

UCH-FC  
MAG-EBE  
A 472  
C.1



Universidad de Chile



**Niveles de metales pesados Cadmio y Plomo  
en poblaciones de Jote de cabeza colorada  
(*Cathartes aura*) en áreas de alta actividad  
minera**

Tesis

Entregada a la Universidad de Chile  
en cumplimiento Parcial de los Requisitos  
Para Optar al Grado de

Magister en Ciencias Biológicas Mención Ecología y  
Biología Evolutiva  
Facultad de Ciencias

Por

**Sergio Alfredo Alvarado Orellana**

Octubre de 2013

Director de Tesis: Dr. Cristián Estades

FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACIÓN  
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de  
Ciencias que la Tesis de Magister  
presentada por el candidato

**Sergio Alfredo Alvarado Orellana**

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis  
como requisito para optar al grado de Magister en Ciencias  
Biológicas mención Ecología y Biología Evolutiva, en el  
examen de Defensa de Tesis rendido el día 23 de Septiembre de  
2013.

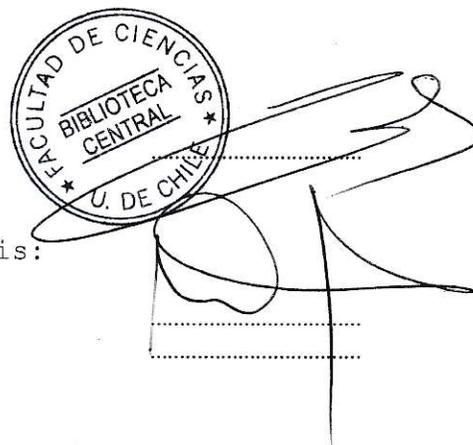
Director de Tesis:

Dr. Cristian Estades Marfan

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Dr. Mauricio Canals

Dr. Italo Serey





## **Agradecimientos**

Deseo agradecer el apoyo constante del Dr. Cristian Estades hacia mi persona en el desarrollo de este trabajo y por aceptarme como tesista y respetarme como académico de esta Universidad. Al Dr. Mauricio Canals quien me dio palabras de apoyo y me insistió constantemente en que me graduara.

Especial mención al Dr. Pablo Valladares mi compañero de terreno el cual me apoyo en este trabajo y con el cual presentamos el proyecto de investigación "Niveles de Plomo, Mercurio y Arsénico en la fauna terrestre. Primera aproximación a las implicancias comunitarias y ambientales en la Región de Atacama" en el marco del primer Concurso de Proyectos Internos de investigación de Línea Base del Centro Regional de Investigación y Desarrollo Sustentable de Atacama perteneciente a la Universidad de Atacama que financio el trabajo de tesis.

INDICE DE MATERIAS	PÁGINA
Resumen	1
Summary	3
Introducción General	
Contaminación de metales pesados	5
Metales pesados y aves rapaces	6
Modelo de estudio	9
Formulación	
Hipótesis	11
Predicciones	11
Objetivo general	12
Objetivo específico 1	12
Objetivo específico 2	12

## Materiales y Métodos

Lugar de estudio	13
Captura de ejemplares	14
Recolección de datos, obtención y manejo de las muestras biológicas	16
Determinación de niveles de metales pesados	18
Meta-análisis sobre concentraciones de cadmio y plomo	20
Significación del efecto	22
Heterogeneidad total	23
Comparación de intervalos de confianza	24
Criterios de inclusión	25

## Resultados

Concentración de metales en hígado y riñón	26
Meta-análisis	30

Discusión	39
-----------	----

Conclusiones	45
--------------	----

Bibliografía	48
--------------	----

FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACIÓN  
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de  
Ciencias que la Tesis de Magister  
presentada por el candidato

**Sergio Alfredo Alvarado Orellana**

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis  
como requisito para optar al grado de Magister en Ciencias  
Biológicas mención Ecología y Biología Evolutiva, en el  
examen de Defensa de Tesis rendido el día 23 de Septiembre de  
2013.

Director de Tesis:

Dr. Cristian Estades Marfan .....

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Dr. Mauricio Canals .....

Dr. Italo Serey .....

## Resumen

Producto de la gran actividad minera en la región de Atacama, se generó una gran cantidad de desechos de relaves que se vertieron al curso del Río Salado sin ningún tratamiento previo. Se estima que en el transcurso de unos 50 años unos 350 millones de toneladas fueron transportados hasta el mar y se depositaron en la cuenca de la bahía de la ciudad de Chañaral, provocando gravísimos daños ecosistémicos.

Se analizaron las concentraciones de Cadmio y Plomo en hígado y riñón de 14 ejemplares de Jotes de Cabeza Colorada (*Cathartes aura*). Los resultados indican que la acumulación de Cadmio fue de 10,31  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 8,00; rango de 0,27 - 20,73) en Riñón, resultando mayor a Hígado, que presentó una concentración de 5,24  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 8,00; rango de 0,49 - 19,70).

Respecto al Plomo, la concentración en Hígado es de 0,86  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 2,03; rango de 0,15 - 7,90) y en Riñón 1,05  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 2,54; rango de 0,044 - 9,86). La diferencia de concentraciones entre órganos puede estar relacionada al rol de la metalotioneínas y su rol en el transporte de metales

pesados. Mediante la aplicación de un meta análisis se encontró un efecto acumulado significativo para cadmio en hígado y riñón, en el caso de cadmio en riñón e hígado muestra que el valor promedio de este estudio supera al meta-promedio, si se compara ese meta-promedio con lo reportado en la literatura se podrá ver que todos los valores reportados superan el efecto (meta-promedio).

### Summary

Product of the great mining in the Atacama region, it generated a lot of waste tailings spilled into the course of the Rio Salado without any pretreatment. It is estimated that in the course of about 50 years about 350 million tons were transported to the sea and deposited in the basin of the Bay City Chañaral, causing serious damage ecosystem.

In order to evaluate the effects of such pollution on the terrestrial biota, I analyzed the concentration of cadmium and lead in tissues of Turkey Vulture (*Cathartes aura*). The results indicate that the accumulation of cadmium in kidney was 10.31  $\mu\text{g/g}$  (DS 8.00, range 0.27 to 20.73  $\mu\text{g/g}$ ) while in the liver was 5.24  $\mu\text{g/g}$  (SD 8.00, range 0.49 to 19.70). These values were very high compared to data from other birds with similar ecological role.

Liver lead concentration was 0.86  $\mu\text{g/g}$  (DS 2.03, range 0.15 - 7.90), while in kidney ut was 1.05  $\mu\text{g/g}$  (DS 2.54, range 0.044 to 9.86), values considered within the normal range. It is interesting to analyze from the perspective of the availability

of these metals in the mining tailings, where lead (1.57 to 21.2  $\mu\text{g/g}$ ) presented higher levels than cadmium (0.061 to 1.085  $\mu\text{g/g}$ ). The difference between organs may be related to the role of metallothionein. By applying a meta-analysis found significant effect cadmium accumulated in liver and kidney, in the case of kidney and liver cadmium shows that the average value exceeds this study meta-average, compared with the average target those reported in the literature can be seen that all reported values exceed the effect (meta-average).

## **Introducción General**

La actividad minera libera al ambiente una serie de residuos contaminantes como metales pesados que afectan de manera importante los ecosistemas y en los seres humanos. Por ejemplo, altas concentraciones de Plomo ( $\geq 45 \mu\text{g/dL}$ ) puede provocar jaquecas, ataxia, anemia, nefropatía (Soghoian & Sinert, 2008), y diversos problemas a los sistemas nervioso central, excretor, circulatorio y cardiovascular (Ma, 1996). Por otro lado, el Cadmio puede acumularse en la cadena alimenticia (García-Rico et al., 1999), presentando un amplio espectro de efectos tóxicos (Reilly, 1980; García-Rico & Jara-Marini, 1996). Un alto porcentaje del Cadmio que ingresa al organismo se absorbe, y solo una mínima parte es excretada, lo que genera depósitos en hígado y riñón, y es en este órgano donde el Cadmio se ha observado hasta en un 80% unido a metalotioneínas (MT) (Webb & Caín, 1982; Torra et al., 1994). La forma en que estos elementos se incorporan a la cadena trófica pueden ser muy diversos, desde una contaminación directa por vías respiratorias, o por medio de la ingesta de alimentos ya contaminados (Pérez-López et al., 2008).

Una forma de ingreso de los metales pesados a la cadena trófica comienza desde el momento en que ciertos vegetales los asimilan desde el suelo, gracias a su alta capacidad hiperacumuladora (Kabata-Pendias, 2004). Posteriormente, existe la posibilidad de que consumidores primarios como micromamíferos (roedores) consuman plantas o semillas con una alta carga de contaminantes (Epstein, 1972), los cuales pueden ser traspasados a los consumidores secundarios.

#### **Metales pesados y aves rapaces**

Aunque se han reportado altos niveles de metales pesados en diferentes grupos de aves (e.g. aves acuáticas, Taggart et al., 2009 y marinas, Martín et al., 2008), sin duda las aves rapaces son un grupo particularmente expuesto a este problema (Hermoso de Mendoza et al., 2006 ; Pérez-López et al., 2008; García-Fernández et al., 2008), siendo en este último tipo de aves en donde se han encontrado los mayores niveles de Plomo (Pérez-López et al., 2008).

Por su posición en la cadena trófica los depredadores y, en particular las aves rapaces están particularmente expuestos a estos contaminantes (Jager et al., 1996). Los buitres, por

ejemplo, han sido frecuentemente analizados como bioindicadores de contaminación ambiental, por su alta sensibilidad a la bioacumulación de metales pesados (Pérez-López et al., 2008 ;Hermoso de Mendoza et al., 2006), así como de otros tipos de contaminantes, como la estripcnina, carbofurano, aldicarb y warfarina (Tarruella et al., 2008 ; Alcántara, 2008), plaguicidas organofosforados, carbamatos, rodenticidas anticoagulantes de segunda generación, plaguicidas organoclorados (Sánchez-Barbudo et al., 2008), antibióticos (Blanco y Lemus, 2009) y antiparasitarios (Lemus y Blanco, 2008).

