecke, F., Singh, N.J., Arnemo, J.M., Bignert, A., Helander, B., Berglund, A., Borg, H., Brojer, C., Holm, K., Lanzone, M., others, 2017. Sub-lethal lead exposure alters



- movement behavior in free-ranging Golden Eagles. *Environ. Sci. Technol.* 10, 5729-5736.
- Eley, R.M., Strum, S.C., Muchemi, G., Reid, G.D.F., 1989. Nutrition, body condition, activity patterns, and parasitism of free-ranging troops of olive baboons (*Papio anubis*) in Kenya. *Am. J. Primatol.* 18, 209–219.
- Elliott, K.H., Duffe, J., Lee, S.L., Mineau, P., Elliott, J.E., 2006. Foraging ecology of Bald Eagles at an urban landfill. *Wilson J. Ornithol.* 118, 380–390.
- Emerging Issues of Environmental and Concern, 2017. UNEP Frontiers, <https://www.unenvironment.org/resources/frontiers-2017-emerging-issues-environmental-concern/> (accessed 15 March 2018).
- Espín, S., García-Fernández, A.J., Herzke, D., Shore, R.F., van Hattum, B., Martínez-López, E., Coeurdassier, M., Eulaers, I., Fritsch, C., Gómez-Ramírez, P., others, 2016. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors—what types of samples should we use? *Ecotoxicology* 25, 777–801.
- Espín, S., García-Fernández, A.J., Herzke, D., Shore, R.F., van Hattum, B., Martínez-López, E., Coeurdassier, M., Eulaers, I., Fritsch, C., Gómez-Ramírez, P., others, 2014. Sampling and contaminant monitoring protocol for raptors. Res. Netw. Programme-EURAPMON Res. Monit. Raptors Eur. Available Www Eurapmon Net.
- Espín, S., Martínez-López, E., Jiménez, P., María-Mojica, P., García-Fernández, A.J., 2015. Delta-aminolevulinic acid dehydratase (δ ALAD) activity in four free-living bird species exposed to different levels of lead under natural conditions. *Environ. Res.* 137, 185–198.
- Espín, Silvia, Martínez-López, E., Jiménez, P., María-Mojica, P., García-Fernández, A.J., 2014. Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Environ. Res.* 129, 59–68.
- Fair, J., Whitaker, S., Pearson, B., 2007. Sources of variation in haematocrit in birds. *Ibis* 149, 535–552.
- Farmer, Jj., Davis, B.R., Hickman-Brenner, F.W., McWhorter, A., Huntley-Carter, G.P., Asbury, M.A., Riddle, C., Wathen-Grady, H.G., Elias, C., Fanning, G.R., 1985. Biochemical identification of new species and biogroups of Enterobacteriaceae isolated from clinical specimens. *J. Clin. Microbiol.* 21, 46–76.
- Fenlon, D.R., 1983. A comparison of *Salmonella* serotypes found in the faeces of gulls feeding at a sewage works with serotypes present in the sewage. *J. Hyg. (Lond.)* 91, 47–52.
- Fenlon, D.R., 1981. Seagulls (*Larus* spp.) as vectors of Salmonellae: an investigation into the range of serotypes and numbers of Salmonellae in gull faeces. *J. Hyg. (Lond.)* 86, 195–202.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D.A., 2001. Raptors of the world. Houghton Mifflin Harcourt.
- Ferreira, H., Beldomenico, P.M., Marchese, K., Romano, M., Caselli, A., Correa, A.I., Uhart, M., 2015. Lead exposure affects health indices in free-ranging ducks in Argentina. *Ecotoxicology* 24, 735–745.
- Finkelstein, M.E., Brandt, J., Sandhaus, E., Grantham, J., Mee, A., Schuppert, P.J., Smith, D.R., 2015. Lead exposure risk from trash ingestion by the endangered California condor (*Gymnogyps californianus*). *J. Wildl. Dis.* 51, 901–906.



- Finkelstein, M.E., Doak, D.F., George, D., Burnett, J., Brandt, J., Church, M., Grantham, J., Smith, D.R., 2012. Lead poisoning and the deceptive recovery of the critically endangered California condor. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 11449–11454.
- Finkelstein, M.E., George, D., Scherbinski, S., Gwiazda, R., Johnson, M., Burnett, J., Brandt, J., Lawrey, S., Pessier, A.P., Clark, M., 2010. Feather lead concentrations and 207Pb/206Pb ratios reveal lead exposure history of California condors (*Gymnogyps californianus*). *Environ. Sci. Technol.* 44, 2639–2647.
- Finkelstein, M.E., Kuspa, Z.E., Welch, A., Eng, C., Clark, M., Burnett, J., Smith, D.R., 2014. Linking cases of illegal shootings of the endangered California Condor using stable lead isotope analysis. *Environ. Res.* 134, 270–279.
- Fisher, I.J., Pain, D.J., Thomas, V.G., 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biol. Conserv.* 131, 421–432.
- Flores-Tena, F.J., Guerrero-Barrera, A.L., Avelar-González, F.J., Ramírez-López, E.M., Martínez-Saldaña, M.C., 2007. Pathogenic and opportunistic Gram-negative bacteria in soil, leachate and air in San Nicolás landfill at Aguascalientes, Mexico. *Rev Latinoam Microbiol* 49, 25–30.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., others, 2005. Global consequences of land use. *science* 309, 570–574.
- Foti, M., Rinaldo, D., Guercio, A., Giacobello, C., Aleo, A., De Leo, F., Fisichella, V., Mammina, C., 2011. Pathogenic microorganisms carried by migratory birds passing through the territory of the island of Ustica, Sicily (Italy). *Avian Pathol.* 40, 405–409.
- Francoeur, L., Lowney, M., 1997. Bird Abundance at Accomack County Southern Landfill, Melfa, Virginia, in Relation to Various Management Activities, in: *Proceedings of the Eighth Eastern Wildlife Damage Management Conference (1997)*. p. 10.
- Franson, J.C., Murray, H.C., Bunck, C., 1985. Enzyme activities in plasma, kidney, liver, and muscle of five avian species. *J. Wildl. Dis.* 21, 33–39.
- Franson, J.C., Pain, D.J., 2011. Lead in birds. in: Beyer, W.N., Meador, J.P. (Eds.), *Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations*, second ed. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 563-593.
- Franson, J.C., Pearson, J.E., 1995. Probable epizootic chlamydiosis in wild California (*Larus californicus*) and ring-billed (*Larus delawarensis*) gulls in North Dakota. *J. Wildl. Dis.* 31, 424–427.
- Frixione, M.G., Casaux, R., Villanueva, C., Alarcón, P.A., 2012. A recently established Kelp Gull colony in a freshwater environment supported by an inland refuse dump in Patagonia. *Emu* 112, 174–178.
- Galván, I., 2003. Intraspecific kleptoparasitism in Lesser Black-backed Gulls wintering inland in Spain. *Waterbirds* 26, 325–330.
- Gangoso, L., Agudo, R., Anadón, J.D., de la Riva, M., Suleyman, A.S., Porter, R., Donazar, J.A., 2013. Reinventing mutualism between humans and wild fauna: insights from vultures as ecosystem services providers. *Conserv. Lett.* 6, 172–179.
- Gangoso, L., Alvarez-Lloret, P., Rodríguez-Navarro, A.A., Mateo, R., Hiraldo, F., Donazar, J.A., 2009. Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environ. Pollut.* 157, 569–574.



