

Estudio del contenido de metales pesados (Cd y Pb) y elementos traza esenciales (Zn) en varios tejidos de seis especies de aves de Tenerife

Study of the content of heavy metals (Cd and Pb) and essential trace elements (Zn) in some tissues of six bird species of Tenerife



Trabajo Fin de Grado

Junio, 2020

Autor: Andrea Castro Martín

Tutor: Ángel José Gutiérrez Fernández

Tutor: Juan Carlos Rando Reyes

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
MUESTRAS BIOLÓGICAS NO INVASIVAS.....	2
Egagrópilas	2
Heces	3
Huevos	3
Plumas	4
Sangre y plasma	4
METALES	4
Metales pesados tóxicos	5
Microelementos	6
OBJETIVOS.....	6
OBJETIVOS (COVID-19)	7
MATERIAL Y MÉTODOS	7
Lugar de muestreo	7
Especies seleccionadas	7
Muestreo	12
Determinación del sexo	13
Preparación de las muestras para análisis	14
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	16
CONCLUSIONES.....	23
BIBLIOGRAFÍA.....	25

RESUMEN

Se ha recopilado y analizado información sobre contenidos de cadmio (Cd), plomo (Pb) y zinc (Zn) en hígado, plumas y otras muestras biológicas de 6 especies de aves: pardela cenicienta (*Calonectris borealis*), garza real y garceta común (*Ardea cinerea* y *Egretta garzetta*), becada (*Scolopax rusticola*), gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) y búho chico (*Asio otus canariensis*). El objetivo es averiguar si el comportamiento trófico condiciona la acumulación de estos metales en sus tejidos internos.

Los niveles de Cd y Pb tienden a ser menores en aves que se alimentan de invertebrados terrestres (*S. rusticola*) en comparación con rapaces (*A. otus canariensis*) y especies oportunistas (*A. cinerea*, *E. garzetta* y *L. michahellis*). El Zn suele ser superior en pollos en crecimiento que en adultos. Sin embargo, factores fisiológicos, biológicos o ligados a las actividades humanas pueden influir en el proceso bioacumulativo de estos metales. En Canarias, se requieren estudios más profundos para conocer el impacto ecológico y el grado de exposición metálica al que se encuentra sometida la avifauna.

Palabras clave: Espectro trófico, aves, metales pesados, macroelementos, microelementos, elementos traza, Tenerife.

ABSTRACT

Information about cadmium (Cd), lead (Pb) and zinc (Zn) content in liver, feathers and other biological samples has been collected and analyzed for 6 bird species: Cory's shearwater (*Calonectris borealis*), grey heron and little egret (*Ardea cinerea* and *Egretta garzetta*), Eurasian woodcock (*Scolopax rusticola*), yellow-legged gull (*Larus michahellis*) and long-eared owl (*Asio otus canariensis*). The aim of this study is to assess if trophic behaviour can influence metallic accumulation in their inner tissues.

Cd and Pb levels are usually lower in birds that feeds on soil invertebrates (*S.rusticola*) than raptors (*A. otus canariensis*) and opportunistic species (*A. cinerea*, *E. garzetta* and *L. michahellis*). Zn can be higher in growing chicks compared to adults. However, physiological, biological factors or those related to human activities can modify the bioaccumulation process of these metals. Further studies are needed in Canary islands to reveal the ecological impact and metallic exposure that affects bird species.

Keywords: Trophic spectre, birds, heavy metals, macroelements, microelements, trace elements, Tenerife.

INTRODUCCIÓN

Los metales se encuentran en el medio de forma natural. La mayoría de ellos están confinados en la corteza terrestre y su liberación al ambiente circundante puede deberse a procesos naturales tales como la erosión, incendios forestales, actividad volcánica, etc (Battaglia *et al.*, 2005). No obstante, en la actualidad, el incremento poblacional humano y las actividades antrópicas han derivado en un acelerado deterioro de los ambientes naturales, elevando la concentración de estos metales, no degradables química o biológicamente, hasta niveles potencialmente tóxicos y/o letales (Tasneem *et al.*, 2020), lo que amenaza la estabilidad de los ecosistemas y su biota.

Algunos de estos metales disponen de una importante función fisiológica en los organismos si son asimilados hasta una concentración específica, superada la cual, generan un desequilibrio homeostático. Estos reciben el nombre de macronutrientes o macroelementos (Ca, K, Mg y Na) y micronutrientes o microelementos (As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se y Zn) dependiendo de si son requeridos en mayor o menor concentración: > 0,01% o en torno al 0,01% respectivamente (Martorell, 2009). Otros, por el contrario, incluso en ínfimas cantidades, generan toxicidad en el individuo, acarreándole riesgos en la salud y llegando a comprometer su supervivencia dependiendo de la concentración en la que se encuentren (Al, Cd, Hg y Pb) (Pérez-López *et al.*, 2005; Estrada-Guerrero y Soler-Tovar, 2015). Por este motivo, un elemento traza u oligoelemento puede ser o no imprescindible para la ejecución de una actividad biológica o bioquímica. En el momento en el que el desarrollo de un individuo está comprometido por cantidades insuficientes de dicho elemento, se considera esencial (Martorell, 2009).

Gracias a la monitorización directa del aire, el suelo, el agua y los sedimentos es posible conocer el grado de contaminación de un área particular. Ahora bien, estos métodos no aportan información sobre cómo se ve afectada la biota. Por ello, resulta indispensable la elaboración de programas de biomonitorización para conocer el potencial dañino de los contaminantes a los que se exponen los organismos silvestres, al poder correlacionarlo con los niveles de estos en el medio (María-Mojica *et al.*, 2000; Gómez-Ramírez *et al.*, 2014). Para valorar la bioacumulación de metales pesados en la biota de un ecosistema se recurre al estudio de ciertos organismos por sus características ecológicas y sensibilidad a las variaciones ambientales, son los denominados bioindicadores. Entre ellos, la avifauna en general destaca por su especial sensibilidad (Pérez-López *et al.*, 2005).

Las aves son buenos marcadores biológicos al situarse en la cima de la cadena trófica, ser, en muchos casos, animales longevos y encontrarse ampliamente distribuidos (Abbasi *et al.*, 2015). Además, factores como la edad, el tamaño, el sexo, los hábitos alimenticios y los hábitats en los que se desarrollen pueden afectar a la acumulación de contaminantes en sus tejidos internos, de ahí que el estudio de las concentraciones de metales pesados en aves terrestres y acuáticas represente una potente herramienta para el estudio de la salud de los ecosistemas (Tasneem *et al.*, 2020).

En España se ha utilizado tejido hepático y, en menor medida, tejido renal, graso, muscular y/u óseo en este tipo de estudios, sobre todo en aves rapaces (Navas, 2017). Si no se dispone de acceso a cadáveres con los que obtener tejidos internos, por cuestiones éticas y legales, es preferible recurrir a otras herramientas que no impliquen el sacrificio del animal. Por ejemplo, es inviable sacrificar ejemplares de especies cuyas poblaciones se encuentren en declive o bien estén catalogadas como vulnerables o en peligro de extinción. Por este motivo, tal y como proponen diversos autores como García-Fernández (1997) o Pérez-López (2005), la colaboración con Centros de Recuperación de Vida Silvestre (CRVS) es crucial para la obtención de muestras de especies que presenten problemas de conservación.

No obstante, a excepción de muestras tomadas de ejemplares que ingresan cadáveres en los centros de recuperación, debe tenerse en cuenta la estancia del animal en estos centros, pues recibirán alimento criado en las instalaciones o se les proporcionarán semillas, pescado u otros de un origen diferente a su hábitat. Es por esto que la interpretación de los resultados es variable en función de las circunstancias y la causa de muerte (García-Fernández *et al.*, 2008).

No solo el estudio del contenido metálico en los tejidos internos es informativo, su determinación en egagrópilas, heces, huevos o plumas también constituye una buena herramienta de análisis de contaminación metálica ambiental.

MUESTRAS BIOLÓGICAS NO INVASIVAS

Egagrópilas

Muchas aves, de forma periódica, regurgitan restos óseos, pelo de pequeños mamíferos, plumas, o componentes esclerotizados del exoesqueleto de artrópodos que no

pueden digerir. A través de la identificación de los restos que contengan las egagrópilas, puede conocerse la dieta de algunas aves. Además, con la valoración de la cantidad de contaminantes presentes en estos restos, se puede estimar la concentración metálica en los tejidos internos del ave. Un ejemplo puede ser el uso del pelo de roedores obtenido al disgregar la egagrópila, como proponen McLean y colaboradores (2009).

En Canarias, Palacios y colaboradores (2003) expusieron la problemática de los perdigones de plomo usados en la caza y el guirre (*Neophron percnopterus majorensis*). Por medio de rayos X, pusieron de manifiesto la presencia de perdigones en un 5,3% de las egagrópilas recolectadas en enero del año 2000 y un 1,3% en noviembre de ese mismo año.

Heces

Los excrementos pueden usarse como indicadores de exposición a determinados metales al ser producidos en cortos periodos de tiempo y estar íntimamente ligados a los alimentos consumidos uno o varios días antes de la defecación. Resulta interesante el uso de las heces para el estudio de metales pesados y otros elementos traza debido a que muchos de ellos son mayormente eliminados a través de la orina o los excrementos, como ocurre con el As, Pb o Zn (Mateo *et al.*, 2004; Sánchez-Virosta *et al.*, 2015).