Los buitres del nuevo mundo como los cóndores y jotes se alimentan principalmente de tejidos blandos, y raramente ingieren huesos, pelo o plumas (Snyder & Snyder, 2000). Por lo anterior rara vez regurgitan egagropilas, lo que los hace más sensibles a la contaminación por el consumo de fragmentos de plomo provenientes de perdigones depositados en tejido blando.

A nivel internacional, el biomonitoreo es frecuentemente ocupado para evaluar los impactos ambientales en comunidades biológicas (Agusa et al., 2005; Burger, 2007; Figuerola et al., 2005; Burger, 1993), particularmente en relación a las áreas silvestres protegidas (Hernández et al., 1999). Por su

alta movilidad muchas poblaciones de buitres pueden aprovechar recursos alimenticios en zonas urbanas o vertederos, por lo que pueden tener altas concentraciones de Plomo en la sangre (Pain, 2009). Esta situación los hace un grupo interesante para el estudio del problema de contaminación por metales en los ecosistemas naturales.

En Chile y en particular en la región de Atacama el conocimiento de la incidencia de la explotación minera en las cadenas tróficas terrestres es muy escaso. A nivel nacional se han registrado concentraciones de metales pesados en peces costeros de la Región del Maule (Tapia et al., 2009), así como en endoparásitos de peces de cultivos (Woelfl et al., 2008) y en copépodos marinos de Chañaral (Medina et al., 2008). Además, se ha estudiado la incorporación de ciertos metales pesados en plantas asociadas a ambientes contaminados (Ortiz-Calderón et al., 2008; Ginocchio, 2000) y en algas (Boubonari et al., 2008).

### **Modelo de estudio**

El Gallinazo o Jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*), al igual que las especies de Cathartidae citadas para Chile son carroñeras, ocupando el mismo nicho ecológico que los buitres del viejo mundo (Muñoz et al., 2004). Es una especie de amplia distribución, reportándose desde Tarapacá hasta Tierra del Fuego (Muñoz et al., 2004). Habita variados ambientes, desde la costa hasta los 2000 mts. Está presente en islas cercanas al continente, se encuentra en ciudades litorales, incluso es considerado plaga en algunas de ellas.

Los individuos de esta especie no presentan dimorfismo sexual inverso o notorio, miden entre 70 y 72 cm de longitud y pesan entre 1.5 y 2.0 Kg. La envergadura alar es de casi 180 cm. El jote es un ave carroñera aunque puede atacar mamíferos recién nacidos, es oportunista en su dieta (Brown & Amadon, 1968). Según Pavez (2004) El estado de conservación de *C. aura* es de especie no amenazada, con una población estable y numerosa en Chile. El jote de cabeza colorada está clasificado en el Apéndice II de CITES, Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES 1996).

El presente estudio pretende evaluar la incidencia de la actividad minera a través de la evaluación de las concentraciones de metales pesados en *Cathartes aura*, ya que por su posición en la trama trófica deberían estar bioacumulando contaminantes medioambientales producto de pasivos ambientales asociados a la ciudad. Este tipo de estudios son altamente eficientes en el monitoreo biológico, por lo que es fundamental desarrollar este tipo de estudio para una región rica en explotación minera, más aún porque en Chile aún no se ha desarrollado ningún estudio de estas características.

**Hipótesis**

Las poblaciones de jote de cabeza colorada de la región de Atacama están expuestas a altas concentraciones de metales pesados como Cadmio y Plomo producto de la actividad minera en la zona

**Predicciones**

Los niveles de Cadmio y Plomo en hígado y riñón de jotes de cabeza colorada de la región de Atacama son significativamente más altos que aquellos de aves similares en otras regiones geográficas.

Se espera que los niveles de concentración de Cadmio en hígado y riñón sean mayores que los de Plomo, debido a que éste último tiene corta vida en tejidos mientras que el cadmio se excreta en una mínima parte acumulándose en mayor cantidad en hígado y riñón.

**Objetivo General**

Evaluar la incidencia de la actividad minera en la concentración de metales pesados en consumidores secundarios (aves rapaces carroñeras) de la Región de Atacama, Chile.

**Objetivo Especifico 1**

Evaluar las concentraciones de Cadmio y Plomo en hígado y riñón de Jotes de Cabeza Colorada en la región de Atacama.

**Objetivo Especifico 2**

Comparar las concentraciones de metales pesados (cadmio y plomo) encontrados en tejido hepático y renal de jotes (*Cathartes aura*) de la región de Atacama, con los niveles de metales pesados reportados en la literatura respecto a especies de características tróficas similares.



## **Materiales y Métodos**

### **Lugar de estudio**

El estudio se llevó a cabo en la comuna de Chañaral, región de Atacama, específicamente en el vertedero municipal ( $26^{\circ}19'59''S$  ,  $70^{\circ}35'56''W$ ) ubicado 165 Km al noroeste de Copiapó, a una altitud de 218 msnm. Esta comuna tiene una superficie de 5.772 kilómetros cuadrados y cuenta con una población de 13.402 habitantes. Chañaral presenta un clima árido con muy escasa pluviosidad, que condiciona una escasa vegetación.

La comuna de Chañaral tiene una alta actividad minera, con el consiguiente aporte de una gran cantidad de desechos tóxicos. Por ejemplo, se estima que en el transcurso de unos 50 años producto de la gran actividad minera de la región unas 350 millones de toneladas de desechos de relaves fueron transportados hasta el mar y se depositaron en la cuenca de la bahía de la ciudad de Chañaral, formando una playa artificial de unos 10 kilómetros de largo por 1 km de ancho y con una profundidad estimada entre 10 y 15 metros (Lagos & Velasco ,1999; Dold, 2006). Estos relaves con alto contenido de metales (polimetales) como por ejemplo: Arsénico, Cadmio, Boro, Cobre, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo y Zinc

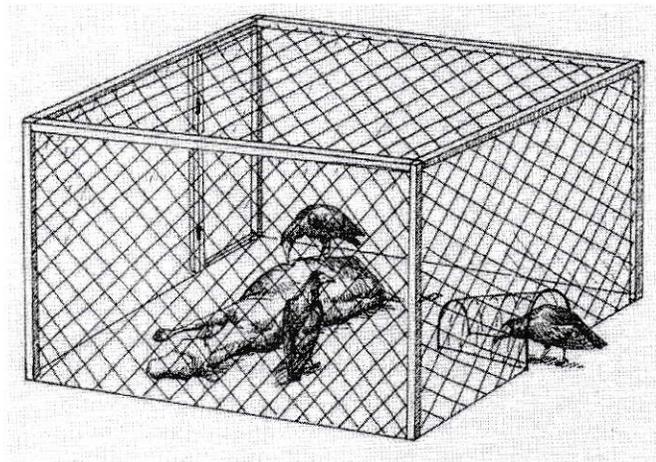
(Cortés, 2010), han producido un marcado efecto deletéreo sobre la flora y fauna marina del sector comparado con otros sectores del litoral donde no existen depósitos de relaves (Castilla & Nealler, 1978 ; Stauber et al.,2005).

Por otra parte, adyacente a la bahía de Chañaral existen diversos asentamientos poblacionales que están directamente impactados por el material particulado que se levanta por acción eólica (Astudillo, 2008 ; Centrón, 2005), los que estarían afectando la calidad de vida y la salud de la comunidad expuesta, especialmente aquellos grupos etarios más vulnerables (Dold, 2006; Aguirre, 2005).

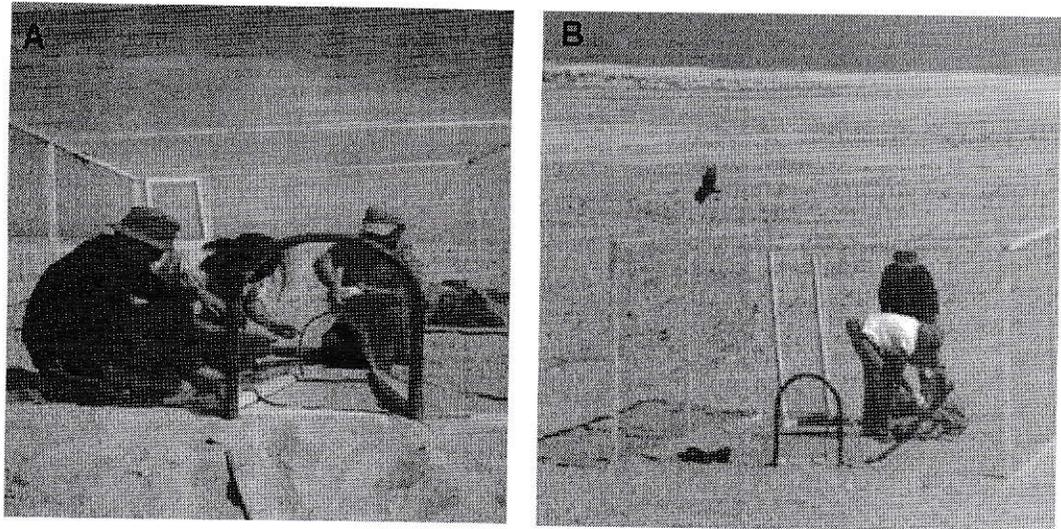
### **Captura de ejemplares**

Entre el 10 y 15 de Abril del año 2010 se realizaron capturas de ejemplares de jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*) en el vertedero de la ciudad de Chañaral. Dicho sitio presentaba la más alta de las abundancias que se pudo registrar a lo largo de una transecta lineal (vehículo y a pie) desde el sector del Parque Nacional Pan de Azúcar hasta Caldera y además una buena oferta de carroña.