- Garbett, R., Maude, G., Hancock, P., Kenny, D., Reading, R., Amar, A., 2018. Association between hunting and elevated blood lead levels in the critically endangered African white-backed vulture *Gyps africanus*. *Sci. Total Environ.* 630, 1654–1665.
- García-Fernández, A.J., Martínez-López, E., Romero, D., María-Mojica, P., Godino, A., Jiménez, P., 2005. High levels of blood lead in griffon vultures (*Gyps fulvus*) from Cazorla Natural Park (southern Spain). *Environ. Toxicol. Int. J.* 20, 459–463.
- García-Fernández, A.J., Sánchez-García, J.A., Jiménez-Montalbán, P., Luna, A., 1995. Lead and cadmium in wild birds in southeastern Spain. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 2049–2058.
- García-Muñoz, E., Fátima, J., Rato, C., Carretero, M.A., 2010. Four types of malformations in a population of *Bufo boulengeri* (Amphibia, Anura, Bufonidae) from the Jbilet Mountains (Marrakech, Morocco). *Herpetol. Notes* 3, 267–270.
- Gelman, A., Hill, J., 2006. *Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models*. Cambridge university press.
- Genovart, M., Negre, N., Tavecchia, G., Bistuer, A., Parpal, L., Oro, D., 2010. The young, the weak and the sick: evidence of natural selection by predation. *PloS One* 5, e9774.
- Gibble, R.E., Baer, K.N., 2011. Effects of atrazine, agricultural runoff, and selected effluents on antimicrobial activity of skin peptides in *Xenopus laevis*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 593–599.
- Gibbs, K.E., Mackey, R.L., Currie, D.J., 2009. Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. *Divers. Distrib.* 15, 242–253.
- Giladi, I., Pinshow, B., 1999. Evaporative and excretory water loss during free flight in pigeons. *J. Comp. Physiol. [B]* 169, 311–318.
- Gilbert, N.I., Correia, R.A., Silva, J.P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P.W., Gill, J.A., Franco, A.M., 2016. Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Mov. Ecol.* 4, 1-13.
- Gilchrist, J.S., Otali, E., 2002. The effects of refuse-feeding on home-range use, group size, and intergroup encounters in the banded mongoose. *Can. J. Zool.* 80, 1795–1802.
- Girmay, M., Gadisa, T., Yirga, G., 2015. Livestock loss by the spotted hyena (*Crocuta crocuta*) in and around a waste dumping site in Northern Ethiopia. *Int. J. Biodivers. Conserv.* 7, 50–53.
- González, F., López, I., Suarez, L., Moraleda, V., Rodríguez, C., 2017. Levels of blood lead in Griffon vultures from a Wildlife Rehabilitation Center in Spain. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 143, 143–150.
- Gould, N.P., Andelt, W.F., 2013. Effect of anthropogenically developed areas on spatial distribution of island foxes. *J. Mammal.* 94, 662–671.
- Greig, S.A., Coulson, J.C., Monaghan, P., 1983. Age-related differences in foraging success in the Herring Gull (*Larus argentatus*). *Anim. Behav.* 31, 1237–1243.
- Grigera, D.E., Rapoport, E.H., 1983. Status and distribution of the European hare in South America. *J. Mammal.* 64, 163–166.
- Grémillet, D., Pichegru, L., Kuntz, G., Woakes, A.G., Wilkinson, S., Crawford, R.J., Ryan, P.G., 2008. A junk-food hypothesis for gannets feeding on fishery waste. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 275, 1149–1156.



- Gruys, E., Toussaint, M.J.M., Niewold, T.A., Koopmans, S.J., 2005. Acute phase reaction and acute phase proteins. *J Zhejiang Univ Sci B* 6, 1045–1056.
- Haig, S.M., D'Elia, J., Eagles-Smith, C., Fair, J.M., Gervais, J., Herring, G., Rivers, J.W., Schulz, J.H., 2014. The persistent problem of lead poisoning in birds from ammunition and fishing tackle. *The Condor* 116, 408–428.
- Hall, A.J., Saito, E.K., 2008. Avian wildlife mortality events due to Salmonellosis in the United States, 1985–2004. *J. Wildl. Dis.* 44, 585–593.
- Hall, M.L.M., Rowe, B., 1992. *Salmonella arizonae* in the United Kingdom from 1966 to 1990. *Epidemiol. Infect.* 108, 59–65.
- Harkinezhad, T., Geens, T., Vanrompay, D., 2009. *Chlamydophila psittaci* infections in birds: a review with emphasis on zoonotic consequences. *Vet. Microbiol.* 135, 68–77.
- Henry, E., Brammer-Robbins, E., Aschehoug, E., Haddad, N., 2019. Do substitute species help or hinder endangered species management? *Biol. Conserv.* 232, 127–130.
- Henry, P.-Y., Wey, G., Balança, G., 2011. Rubber band ingestion by a rubbish dump dweller, the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Waterbirds* 34, 504–508.
- Hepp, G.R., Blohm, R.J., Reynolds, R.E., Hines, J.E., Nichols, J.D., 1986. Physiological condition of autumn-banded mallards and its relationship to hunting vulnerability. *J. Wildl. Manag.* 177–183.
- Hernández, M., Margalida, A., 2010. Hematology and blood chemistry reference values and age-related changes in wild bearded vultures (*Gypaetus barbatus*). *J. Wildl. Dis.* 46, 390–400.
- Hernández, M., Margalida, A., 2009. Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. *Environ. Res.* 109, 837–842.
- Herrero, S., 1983. Social behaviour of black bears at a garbage dump in Jasper National Park. *Bears Their Biol. Manag.* 5, 54–70.
- Herring, G., Eagles-Smith, C.A., Varland, D.E., 2018. Mercury and lead exposure in avian scavengers from the Pacific Northwest suggest risks to California condors: Implications for reintroduction and recovery. *Environ. Pollut.* 243, 610–619.
- Herruzo, A.C., Martínez-Jauregui, M., 2013. Trends in hunters, hunting grounds and big game harvest in Spain. *For. Syst.* 22, 114–122.
- Hidasi, H.W., Andrade, M.A., Linhares, G.F., de Sá Jayme, V., Delfino, D.A., Rosenfield, D.A., 2015. Detection of *Salmonella enterica* in Synanthropic Birds in the Metropolitan Area of Goiania-Go. *Clin. Microbiol. Open Access.* 4, 2–6
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends Ecol. Evol.* 24, 599–605.
- Holland, A.E., Byrne, M.E., Bryan, A.L., DeVault, T.L., Rhodes, O.E., Beasley, J.C., 2017. Fine-scale assessment of home ranges and activity patterns for resident black vultures (*Coragyps atratus*) and turkey vultures (*Cathartes aura*). *PloS One* 12, e0179819.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste: a global review of solid waste management. *Urban Dev. Ser. Knowl. Pap.* 15, 1–98.