Huevos

El interés en el uso de huevos reside en que, tal como aseguran autores como Wiesmüller (2002), las concentraciones de algún xenobiótico o de sus metabolitos en el contenido del huevo son un reflejo del grado de contaminación de los tejidos maternos en el momento de la puesta. La madre puede traspasar contaminantes acumulados en su organismo o bien al contenido del huevo o bien a la cáscara y así eliminarlos parcialmente (Burger y Gochfeld, 1996). No obstante, existe variabilidad en la concentración de contaminantes entre la propia puesta, siendo más alta en los últimos huevos al recibir su contenido de las reservas maternas y no de la dieta de esta (Mineau, 1982).

La utilización del contenido de los huevos, según Navas (2017) en la revisión bibliográfica de su tesis, tuvo su auge en los años 70 y 80 del siglo pasado, siendo paulatinamente sustituido por otro tipo de herramientas, ya que el muestreo únicamente podrá realizarse en aquellos no viables, es decir, que no hayan eclosionado (Martínez-López *et al.*, 2007).

Plumas

Las plumas son sintetizadas por las células foliculares de la piel del ave (Fraigneau, 2007). Durante su formación, se encuentran conectadas al torrente sanguíneo de manera que los elementos metálicos que puedan encontrarse en la sangre pasarán a acumularse en la estructura de la queratina hasta que la pluma cese su maduración y quede aislada de la circulación sanguínea (Tsipoura *et al.*, 2008; Abbasi *et al.*, 2015; Sánchez-Virosta *et al.*, 2015).

Las plumas son empleadas como herramientas de biomonitorización no invasiva principalmente para análisis de metales pesados y para contaminantes orgánicos (Dauwe *et al.*, 2003; Pérez-López *et al.*, 2005; Moreno *et al.*, 2011; Espín, 2013; Rodríguez, 2015; Rubio *et al.*, 2016; Meyer *et al.*, 2020). En la interpretación de resultados, debe tenerse en cuenta que las plumas pueden haber sido expuestas a contaminación externa (Dauwe *et al.*, 2003; Moreno *et al.*, 2011).

Sangre y plasma

La extracción de sangre y plasma resulta de utilidad en aquellos casos en los que se pretenda evaluar el contenido de contaminantes ingeridos recientemente con la dieta (periodo inferior a una semana), pero no a largo plazo (Braune y Gaskin, 1987). El uso de muestras de sangre es uno de los métodos más extendidos para la valoración de metales pesados. En España, se ha llevado a cabo para múltiples especies de rapaces, paseriformes y aves marinas (García-Fernández *et al.*, 1997; Donázar *et al.*, 2002; Barata *et al.*, 2010; Martínez-Haro *et al.*, 2013; Navas, 2017; Voulgaris *et al.*, 2019).

METALES

Los metales analizados inicialmente en este estudio son los siguientes: metales pesados tóxicos (Al, Cd y Pb), macroelementos (Ca, K, Mg, y Na), microelementos y elementos traza u oligoelementos (Ba, B, Co, Cr, Cu, Sr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, V y Zn). Con la modificación de la naturaleza experimental a bibliográfica del TFG, se han analizado dos metales pesados tóxicos (Cd y Pb) y un microelemento esencial (Zn).

Resulta fundamental conocer la cinética del compuesto a evaluar para comprender los efectos que pueden tener en la avifauna en caso de intoxicación, ya sea aguda o crónica (García-Fernández, 1994; Gómez-Ramírez, 2014).

Metales pesados tóxicos

Cadmio:

El cadmio es un metal no esencial abundante en la naturaleza y altamente tóxico, de ahí que se le considere uno de los mayores agentes contaminantes ambientales e industriales (Repetto, 1995).

La introducción del Cd en el organismo está ligada fundamentalmente a su inhalación desde el aire circundante, pero también, como es más común en aves, puede ser ingerido junto con alimentos o aguas contaminadas. El Cd es posteriormente transportado a órganos tales como riñones, hígado, cerebro y huesos para actuar como depósitos de almacenamiento (García-Fernández *et al.*, 1997). De esta manera, el organismo evita secuelas graves, e incluso letales, derivadas de sus iones libres (Stellman, 1998).

Dependiendo de los niveles y el tiempo de exposición, pueden aparecer afecciones y lesiones sistémicas y respiratorias pero también reproductivas, al provocarse daños testiculares, reducir considerablemente la producción de huevos y el grosor de la cáscara (Stellman, 1998; Pérez-López *et al.*, 2005; Hashmi *et al.*, 2013).

Plomo:

El plomo (Pb) no es un metal esencial, pero es muy común en el suelo, incrementándose su concentración cerca de poblaciones humanas (Halliwell *et al.*, 2000).

Las principales vías de entrada de Pb en las aves son la respiratoria y fundamentalmente la oral. Se ha documentado en numerosos trabajos, sobre todo en rapaces diurnas, intoxicaciones por la ingestión de perdigones de plomo (Espín, 2013; Navas, 2017). Tras ser ingerido, alcanza rápidamente el sistema circulatorio (Pain y Rattner, 1988). Este plomo tiende a ser compartimentado en determinados órganos (hígado, riñón y cerebro) para evitar la inhibición de la hematopoyesis, la destrucción de tejidos blandos o daño directo en componentes del sistema inmune. También se acumula en el esqueleto pero puede mobilizarse junto con calcio el (Ca) incluso aunque hayan transcurrido años de la última exposición al metal (Martorell, 2009; Vallverdú-Coll *et al.*, 2019).

En exposiciones crónicas, es capaz de provocar la desmielinización de nervios periféricos, generando debilidad, ceguera o convulsiones. La sintomatología que pone de

manifiesto una intoxicación por este metal es similar a otros: vómitos, diarrea, regurgitación, anorexia, pero destaca emaciación, hipoproteinuria, poliuria, polidipsia y biliverdinuria (Guillén, 2009; Estrada-Guerrero y Soler-Tovar, 2015).

Microelementos

Zinc:

Se trata de un elemento traza esencial ampliamente distribuido en la naturaleza, representando un 0,012% de la corteza terrestre (Rubio *et al.*, 2007).

El zinc (Zn) tiene un papel determinante como cofactor de enzimas implicadas en el metabolismo de hidratos de carbono, lípidos y proteínas, en la degradación de ADN y ARN o en el funcionamiento inmunológico (Mataix-Verdú, 2008).

La entrada en el organismo de algunas sales de zinc se produce a través de las vías respiratoria, cutánea u oral. En aves, en casos de exposición aguda, el hígado se convierte en el principal órgano de reserva, mientras que en exposiciones crónicas a elevadas concentraciones de Zn, el secuestro de este metal recae sobre los huesos (Cao *et al.*, 2002). Concentraciones anormalmente altas conllevan alteraciones en el funcionamiento del páncreas exocrino y la molleja, en el inicio del proceso de muda y en la reducción de la puesta; por otra parte, su deficiencia implica desórdenes esqueléticos como ostecondrosis u osteoartritis (Martorell, 2009).

OBJETIVOS

Los objetivos iniciales de este estudio eran:

1. Estudio del contenido de metales pesados tóxicos, macroelementos, elementos traza y microelementos en tejido hepático, muscular y plumas de seis especies de aves: *Calonectris borealis*, *Ardea cinerea*, *Egretta garzetta*, *Scolopax rusticola*, *Larus michahellis* y *Asio otus canariensis*.
2. Realizar una comparación de niveles metálicos según el espectro trófico de las especies y comprobar si existen diferencias estadísticamente diferentes entre ellas.
3. Averiguar si variables como la edad o el sexo de los individuos influye en la acumulación metálica en los tejidos de estudio.

4. Determinar si existe alguna correlación entre metales pesados tóxicos y/o entre ellos y elementos traza, macro o microelementos.

OBJETIVOS (COVID-19)

Los nuevos objetivos del trabajo, después del cambio que hubo que hacer para adaptar el TFG a la situación ocasionada por COVID-19, son:

1. Recopilar información sobre concentraciones de Cd, Pb y Zn en las especies de estudio a nivel nacional e internacional.
2. Analizar la información recogida, valorar y exponer la posible situación a la que pueden verse expuestas estas aves en el archipiélago canario en función de sus hábitos alimenticios.
3. Detectar lagunas de conocimiento sobre esta temática de cara a la propuesta tanto de futuras líneas de investigación como de medidas de conservación para la avifauna canaria.

MATERIAL Y MÉTODOS

Lugar de muestreo

La obtención de muestras biológicas fue posible gracias a la colaboración del centro de recuperación de Fauna Silvestre (CRFS) de La Tahonilla (San Cristóbal de La Laguna, Tenerife), en cuyas instalaciones se llevó a cabo la extracción de tejido de músculo pectoral, tejido hepático y plumas de la cola (rectrices). En ningún caso tuvo que sacrificarse ningún animal para la elaboración de este estudio, ya que los ejemplares ingresaron muertos o murieron en el centro de recuperación fruto de sus heridas o patologías previas. Todos los especímenes se mantenían congelados a -20°C hasta el momento de la toma de muestras.