Para la captura de los ejemplares, se construyó una jaula trampa de tipo "Walk in" (Bird & Bildstein, 2007). Ésta consiste en una jaula rectangular, en la que se dispone al interior un animal muerto como cebo. En un costado de la jaula existe una abertura tipo túnel, con forma de embudo, la que permite ingresar a las aves pero no salir luego que se han saciado del cebo (Figuras 1 y 2).



**Figura 1.** Trampa "Walk In" (Fuente: Bird & Bildstein, 2007)



**Figura 2.** En A) Construcción de la entrada en forma de embudo de la trampa "Walk in", B) Instalación de cebo.

### **Recolección de datos, obtención y manejo de las muestras biológicas**

Se registraron las siguientes variables biométricas a los individuos capturados: largo total del ejemplar, peso, largo ala, Máximo ancho craneal por detrás del ojo, longitud de cola desde el extremo hasta la inserción en el hueso, largo de garras, largo de dedos y envergadura máxima. Además se registraron las variables sexo y edad.

Respecto a la toma de muestra de sangre se usaron protocolos estándares propuestos por (Cooper, 2002; Redig et al., 1993; Monks & Duke, 2007) en el cual la muestra se obtiene de la

vena ulnar ubicada en el ala en la zona cercana al tendón del patagio entre la ulna y el cubito, las jeringas que se utilizaron eran de tipo tuberculina de 1cc, la técnica de obtención de muestra es más conocida como técnica del palo de billar. Las muestras fueron almacenadas en criotubos en un freezer a  $-80^{\circ}$ .

Para los tejidos de Hígado y Riñón, cada órgano, fue separado y rotulado en una bolsa con un identificador numérico que se les asignó para la identificación individual, y posteriormente se almacenaron en un freezer a  $-80^{\circ}$  C. Las muestras fueron trasladadas al laboratorio de análisis de metales pesados, del Departamento de Nutrición de la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile, a cargo del Dr. Manuel Ruz, para su correspondiente análisis.

Aunque inicialmente se planificó el trabajar con muestras sanguíneas de individuos vivos, finalmente se debió utilizar muestras de hígado y riñón. Las razones para este cambio fueron el que 1) El plomo tiene una muy corta vida media en la sangre, sólo unos pocos días, y mientras que en el hígado y el riñón es de semanas a meses, lo que podría reflejar exposición prolongada (Pain, 1996), 2) La técnica de análisis de metales en sangre no se encontraba implementada al momento del trabajo

en el laboratorio en donde se realizó el análisis y 3) Se tenía un número mayor (n=14) de ejemplares muertos lo que aseguraba una mayor variabilidad en la muestra respecto a los ejemplares vivos (n=7). Las muestras de sangre se almacenaron en el departamento de Nutrición de la Universidad de Chile con el fin de realizar los análisis a futuro.

#### **Determinación de niveles de metales pesados**

Las muestras de hígado y riñón se seccionaron en trozos pequeños, almacenados en criotubos y se almacenaron a  $-20^{\circ}\text{C}$  antes de ser procesados. Los análisis de cadmio y el plomo se llevaron a cabo utilizando el mismo procedimiento de ambas muestras biológicas y el material de referencia utilizado según (NIST bovina hígado 1577b). Se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin-Elmer Analyst 100) con un horno de grafito incorporado (Perkin Elmer HGA 800) y el muestreador automático (Perkin Elmer AS-72), para la determinación cuantitativa de Cd y Pb. Todo el material de vidrio se lavó con detergente no iónico y se trató con  $\text{HNO}_3$  al 30% (Suprapur®, Merck, Darmstadt, Alemania) durante 48 horas. El metal utilizado (pinzas, tijeras, etc...) es de acero inoxidable y material plástico utilizado (tubos, puntas, etc...)

libre de elementos traza y desechables. Las soluciones de referencia estándar de valores utilizados fueron Cd (Titrisol 9960, Merck, Darmstadt, Alemania) y Pb (Titrisol 9969, Merck, Darmstadt, Alemania), 2 mg/ml.

Las soluciones de trabajo se prepararon por dilución en ácido nítrico 0,2%, a partir de la solución madre y las normas de productos intermedios en la obtención de las concentraciones requeridas. Se utilizó agua desionizada de alta pureza obtenida con el sistema de desionización pura NANO, Barnstead/Thermolyne Co. Dubuque, IA, USA. Cada trozo de hígado y riñón se homogeneizó para obtener una muestra representativa. Posteriormente estas muestras se sometieron a digestión ácida (proceso de Anton Paar Multiwave 3000), y se pesó aproximadamente 0,5 g de tejido en un tubo de teflón. Se añadieron 5 ml de HNO<sub>3</sub> concentrado y 2 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Merck, Darmstadt, Alemania) y se aplicó el programa recomendado para muestras biológicas.

Finalmente, las muestras se reconstituyeron a 10 ml con 0,2% de HNO<sub>3</sub> y se analizaron. Dependiendo del nivel de Cd y Pb, se aplicaron diluciones para obtener lectura dentro del rango establecido en las curvas de calibración. La curva de calibración se preparó usando soluciones tanto blancos como

estándar (Pb de 5 a 10 - 20 y 40  $\mu\text{g/L}$  y Cd 0,5 a 1 - 2 y 4  $\mu\text{g/L}$ ). La concentración final se expresó como  $\mu\text{g/L}$  de tejido y el cálculo se aplicó de acuerdo con el factor de dilución y el peso de cada parte alícuota.

### **Meta-análisis sobre concentraciones de cadmio y plomo**

Con el fin de definir un valor global de comparación para niveles de concentración de cadmio y plomo en riñón e hígado de *Cathartes aura*, se llevó a cabo un meta-análisis de la literatura asociada al tema. Éste es un procedimiento que estudia el comportamiento los datos extraídos de diferentes trabajos de investigación, con el fin de obtener conclusiones estadísticas a partir de ellos (i.e. es un "análisis de los análisis", Botella y Gambarra, 2002). Lo que se hace es fundamentalmente calcular un valor global de la cantidad medida, o por otro lado analizar la heterogeneidad de ésta entre los diferentes estudios que existen. Así hay dos objetivos en un meta-análisis: la estimación de un efecto global y valorar la heterogeneidad de los estudios.

En un estudio de meta-análisis la unidad de observación o individuos en lugar de ser unidades de análisis clásicas o primarias ahora está constituida por los estudios, i.e. en el Meta-análisis los estudios son las observaciones. Es posible

en el caso de un estudio que involucre el trabajo con distintos grupos o clusters (especies) en donde cada grupo posea una varianza, media , tamaño de muestra u otro estimador el considerar a cada uno de ellos como un estudio en sí.

Para este trabajo de tesis se generó un "meta-promedio" (ecuación 1) correspondiente a un promedio ponderado de la variable de interés revisada en todos los estudios que se relacionen con el desarrollado en el trabajo de tesis. Una vez generado el meta-promedio se procedió a construir el respectivo intervalo de confianza del 95% (Botella y Gambarra, 2002; Zar, 1984). El valor del meta-promedio se utilizó como un valor global con el cual comparar las estimaciones encontradas en el trabajo de tesis.

La ecuación asociada al meta-promedio está dada por:

$$\bar{E} = \frac{\sum_{i=1}^n w_i E_i}{\sum_{i=1}^n w_i} ; (1)$$

, y la meta varianza (ecuación 2) como:

$$s_{\bar{E}}^2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^n w_i} ; (2)$$

donde el tamaño del efecto acumulado o meta promedio  $\bar{E}$  es un estimador que "resume" el efecto global de los estudios que se están meta analizando,  $E_i$  corresponde al efecto (promedio de la variable de interés) por estudio,  $w_i$  se conoce como precisión y corresponde a la inversa de la varianza del estudio  $i$ -ésimo.

El tamaño del efecto se puede definir como cualquier medida estadística que evidencia el grado con el que un evento dado está presente en una muestra (Cohen, 1969). El tipo de medida se llama efecto, y su magnitud es el tamaño del efecto. Diferentes medidas de tamaños de efecto se calculan a partir de diferentes tipos de datos provenientes de las muestras originales.

### **Significación del efecto**

Se puede construir el intervalo de confianza del meta promedio poblacional usando la formula (3):

$$CI_{(1-\alpha) \times 100\%} = \bar{E} \pm t_{\alpha/2, [n-1]} \times s_{\bar{E}} \quad ; (3)$$

donde  $t$  es el valor crítico de una distribución  $t$  de Student para el nivel  $\alpha$ . Una vez construido el intervalo de confianza,

se puede evaluar estadísticamente el efecto global de nuestro conjunto de estudios. Se supone un efecto acumulado significativo cuando el intervalo de confianza no contiene el cero.

### **Heterogeneidad total**

La heterogeneidad total  $Q_T$  (Hedge & Olkin, 1985 ; Botella y Gambarra ; 2002) indica si los tamaños de efecto son homogéneos, la ecuación 4 está dada por:

$$Q_T = \sum_{i=1}^n w_i E_i^2 - \frac{\left( \sum_{i=1}^n w_i E_i \right)^2}{\sum_{i=1}^n w_i} = \sum_{i=1}^n w_i (E_i - \bar{E})^2 \quad ; \quad (4)$$

Para estudiar si el estadístico  $Q_T$  es significativo, se contrasta frente a una ji-cuadrado con  $n-1$  grados de libertad. La hipótesis de nulidad es que todos los tamaños de efecto son iguales y una  $Q_t$  significativa indica que la varianza entre tamaños de efecto es mayor que la esperada por azar. La estadística  $Q_T$  es una suma de cuadrados ponderada, por lo que es comparable a la SS total de un ANOVA clásico.