- Hoorweg, D., Bhada-Tata, P., Kennedy, C., others, 2013. Waste production must peak this century. *Nature* 502, 615–617.
- Horowitz, I.H., Yanco, E., Nadler, R.V., Anglister, N., Landau, S., Elias, R., Lublin, A., Perl, S., Ederly, N., Rosenzweig, A.B., 2014. Acute lead poisoning in a griffon vulture (*Gyps fulvus*) in Israel. *Isr. J. Vet. Med.* 69, 163–168.
- Houston, D.C., 1994. Family Cathartidae (New World vultures). *Handb. Birds World* 2, 24–41.
- Houston, D.C., Mee, A., McGrady, M., Warkentin, I.G., 2007. Why do condors and vultures eat junk?: the implications for conservation. *J. Raptor Res.* 41, 235–238.
- Hunt, W.G., Burnham, W., Parish, C.N., Burnham, K.K., Mutch, B., Oaks, J.L., 2006. Bullet fragments in deer remains: implications for lead exposure in avian scavengers. *Wildl. Soc. Bull.* 34, 167–170.
- Hutchings, S., 2003. The diet of feral house cats (*Felis catus*) at a regional rubbish tip, Victoria. *Wildl. Res.* 30, 103–110.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina (INDEC). 2010. Resultados definitivos. Available at <http://www.sig.indec.gov.ar/censo2010/>.
- Iñigo Elias, E.E., 1987. Feeding habits and ingestion of synthetic products in a Black Vulture population from Chiapas, Mexico. *Acta Zool Mex* 9, 1–15.
- IUCN, 2017. IUCN red list of threatened species. <https://www.iucnredlist.org>.
- Jaksic, F.M., 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodivers. Conserv.* 7, 1427–1445.
- Jessop, T.S., Smissen, P., Scheelings, F., Dempster, T., 2012. Demographic and phenotypic effects of human mediated trophic subsidy on a large Australian lizard (*Varanus varius*): meal ticket or last supper? *PLoS One* 7, e34069.
- Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M., León, R.J., 1995. Estimación del régimen de precipitación a partir de la distancia a la cordillera en el noroeste de la Patagonia. *Ecol. Austral* 5, 47–53.
- Joseph, V., 1999. Raptor hematology and chemistry evaluation. *Veterinary Clin. North Am. Exot. Anim. Pract.* 2, 689–699.
- Jurinović, L., Savić, V., Balenović, M., Lisičić, D., Lucić, V., 2014. Virological and serological investigation of avian influenza in black headed gulls captured on a rubbish dump in Zagreb, Croatia. *Vet. Arh.* 84, 521–528.
- Kaleta, E.F., Taday, E.M., 2003. Avian host range of *Chlamydophila* spp. based on isolation, antigen detection and serology. *Avian Pathol.* 32, 435–462.
- Kanstrup, N., Swift, J., Stroud, D.A., Lewis, M., 2018. Hunting with lead ammunition is not sustainable: European perspectives. *Ambio* 47, 846–857.
- Kanungo, S., Dutta, S., Sur, D., 2008. Epidemiology of typhoid and paratyphoid fever in India. *J. Infect. Dev. Ctries.* 2, 454–460.
- Kavun, V.Y., 2004. Heavy metals in organs and tissues of the European black vulture (*Aegypius monachus*): dependence on living conditions. *Russ. J. Ecol.* 35, 51–54.
- Kelly, T.R., Bloom, P.H., Torres, S.G., Hernandez, Y.Z., Poppenga, R.H., Boyce, W.M., Johnson, C.K., 2011. Impact of the California lead ammunition ban on reducing lead exposure in golden eagles and turkey vultures. *PLoS One* 6, e17656.
- Kelly, T.R., Johnson, C.K., 2011. Lead exposure in free-flying turkey vultures is associated with big game hunting in California. *PLoS One* 6, e15350.