Especies seleccionadas

Para la detección de contaminantes, Moore (1966) recomienda especies de aves donde pueda realizarse un reconocimiento visual de la edad y/o sexo de los individuos, ya que esto facilita la selección de aquellos ejemplares de los que se pretenda tomar muestras. En función del tipo de estudio, se recomienda animales adultos o jóvenes

dependiendo de si interesa valorar los contaminantes a largo o corto plazo respectivamente.

En este caso, las especies se seleccionaron en función de la abundancia de cadáveres en el CRFS, tanto adultos como ejemplares jóvenes, pues uno de los objetivos se corresponde con una valoración general del contenido metálico a nivel de especie según sus hábitos alimenticios. Las especies elegidas pertenecen a cinco familias y el tamaño muestral por especie fue de 20 individuos.

Pardela cenicienta, *Calonectris borealis* (Procellariidae)

La pardela cenicienta, *C. borealis*, (Figura 1) nidifica en acantilados e islotes del archipiélago canario formando colonias. Se alimentan fundamentalmente de peces epipelágicos, cefalópodos y también crustáceos, aunque estos últimos en menor proporción. Se ha registrado también el consumo de peces voladores asociados al paso de los barcos. No obstante, el tipo de alimento consumido durante la época de cría dependerá de la abundancia de recursos a los que tengan acceso en los viajes que realizan entre los nidos en tierra firme y el mar, siendo principalmente peces (Martín y Lorenzo, 2001; Reyes-González y González-Solís, 2016).

Los ejemplares de pardelas muestreados eran todos individuos de edad 1, es decir, pollos nacidos ese mismo año, que habían sido recogidos con traumatismos por fuertes impactos tras abandonar el nido (Libro de registro del CRFS de La Tahonilla (LRCRFST), 2020).



Figura 1. Ejemplar de pardela cenicienta (*Calonectris borealis*) (foto de B. Rodríguez).

Garza real, *Ardea cinerea*, y garceta común, *Egretta garzetta* (Ardeidae)

Ambas especies son frecuentes en Canarias. Existen antiguos registros del siglo XIX de nidificaciones de garzas reales, *A. cinerea*, (Figura 2A) en la isla de Tenerife, si bien las más recientes datan de la década de los 90 del siglo pasado (Martín y Lorenzo, 2001). No se ha encontrado información sobre nidificación de garcetas en la isla.

Actualmente, no se tienen datos suficientes sobre la dieta de estas aves en Canarias. Según el estudio de egagrópilas, la dieta de las garzas reales se fundamenta en artrópodos, principalmente en larvas de odonatos y coleópteros acuáticos, pero también cazan anfibios y peces en charcas o proximidades de la costa a lo largo de todo el año (Martín y Lorenzo, 2001). Así mismo, se ha documentado que en invierno su alimentación tiende a ser más rica en pequeños roedores y, en primavera, en reptiles (Rodríguez *et al.*, 2007).

Por su parte, las garcetas comunes, *E. garzetta*, (Figura 2B) tienen una dieta bastante similar a las garzas, alimentándose de invertebrados, reptiles y ranas (Martín y Lorenzo, 2001), aunque del Hoyo y colaboradores (1992) reportan el consumo ocasional de otras aves. Es común observarlas pescando en zonas costeras o charcos naturales como los de La Punta del Hidalgo.



Figura 2A y 2B. Ejemplares de garza real (*Ardea cinerea*) a la izquierda y garceta común (*Egretta garzetta*) a la derecha (fotos de B. Rodríguez).

El principal motivo de ingreso en el centro de recuperación fue “impacto”, detectándose en los cadáveres hematomas internos y fracturas en tarso-metatarso y/o tibia (LRCRFST, 2020).

Chocha perdiz, *Scolopax rusticola* (Scolopacidae)

Las poblaciones de becada o chocha perdiz, *S. rusticola* (Figura 3), tienden a ubicarse en lugares donde la cobertura vegetal y la abundancia de alimentos les sean idóneas, como el monteverde o las zonas de fayal-brezal y pinar, aunque también se cita su presencia en el sur de la isla, en aquellos lugares que cumplan con los requisitos mencionados (Martín y Lorenzo, 2001). El seguimiento y evolución de esta especie es muy complejo debido a la facilidad con la que se mimetizan con el entorno y por sus hábitos crepusculares y nocturnos, de ahí que la información sobre su dieta sea muy escasa. Además de semillas, se alimentan principalmente de pequeños invertebrados como lombrices de tierra, moluscos gasterópodos tales como caracoles o babosas, y coleópteros (Martín, 1987; Martín y Lorenzo, 2001).

Se trata de un ave muy sensible a las alteraciones y destrucción de su hábitat (Purroy, 2013), por lo que el desarrollo urbanístico y algunas actividades antrópicas pueden resultar una amenaza para las poblaciones de la isla.



Figura 3. Individuo de becada o chocha perdiz (*Scolopax rusticola*) entre hojarasca (foto de B. Rodríguez).

A excepción de dos ejemplares de Candelaria y de Arona, el resto procedían de diferentes puntos del norte de la isla, siendo la mayoría de la zona de Anaga-Santa Cruz, y el motivo más frecuente de su ingreso era impacto (LRCRFST, 2020).

Gaviota patiamarilla, *Larus michahellis* (Laridae)

La gaviota patiamarilla, *L. michahellis*, (Figura 4) es un ave nidificante presente en el archipiélago canario. Generalmente, están ligadas a ambientes costeros como islotes, acantilados o roques, aunque también pueden desplazarse a zonas del interior de las islas.

En la isla de Tenerife, los roques de Anaga y los acantilados de Guaza son hogar de grandes colonias de esta especie, tal y como señalan Martín y Lorenzo (2001) pero, en los últimos años, el número de parejas ha sufrido un incremento importante y han expandido su distribución en la isla (Martín, 1987). Al ser una especie oportunista, tienden a frecuentar puertos, muelles, vertederos o puntos de tratamientos de residuos para buscar alimento (Barone & Lorenzo, 2007). Fundamentalmente, presentan una dieta compuesta de invertebrados marinos, insectos, otras aves como paños pero también peces, carroña y otros desechos de vertederos o de animales domésticos (Martín, 1987).

La gran mayoría de los cadáveres de gaviotas patiamarillas del CRFS procedían de la zona sur de la isla, más concretamente, de las proximidades de la Planta Insular de Residuos Sólidos (PIRS). Muchas de ellas ingresaron cadáver en el CRFS, pero la mayoría fueron eutanasiadas al ingresar muy debilitadas o con fracturas importantes en el pico o tarso por impactos (LRCRFST, 2020).



Figura 4. Ejemplar adulto de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) fotografiado en el Puerto de Tazacorte (La Palma).

Búho chico, *Asio otus canariensis* (Strigidae)

En la isla de Tenerife, existen dos rapaces nocturnas nidificantes: el búho chico (*Asio otus canariensis*) y la lechuza común (*Tyto alba*). El búho chico (Figura 5) está presente en prácticamente todos los hábitats de la isla, desde la costa hasta las zonas de cumbre, incluso en núcleos urbanos (Martín y Lorenzo, 2001).

Su alimentación está basada fundamentalmente en pequeños mamíferos como ratones o ratas (géneros *Mus* y *Rattus* respectivamente), pero su dieta también incluye reptiles, insectos e incluso otras aves y murciélagos (Carrillo *et al.*, 1989; Trujillo *et al.*, 1989; Moreno, 1993).



Figura 5. Ejemplares de búho chico (*Asio otus canariensis*) sobre caja nido en el CRFS de la Tahonilla (San Cristóbal de La Laguna).

En concordancia con lo expuesto por Rodríguez y colaboradores (2010), la gran mayoría de los búhos chicos ingresaron en el CRFS por impactos con estructuras humanas, o bien fallecieron a causa de graves fracturas o traumatismos. Según los informes del centro, alguno de ellos podía haber muerto intoxicado por organofosforados, por endoparásitos o por causa desconocida (LRCRFST, 2020).

Muestreo

A cada ejemplar disponible, se le extrajo una cantidad de tejido o plumas que pudo variar en función de las circunstancias del cadáver, procurando en todo momento la obtención de una porción mínima con la que poder llevar a cabo los análisis (5 gramos de hígado y 5 gramos músculo pectoral, 4-5 plumas de la cola).

En algunos individuos, debido a lesiones o hemorragias internas, el grado de putrefacción del cadáver o el reducido tamaño del órgano, se procedió a la toma de ambos lóbulos hepáticos. Así mismo, en aquellos casos en que las plumas de la cola estuviesen cubiertas de excrementos, tierra o se encontrasen muy dañadas, se procedió a la toma de alguna de las plumas primarias.

Determinación del sexo

El sexado de los ejemplares fue realizado a través de la comprobación directa de las gónadas. En algunos casos, debido al estado de putrefacción del cadáver, hemorragias internas o daños en los órganos reproductores en el momento de separación de las vísceras, no pudo ser determinado.