### **Comparación de intervalos de confianza**

Se compararon los intervalos de confianza (IC) para el meta-promedio y el promedio muestral del presente estudio de forma cualitativa, es decir mirando si un intervalo contiene al otro y además considerando el signo de la diferencia. El signo de la diferencia está dado por: 1) Toma el valor (+) e indica que el IC del estudio está por sobre el IC del meta-análisis y no se contienen, 2) Toma el valor (-) si el IC del estudio se encuentra por debajo del IC del meta-análisis y no se contienen y 3) Toma el valor (.) y significa que no hay signo debido a que ambos se contienen.

Para determinar si existe una posible relación efecto-exposición se consideró lo siguiente: 1) Si el IC del meta-promedio no contiene al cero y además la relación tiene signo negativo y estos no se contienen, entonces el parámetro poblacional del promedio asociado a este estudio es menor al efecto acumulado (meta-promedio poblacional), con lo cual se podría concluir que no hay efecto-exposición por metales en jotes en este estudio. 2) Si se da en la otra dirección, i.e. la relación tiene signo positivo y si el IC del meta-promedio no contiene al cero se concluirá que podría existir efecto-exposición por metales en jotes en este estudio. Si los

intervalos están contenidos se concluirá que el efecto acumulado (poblacional) es igual al promedio poblacional del estudio.

### **Criterios de inclusión de los estudios**

Para este estudio los criterios de inclusión que los trabajos publicados debieron cumplir fueron: a) Expresar las concentraciones de metales en hígado y riñón en unidades de  $\mu\text{g/g}$ , b) El estimador a emplear debe ser la media aritmética, c) Se debe reportar la varianza para cada variable medida y el tamaño de la muestra que dio origen a dicha varianza, d) Las especies deben pertenecer a las familias de aves rapaces diurnas y nocturnas Cathartidae, Falconidae, Accipitridae, Strigidae y Tytonidae.

La búsqueda de los artículos se llevo a cabo en el ISI web, en SORA (Searchable Ornithological Research Archive) y GRIN (Global Raptors Information Network), se utilizaron las palabras claves como: Cadmio, Plomo, Aves rapaces, Ecotoxicología, Metales pesados y contaminación.

## **Resultados**

### **Concentración de metales en hígado y riñón**

Mediante un cebo se obtuvo la entrada de siete ejemplares de jotes, los cuales fueron medidos, pesados y se les extrajeron muestras de sangre para análisis posteriores de metales pesados. Los ejemplares fueron mantenidos dos horas en la jaula y luego se dejaron en libertad. Además se colectaron 14 ejemplares de jotes encontrados moribundos en el vertedero los que presentaban heridas de mordeduras de perros. Dichos ejemplares fueron llevados al laboratorio de química de la Universidad de Atacama donde se les tomaron medidas biométricas (largo ala, envergadura, largo pico, largo de dedos, largo de garras, largo de cola, ancho post-orbital), se les pesó y determinó su edad (juvenil, adulto y sub-adulto) ver Tabla 1. Posteriormente las aves fueron sacrificadas y se les extrajo hígado y riñón para medir cadmio y plomo.

**Tabla 1.** Medidas de Jote de cabeza colorada (A: Adulto, SA: Sub-Adulto y J: Juvenil). Los identificadores en (\*) indican los ejemplares a los cuales se extrajo tejidos.

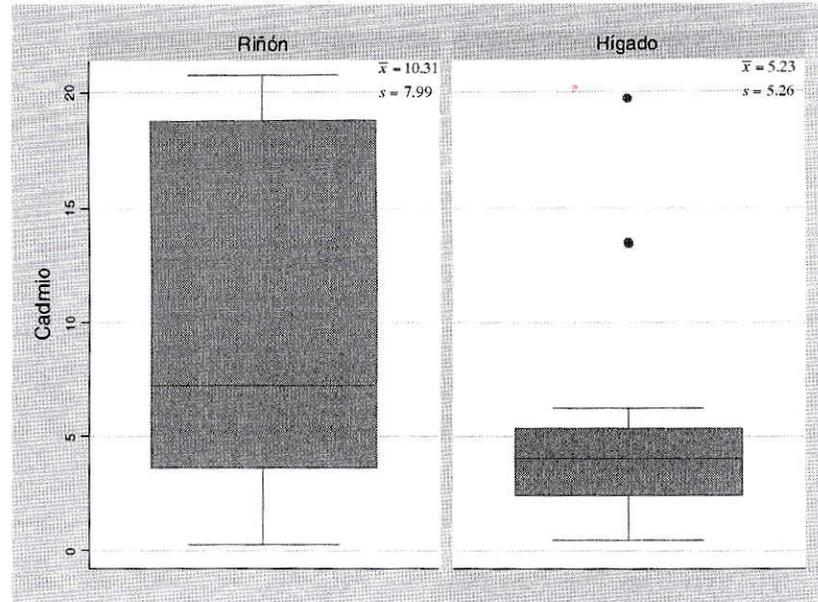
Id	Edad	Largo alar	Largo cola	Envergadura	Largo pico	Ancho post orbital	Peso
1*	A	490	250	1540	26	40	1530
2*	A	469	255	1600	26	41	1720
3*	A	460	245	1530	23	40	1540
4*	A	482	258	1612	26	39,5	1670
5*	A	497	-	1630	24	39	1550
6*	A	492	242	1575	24,6	42	1530
7*	SA	496	256	1618	25	39	1460
8*	A	491	262	1620	25	41	1710
9*	A	461	243	1616	23	39	1470
10*	A	500	-	1626	23	39	1580
11*	SA	479	253	1575	22	38	1330
12*	A	481	235	1538	25	41	1540
13*	A	469	247	1610	23	39	1650
14*	A	483	249	1604	23	40	1600
15	J	485	240	-	22	38,3	1400
16	A	474	236	1596	24	40	1480
17	A	480	254	1632	25	39	1440
18	J	475	256	1635	22	39	1390
19	A	479	238	1605	24	39	1230
20	A	464	246	1552	22	38	1400
21	A	472	250	1585	22	39	1470

Los análisis de metales pesados en hígado y riñón realizados sobre los n=14 ejemplares estudiados muestran que el cadmio en hígado varió en un rango de 0,49 a 19,69  $\mu\text{g/g}$  (dw), y en riñón, entre 0,27 y 20,72  $\mu\text{g/g}$  (dw). El plomo en hígado varió en un rango de 0,14 a 7,90  $\mu\text{g/g}$  (dw) mientras que en riñón lo hizo entre 0,04 y 9,86  $\mu\text{g/g}$  (dw) (Tabla 2), todas las medidas se expresan como peso seco (dw).

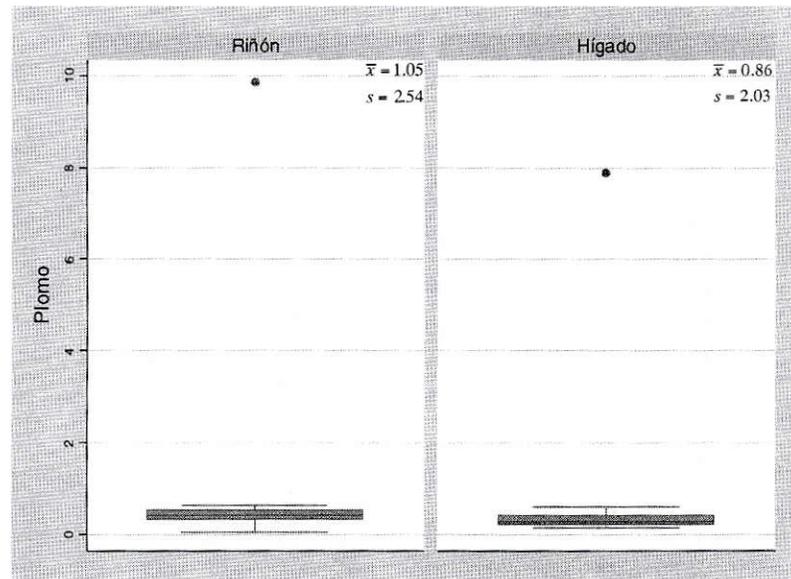
**Tabla 2.** Valores de cadmio y plomo en hígado y riñón de jote de cabeza colorada en Chañaral. Valores expresados en  $\mu\text{g/g}$  en peso seco (dw). Las concentraciones de cadmio en comparación a plomo en hígado y riñón son mayores respectivamente.

Estimadores	Cadmio		Plomo	
	Hígado	Riñón	Hígado	Riñón
<b>n</b>	14	14	14	14
<b>Media</b>	5,23	10,31	0,86	1,05
<b>Desviación</b>	5,27	8,00	2,03	2,54
<b>Min-Max</b>	(0,49-19,69)	(0,27-20,72)	(0,14-7,90)	(0,04-9,86)

Al realizar la comparación mediante test de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) de la concentración de Cadmio entre Hígado y Riñón, se puede observar que existen diferencias significativas entre las concentraciones en dichos órganos ( $Z=-2,229$  ;  $p=0,026$ ). Para las concentraciones de Plomo entre hígado y riñón, por medio del Test de Wilcoxon, se puede observar que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de este metal ( $Z=-1,664$  ;  $p=0,096$ ) Figuras 3 y 4.



**Figura 3.** Gráfico de cajas para cadmio en hígado y riñón en  $\mu\text{g/g}$  en peso seco (dw) en Jotes de cabeza colorada, Comuna de Chañaral.



**Figura 4.** Gráfico de cajas para plomo en hígado y riñón en  $\mu\text{g/g}$  en peso seco (dw) en Jotes de cabeza colorada, Comuna de Chañaral.