- Kendall, R.J., Lacker, T.E., Bunck, C., Daniel, B., Driver, C., Grue, C.E., Leighton, F., Stansley, W., Watanabe, P.G., Whitworth, M., 1996. An ecological risk assessment of lead shot exposure in non-waterfowl avian species: Upland game birds and raptors. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 4–20.
- Kenny, D., Kim, Y.-J., Lee, H., Reading, R., 2015a. Blood lead levels for Eurasian Black Vultures (*Aegypius monachus*) migrating between Mongolia and the Republic of Korea. *J. Asia-Pac. Biodivers.* 8, 199–202.
- Kenny, D., Reading, R., Maude, G., Hancock, P., Garbett, B., 2015b. Blood lead levels in white-backed vultures (*Gyps africanus*) from Botswana, Africa. *Vulture News* 68, 25–31.
- Kilpi, M., Öst, M., 1998. Reduced availability of refuse and breeding output in a herring gull (*Larus argentatus*) colony, in: *Annales Zoologici Fennici*. JSTOR, pp. 37–42.
- Kim, J., Oh, J.-M., 2016. Assessment of trace element concentrations in birds of prey in Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 71, 26–34.
- King, D.A., 2004. The scientific impact of nations. *Nature* 430, 311–316.
- Knight, R.R., Eberhardt, L.L., 1985. Population dynamics of Yellowstone grizzly bears. *Ecology* 323–334.
- Knott, J., Gilbert, J., Hoccom, D.G., Green, R.E., 2010. Implications for wildlife and humans of dietary exposure to lead from fragments of lead rifle bullets in deer shot in the UK. *Sci. Total Environ.* 409, 95–99.
- Kolker, S., Itsekzon, T., Yinnon, A.M., Lachish, T., 2012. Osteomyelitis due to *Salmonella enterica* subsp. *arizonae*: the price of exotic pets. *Clin. Microbiol. Infect.* 18, 167–170.
- Kolowski, J.M., Holekamp, K.E., 2008. Effects of an open refuse pit on space use patterns of spotted hyenas. *Afr. J. Ecol.* 46, 341–349.
- Krautwald-Junghanns, M., Orosz, S.E., Tully Jr, T., 2008. *Essentials of avian medicine and surgery*. John Wiley & Sons.
- Krone, O., 2018. Lead Poisoning in Birds of Prey, in: *Birds of Prey*. Springer, pp. 251–272.
- Kushwaha, S., 2016. Heavy metal concentrations in feathers of critically endangered long-billed vultures (*Gyps Indicus*) in Bundelkhand region, India. *Int J Life Sci Sci. Res* 2, 365–375.
- La Sala, L.F., Petracci, P.F., Randazzo, V., Fernández-Miyakawa, M.E., 2013. Enteric bacteria in Olog's Gull (*Larus atlanticus*) and Kelp Gull (*Larus dominicanus*) from the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *El Hornero* 28, 59–64.
- Lambertucci, S.A., 2010. Size and spatio-temporal variations of the Andean condor *Vultur gryphus* population in north-west Patagonia, Argentina: communal roosts and conservation. *Oryx* 44, 441–447.
- Lambertucci, S.A., Alarcón, P.A., Hiraldo, F., Sanchez-Zapata, J.A., Blanco, G., Donázar, J.A., 2014. Apex scavenger movements call for transboundary conservation policies. *Biol. Conserv.* 170, 145–150.
- Lambertucci, S.A., Donázar, J.A., Huertas, A.D., Jiménez, B., Sáez, M., Sanchez-Zapata, J.A., Hiraldo, F., 2011. Widening the problem of lead poisoning to a South-American top scavenger: Lead concentrations in feathers of wild Andean condors. *Biol. Conserv.* 144, 1464–1471.



- Lambertucci, S.A., Speziale, K.L., Rogers, T.E., Morales, J.M., 2009a. How do roads affect the habitat use of an assemblage of scavenging raptors? *Biodivers. Conserv.* 18, 2063–2074.
- Lambertucci, S.A., Trejo, A., Di Martino, S., Sánchez-Zapata, J.A., Donázar, J.A., Hiraldo, F., 2009b. Spatial and temporal patterns in the diet of the Andean condor: ecological replacement of native fauna by exotic species. *Anim. Conserv.* 12, 338–345.
- Lande, R., 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. *Res. Popul. Ecol.* 40, 259–269.
- Lenaerts, J.T., Van Den Broeke, M.R., van Wessem, J.M., van de Berg, W.J., van Meijgaard, E., van Uft, L.H., Schaefer, M., 2014. Extreme precipitation and climate gradients in Patagonia revealed by high-resolution regional atmospheric climate modeling. *Journal of climate* 27, 4607–4621.
- Lightfoot, T.L., Harrison, G.J., 2006. *Clinical avian medicine*. Clinical avian medicine. Palm Beach, FL: Spix Publishing.
- Lin, F.Y., Vo, A.H., Phan, V.B., Nguyen, T.T., Bryla, D., Tran, C.T., Ha, B.K., Dang, D.T., Robbins, J.B., 2000. The epidemiology of typhoid fever in the Dong Thap Province, Mekong Delta region of Vietnam. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 62, 644–648.
- Lindberg, S.E., Wallschlaeger, D., Prestbo, E.M., Bloom, N.S., Price, J., Reinhart, D., 2001. Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA. *Atmos. Environ.* 35, 4011–4015.
- Lumeij, J.T., Remple, J.D., 1991. Plasma urea, creatinine and uric acid concentrations in relation to feeding in peregrine falcons (*Falco peregrinus*). *Avian Pathol.* 20, 79–83.
- Lunn, N.J., Stirling, I., 1985. The significance of supplemental food to polar bears during the ice-free period of Hudson Bay. *Can. J. Zool.* 63, 2291–2297.
- MacFaddin, J.F., 2003. *Pruebas bioquímicas para la identificación de bacterias de importancia clínica*. Ed. Médica Panamericana.
- Margalida, A., Donazar, J.A., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., 2010. Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. *J. Appl. Ecol.* 47, 931–935.
- Marin, C., Palomeque, M.-D., Marco-Jiménez, F., Vega, S., 2014. Wild griffon vultures (*Gyps fulvus*) as a source of *Salmonella* and *Campylobacter* in eastern Spain. *PLoS One* 9, e94191.
- Markandya, A., Taylor, T., Longo, A., Murty, M.N., Murty, S., Dhavala, K., 2008. Counting the cost of vulture decline—An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecol. Econ., Special Section: Biodiversity and Policy* 67, 194–204. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.04.020>
- Marón, C.F., Beltramino, L., Di Martino, M., Chirifé, A., Seger, J., Uhart, M., Sironi, M., Rowntree, V.J., 2015. Increased Wounding of Southern Right Whale (*Eubalaena australis*) Calves by Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at Península Valdés, Argentina. *PLoS One* 10, e0139291.
- Martina, A., Gallarati, M., 1997. Use of a garbage dump by some mammal species in the Majella massif (Abruzzo, Italy). *Hystrix Ital. J. Mammal.* 9, 23–29.
- Martínez-López, E., Espín, S., Barbar, F., Lambertucci, S.A., Gómez-Ramírez, P., García-Fernández, A.J., 2015. Contaminants in the southern tip of South America: Analysis