En la siguiente tabla (Tabla 1), se recoge el número de individuos totales muestreados, 20 ejemplares por especie a excepción del grupo trófico compuesto por garzas reales y garcetas comunes, que cuenta con un total 6 individuos (3 por especies) debido al escaso ingreso de estas aves en centros de recuperación; el número de individuos hembras y machos, en caso de haber podido ser sexado con éxito; la edad, siguiendo el código EURING (Pinilla, 2000); y la procedencia de los individuos en la isla. Debe señalarse la ausencia de fechas de ingreso para los pollos de pardela cenicienta ya que estos cadáveres estaban siendo trabajados por B. Rodríguez, quien nos cedió músculo pectoral y rectrices de los mismos.

Especie	N total	Edad (n)	Sexo (n)	Fecha	Zona (n)
<i>Calonectris borealis</i>	20	Edad 1 (20)	ND (20)	-	Norte (6) Sur (14)
<i>Ardea cinerea</i>	3	Edad 6 (2) Edad 5-7 (1)	M (2) H (1)	20/10/2019 – 22/01/2020	Norte (1) Sur (1) ND (1)
<i>Egretta garzetta</i>	3	Edad 6 (3)	M (2) H (1)	28/09/2019 – 14/11/2020	Norte (1) Sur (2)
<i>Larus michahellis</i>	20	Edad 3 (7) Edad 5 (2)	M (7) H (8) ND (5)	21/09/2019 – 25/01/2020	Norte (4) Sur (16)

		Edad 6 (6)			
		Edad 8 (5)			
<i>Asio otus canariensis</i>	20	Edad 1 (1) Edad 3 (6) Edad 6 (13)	M (6) H (9) ND (5)	30/01/2019 – 09/12/2019	Norte (13) Sur (7)
<i>Scolopax rusticola</i>	21	Edad 1 (2) Edad 3 (4) Edad 6 (14)	M (11) H (6) ND (3)	16/07/2004 – 10/05/2005 06/08/2018 – 12/10/2019	Norte (18) Sur (2)

Tabla 1. Número total de individuos muestreados, número de individuos en función de su edad, sexo (en aquellos casos que no pudo determinarse, ND), lugar de recogida y rango de fechas desde el ingreso del más antiguo de los ejemplares en el CRFS hasta el más reciente.

Preparación de las muestras para análisis

Para la realización de los análisis se obtuvieron 5 gramos de músculo pectoral, 5 gramos de hígado y 0,5 gramos de plumas rectrices de cada individuo muestreado. Tanto el hígado como el músculo fueron homogeneizados y las plumas lavadas con agua desionizada y troceadas previamente a su pesado.

Haciendo uso de crisoles de porcelana, tarados con anterioridad, se obtuvo el peso húmedo de cada muestra. A continuación, el crisol se trasladó a una estufa y se puso a una temperatura de 70-80°C, donde permanecería 24h horas con el propósito de eliminar el contenido acuoso de la muestra. Transcurrido ese tiempo, volvió a pesarse cada muestra para obtener el peso seco y calcular el porcentaje de humedad.

Posteriormente, se procedió a la incineración de las muestras para eliminar la materia orgánica y lograr cenizas blancas, que se corresponden únicamente con el contenido mineral. Con este objetivo, se introdujeron los crisoles que contenían las muestras en un horno-mufla y se sometieron, durante un periodo de 48 horas, a un tratamiento térmico de 450 C ± 25° C.

Si una vez finalizado este tiempo se detectase materia orgánica en las cenizas (color negro), se aplicaban unas gotas de HNO₃ al 65% y se trasladaba el crisol hasta una

placa calefactora bajo una campana de extracción para evaporar el ácido nítrico (Figura 6A).

Una vez evaporado, se reintroducía en el horno-mufla otras 24h para volver a ser incinerado. Tras comprobarse que se había destruido todo resto orgánico de la muestra (Figura 6B), se atemperaban los crisoles, se calculaba el peso de las cenizas y se disolvían con una disolución de HNO_3 1,5% hasta 25 mL.



Figura 6A y 6B. Preparación de las muestras tras su incineración. A la izquierda, evaporación, con placa calefactora en campana de extracción, de la solución de ácido nítrico añadido a cenizas para la eliminación de evidentes restos orgánicos y posterior reincineración. A la derecha, cenizas blancas (sin restos orgánicos) listas para su preparación para posteriores análisis.

Desde ahí, se trasladó el contenido a frascos de polietileno correctamente numerados para posteriores análisis mediante Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES).

Una vez calculados los valores correspondientes a peso húmedo, peso seco y peso de cenizas para cada tejido, se procedería a la obtención de los siguientes parámetros estadísticos: media, desviación estándar y valores mínimos y máximos por especie y grupo trófico. Seguidamente, y con el objetivo de conocer si los datos se ajustan a una distribución normal, se llevaría a cabo el estudio de la homogeneidad a través del test de Kolmogorov – Smirnov, junto con la valoración de la homogeneidad de las varianzas mediante el estadístico de Levene.

En el caso de que existiera normalidad de los datos, y para determinar la existencia o no de diferencias estadísticas significativas entre los parámetros de estudio, se procedería a realizar un test paramétrico, concretamente un estudio ANOVA, con un posterior análisis Post HOC. Si los datos no se distribuían de forma normal, se tendría que proceder a realizar un estudio no paramétrico, utilizando para ello el test de Kruskal Wallis con el fin de conocer si existen diferencias significativas entre los grupos de muestras a estudio y el test U de Mann Whitney con el fin de conocer entre qué grupos de muestras existían diferencias estadísticamente significativas (González-Weller *et al.*, 2015; Paz *et al.*, 2017, 2019; Rubio *et al.*, 2018; Rodríguez-Marín *et al.*, 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dada las circunstancias ocasionadas por el COVID-19 no se pudo completar el procedimiento experimental del trabajo ya que no se pudo finalizar el procesado y determinación de las muestras seleccionadas para el estudio.

Al no haber sido posible terminar el trabajo de laboratorio, no se disponen de resultados propios, por lo que se ha recurrido en este apartado a la información recopilada de diversos trabajos para exponer qué cabría esperar en este estudio de detección de metales en diferentes especies de aves según sus hábitos alimenticios. Una de las dificultades añadidas a esta valoración es la gran variedad de material biológico, metales y métodos analíticos que ha seleccionado cada autor; por ese motivo, ajustándonos al tejido hepático, al ser el único tejido empleado para todas las especies de estudio menos la gaviota patiamarilla, y a los resultados en peso seco (dry weight, dw), se ha podido llevar a cabo este apartado únicamente con dos metales pesados tóxicos (Cd, Pb) y un microelemento esencial (Zn).

La exposición a niveles elevados de metales pesados y elementos traza ambientales compromete la estabilidad fisiológica de las aves y su supervivencia al ser muy sensibles a las variaciones del entorno. El proceso de biomonitorización permite una detección más rápida de algún contaminante en el ambiente en comparación a la utilización de muestras abióticas, pero es un proceso complejo, por lo que la elección de la especie y el material que se ajuste más al estudio que se desea desarrollar resulta fundamental (Pérez-López *et al.*, 2005; Estrada-Guerrero y Soler-Tovar, 2015).

Para obtener información sobre la intoxicación por metales en diferentes especies, un gran número de autores recurren a técnicas no invasivas como son la obtención de plumas, egagrópilas, huevos o excrementos. Otros, sin embargo, recurren al uso de sangre además de a tejidos internos.

El tejido hepático resulta un recurso biológico interesante para el estudio de la concentración de metales, pues es un punto clave de detoxificación en el organismo, al igual que el riñón (Carpenè *et al.*, 2006; Naccari *et al.*, 2009). Además, muchos de estos autores convergen en la idea de potenciar la toma de muestras en pollos, debido a la restricción de área y periodo de acumulación de metales, pero no debe dejar de monitorizarse los individuos adultos ya que ellos son el reflejo de la bioacumulación de contaminantes a largo plazo (Stewart *et al.*, 1997; Voulgaris *et al.*, 2019).

La única especie de ave rapaz seleccionada, el búho chico (*Asio otus*), es una especie, de alguna manera, “olvidada” en este ámbito de estudio sobre todo en España y Europa occidental. Al tratarse de un ave nocturna, la obtención de muestras tiene una dificultad añadida en comparación con las rapaces diurnas, pero al recurrir a centros de recuperación de vida silvestre puede superarse ese obstáculo de muestreo. Con este estudio, se pretendía valorar la situación del búho chico en la isla de Tenerife en lo que respecta a exposición de tóxicos metálicos, siendo este el primer análisis de este tipo en esta especie en el archipiélago.

Para comentar la siguiente tabla (Tabla 2), siguiendo el ejemplo de Kim y Oh (2013), se considerarán como niveles umbrales en tejido hepático 6-30 mg/kg dw para el plomo y 3 mg/kg dw para el cadmio, superados los cuales se estaría hablando de envenenamiento, tal y como exponen Franson (1996) y Clark y Scheuhammer (2003).