### **Meta-análisis**

Para el meta-análisis se utilizaron seis estudios que cumplieran con los criterios de inclusión especificado en métodos, de un total de veintidós seleccionados en una primera etapa, los estudios se aprecian en las Tablas 3 y 4, que corresponden a (Kavun, 2004; Martín et al., 2008; Pérez-López et al., 2008; van Wyk et al., 2001; Nam & Lee, 2009 y Hermoso de Mendoza et al., 2006). Cada especie fue considerada como un grupo o estudio ya que para cada especie se tiene una muestra de individuos suficiente como para fundamentar el valor promedio y variabilidad muestral, la que se consideran posteriormente en la construcción de la medida de efecto "meta-promedio" y su respectiva "meta-varianza". Los intervalos de confianza para los meta-análisis con dos asteriscos indican que el efecto acumulado es significativo ya que no contienen el cero.

Los estudios seleccionados corresponden a trabajos en donde los ejemplares fueron encontrados muertos o llevados a centros de rehabilitación moribundos, por lo cual no se maneja información de la exposición de estas aves a contaminantes.

**Tabla 3.** Resumen de los estudios considerados para el meta-análisis de Cadmio, indicando: tejido, especie, procedencia y referencia, además de los respectivos intervalos de confianza (\* indica que el valor corresponde a meta-promedio). Los intervalos de confianza para los meta-análisis con dos asteriscos indican que el efecto acumulado es significativo ya que no contiene el cero.

Estudio	Procedencia	Especie	Referencia	n	Media	Varianza	IC 95%
<b>Riñón</b>							
1	Russia	Aegypius monachus	Kawun 2004	13	2,22	5,15	0,99 - 3,45
2	South Korea	Aegypius monachus	Nam & Lee 2009	20	0,40	0,16	0,22 - 0,58
3	Chile (Chañaral)	Cathartes aura	Este estudio	14	10,31	63,94	5,69 - 14,93
4			Meta-Análisis	2	0,45 *	0,16	-4,55 - 5,46
<b>Hígado</b>							
1	Russia	Aegypius monachus	Kawun 2004	13	1,09	0,77	0,61 - 1,57
2	South Korea	Aegypius monachus	Nam & Lee 2009	20	0,60	1,00	0,16 - 1,04
3	España (Extremadura)	Aegypius monachus	Hermoso de Mendoza et al 2006	6	0,54	0,10	0,29 - 0,79
4	España (Extremadura)	Gyps fulvus	Hermoso de Mendoza et al 2006	5	0,27	0,03	0,12 - 0,42
5	Chile (Chañaral)	Cathartes aura	Este estudio	14	5,23	27,71	2,19 - 8,27
6	España (Galicia)	Accipiter gentiles	Hermoso de Mendoza et al 2006	3	1,46	1,61	0,03 - 2,89
7	España (Galicia)	Accipiter nisus	Hermoso de Mendoza et al 2006	8	0,60	0,32	0,21 - 0,99
8	España (Extremadura)	Buteo buteo	Hermoso de Mendoza et al 2006	3	0,56	0,02	0,42 - 0,70
9	España (Galicia)	Buteo buteo	Hermoso de Mendoza et al 2006	44	1,39	0,76	1,13 - 1,65
10	España (Extremadura)	Circus pygargus	Hermoso de Mendoza et al 2006	8	0,11	0,01	0,04 - 0,18
11	España (Extremadura)	Milvus milvus	Hermoso de Mendoza et al 2006	5	0,27	0,03	0,12 - 0,42
12	España (Galicia)	Falco tinnunculus	Hermoso de Mendoza et al 2006	3	1,24	0,56	0,39 - 2,09
13	España (Galicia)	Athene noctua	Perez-Lopez et al 2008	3	3,38	28,61	-2,67 - 9,43
14	España (Galicia)	Strix aluco	Perez-Lopez et al 2008	17	5,52	69,46	1,56 - 9,48
15	España (Galicia)	Tyto alba	Perez-Lopez et al 2008	16	3,40	96,90	-1,42 - 8,22
16			Meta-Análisis	14	0,31 *	0,00	0,17 - 0,44 **

**Tabla 4.** Resumen de los estudios considerados para el meta-análisis de Plomo, indicando: tejido, especie, procedencia y referencia, además de los respectivos intervalos de confianza (\* indica que el valor corresponde a meta-promedio). Los intervalos de confianza para los meta-análisis con dos asteriscos indican que el efecto acumulado es significativo ya que no contiene el cero.

Estudio	Procedencia	Especie	Referencia	n	Media	Varianza	IC 95%
<b>Riñón</b>							
1	Russia	Aegypius monachus	Kavun 2004	13	3,81	16,32	1,61 - 6,01
2	South Korea	Aegypius monachus	Nam & Lee 2009	20	10,60	51,84	7,44 - 13,76
3	South Africa	Pseudogyps africanus	van Wyk et al 2001	28	12,30	3,92	11,57 - 13,03
4	Canada (Ontario)	Cathartes aura	Martin et al 2008	3	6,79	19,62	1,78 - 11,80
5	Chile (Chañaral)	Cathartes aura	Este estudio	14	1,05	6,45	-0,41 - 2,51
6	Canada (Ontario)	Buteo jamaicensis	Martin et al 2008	39	0,38	0,41	0,18 - 0,58
7	Canada (Ontario)	Bubo virginianus	Martin et al 2008	35	0,49	0,18	0,35 - 0,63
8		Meta-Análisis		6	0,89 *	0,12	0,02 - 1,78 **
<b>Hígado</b>							
1	España (Extremadura)	Aegypius monachus	Hermoso de Mendoza et al 2006	6	4,44	1,45	3,47 - 5,41
2	Russia	Aegypius monachus	Kavun 2004	13	3,92	12,89	1,97 - 5,87
3	South Korea	Aegypius monachus	Nam & Lee 2009	20	10,50	29,16	8,13 - 12,87
4	South Africa	Pseudogyps africanus	van Wyk et al 2001	28	14,81	29,05	12,81 - 16,81
5	España (Extremadura)	Gyps fulvus	Hermoso de Mendoza et al 2006	5	3,83	1,19	2,87 - 4,79
6	Canada (Ontario)	Cathartes aura	Martin et al 2008	8	2,31	3,91	0,94 - 3,68
7	Chile (Chañaral)	Cathartes aura	Este estudio	14	0,86	4,12	-0,31 - 2,03
8	España (Galicia)	Buteo buteo	Hermoso de Mendoza et al 2006	44	4,17	9,73	3,25 - 5,09
9	España (Extremadura)	Buteo buteo	Hermoso de Mendoza et al 2006	3	5,57	5,18	2,99 - 8,15
10	Canada (Ontario)	Buteo jamaicensis	Martin et al 2008	64	0,52	1,93	0,18 - 0,86
11	España (Extremadura)	Circus pygargus	Hermoso de Mendoza et al 2006	8	3,11	1,37	2,30 - 3,92
12	España (Extremadura)	Milvus milvus	Hermoso de Mendoza et al 2006	5	2,54	3,59	0,88 - 4,20
13	España (Galicia)	Accipiter nisus	Hermoso de Mendoza et al 2006	8	3,03	8,49	1,01 - 5,05
14	España (Galicia)	Accipiter gentilis	Hermoso de Mendoza et al 2006	3	3,92	6,29	1,08 - 6,76
15	España (Galicia)	Falco tinnunculus	Hermoso de Mendoza et al 2006	3	6,64	27,53	0,70 - 12,58
16	Canada (Ontario)	Bubo virginianus	Martin et al 2008	60	0,26	0,06	0,20 - 0,32
17	España (Galicia)	Strix aluco	Perez-Lopez et al 2008	17	2,75	7,04	1,49 - 4,01
18	España (Galicia)	Tyto alba	Perez-Lopez et al 2008	16	3,12	4,89	2,04 - 4,20
19	España (Galicia)	Athene noctua	Perez-Lopez et al 2008	3	4,00	0,07	3,71 - 4,29
20		Meta-Análisis		18	2,14 *	0,03	1,79 - 2,48**

Las figuras 5 a 8 (el IC que posee un cuadrado en el centro corresponde al de este estudio) muestran los intervalos de confianza del 95% para cada estudio desagregados por metal y tejido para las diferentes especies usadas en el meta análisis.

La Tabla 5 muestra que los intervalos de confianza de este estudio para cadmio en hígado y riñón comparado con los intervalos del meta-análisis no se contienen y estos últimos son menores a los de este estudio lo que permitiría afirmar que las concentraciones a nivel poblacional -población estadística- de este estudio superan al valor del parámetro del efecto global -o meta-promedio.