- of organochlorine compounds in feathers of avian scavengers from Argentinean Patagonia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 115, 83–92.
- Marzluff, J.M., Neatherlin, E., 2006. Corvid response to human settlements and campgrounds: causes, consequences, and challenges for conservation. *Biol. Conserv.* 130, 301–314.
- Matejczyk, M., Plaza, G.A., Nalęcz-Jawecki, G., Ulfing, K., Markowska-Szczupak, A., 2011. Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. *Chemosphere* 82, 1017–1023.
- Mateo, R., Molina, R., Grifols, J., Guitart, R., 1997. Lead poisoning in a free ranging griffon vulture (*Gyps fulvus*). *British Medical Journal Publishing Group*.
- Mateo, R., Taggart, M., Meharg, A.A., 2003. Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environ. Pollut.* 126, 107–114.
- Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Moleón, M., Vicente, J., Botella, F., Selva, N., Viñuela, J., Sánchez-Zapata, J.A., 2015. From regional to global patterns in vertebrate scavenger communities subsidized by big game hunting. *Divers. Distrib.* 21, 913–924.
- McKay, A.F., Hoye, B.J., 2016. Are Migratory Animals Superspreaders of Infection? *Integr. Comp. Biol.* 56, 260–267.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14, 450–453.
- Meretsky, V.J., Snyder, N.F., Beissinger, S.R., Clendenen, D.A., Wiley, J.W., 2000. Demography of the California Condor: implications for reestablishment. *Conserv. Biol.* 14, 957–967.
- Meriggi, A., Lovari, S., 1996. A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *J. Appl. Ecol.* 1561–1571.
- Messmer, T.O., Skelton, S.K., Moroney, J.F., Daugharty, H., Fields, B.S., 1997. Application of a nested, multiplex PCR to psittacosis outbreaks. *J. Clin. Microbiol.* 35, 2043–2046.
- Migliorini, R.H., Linder, C., Moura, J.L., Veiga, J.A., 1973. Gluconeogenesis in a carnivorous bird (black vulture). *Am. J. Physiol.-Leg. Content* 225, 1389–1392.
- Millsap, B., Breen, T., McConnell, E., Steffer, T., Phillips, L., Douglass, N., Taylor, S., 2004. Comparative fecundity and survival of bald eagles fledged from suburban and rural natal areas in Florida. *J. Wildl. Manag.* 68, 1018–1031.
- Mirmovitch, V., 1995. Spatial organisation of urban feral cats (*Felis catus*) in Jerusalem. *Wildl. Res.* 22, 299–310.
- Moleon, M., Sanchez-Zapata, J.A., Margalida, A., Carrete, M., Owen-Smith, N., Donazar, J.A., 2014. Humans and scavengers: the evolution of interactions and ecosystem services. *BioScience* 64, 394–403.
- Monsarrat, S., Benhamou, S., Sarrazin, F., Bessa-Gomes, C., Bouten, W., Duriez, O., 2013. How predictability of feeding patches affects home range and foraging habitat selection in avian social scavengers? *PloS One* 8, e53077.
- Morelli, F., Kubicka, A.M., Tryjanowski, P., Nelson, E., 2015. The vulture in the sky and the hominin on the land: three million years of human–vulture interaction. *Anthrozoös* 28, 449–468.



- Movia, C.P., Soriano, A., Leon, R.J., 1987. La vegetación de la cuenca del río Santa Cruz (provincia de Santa Cruz, Argentina). *Darwiniana* 28, 9–78.
- Mudge, G.P., 1983. The incidence and significance of ingested lead pellet poisoning in British wildfowl. *Biol. Conserv.* 27, 333–372.
- Mueller, J.P., Cueto, M.I., 2005. Actualización en producción ovina 2005. INTA Bariloche.
- Myers, M.R., Klasing, K.C., 1999. Low glucokinase activity and high rates of gluconeogenesis contribute to hyperglycemia in barn owls (*Tyto alba*) after a glucose challenge. *J. Nutr.* 129, 1896–1904.
- Nadjafzadeh, M., Hofer, H., Krone, O., 2013. The link between feeding ecology and lead poisoning in white-tailed eagles. *J. Wildl. Manag.* 77, 48–57.
- Naidoo, V., Wolter, K., Botha, C.J., 2017. Lead ingestion as a potential contributing factor to the decline in vulture populations in southern Africa. *Environ. Res.* 152, 150–156.
- Nam, D.-H., Lee, D.-P., 2009. Abnormal lead exposure in globally threatened Cinereous vultures (*Aegypius monachus*) wintering in South Korea. *Ecotoxicology* 18, 225–229.
- Narosky, T., Yzurieta, D., 2010. Guía de Identificación de Aves de Argentina y Uruguay. 16^a. Buenos Aires.
- Navas, J.R., 1987. Los vertebrados exóticos introducidos en la Argentina. Zootopioro SACIF.
- Newsome, T.M., Dellinger, J.A., Pavey, C.R., Ripple, W.J., Shores, C.R., Wirsing, A.J., Dickman, C.R., 2015. The ecological effects of providing resource subsidies to predators. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 1–11.
- Norberg, R.A., 1977. An ecological theory on foraging time and energetics and choice of optimal food-searching method. *J. Anim. Ecol.* 511–529.
- Noskin, G.A., Clarke, J.T., 1990. *Salmonella arizonae* bacteremia as the presenting manifestation of human immunodeficiency virus infection following rattlesnake meat ingestion. *Clin. Infect. Dis.* 12, 514–517.
- Novaes, W.G., Cintra, R., 2015. Anthropogenic features influencing occurrence of Black Vultures (*Coragyps atratus*) and Turkey Vultures (*Cathartes aura*) in an urban area in central Amazonian Brazil. *The Condor* 117, 650–659.
- Novaes, W.G., Cintra, R., 2013. Factors influencing the selection of communal roost sites by the Black Vulture *Coragyps atratus* (Aves: Cathartidae) in an urban area in Central Amazon. *Zool. Curitiba* 30, 607–614.
- Nyska, A., Skolnick, M., Ziv, G., Gulkarov, A., 1994. Correlation of injection site damage and serum creatine kinase activity in turkeys following intramuscular and subcutaneous administration of norfloxacin nicotinate. *Avian Pathol.* 23, 671–682.
- Ogada, D.L., Keesing, F., Virani, M.Z., 2012. Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1249, 57–71.
- Ojasti, J., Dallmeier, F., others, 2000. Manejo de fauna silvestre neotropical. Smithsonian Institution/MAB Program.
- Olea, P.P., Baglione, V., 2008. Population trends of Rooks *Corvus frugilegus* in Spain and the importance of refuse tips. *Ibis* 150, 98–109.
- Oliveira, P.A., Brandão, R., Francisco, O.N., Velarde, R., Lavín, S., Colaço, B., 2016. Lead poisoning due to lead-pellet ingestion in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *J. Avian Med. Surg.* 30, 274–279.



- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M.S., Martínez-Abraín, A., 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecol. Lett.* 16, 1501–1514.
- Ortiz, N.E., Smith, G.R., 1994. Landfill sites, botulism and gulls. *Epidemiol. Infect.* 112, 385–391.
- Otali, E., Gilchrist, J.S., 2004. The effects of refuse feeding on body condition, reproduction, and survival of banded mongooses. *J. Mammal.* 85, 491–497.
- Pain, D.J., 1996. Lead in waterfowl. Lewis Publishers: New York.
- Pain, D.J., Fisher, I.J., Thomas, V.G., 2009. A global update of lead poisoning in terrestrial birds from ammunition sources. *Ingestion Lead Spent Ammunit. Implic. Wildl. Hum.* 99–118.
- Parfitt, J., Barthel, M., Macnaughton, S., 2010. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 365, 3065–3081.
- Paruelo, J.M., Beltran, A., Jobbagy, E., Sala, O.E., Golluscio, R.A., 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic. *Ecol Austral* 8, 85–101.
- Parvinen, K., 2005. Evolutionary suicide. *Acta Biotheor.* 53, 241–264.
- Pattee, O.H., Carpenter, J.W., Fritts, S.H., Rattner, B.A., Wiemeyer, S.N., Royle, J.A., Smith, M.R., 2006. Lead poisoning in captive Andean condors (*Vultur gryphus*). *J. Wildl. Dis.* 42, 772–779.
- Pavés, H.J., Schlatter, R.P., Espinoza, C.I., 2008. Scavenging and predation by black vultures *Coragyps atratus* at a South American sea lion breeding colony. *Vulture News* 58, 4–15.
- Pavez, E.F., 2014. Patrón de movimiento de dos cóndores andinos *Vultur gryphus* (aves: Cathartidae) en los Andes centrales de Chile y Argentina. *Bol. Chil. Ornitol.* 20, 1–12.
- Payo-Payo, A., Oro, D., Igual, J.M., Jover, L., Sanpera, C., Tavecchia, G., 2015. Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations. *Ecol. Appl.* 25, 2228–2239.
- Peig, J., Green, A.J., 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118, 1883–1891.
- Peirce, K.N., Van Daele, L.J., 2006. Use of a garbage dump by brown bears in Dillingham, Alaska. *Ursus* 17, 165–177.
- Peris, B.C.C., 2003. Feeding in urban refuse dumps: ingestion of plastic objects by the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Ardeola* 50, 81–84.
- Perugini, M., Amorena, M., Abete, M.C., Altea, T., Posillico, M., Conte, A., 2016. Assessment of the exposure to heavy metals in eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus*) from central Italy. *fresenius Environ. Bull.* 25, 2046–2051.
- Pierotti, R., Annett, C., 2001. The ecology of Western Gulls in habitats varying in degree of urban influence, in: *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer, pp. 307–329.
- Plaza, P. I., Blanco, G., Wiemeyer, G., Alarcón, P., Donazar, J., Hiraldo, F., Lambertucci, S.A., 2019. Protein electrophoresis in Andean condors (*Vultur gryphus*): Reference values, and differences between wild and rehabilitation individuals. *Zoo Biol.* DOI: 10.1002/zoo.21515.



- Plaza, P. I., Lambertucci, S.A., 2018. More massive but potentially less healthy: black vultures feeding in rubbish dumps differed in clinical and biochemical parameters with wild feeding birds. *PeerJ* 6, e4645.
- Plaza, P. I., Lambertucci, S.A., 2019. What do we know about lead contamination in wild vultures and condors? A review of decades of research. *Sci. Total Environ.* 654, 409-417.
- Plaza, P.I., Lambertucci, S.A., 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation? *Glob. Ecol. Conserv.* 12, 9–20.
- Plaza, P.I., Speziale, K.L., Lambertucci, S.A., 2018b. Rubbish dumps as invasive plant epicentres. *Biol. Invasions.* 20, 2277-2283.
- Plaza, P.I., Uhart, M., Caselli, A., Wiemeyer, G., Lambertucci, S.A., 2018a. A review of lead contamination in South American birds: The need for more research and policy changes. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16, 201–207.
- Plaza, P.I., Wiemeyer, G., Lambertucci, S.A., 2020. Comparison of lead contamination among related scavenging birds sharing food sources: a call for caution when using surrogate species. *Ibis.* <https://doi.org/10.1111/ibi.12815>.
- Poessel, S.A., Brandt, J., Uyeda, L., Astell, M., Katzner, T.E., 2018. Lack of observed movement response to lead exposure of California condors. *J. Wildl. Manag.* 82, 310–318.
- Pollock, C., 2002. Carbohydrate regulation in avian species, in: *Seminars in Avian and Exotic Pet Medicine.* Elsevier, pp. 57–64.
- Pomeroy, D.E., 1975. Birds as scavengers of refuse in Uganda. *Ibis* 117, 69–81.
- Pons, J.-M., 1994. Feeding strategies of male and female Herring Gulls during the breeding season under various feeding conditions. *Ethol. Ecol. Evol.* 6, 1–12.
- Pons, J.M., 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a herring gull. *Ardea* 80, 143–150.
- Pons, J.-M., Migot, P., 1995. Life-history strategy of the herring gull: changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *J. Anim. Ecol.* 592–599.
- Punzo, F., 1993. Ovarian effects of a sublethal concentration of mercuric chloride in the river frog, *Rana heckscheri* (Anura: Ranidae). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50, 385–391.
- Pyšek, A., Pyšek, P., Jarošík, V., Hájek, M., Wild, J., 2003. Diversity of native and alien plant species on rubbish dumps: effects of dump age, environmental factors and toxicity. *Divers. Distrib.* 9, 177–189.
- R Core Team, 2015. A language and environment for statistical computing, Version 3.2. 2.
- Rajamani, J., Subramanian, M., 2015. Toxicity Assessment on the Levels of Select Metals in the Critically Endangered Indian White-backed Vulture, *Gyps bengalensis*, in India. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 94, 722–726.
- Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L., Ruiz, X., 2009. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.* 150, 265–272.
- Rapport, D.J., Costanza, R., McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends Ecol. Evol.* 13, 397–402.