Muestra	Metal	Especie	Edad	Media	SD	Autor
Hígado	Cd	<i>C. borealis</i>	Pollos	3,03	1,72	Stewart <i>et al.</i> , 1997
		<i>A. cinerea</i>	Adultos	0,79	1,20	Kim y Oh, 2013
		<i>E. garzetta</i>	Adultos	0,64	0,29	Kim y Oh, 2013
		<i>S. rusticola</i>	Adultos	4,39	2,48	Kim y Oh, 2013
		<i>L. michahellis</i>	-	-	-	-
		<i>A. otus</i>	Adulto	4,87	8,947	Pérez-López <i>et al.</i> 2007
	Pb	<i>C. borealis</i>	-	-	-	-
		<i>A. cinerea</i>	Adultos	5,32	2,01	Kim y Oh, 2013
		<i>E. garzetta</i>	Adultos	4,19	1,57	Kim y Oh, 2013
		<i>S. rusticola</i>	Adultos	6,64	2,36	Kim y Oh, 2013
		<i>L. michahellis</i>	-	-	-	-
		<i>A. otus</i>		4,901	2,558	Pérez-López <i>et al.</i> 2007
		<i>A. otus</i>	Adulto	4,09	2,56	Pérez-López <i>et al.</i> , 2008

	Zn	<i>C. borealis</i>	Pollos	198,86	80,44	Stewart <i>et al.</i> , 1997
		<i>A. cinerea</i>	Adultos	204	57,2	Kim y Oh, 2013
		<i>E. garzetta</i>	Adultos	233	64,7	Kim y Oh, 2013
		<i>S. rusticola</i>	Adultos	213	125	Kim y Oh, 2013
		<i>L. michahellis</i>	-	-	-	-
		<i>A. otus</i>	Adultos	250,7	76,67	Pérez-López <i>et al.</i> 2007

Tabla 2. Recopilación de los parámetros estadísticos media y desviación estándar (SD) de dos metales tóxicos (Cd y Pb) y un micronutriente esencial (Zn) obtenidos por diferentes autores en tejido hepático para las especies de estudio.

Si se observan los contenidos hepáticos de Cd, los valores más elevados siguen este orden de mayor a menor *Asio otus* > *Scolopax rusticola* > *Calonectris borealis* > *Ardea cinerea* > *Egretta garzetta*. Scheuhammer (1987) señala como nivel base 3 mg/kg de Cd, a partir del cual puede hablarse de intoxicación en aves silvestres; según esto, el búho chico presentaba niveles tóxicos en su organismo, al igual que las becadas y pardelas cenicienta.

Debe destacarse, pese a encontrarse en tercera posición, el contenido de Cd en pardelas, pues son niveles obtenidos en individuos de menos de un año de edad y superan a adultos de otras aves cuya alimentación está también ligada a ambientes acuáticos como son la garza real y la garceta (0,79 mg/kg y 0,64 mg/kg respectivamente). En el caso de las pardelas cenicienta, la presencia de cadmio en su organismo es achacado por autores como Stewart (1997) o Voulgaris (2019) al consumo de calamares, pues se ha documentado que su glándula digestiva es un importante lugar de acumulación de este metal. Stewart y colaboradores (1997) registran una concentración de 3,03 mg/kg en tejido hepático de pollos de esta especie, inferior a los 11,28 mg/kg obtenido en riñón. El propio autor realiza una comparación de los resultados con los valores obtenidos por Renzoni (1986) en adultos de pardela cenicienta tanto para hígado como para riñón, siendo, en todos los casos, mayor el Cd acumulado en riñón que en hígado. No debe olvidarse que se trata de una especie migradora y que, en función de la época del año, el tipo y extensión del periodo migratorio, estas aves podrían recurrir a alimentos diferentes según la abundancia de recursos del lugar en el que se encuentren (Zhang y Ma, 2011; Estrada-Guerrero y Soler-Tovar, 2015).

En el estudio por grupos tróficos realizado por Zaccaroni y colaboradores (2010), cuyos resultados se expresaban en peso húmedo, obtuvieron evidencias de que el Cd tendía a ser superior en aves rapaces y piscívoras que en aquellas cuya dieta está

fundamentalmente basada en invertebrados terrestres; posteriormente, Hashmi, y colaboradores (2013) llegan a una conclusión similar. Si bien puede resultar contradictorio ese alto nivel de cadmio en becada (4,39 mg/kg) registrado por Kim y colaboradores tal y como se ha expuesto anteriormente, debe tenerse en cuenta el posible empleo de algunos fitosanitarios, pesticidas o plaguicidas en terrenos agrícolas que frecuentan estas aves, pudiendo ser estos productos una fuente potencial de metales pesados para dichos suelos y llegar a su organismo a través de la cadena trófica (Kolf-Clauw *et al.*, 2007).

A pesar de que el Pb tiende a estar presente en importantes cantidades en los huesos, Kim y colaboradores (2013), detectaron elevadas concentraciones de este metal en tejido hepático de *S. rusticola* (6,64 mg/kg) si se compara con *A. cinerea* (5,32 mg/kg) y *E. garzetta* (4,19 mg/kg), siendo mayor incluso que los valores obtenidos por Pérez-López (2007 y 2008) para *A. otus* (4,901 mg/kg, 2007; 4,09 mg/kg, 2008). En este caso, solo las becadas entran dentro del rango señalado (6-30 mg/kg dw), no obstante, una concentración de 6,64 mg/kg no conllevaría un potencial riesgo de muerte por envenenamiento por plomo para estas aves.

Debido al comportamiento trófico de aves rapaces y ardeidas, cabría esperar mayores concentraciones de pb en estas que en aves ligadas al suelo como son las becadas. Los resultados obtenidos podrían indicar que las chochas perdices muestreadas se alimentaban en lugares cuyo suelo albergaba plomo, bien por contaminación por perdigones o bien por encontrarse próximos a núcleos urbanos, industriales, explotaciones mineras o carreteras y, con ello, a la emisión de gases industriales, de gases procedentes del tráfico automovilístico, a algún vertido no controlado que pueda contener plomo o por otras posibles fuentes, de tal manera que los insectos y otros invertebrados de la zona hayan podido incorporar a su organismo el contaminante (Carpenè *et al.*, 2006; Kolf-Clauw *et al.*, 2007; Martínez-Haro *et al.*, 2013).

El plumbismo es una de las principales causas de muerte de avifauna silvestre en nuestro país, relacionada, sobre todo, a la ingesta de perdigones de plomo procedente de la actividad de la caza. Debido a su lenta descomposición, el perdigón de plomo perdura en el suelo y lo contamina durante años si no es retirado, por lo que algunas aves pueden incorporarlo a su organismo confundándolo con pequeñas piedrecitas que pasan a formar parte de sus gastrolitos, desencadenando una posterior intoxicación (Mateo *et al.*, 2004). Esto ha sido documentado para diferentes especies de anseriformes, pero, la becada

también incorpora piedrecitas en su organismo y suele ingerir restos de suelo junto con sus presas, por lo que quizás podría verse expuesta a una situación similar.

Se ha informado de la presencia de estos perdigones sobre todo en rapaces con hábitos carroñeros, pues los ingieren al consumir cadáveres que los contienen. Como señalan Mateo y colaboradores (2004), el pH especialmente ácido de sus estómagos agiliza la liberación y asimilación de plomo desde el perdigón. Además, una concentración de cobre elevada en el organismo puede potenciar la toxicidad del Pb (Pérez-López *et al.*, 2005).

En el archipiélago canario, a pesar de que la caza deportiva es menos importante que en la península ibérica, Donázar y colaboradores (2002) detectaron que el 16% de los guirres (*Neophron percnopterus majorensis*) estudiados en Fuerteventura entre los años 1998 y 2001 contenían plomo en sangre en concentraciones superiores a 0,2 mg/kg, hecho indicativo de la intoxicación por este metal; además, uno de los ejemplares superaba los 0,5 mg/kg, siendo el envenenamiento por Pb la posible causa de su fallecimiento. Así mismo, estos autores recolectaron y estudiaron el contenido de egagrópilas de esta especie e informan de la presencia de perdigones con una frecuencia de entre 2-70%, siendo similares estos resultados al examen de egagrópilas llevado a cabo por Palacios y colaboradores (2003) en el año 2000.

Los búhos chicos prefieren cazar las presas de las que se alimentan, por lo que sería menos probable la incorporación de Pb de esta manera, sobre todo teniendo en cuenta en qué se fundamenta su dieta en las islas. En Reino Unido, fue realizado un estudio del contenido de este metal en 424 ejemplares de 16 especies de aves rapaces entre las que se incluía *Asio otus*. Para esta especie, las concentraciones hepáticas de plomo fueron las más bajas (igual o inferior a 1 mg/kg dw), siendo estas similares a un estudio llevado a cabo en Francia (0,08-1,55 mg/kg dw) (Pain y Amiard-Triquet, 1993; Pain *et al.*, 1995).

El Zinc, por su parte, es un elemento esencial, por lo que detectar concentraciones considerables no es una situación anómala, sobre todo si son individuos jóvenes, debido a que es muy demandado en procesos metabólicos y fisiológicos como el crecimiento corporal, la muda o la espermiogénesis (Stewart *et al.*, 1997; Carpenè *et al.*, 2006). No obstante, la contaminación causada por el ser humano puede ser desencadenante de concentraciones que superen el umbral que el ave es capaz de tolerar.