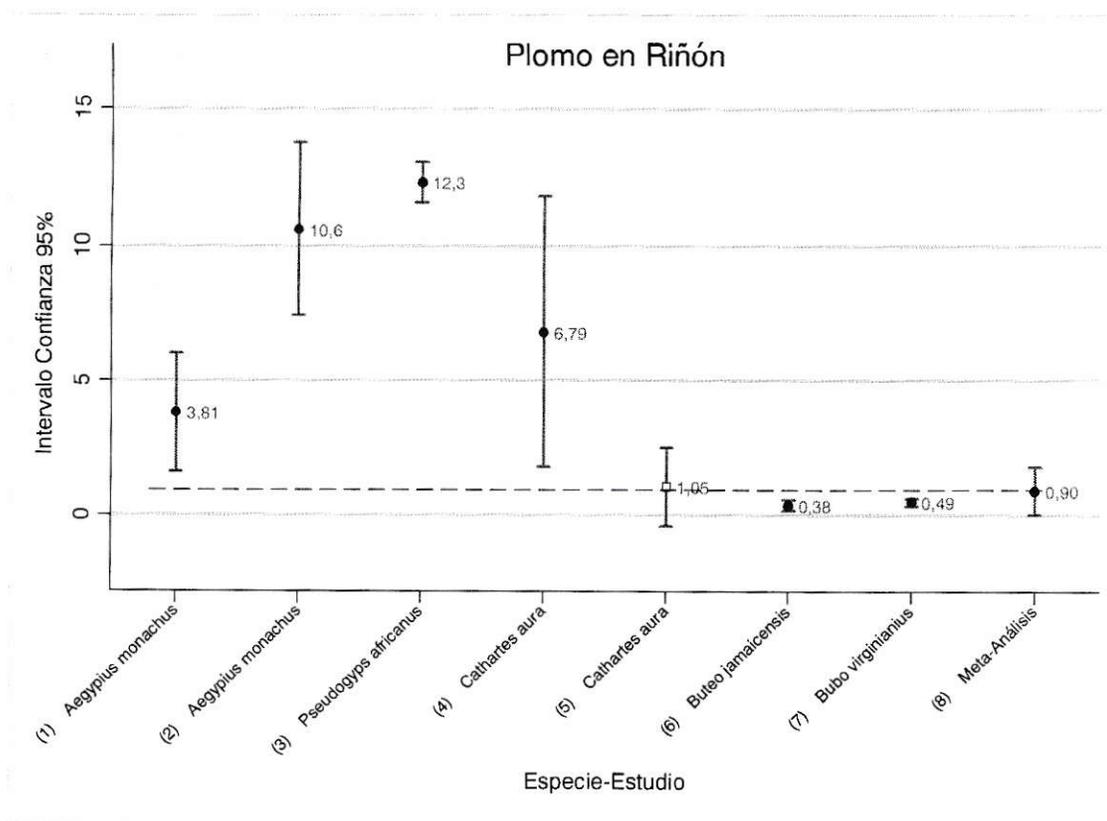
**Tabla 5.** Intervalos de confianza para el promedio y meta-promedio de este estudio y el meta-análisis respectivamente. El valor (+) indica que el IC del estudio está por sobre el IC del meta-análisis, el valor (.) y significa que no hay signo debido a que ambos se contienen.

Estudios	Cadmio		Plomo	
	Hígado	Riñón	Hígado	Riñón
	Intervalo Confianza 95%		Intervalo Confianza 95%	
Meta-análisis	(0,17; 0,44)	(-4,55; 5,46)	(1,79; 2,48)	(0,015; 1,78)
Este estudio	(2,19; 8,27)	(5,69; 14,93)	(-0,31; 2,03)	(-0,41; 2,51)
Signo	(+)	(+)	(.)	(.)

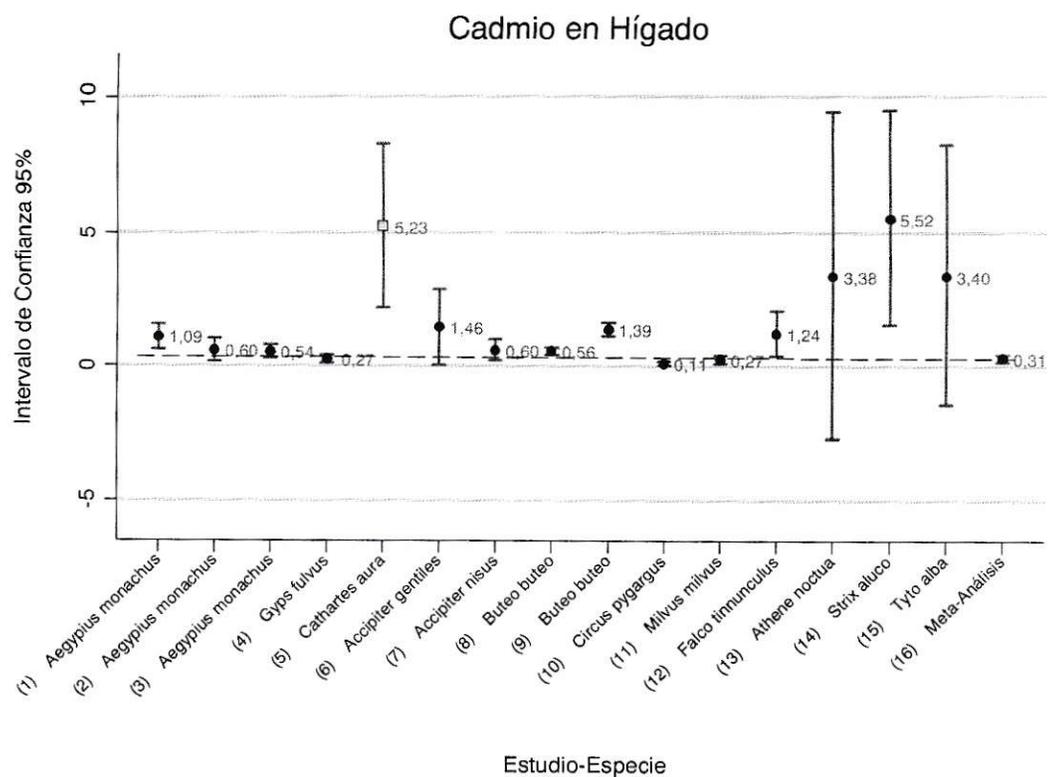


Por el contrario, en el caso del plomo los intervalos de confianza para hígado y riñón en el meta-análisis y este estudio sí se contienen por lo que se podría suponer que los parámetros son los mismos, aunque esta interpretación debe hacerse con cautela ya que la forma analítica del meta-promedio es diferente a la del promedio (Zar, 1984; Botella y Gambarra, 2002)

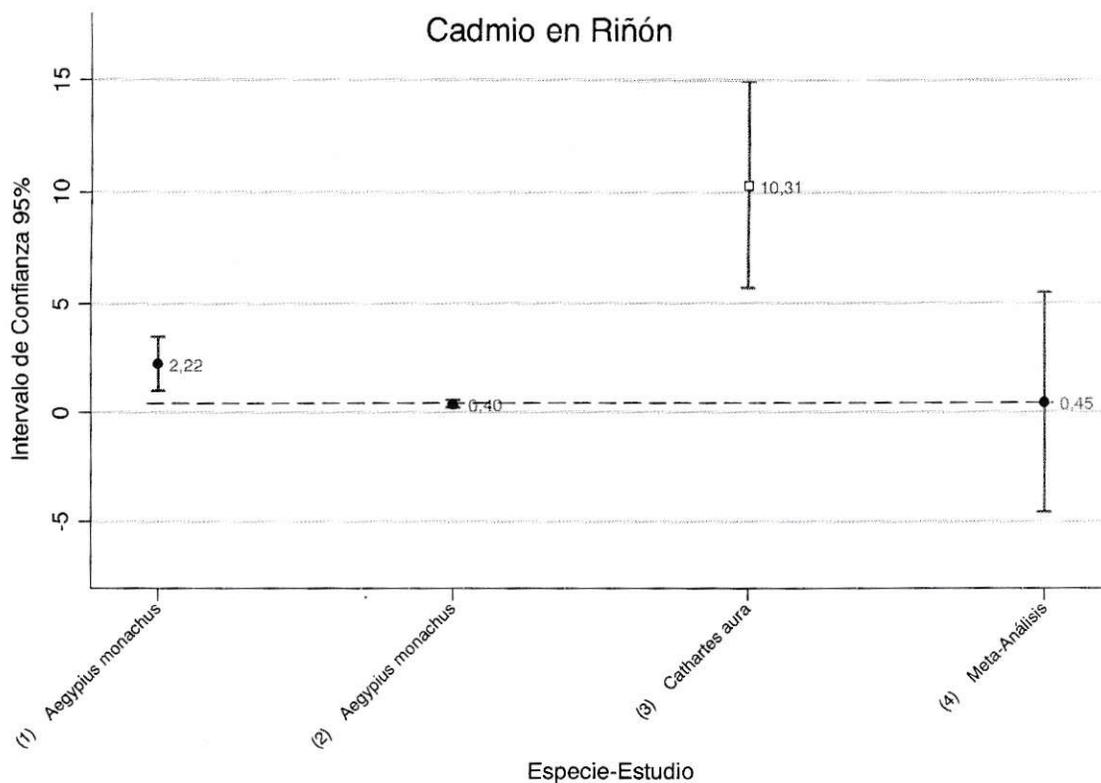
La prueba de heterogeneidad muestra que el valor  $Q_i$  resulta significativo para plomo en riñón  $Q_i = 33,15 > 11,07 = \chi_{5,gl}^2$  e hígado  $Q_i = 62,64 > 11,07 = \chi_{5,gl}^2$  y cadmio en hígado  $Q_i = 4,36 > 3,84 = \chi_{1,gl}^2$ , esto sugiere que la varianza entre tamaños de efecto es mayor que la esperada por azar y para cadmio en riñón  $Q_i = 0,60 < 3,84 = \chi_{1,gl}^2$ .