- Reeves, M.K., Dolph, C.L., Zimmer, H., Tjeerdema, R.S., others, 2008. Road proximity increases risk of skeletal abnormalities in wood frogs from National Wildlife Refuges in Alaska. *Environ. Health Perspect.* <https://doi.org/10.1289/ehp.10963>.
- Rideout, B.A., Stalis, I., Papendick, R., Pessier, A., Puschner, B., Finkelstein, M.E., Smith, D.R., Johnson, M., Mace, M., Stroud, R., others, 2012. Patterns of mortality in free-ranging California Condors (*Gymnogyps californianus*). *J. Wildl. Dis.* 48, 95–112.
- Ritchie, B.W., Hsarrison, G.J., Zantop, D., Harrison, L.R., 1997. Avian medicine: principles and application, abridged edition. Ida. Falls ID Wingers Publ.
- Robb, G.N., McDonald, R.A., Chamberlain, D.E., Bearhop, S., 2008. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Front. Ecol. Environ.* 6, 476–484.
- Rodriguez-Ramos, J., Gutierrez, V., Höfle, U., Mateo, R., Monsalve, L., Crespo, E., Blanco, J.M., 2008. Lead in Griffon and Cinereous Vultures in Central Spain: Correlations between clinical signs and blood lead levels. Watson RT Fuller M Pokras M Hunt WG Eds Ingestion Lead Spent Ammunit. Implic. *Wildl. Hum.* 235–236.
- Rogers, L.L., Kuehn, D.W., Erickson, A.W., Harger, E.M., Verme, L.J., Ozoga, J.J., 1976. Characteristics and management of black bears that feed in garbage dumps, campgrounds or residential areas. *Bears Their Biol. Manag.* 3, 169–175.
- Rotics, S., Turjeman, S., Kaatz, M., Resheff, Y.S., Zurell, D., Sapir, N., Eggers, U., Fiedler, W., Flack, A., Jeltsch, F., others, 2017. Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. *Anim. Behav.* 126, 79–88.
- Rowe, C.L., Kinney, O.M., Congdon, J.D., 1998. Oral deformities in tadpoles of the bullfrog (*Rana catesbeiana*) caused by conditions in a polluted habitat. *Copeia* 1998, 244–246.
- Ryser-Degiorgis, M.-P., 2013. Wildlife health investigations: needs, challenges and recommendations. *BMC Vet. Res.* 9, 223. <https://doi.org/10.1186/1746-6148-9-223>.
- Saiyad, S.K., Soni, V.C., Radadia, B., 2015. Urban resource utilization for feeding purpose by house crow (*Corvus splendens*). *International Journal of Recent Scientific Research Research.* 6, 7933-7935.
- Samour, J., 2000. Avian medicine. *Am Vet Med Assoc.*
- Sapolsky, R.M., Else, J.G., 1987. Bovine tuberculosis in a wild baboon population: epidemiological aspects. *J. Med. Primatol.* 16, 229-235.
- Sazima, I., 2013a. From carrion-eaters to bathers' bags plunderers: how Black Vultures (*Coragyps atratus*) could have found that plastic bags may contain food. *Rev. Bras. Ornitol.-Braz. J. Ornithol.* 15, 592-597.
- Schamber, J.L., Esler, D., Flint, P.L., 2009. Evaluating the validity of using unverified indices of body condition. *J. Avian Biol.* 40, 49–56.
- Seewagen, C.L., 2008. An evaluation of condition indices and predictive models for noninvasive estimates of lipid mass of migrating common yellowthroats, ovenbirds, and Swainson's thrushes. *J. Field Ornithol.* 79, 80–86.
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K., Hiraldo, F., 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39, 1–19.



- Shah, F., Kazi, T.G., Afridi, H.I., Baig, J.A., Khan, S., Kolachi, N.F., Wadhwa, S.K., Shah, A.Q., 2010. Environmental exposure of lead and iron deficit anemia in children age ranged 1–5 years: a cross sectional study. *Sci. Total Environ.* 408, 5325–5330.
- Shlosberg, A., Wu, Q., Rumbelha, W.K., Lehner, A., Cuneah, O., King, R., Hatzofe, O., Kannan, K., Johnson, M., 2012. Examination of Eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in Israel for exposure to environmental toxicants using dried blood spots. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 62, 502–511.
- Silva, E.N., Hipolito, O., Grecchi, R., 1980. Natural and experimental *Salmonella arizonae* 18: z4, z32 (Ar. 7: 1, 7, 8) infection in broilers. Bacteriological and histopathological survey of eye and brain lesions. *Avian Dis.* 24, 631–636.
- Sironi, M., Rowntree, V.J., Snowdon, C.T., Valenzuela, L., Marón, C., 2009. Kelp gulls (*Larus dominicanus*) feeding on southern right whales (*Eubalaena australis*) at Península Valdés, Argentina: updated estimates and conservation implications. *Int. Whal. Comm. Doc.* SC61BRG19.
- Soriano, A., 1956. Los distritos florísticos de la Provincia Patagónica. *Rev. Investig. Agríc.* 10, 323–347.
- Speziale, K.L., Lambertucci, S.A., Olsson, O., 2008. Disturbance from roads negatively affects Andean condor habitat use. *Biol. Conserv.* 141, 1765–1772.
- Sriram, A., Roe, W., Booth, M., Gartrell, B., 2018. Lead exposure in an urban, free-ranging parrot: Investigating prevalence, effect and source attribution using stable isotope analysis. *Sci. Total Environ.* 634, 109–115.
- Stanner, M., Mendelsohn, H., 1987. Sex ratio, population density and home range of the desert monitor (*Varanus griseus*) in the southern coastal plain of Israel. *Amphib.-Reptil.* 8, 153–163.
- Steele, C.M., Brown, R.N., Botzler, R.G., 2005. Prevalences of zoonotic bacteria among seabirds in rehabilitation centers along the Pacific Coast of California and Washington, USA. *J. Wildl. Dis.* 41, 735–744.
- Steigerwald, E.C., Igual, J.-M., Payo-Payo, A., Tavecchia, G., 2015. Effects of decreased anthropogenic food availability on an opportunistic gull: evidence for a size-mediated response in breeding females. *Ibis* 157, 439–448.
- Straub, M.H., Kelly, T.R., Rideout, B.A., Eng, C., Wynne, J., Braun, J., Johnson, C.K., 2015. Seroepidemiologic survey of potential pathogens in obligate and facultative scavenging avian species in California. *PloS One* 10, e0143018.
- Stringham, S.F., 1986. Effects of climate, dump closure, and other factors on Yellowstone grizzly bear litter size. *Bears Their Biol. Manag.* 6, 33–39.
- Stroud, D.A., 2014. Regulation of some sources of lead poisoning: a brief review, in: *Oxford Lead Symposium*. p. 8-25.
- Sulzner, K., Kelly, T., Smith, W., Johnson, C.K., 2014. Enteric pathogens and antimicrobial resistance in turkey vultures (*Cathartes Aura*) feeding at the wildlife–livestock interface. *J. Zoo Wildl. Med.* 45, 931–934.
- Tarara, R., Suleman, M.A., Sapolsky, R., Wabomba, M.J., Else, J.G., 1985. Tuberculosis in wild olive baboons, *Papio cynocephalus anubis* (Lesson), in Kenya. *J. Wildl. Dis.* 21, 137–140.