En polluelos de alca común (*Alca torda*), Honda y colaboradores (1990) indican que valores hepáticos de hasta 2000 mg/kg pueden considerarse como fisiológicos en individuos jóvenes de esta especie, mientras que estas concentraciones son diez veces superiores a las propuestas como nivel basal para otras aves marinas (20mg/kg) por Gassaway y Buss (1972). Por este motivo, pueden considerarse la edad, la especie y la fisiología de las aves de estudio como factores condicionantes de los niveles base de Zn en hígado (Hermoso-de Mendoza *et al.*, 2006). Debido a esto, haría falta realizar más estudios de este tipo para fijar la concentración no patológica de Zn para las diferentes especies de avifauna.

Metal	Muestra	Especie	Colonia	Media mg/kg	SD	Autor
Cd	Cáscara huevo	<i>E. garzetta</i>	Trimu	1,02	0,57	Hashmi <i>et al.</i> , 2013
	Cáscara huevo	<i>E. garzetta</i>	Islam	0,75	0,56	Hashmi <i>et al.</i> , 2013
	Excremento	<i>L. michahellis</i>	-	3,96	-	De La Peña-Lastra <i>et al.</i> , 2019
	Excremento	<i>L. michahellis</i>	-	3,96	-	De La Peña-Lastra <i>et al.</i> , 2019
Pb	Cáscara huevo	<i>E. garzetta</i>	Trimu	1,9	1,30	Hashmi <i>et al.</i> , 2013
	Cáscara huevo	<i>E. garzetta</i>	Islam	1,09	0,83	Hashmi <i>et al.</i> , 2013
	Plumas	<i>E. garzetta</i>	Aiguabarreig	0,7	0,2	Barata <i>et al.</i> , 2010
	Plumas	<i>E. garzetta</i>	Delta	0,9	0,1	Barata <i>et al.</i> , 2010
	Excremento	<i>L. cachinnans</i>	-	39,9	5,8	Otero <i>et al.</i> , 1998
	Plumas	<i>L. michahellis</i>	-	6,7	-	De La Peña-Lastra <i>et al.</i> , 2019
	Cáscara externa	<i>L. michahellis</i>	-	436	-	De La Peña-Lastra <i>et al.</i> , 2019
	Cáscara interna			555		
Zn	Cáscara huevo	<i>E. garzetta</i>	Trimu	5,75	2,04	Hashmi <i>et al.</i> , 2013
	Cáscara huevo	<i>E. garzetta</i>	Islam	2,10	1,02	Hashmi <i>et al.</i> , 2013
	Huevos	<i>L. cachinnans</i>	-	54,4	10,0	Sanpera <i>et al.</i> , 1997
	Cáscara externa	<i>L. michahellis</i>	-	17,0	-	De La Peña-Lastra <i>et al.</i> , 2019
	Cáscara interna			1,01		

Excremento	<i>L. cachinnans</i>	-	305,1	158,6	Otero <i>et al.</i> , 1998
Excremento	<i>L. michahellis</i>	-	113	-	De La Peña-Lastra <i>et al.</i> , 2019
Huevo (yema)	<i>L. michahellis</i>	-	79,3	-	De La Peña-Lastra <i>et al.</i> , 2019

Tabla 3. Recopilación de medias y desviaciones estándar (SD) de Cd, Pb y Zn en diferentes materiales biológicos de algunas de las especies de estudio (gaviota patiamarilla y garceta común) obtenidos por diferentes autores.

Por su parte, las gaviotas tienen un espectro trófico mucho más variado que las pardelas, lo cual puede influir en la cantidad de contaminantes que acumule en su organismo.

Atendiendo a los datos recopilados en la Tabla 3 para Cd y Zinc, los niveles más altos se corresponden con excrementos de gaviotas, sobre todo si se comparan con huevos de estas mismas o de garceta común. En el caso del plomo, es en la cáscara de huevo de gaviota patiamarilla donde la concentración es más alta, seguido de excrementos y el material biológico correspondiente a *E. garzetta*. Otero (1998) realizó un análisis de guano de gaviotas patiamarillas en Galicia y, en concordancia con lo que describe Headley (1996) para aves marinas, apoya el que el Zn sea considerado el metal más abundante en excrementos después del hierro, pues generalmente este no se acumula en el organismo y es excretado con facilidad (Mahan y Arlin, 1995). Además, indica que, en ese lugar en concreto, el 40% de la dieta de las gaviotas se compone de basura de la zona, por lo que los resultados mostrarán concentraciones metálicas superiores a aquellas gaviotas que no dependiesen tanto de recursos ligados a humanos. Podría esperarse una situación similar en el caso de las gaviotas muestreadas debido a que, la gran mayoría de los cadáveres, suponemos, estaban ligados al PIRS.

Debe hacerse el inciso de que la expulsión de determinados metales pesados a través de las heces viene determinado por la eficiencia de dicha especie en el procesado y excreción de estos componentes metálicos (Sánchez-Virosta *et al.*, 2015).

En caso de uso de plumas como material biológico de estudio, debe tenerse en cuenta que no todas las partes de la pluma acumulan metales de la misma manera (Dauwe *et al.*, 2003), que existen diferencias de concentración entre las plumas durante el periodo de muda, y por tanto las primeras en mudarse y más antiguas serán las que mayor cantidad de metales contengan, y que las concentraciones obtenidas en órganos y plumas pueden

no ser las mismas al no estar sometidos al mismo tiempo de exposición; en otras palabras, los órganos internos pueden continuar acumulando determinados metales a lo largo de la vida del animal mientras que las plumas, en el momento que alcanzan la madurez y quedan aisladas del resto del cuerpo, dejan de recibir y, por tanto, de acumular metales al bloquearse la comunicación con el torrente sanguíneo (Eisler, 1987; Burger y Gochfeld, 1996; Tsipoura *et al.*, 2008; Espín *et al.*, 2012; Abbasi *et al.*, 2015; Estrada-Guerrero y Soler-Tovar, 2015; Sánchez-Virosta *et al.*, 2015).

A su vez, hay registro de deposición de metales como el Pb en la superficie externa de las plumas, sobre todo en regiones urbanizadas, por lo que la contaminación externa puede influir en los resultados (Parra, 2014).

Así mismo, el efecto de las interacciones entre metales en el organismo es un factor importante a la hora de valorar los riesgos o daños fisiológicos que puedan tener lugar en el animal. Varios autores reportan la existencia de una correlación entre los niveles de Cd y Pb en algunas aves y de estos con determinados micronutrientes esenciales como Zn (Otero, 1998; Kim y Oh, 2013) y Cu (Otero, 1998; Hashmi *et al.*, 2013; Kim y Oh, 2013), lo cual puede ser un indicativo de interferencias en el metabolismo de estos, que se encuentren asociados a rutas metabólicas similares e incluso su inhibición (Parra, 2014). Rodríguez (2015) detectó una correlación positiva entre Cd, Pb y Al en el cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), de tal manera que los niveles de estos tres metales tóxicos serían similarmente altas o bajas.

CONCLUSIONES

1. Las aves son buenos indicadores en los procesos de biomonitorización de metales pesados y elementos traza.
2. La colaboración con los centros de recuperación y rehabilitación de fauna salvaje resulta de utilidad para la obtención de muestras biológicas de especies con problemas de conservación para la realización de diferentes estudios, entre los que se incluyen estudios toxicológicos.
3. El material biológico y la edad de los individuos de estudio debe adecuarse al rango temporal y a los metales que desean estudiarse.

4. El comportamiento trófico condiciona el tipo y cantidad de metales acumulados en los tejidos de la avifauna, tendiendo a ser mayor para Cd y Pb en aves rapaces y piscívoras en comparación con las que se alimentan de invertebrados terrestres.
5. La proximidad a zonas urbanas, industriales, terrenos agrícolas o suelos en los que se haya realizado algún tratamiento químico puede incrementar los niveles metálicos en los alimentos ingeridos por las aves.
6. En Canarias son necesarias investigaciones toxicológicas profundas para la comprensión del estado de salud de los ecosistemas de las islas, las posibles correlaciones entre metales pesados y para conocer cómo afecta esto a la avifauna.