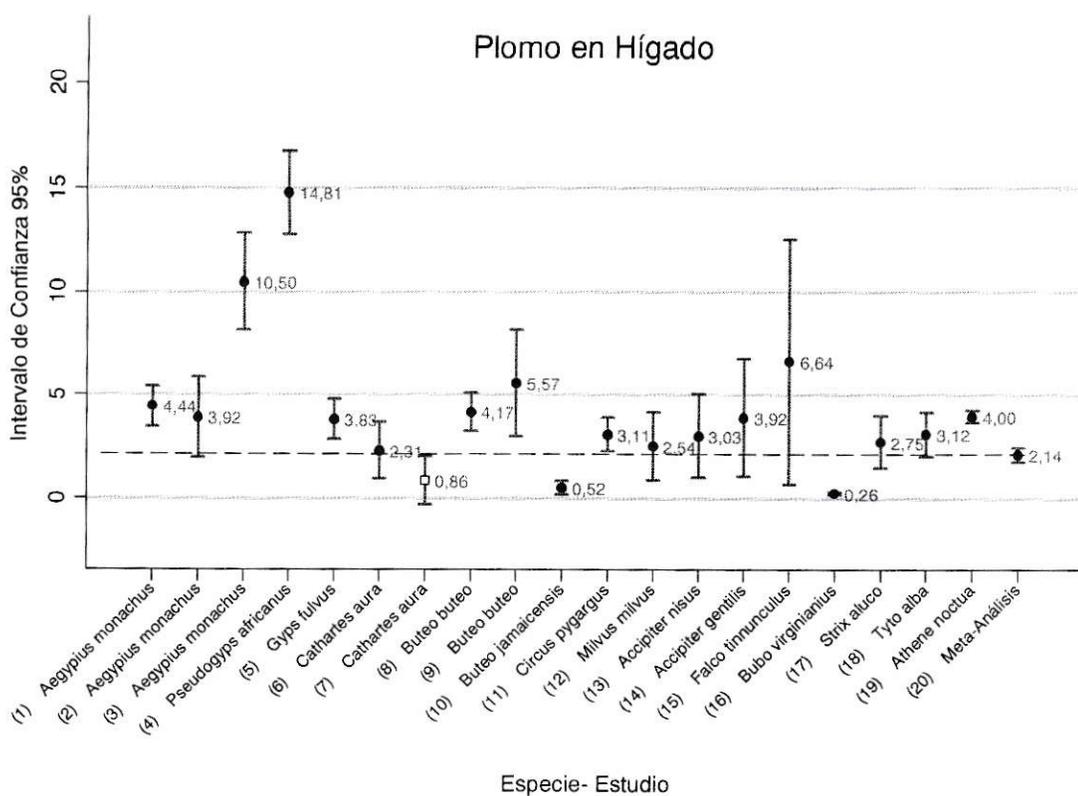
**Figura 5.** Intervalos de confianza de los estudios incorporados en el meta-análisis de plomo en riñón, el IC que posee un cuadrado en el centro corresponde al de este estudio y la línea segmentada al meta-promedio.



**Figura 6.** Intervalos de confianza de los estudios incorporados en el meta-análisis de cadmio en hígado, el IC que posee un cuadrado en el centro corresponde al de este estudio y la línea segmentada al meta-promedio.



**Figura 7.** Intervalos de confianza de los estudios incorporados al meta-análisis de cadmio en riñón, el IC que posee un cuadrado en el centro corresponde al de este estudio y la línea segmentada al meta-promedio.



**Figura 8.** Intervalos de confianza de los estudios incorporados al meta-análisis de plomo en hígado, el IC que posee un cuadrado en el centro corresponde al de este estudio y la línea segmentada al meta-promedio.



## Discusión

Este trabajo corresponde al primer estudio en Chile sobre metales pesados en buitres y fue realizado en uno de los lugares con mayor contaminación de los pasivos ambientales de la minería, como es la ciudad de Chañaral. Por ejemplo los efectos tóxicos de los desechos mineros en las comunidades marinas de Chañaral contribuyeron a la eliminación total de las algas, herbívoros y carnívoros bentónicos (Castilla y Nealler, 1978; Castilla, 1983; Paskoff y Petiot, 1990; Vermeer y Castilla 1991; Correa et al., 1995; Castilla, 1996; Correa et al., 1996; Castilla y Correa 1997; Riquelme et al., 1997; Correa et al., 1999; Correa et al., 2000; Lee et al., 2002; Lee & Correa, 2005).

Aunque no existen datos para ambientes terrestres de la región, en sedimentos marinos no contaminados del área, la concentración de cadmio y plomo fue de  $0,17 \mu\text{g/g}$  (dw)  $19 \mu\text{g/g}$  (dw), respectivamente (Ramírez et al. 2005). Esto contrasta con la concentración de estos metales en los tejidos de las aves estudiadas, la cual mostró una tendencia inversa, con una mucho mayor concentración de Cadmio a pesar de una aparente mayor disponibilidad de plomo en el medio ambiente.

Una posible explicación es que el plomo se deposita en los huesos en lugar de tejido blando, sustituyendo al calcio del tejido óseo (Hoogesteijn et al., 2003). Por otra parte, el plomo tiene una vida media en la sangre de sólo unos pocos días, y mientras que en el hígado y el riñón es de semanas a meses, pero en el hueso puede permanecer durante años, lo que refleja una exposición prolongada (Pain, 1996).

Una alta exposición al cadmio provoca una significativa acumulación de este metal en los tejidos blandos, ya que sólo una pequeña proporción se excreta, quedando retenido principalmente en el riñón y el hígado (Torra et al. 1994, Webb & Cain 1982). Cuando el cadmio llega a la sangre se retiene en el hígado, donde estimula la síntesis de metalotioneínas, formando un complejo metalotioneína-cadmio (Cd-MT), que se dirige al riñón para su excreción (García-Rico et al., 1999).

La alta bioacumulación de Cd-MT en el riñón provoca efectos nefrotóxicos, que afecta los túbulos proximales (Torra et al., 1994). Del mismo modo, la concentración de 6  $\mu\text{g/g}$  (dw) en el riñón puede causar un bloqueo en la absorción de Zn y Cu, causando diversas nefropatías (Galán & Cherian, 1987; Ohta et

al., 1989; López-Alonso et al., 2012; Kaji et al., 1995).

Las concentraciones de plomo encontrados en jotes de cabeza colorada en la ciudad de Chañaral fueron bajas comparadas con las reportadas en la literatura para otros buitres. De hecho, se han registrado altos niveles de plomo en los hígados de otras especies como el buitre torgo (*Torgos tracheliotus*), con 21,54  $\mu\text{g/g}$  (dw) y el buitre dorsi blanco africano (*Pseudogyps africanus*) con 14,81  $\mu\text{g/g}$  (dw) (van Wyk et al., 2001), el buitre negro (*Aegypius monachus*) con 10,5  $\mu\text{g/g}$  (dw) (Nam & Lee, 2009), valores considerados como riesgo de muerte según Franson (1996).

En el riñón, también se han informado concentraciones de plomo muy altas, de hasta 34,1  $\mu\text{g/g}$  (dw) en buitre negro (*Aegypius monachus*) (Nam & Lee 2009), 17,93  $\mu\text{g/g}$  (dw) en buitre torgo (*Torgos tracheliotus*) (van Wyk et al., 2001) y 16,72  $\mu\text{g/g}$  (dw) en jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*) en Canadá (Martín et al., 2008). En este estudio, sólo un ejemplar macho de *Cathartes aura* tenía 9,86  $\mu\text{g/g}$  (dw) de concentración, superior a los valores asociados con envenenamiento ( $\geq 6,0$   $\mu\text{g/g}$  (dw)) (Franson 1996).

Por el contrario, la gran mayoría de los individuos presentaron niveles bajos de plomo (0,04-0,63), en contraste con los altos niveles encontrados en el medio ambiente (e.g. Ramírez et al., 2005). Por otro lado, la no existencia de diferencias significativas con las concentraciones de plomo (en ambos tejidos) con los resultados de la literatura reafirma el hecho de que las concentraciones de plomo en jotes de cabeza colorada en la ciudad de Chañaral son aparentemente normales

En cuanto al cadmio, sobre todo en el hígado, se ha informado de una concentración máxima de 15,91  $\mu\text{g/g}$  (dw) para ratonero común (*Buteo buteo*) (Hermoso de Mendoza et al., 2006; Pérez-López et al., 2008), mientras que en las aves rapaces nocturnas las concentraciones máximas son 39,89  $\mu\text{g/g}$  (dw) en lechuza (*Tyto alba*), 29,24  $\mu\text{g/g}$  (dw) en cárabo común (*Strix aluco*) y 18,28  $\mu\text{g/g}$  (dw) en búho chico (*Asio otus*) (Pérez-López et al., 2008). En el caso del jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*), se informó un promedio 13,93 g/dl en heces y 7,25 g/dl en plasma de (Bravo et al., 2005).

El hecho de que los dos individuos subadultos analizados presentaran los niveles más bajos de cadmio en hígado (0,49 y 0,72 vs un promedio de 6,0 en los adultos) refuerza el hecho de que los valores registrados corresponden a cantidades acumuladas durante mucho tiempo.

Con un promedio de 10,31  $\mu\text{g/g}$  (dw) y un máximo de 20,73  $\mu\text{g/g}$  (dw), en este estudio los niveles de cadmio en el riñón fueron significativamente más altos que los obtenidos en la literatura. Sin embargo, no es posible hacer una comparación específica con el grupo de los buitres ya que existen pocos registros de cadmio en los riñones para estas aves. Los altos niveles de cadmio en los riñones de jotes hacen pensar que esta especie presenta un sistema de desintoxicación muy eficaz o tiene daño renal grave y están en riesgo de muerte.

El uso del meta-análisis para la determinación de un valor de corte -efecto global- en el caso de cadmio en riñón e hígado muestra que el valor promedio de este estudio supera al meta-promedio, si se compara ese meta-promedio con lo reportado en la literatura se podrá ver que todos los valores reportados superan el efecto (meta-promedio).

La cantidad de aves rapaces en la región de Atacama es baja en comparación con otras regiones. En tres campañas de muestreo de aves rapaces por carretera (Autor, datos no publicados) el jote de cabeza colorada presentó las mayores abundancias en los sectores costeros desde Caldera hasta el Parque Nacional Pan de Azúcar (Campaña 1,2 y 3: 178,144 y 163 individuos respectivamente, en 180 kms de recorrido), seguido en abundancia por el aguilucho común (*Buteo polyosoma*) en las cercanías de Caldera (Quebrada del León) (Campaña 1,2 y 3: 29,16 y 0 individuos respectivamente, en 180 kms de recorrido). Aún así, esta última especie no fue registrada en la zona en el último monitoreo del mes de abril de 2010, y de tres nidos activos encontrados en la quebrada del León, en ninguno se registró postura. Aunque lo anterior no es evidencia directa de un efecto de la exposición a tóxicos, esto sugiere que podría existir una relación efecto-exposición que se debería evaluar y que podría relacionarse con reducción en éxito reproductivo y mortalidad embrionaria (Burger et al., 1986), fallo en la actividad de cría en (Newton, 1979), o una débil condición corporal (Mateo et al., 1999).