- Te Wong, S., Servheen, C.W., Ambu, L., 2004. Home range, movement and activity patterns, and bedding sites of Malayan sun bears *Helarctos malayanus* in the rainforest of Borneo. *Biol. Conserv.* 119, 169–181.
- Tennent, J., Downs, C.T., 2008. Abundance and home ranges of feral cats in an urban conservancy where there is supplemental feeding: a case study from South Africa. *Afr. Zool.* 43, 218–229.
- Terres, J.K., 1980. *Audubon Society Encyclopedia of North American Birds*. Distributed by Random House.
- Thompson, J., Shirreffs, L., McPhail, I., 2003. Dingoes on Fraser Island—tourism dream or management nightmare. *Hum. Dimens. Wildl.* 8, 37–47.
- Thompson, R.C., Moore, C.J., Vom Saal, F.S., Swan, S.H., 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 2153–2166.
- Tizard, I., 2004. Salmonellosis in wild birds, in: *Seminars in Avian and Exotic Pet Medicine*. Elsevier, pp. 50–66.
- Torres-Mura, J.C., Lemus, M.L., Hertel, F., 2015. Plastic material in the diet of the turkey vulture (*Cathartes aura*) in the Atacama Desert, Chile. *Wilson J. Ornithol.* 127, 134–138.
- Tortosa, F.S., Caballero, J.M., Reyes-López, J., 2002. Effect of rubbish dumps on breeding success in the White Stork in southern Spain. *Waterbirds* 25, 39–43.
- Tortosa, F.S., Pérez, L., Hillström, L., 2003. Effect of food abundance on laying date and clutch size in the White Stork *Ciconia ciconia*: Food independently affects both laying date and clutch size, suggesting that seasonal decline in clutch size is related to a decrease in food availability. *Bird Study* 50, 112–115.
- Turrin, C., Watts, B.D., Mojica, E.K., 2015. Landfill Use by Bald Eagles in the Chesapeake Bay Region. *J. Raptor Res.* 49, 239–249.
- Uyeda, L., 2009. Garbage appeal: relative abundance of water monitor lizards (*Varanus salvator*) correlates with presence of human food leftovers on Tinjil Island, Indonesia. *Biawak* 3, 9–17.
- Valladares, F., Alvarado, S., Urra, R., Abarca, J., Inostroza, J., Codoceo, J., Ruz, M., others, 2013. Cadmium and Lead content in Liver and Kidney tissues of Wild Turkey Vulture *Cathartes aura* (Linneo, 1758) from Chañaral, Atacama desert, Chile. *Gayana* 77, 97–104.
- Van Wyk, E., Van der Bank, F.H., Verdoorn, G.H., Hofmann, D., 2001. Selected mineral and heavy metal concentrations in blood and tissues of vultures in different regions of South Africa. *South Afr. J. Anim. Sci.* 31, 57–64.
- Venter, O., Brodeur, N.N., Nemiroff, L., Belland, B., Dolinsek, I.J., Grant, J.W., 2006. Threats to endangered species in Canada. *Bioscience* 56, 903–910.
- Vidal, E., Médail, F., Tatoni, T., Roche, P., Vidal, P., 1998. Impact of gull colonies on the flora of the Riou archipelago (Mediterranean islands of south-east France). *Biol. Conserv.* 84, 235–243.
- Wahlstrom, H., Tysen, E., Engvall, E.O., Brandstrom, B., Eriksson, E., Morner, T., Vagsholm, I., 2003. Survey of *Campylobacter* species, VTEC O157 and *Salmonella* species in Swedish wildlife. *Vet. Rec.* 153, 74–80.



- Wallace, M.P., Temple, S.A., 1987. Competitive interactions within and between species in a guild of avian scavengers. *The Auk* 104, 290–295.
- Walters, J.R., Derrickson, S.R., Michael Fry, D., Haig, S.M., Marzluff, J.M., Wunderle Jr, J.M., 2010. Status of the California condor (*Gymnogyps californianus*) and efforts to achieve its recovery. *The Auk* 127, 969–1001.
- Weiser, E.L., Powell, A.N., 2011. Reduction of garbage in the diet of nonbreeding glaucous gulls corresponding to a change in waste management. *Arctic*. 64, 220–226.
- Wiemeyer, G., 2019. Evaluación de salud en carnívoros tope como aporte para la medicina de la conservación en Argentina: el caso del Cóndor Andino (*Vultur gryphus*). Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Wiemeyer, G.M., Pérez, M.A., Bianchini, L.T., Sampietro, L., Bravo, G.F., Jácome, N.L., Astore, V., Lambertucci, S.A., 2017. Repeated conservation threats across the Americas: High levels of blood and bone lead in the Andean Condor widen the problem to a continental scale. *Environ. Pollut.* 220, 672–679.
- Wiemeyer, S.N., Scott, J.M., Anderson, M.P., Bloom, P.H., Stafford, C.J., 1988. Environmental contaminants in California condors. *J. Wildl. Manag.* 238–247.
- Wiemeyer, S.N., Jurek, R.M., Moore, J.F., 1986. Environmental contaminants in surrogates, foods, and feathers of California condors (*Gymnogyps californianus*). *Environ. Monit. Assess.* 6, 91–111.
- Williams, A.J., Ward, V.L., 2006. Sacred ibis and gray heron predation of Cape cormorant eggs and chicks; and a review of ciconiiform birds as seabird predators. *Waterbirds* 29, 321–327.
- Williams, R.J., Holladay, S.D., Williams, S.M., Gogal, R.M., 2018. Environmental Lead and Wild Birds: A Review. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* Vol. 245 157–180.
- Wynne, J., Stringfield, C., 2007. Treatment of lead toxicity and crop stasis in a California condor (*Gymnogyps californianus*). *J. Zoo Wildl. Med.* 38, 588–590.
- Yirga, G., De Iongh, H.H., Leirs, H., Gebrihiwot, K., Deckers, J., Bauer, H., 2012. Adaptability of large carnivores to changing anthropogenic food sources: diet change of spotted hyena (*Crocuta crocuta*) during Christian fasting period in northern Ethiopia. *J. Anim. Ecol.* 81, 1052–1055.
- Yong, L.H., Ambu, S., Devi, S., Maung, M., 2008. Detection of protozoan and bacterial pathogens of public health importance in faeces of *Corvus* spp. (large-billed crow). *Trop. Biomed.* 25, 134–139.
- Yorio, P., Bertellotti, M., Gandini, P., Frere, E., 1998. Kelp Gulls *Larus dominicanus* breeding on the Argentine coast: population status and relationship with coastal management and conservation. *Mar. Ornithol.* 26, 11–18.