CONCLUSIONS

1. Birds are good indicators for biomonitoring processes of trace elements and heavy metals.
2. The collaboration with wildlife rescue and rehabilitation centers is useful to get biological samples of wild animals of endangered species for doing different studies, including toxicological ones.
3. Biological material and bird age must be appropriated to the time period and the kind of metals we're interested in.
4. Feeding behaviour conditionate metallic concentration accumulated in bird tissues, being usually higher Cd and Pb concentrations in raptors and piscivorous birds compared to birds that feed on soil invertebrates.
5. Proximity to urban or industrial areas, agricultural lands or soils affected by some chemical products can increase metal levels in birds' food sources.
6. In Canary islands, rigorous toxicological research are needed to understand if the ecosystem is healthy, if there are correlations between heavy metals and the way they affect bird species.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, N., Jaspers, V., Chaudhry, M., Ali, S., Malik, R., *et al.* (2015). Influence of taxa, trophic level, and location on bioaccumulation of toxic metals in bird's feathers: A preliminary biomonitoring study using multiple bird species from Pakistan. *Chemosphere*, 120, 527–537.
- Barata, C., Fabregat, M. C., Cotín, J., Huertas, D., Solé, M., *et al.* (2010). Blood biomarkers and contaminant levels in feathers and eggs to assess environmental hazards in heron nestlings from impacted sites in Ebro basin (NE Spain). *Environmental Pollution*, 158(3), 704-710.
- Barone, R., y Lorenzo, J. A. (2007). Chocha perdiz - *Scolopax rusticola*. En: J. A., Lorenzo (Ed.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)* (pp. 238-241). Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología.
- Battaglia, A., Ghidini, S., Campanini, G., y Spaggiari, R. (2005). Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60, 61-66.
- Braune, B. M., y Gaskin, D. (1987). Mercury levels in Bonaparte's gulls (*Larus philadelphia*) during autumn moult in the Quoddy region, New Brunswick, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 16, 539–549.
- Burger, J., y Gochfeld, M. (1996). Lead and behavioral development: parental compensation for behaviorally impaired chicks. *Pharmacology Biochemistry and Behaviour*, 55(3), 339–349.
- Cao, J., Henry, P., Davis, S. R., Cousins, R. J., Miles, R. D., *et al.* (2002). Relative bioability of organic zinc sources based on tissue zinc and metallothionein in chicks fed conventional dietary zinc concentrations. *Animal Feed Science*, 101, 161–170.
- Carpenè, E., Andreani, G., Monari, M., Castellani, G., y Isani, G. (2006). Distribution of Cd, Zn, Cu and Fe among selected tissues of the earthworm (*Allolobophora caliginosa*) and Eurasian woodcock (*Scolopax rusticola*). *Science of the Total Environment*, 363 (1-3), 126-135.
- Carrillo, J., Nogales, M., Delgado, G., y Marrero, M. (1989). Preliminary data for a comparative study of the feeding habits of *Asio otus canariensis* on El Hierro and Gran Canaria, Canary islands. *Raptor in the Modern World*, 451–456.
- Clark, A. J., y Scheuhammer, A. M. (2003). Lead poisoning in up-land-foraging birds of prey in Canada. *Ecotoxicology*, 12, 23–30.
- Dauwe, T., Bervoets, L., Pinxten, R., Blust, R., y Eens, M. (2003). Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: Effects of molt and external contamination. *Environmental Pollution*, 124(3), 429–436.
- De La Peña-Lastra, S., Pérez-Alberti, A., y Otero, X. L. (2019). Enrichment of trace elements in colonies of the yellow-legged gull (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). *Science of the Total Environment*, 648, 1536-1548.
- Del Hoyo, J., Elliott, A., y Sargatal, J. (1992). *Handbook of the Birds of the World*. Barcelona: Lynx Ediciones.
- Donázar, J. A., Palacios, C. J., Gangoso, L., Ceballos, O., González, M. J., y Hiraldo, F. (2002). Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biological Conservation*, 107(1), 89-97.
- Eisler, R. (1987). Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *Fish and Wildlife Service Biological Report*, 85, 1–10.
- Espín, S. (2013). *Biomonitoring of persistent environmental pollutants using feathers and assessment of sublethal effect using oxidative stress biomarkers in wildbirds*. (Tesis doctoral). Universidad de Murcia. España.
- Espín, S., Martínez-López, E., Gómez-Ramírez, P., María-Mojica, P., y García-Fernández, A. J. (2012).

- Razorbills (*Alca torda*) as bioindicators of mercury pollution in the south-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 2461–2470.
- Estrada-Guerrero, D. M., y Soler-Tovar, D. (2015). Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales. *Ornitología Colombiana*, 2014(14), 145–160.
- Fraigneau, C. (2007). La Pluma. En C. Fraigneau, *Reconocer fácilmente las plumas. Recolección, identificación, interpretación y conservación* (pp. 14–15). Barcelona: Omega.
- Franson, J. C. (1996). Interpretation of tissue lead residues in birds other than waterfowl. En: W. N. Beyer, G.H. Heinz, A.W. Redmon-Norwood (Eds.) *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations* (pp. 265-279). Boca Ratón, Florida: Lewis.
- García-Fernández, A. J. (1994). *Impregnación por plomo y cadmio en aves silvestres de la Región de Murcia*. (Tesis doctoral). Universidad de Murcia. España.
- García-Fernández, A. J., Calvo, J. F., Martínez-López, E., María-Mojica, P., y Martínez, J. E. (2008). Raptor ecotoxicology in Spain: A review on persistent environmental contaminants. *AMBIO*, 37(6), 432–439.
- García-Fernández, A. J., Motas-Guzmán, M., Navas, I., María-Mojica, P., *et al.* (1997). Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in Southeastern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33, 76-82.
- Gassaway, W.C., y Buss, I. O. (1972). Zinc toxicity in the mallard duck. *Journal of the Wildlife Management*, 36, 1107-1116.
- Gómez-Ramírez, P., Shore, R. F., Duke, G., Fritsch, C., García-fernández, A. J., *et al.* (2014). An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. *Environment International*, 67, 12–21.
- González-Weller, D., Rubio, C., Gutiérrez, A. J., Pérez, B., Hernández-Sánchez, C., *et al.* (2015). Dietary content and evaluation of metals in four types of tea (White, Black, Red and Green) consumed by the population of the Canary Islands. *Pharmaceutica Analytica Acta*, 6(10).
- Guillén, M. J., Jerez, S., Navarro, G., Ballesteros, C., y Motas, M. (2009). Evaluación de la exposición a metales pesados en autillos de la Comunidad de Madrid y sus posibles efectos inmunodepresores. *Conama*, 10, 1-24.
- Halliwell, D., Turoczy, N., y Stagnitti, T. (2000). Lead concentrations in Eucalyptus sp. in a small coastal town. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 65, 583-590.
- Hashmi, M. Z., Malik, R. N., y Shahbaz, M. (2013). Heavy metals in eggshells of cattle egret (*Bubulcus ibis*) and little egret (*Egretta garzetta*) from the Punjab province, Pakistan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 89, 158–165.
- Headly, A. (1996). Heavy metal concentrations in peat profiles from the high Arctic. *Science of the Total Environment*, 177, 105-111.
- Hermoso-de Mendoza, M., Soler-Rodríguez, F., Hernández-Moreno, D., Gallego-Rodríguez, M. E., López-Beceiro, A., y Pérez-López, M. (2006). Estudio comparativo del nivel hepático de metales pesados y metaloides en aves rapaces diurnas de Galicia y Extremadura. *Revista Toxicología*, 23, 138-145.
- Honda, K., Marcovecchio, J. E., Kan, S., Tatsukawa, R., y Ogi, H. (1990). Metal concentration in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19, 704-711.
- Kim, J., y Oh, J. M. (2013). Assessment of trace metals in four bird species from Korea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(8), 6847–6854.
- Kolf-Clauw, M., Guénin, A., y Pérez, M. (2007). Micromamíferos y metales pesados: Biomonitorización del medio ambiente. *Observatorio Ambiental*, 10, 19–37.
- Mahan, L. K., y Arlin, M. T. (1995). *Nutrición y dietoterapia de Krause*. (8º ed.). México: Interamericana McGraw-Hill.

- María-Mojica, P., Jiménez, P., Barbara, A., Navas, I., y García-Fernandez, A. (2000). Residuos de insecticidas organoclorados en cernícalo común (*Falco tinnunculus*) de la región de Murcia. *Anales de Veterinaria de Murcia*, 16, 55–66.
- Martín, A. (1987). *Atlas de las aves nidificantes en la isla de Tenerife*. La Laguna: Instituto de Estudios Canarios.
- Martín, A., y Lorenzo, J. A. (2001). *Aves del Archipiélago Canario*. La Laguna: Lemus.
- Martínez-Haro, M., Taggart, M. A., Lefranc, H., Martín-Doimeadiós, R. C., Green, A. J., y Mateo, R. (2013). Monitoring of Pb Exposure in Waterfowl Ten Years after a Mine Spill through the Use of Noninvasive Sampling. *PLoS ONE*, 8(2), 14–16.
- Martínez-López, E., María-Mojica, P., Martínez, J., Calvo, J. F., Wright, J., *et al.* (2007). Organochloride residues in Booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) and Goshawk (*Accipiter gentilis*) eggs from Southeastern Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, 2373–2378.
- Martorell, J. (2009). Intoxicaciones en aves. *Asociación de Veterinarios Españoles Especialistas En Pequeños Animales*, 29(3), 172–178.
- Mataix-Verdú, J. (2008). *Nutrición para educadores*. Madrid: Diaz de Santos.
- Mateo, R., Castells, G., Green, A. J., Godoy, C., y Cristòfol, C. (2004). Determination of porphyrins and biliverdin in bile and excreta of birds by a single liquid chromatography-ultraviolet detection analysis. *Journal of Chromatography B*, 810, 305–311.
- McLean, C. M., Koller, C. E., Rodger, J. C., y MacFarlane, G. R. (2009). Mammalian hair as an accumulative bioindicator of metal bioavailability in Australian terrestrial environments. *Science of the Total Environment*, 407(11), 3588–3596.
- Meyer, J., Jaspers, V. L. B., Eens, M., y de Coen, W. (2020). The relationship between perfluorinated chemical levels in the feathers and livers of birds from different trophic levels. *Science of the Total Environment*, 407(22), 5894–5900.
- Mineau, P. (1982). Levels of major organochloride contaminants in sequentially-laid herring gull eggs. *Chemosphere*, 11, 679–685.
- Moore, N. W. (1966). A pesticide monitoring system with special reference to the selection of indicators species. *Journal of Applied Ecology*, 3, 261–269.
- Moreno, M. (1993). *El Búho Chico en Gran Canaria: Alimentación y Discusión Metodológica*. Las Palmas de Gran Canaria: Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria.
- Moreno, R., Jover, L., Diez, C., y Sanpera, C. (2011). Seabird feathers as monitors of the levels and persistence of heavy metal pollution after the Prestige oil spill. *Environmental Pollution*, 159(10), 2454–2460.
- Naccari, C., Cristani, M., Cimino, F., Arcoraci, T., y Trombetta, D. (2009). Common buzzards (*Buteo buteo*) bio-indicators of heavy metals pollution in Sicily (Italy). *Environment International*, 35(3), 594–598.
- Navas, I. M. (2017). *Contaminantes Ambientales Persistentes (Metales Pesados y Plaguicidas Organoclorados) en Rapaces del Sur de España*. (Tesis doctoral) Universidad de Murcia, España.
- Otero, X. (1998). Effects of nesting yellow-legged gulls (*Larus cachinnans* Pallas) on the heavy metal content of soils in the Cies Islands (Galicia, North-West Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 36(4), 267–272.
- Pain, D. J., y Amiard-Triquet, C. (1993). Lead poisoning of raptors in France and elsewhere. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25, 183–192.
- Pain, D. J., y Rattner, B. A. (1988). Mortality and hematology associated with the ingestion of the number four lead shot in Black ducks, *Anas rubripes*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 40, 159–164.
- Pain, D. J., Sears, J., y Newton, I. (1995). Lead concentrations in birds of prey in Britain. *Environmental*

- Palacios, C., Gangoso, L., Donázar, J. A., Hiraldo, F., y Negro, J. J. (2003). El alimoche canario, una nueva subespecie en peligro de extinción. *Majorensis.com* 2, 30–36. Recuperado el 29 de abril de: https://www.researchgate.net/publication/316490605_El_alimoche_canario_una_nueva_subespecie_en_peligro_de_extincion
- Parra, E. (2014). Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *CES Salud Pública*, 5(1), 59–69.
- Paz, S., Jaudenes, J. R., Gutiérrez, A. J., Rubio, C., Hardisson, A., y Revert, C. (2017). Determination on Fluoride in Organic and Non-organic wines. *Biological Trace Element Research*, 178(1), 153–159.
- Paz, S., Rubio, C., Frías, I., Luis-González, G., González-Weller, D., y Gutiérrez, A. J. (2019). Human exposure assesment to macro- and trace elements in the most consumed edible seaweeds in Europe. *Enviromental Science and Pollution Research*, 26(36), 36478-36485.
- Pérez-López, M., Cid-Galán, F., Hernández-Moreno, D., Oropesa-Jiménez, A. L., López-Beceiro, A., *et al.* (2005). Contenido de metales pesados en hígado y plumas de aves marinas afectadas por el accidente del “Prestige” en la costa de Galicia. *Revista de Toxicología*, 22(3), 191–199.
- Pinilla, J. (Coord.). 2000. Manual para el anillamiento científico de aves. Madrid: SEO/BirdLife y DGCN-MIMAM.
- Purroy, J., y Purroy, F. J. (2013). Chocha perdiz – *Scolopax rusticola*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles* [versión electrónica]. A. Salvador, M. B. Morales (Eds.). Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. Recuperado el 3 de mayo de 2020 de: http://digital.csic.es/bitstream/10261/110513/5/scorus_v2.pdf
- Repetto, M. (1995). *Toxicología avanzada*. (4º ed.) Madrid: Diaz de Santos.
- Reyes-González, J. M., y González-Solís, J. (2016). Pardela cenicienta atlántica – *Calonectris borealis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles* [versión electrónica]. A. Salvador, M. B. Morales, (Eds.). Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. Recuperado el 3 de mayo de 2020 de: https://digital.csic.es/bitstream/10261/109461/5/caldio_v2.pdf
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., Rumeu, B., y Nogales, M. (2007). Seasonal Diet of the Grey Heron *Ardea cinerea* on an Oceanic Island (Tenerife, Canary Islands): Indirect Interaction with Wild Seed Plants. *Acta Ornithologica*, 42(1), 77–87.
- Rodríguez, B., Rodríguez, A., Siverio, F., y Siverio, M. (2010). Causes of Raptor Admissions to a Wildlife Rehabilitation Center in Tenerife (Canary Islands). *Journal of Raptor Research*, 44(1), 30–39
- Rodríguez, M. (2015). *Estudio del contenido de metales pesados tóxicos, macroelementos, elementos traza y microelementos en plumas de cernícalo (Falco tinnunculus) en Tenerife*. (Trabajo de Fin de Grado). Universidad de la Laguna. España.
- Rodríguez-Marín, N., Hardisson, A., Gutiérrez, A. J., Luis-González, G., González-Weller, D., *et al.* (2019). Toxic (Al, Cd and Pb) and trace metal (B, B, Cu, Fe, Mn, Sr and Zn) levels in tissues of slaughtered steers: risk assesment for the consumers. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 28787 – 28795.
- Rubio, C., Acosta, L., Luis-González, G., González-Weller, D., Revert, C., *et al.* (2018). A limited survey of metal content in blue Jack mackerel (*Trachurus picturatus*) obtained from markets in the canary islands. *Journal of Food Protection*, 81(2), 202–208.
- Rubio, C., González, D., Martín-Izquierdo, R. E., Revert, C., Rodríguez, I., y Hardisson, A. (2007). Alimentos funcionales El zinc: oligoelemento esencial. *Nutrición Hospitalaria*, 22, 101–107.
- Rubio, I., Martínez-Madrid, M., Méndez-Fernández, L., Galarza, A., y Rodríguez, P. (2016). Heavy metal concentration in feathers of Little Egret (*Egretta garzetta*) nestlings in three coastal breeding colonies in Spain. *Ecotoxicology*, 25(1), 30–40.
- Sánchez-Virosta, P., Espín, S., García-Fernández, A. J., y Eeva, T. (2015). A review on exposure and effects of arsenic in passerine birds. *Science of the Total Environment*, 512–513, 506–525.

- Scheuhammer, A. M. (1987). The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution*, 371, 263–295.
- Stellman, J. M. (1998). *Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo*. (3° ed.) Madrid: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, Subdirección General de Publicaciones.
- Stewart, F. M., Monteiro, L. R., y Furness, R. W. (1997). Heavy metal concentrations in Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*, fledglings from the Azores, Portugal. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 58(1), 115–122.
- Tasneem, F., Abbasi, N. A., Iqbal-Chaudhry, M. J., Mashiatullah, A., Ahmad, S. R., *et al.* (2020). Dietary proxies ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) as signature of metals and arsenic exposure in birds from aquatic and terrestrial food chains. *Environmental Research*, 183, 109-191.
- Trujillo, O., Díaz, G., y Moreno, M. (1989). Alimentación del Búho Chico (*Asio otus canariensis*) en Gran Canaria (Islas Canarias). *Ardeola*, 36(2), 193–198.
- Tsipoura, N., Burger, J., Feltes, R., Yacabucci, J., Mizrahi, D., Jeitner, C., y Gochfeld, M. (2008). Metal concentrations in three species of passerine birds breeding in the Hackensack Meadowlands of New Jersey. *Environmental Research*, 107(2), 218–228.
- Vallverdú-Coll, N., Mateo, R., Mougeot, F., y Ortiz-Santaliestra, M. E. (2019). Immunotoxic effects of lead on birds. *Science of the Total Environment*, 689, 505–515.
- Voulgaris, M. D., Karris, G., Xirouchakis, S., Zaragoza-Pedro, P., Asimakopoulos, A. G., *et al.* (2019). Trace metal blood concentrations in Scopoli's shearwaters (*Calonectris diomedea*) during 2007–2014: A systematic analysis of the largest species colony in Greece. *Science of the Total Environment*, 691, 187–194.
- Wiesmüller, T., Sömme, P., Volland, M., y Schlatterer, B. (2002). PCDDs/PCDFs, PCBs, and organochlorine pesticides in eggs of Eurasian sparrowhawks (*Accipiter nisus*), Hobbies (*Falco subbuteo*), and Northern goshawks (*Accipiter gentilis*) collected in the area of Berlin-Brandenburg, Germany. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42, 486–496.
- Zaccaroni, A., Niccoli, C., Andreani, G., Scaravelli, D., Ferrante, M. C., *et al.* (2011). Trace metal concentration in wild avian species from Campania, Italy. *Central European Journal of Chemistry*, 9(1), 86-93.
- Zhang, W. W., y Ma, J. Z. (2011). Waterbirds as bionindicators of wetland heavy metal pollution. *Procedia Environmental Science*, 10, 2769–2774.

Otros recursos:

- LRCRFST. (2020). Libro de registro de Recuperación de Fauna Silvestre La Tahonilla (2020). Cabildo de Tenerife. San Cristóbal de la Laguna, Tenerife.