## Conclusiones

Los resultados de este estudio muestran que los niveles de cadmio en hígado y riñón para jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*) en la zona de Chañaral son elevados en relación a lo encontrado para plomo en los mismos tejidos. Además indican que la acumulación de cadmio de 10,31  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 8,00; rango de 0,27 - 20,73) en Riñón, es significativamente mayor a Hígado, que presenta una concentración de 5,24  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 8,00; rango de 0,49 - 19,70), siendo considerado altos niveles en relación a lo registrado con otras aves con similar rol ecológico.

En el caso del plomo los valores reportados muestran que son bajos en relación a otros estudios realizados en otras latitudes. En relación al Plomo, la concentración en Hígado es de 0,86  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 2,03; rango de 0,15 - 7,90) y en Riñón 1,05  $\mu\text{g/g}$  promedio (DS 2,54; rango de 0,044 - 9,86).

Ante este escenario se plantean los siguientes desafíos futuros entorno a la investigación del tema: 1) Realizar nuevos estudios de biomonitoreo en la población de *Cathartes aura* en la tercera región, 2) Considerar muestras de tejido

óseo de los individuos para poder estudiar si efectivamente se encuentra bioacumulando plomo en hueso, 3) Definir indicadores asociados a sintomatología clínica para patologías asociadas a envenenamiento por metales, 4) Estudiar el ensamble de rapaces diurnas y nocturnas de la tercera región que tengan actividad en cercanías de faenas mineras y depósitos de relaves, 5) Estudiar el mecanismo por el cual los metales pesados son incorporados a los organismos, si es por vía directa o trófica, o ambas, 6) Profundizar en aspectos de como la contaminación ambiental de la zona afecta aspectos fisiológicos y reproductivos de las especies de aves rapaces y 7) Estudiar los mecanismos por los cuales los Jotes, al parecer, podrían presentar mayor resistencia a la contaminación ambiental que otras aves de la zona.

Este trabajo constituye la primera aproximación a la generación de información respecto a la contaminación por metales pesados que afectan a especies de aves rapaces que son un importante bioindicador de contaminación atmosférica. Las poblaciones de carroñeros que se alimentan en zonas urbanas o vertedero pueden tener altas concentraciones de metales pesados según las fuentes de emisión, lo que los posiciona como un grupo interesante de estudio que permitiría

aproximarse de manera indirecta al problema de contaminación por metales derivados de la minería.

## Bibliografía

Aguirre O. 2005. Exposición a arsénico en población urbana cercana a una fuente de contaminación de relaves en la ciudad de Chañaral. Tesis de Magíster en Salud Pública, Universidad de Chile. 105 pp

Agusa T., Kunito T. & Iwata H. 2005. Mercury contamination in human hair and fish from Cambodia: levels, specific accumulation and risk assessment. *Environmental Pollution* 134 (1): 79-86.

Alcántara M. 2008. Plan de acción para la erradicación del uso ilegal de venenos en el medio natural en Aragón. Actas del Seminario Mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones. Aínsa, Huesca.

Astudillo, F. 2008 Análisis y propuesta de acción de la problemática ambiental en la bahía de Chañaral. Departamento de metalurgia. Facultad de Ingeniería, Universidad de Atacama.

Bird D. & Bildstein K. 2007. Raptor Research and Management Techniques. Hancock House Publishers. 464 pp.

Blanco BG. & Lemus J. 2008. Impacto de los antibióticos de origen ganadero en la salud de las aves carroñeras. Actas del Seminario Mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones. Aínsa, Huesca.

Botella J. & Gambarra H. (2002). Qué es el meta-análisis. Biblioteca nueva. Madrid, España.

Boubonari T., Malea P. & Kevrekidis T. 2008. The green seaweed *Ulva rigida* as a bioindicator of metals (Zn, Cu, Pb and Cd) in a low-salinity coastal environment. *Botanica Marina* 51 (6): 472-484.

Bravo A., Colin M., Azuero S. & Salas R. 2005. Heavy metal levels in plasma and fecal material samples of the black vulture (*Coragyps atratus*). *Revista Científica*. Vol. XV N°4, 319-325.

Brown LH, & Amadon D. 1968. Eagles, hawks and falcons of the world. Volume 1. Country Life Books, Londres

- Buerger T., Mirarchi R. & Lisano M. 1986. Effect of lead shot ingestion on captive mourning dove survivability and reproduction. *J. Wildl Manage* 50:1-8.
- Burger, J. 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Rev. Environ. Toxicol.* 5: 203-311.
- Burger J. & Eichhorst B. 2007. Heavy metals and selenium in grebe feathers from Agassiz National Wildlife Refuge in northern Minnesota. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53 (3): 442-449.
- Castilla, J.C. 1983. Environmental Impacts in Sandy Beaches of Copper Mine Tailing at Chañaral, Chile. *Mar. Pollut. Bull.* 14: 459-464.
- Castilla, J.C. 1996. Copper mine tailing disposals in northern Chile rocky shores: *Enteromorpha compressa* (Chlorophyta) as a sentinel species. *Environ. Monit. Assess.* 40: 171-184.
- Castilla J.C. & Correa J.A. 1997. *Copper tailing impacts in coastal ecosystem of northern Chile: from species to community responses*. In: Moore, M.R., Imray, P., Dameron, C., Callan, P., Langley, and A. Mangas, S. (Eds.), *Copper-Report of an International Meeting*. South Australian Health Commission National Environmental Health Forum Monograph. Penbook Publishers, Australia.
- Castilla J.C. & Nealler E. 1978. Marine Environmental Impact due to Mining Activities of El Salvador Copper Mine, Chile. *Mar. Pollut. Bull.* 9: 67-70.
- Centrón, L. 2005. Niveles de plomo en niños expuestos a relaves mineros en Chañaral. Tesis de Magíster en Salud Pública, Universidad de Chile. 63 pp
- Cohen, J. 1969. *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. The Second Edition. Academic Press. Nueva York.
- Copper, J. 2002. *Birds of Prey: Health & Disease* Third Edition. Blackwell Science. 345 pp.
- Correa J.A., González P., Sánchez P., Muñoz J., & Orellana C. 1995. Copper-algae interactions: inheritance or adaptation? *Environ. Monit. Assess.* 40: 41-51.

Correa J.A., Ramírez M., Fatigante F., & Castilla J. 1996. *Copper, macroalgae and the marine environment. The Chañaral Case in Northern Chile*. In: Bjork, M., Semesi, A., Pedersén, M., Bergman, B. (Eds.), *Current Trends in Marine Botanical Research in the East African Region*. Ord & Vetande, Uppsala, Sweden.

Correa J.A., Castilla J.C., Ramírez M., Varas M., Lagos N., Vergara S., Monee A., Román D., & Brown M. 1999. Copper, copper mining tailings and their effects on marine algae in northern Chile. *J. Appl. Phycol.* 11: 57-67.

Correa J.A., Ramírez M., de la Harpe J.P., Román D., & Rivera L. 2000. Copper mining effluents and grazing as potential determinants of algal abundance and diversity in northern Chile. *Environ. Monit. Assess.* 61: 265-281.

Cortés, F. 2010. *La muerte gris de Chañaral: El libro negro de la división Salvador de Codelco Chile*. Impresos Plaza. 146 pp.

CITES. 1996. *Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre*.

Del Hoyo J., Elliott A., & Christie D. (eds.). 1984. *Handbook of the Birds of the World, Vol. 4*. Lynx Edicions, Barcelona.

Dolt, B. 2006. Element flows associated with marine shore mine tailings deposits. *Environ Sci Technol.* 40:752-758

Epstein, E. 1972. *Mineral nutrition of plants: principles and perspectives*. New York: Wiley; USA.

Figuerola J., Mateo R., Green A., Mondain J., Lefranc H. & Mentaberre G. 2005. Grit selection in waterfowl and how it determines exposure to ingested lead shot in Mediterranean wetlands. *Environmental Conservation* 32 (3): 226-234.

Franson, J.C. 1996. Interpretation of tissue lead residues in birds other than waterfowl. Pages 265-279 in W. N. Beyer, G. H. Heinz, and A. W. Redmon-Norwood (Eds.). *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. SETAC, CRC/ Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.

Gallant K.R. & Cherian M.G. 1987. Changes in dietary Zinc result in specific alterations of metallothionein concentrations in newborn rat liver. *J. Nutr* 117(4): 709-716.

García-Fernández AJ, Calvo JF, Martínez-López E, María-Mujica P. & Martínez JE. 2008. Raptor ecotoxicology in Spain: A review on persistent environmental contaminants. *AMBIO* 37 (6): 432-439.

García-Rico L. & Jara-Marini M. 1996. Aplicación de microondas en la digestión de hígado de bovino para la cuantificación de metales pesados. *Rev. Intern. Cont. Amb.* 12: 40-44.

García-Rico L., Robles-Burgueño M. & Valenzuela-Soto E. 1999. Las metalotioneinas y su relación con la toxicidad del cadmio en los mamíferos. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 15(2):113-120.

Ginocchio, R. 2000. Effects of a copper smelter on a grassland community in the Puchuncavi Valley, Chile *Chemosphere* 41 (1-2): 15-23.

Hedges, L V., & Olkin, I. 1985. *Statistical Methods for meta-analysis.* Academic Press.

Hermoso de Mendoza M., Soler F., Hernández D., Gallegos M.E., López A. & Pérez-López M. 2006. Estudio comparativo del nivel hepático de metales pesados y metaloides en aves rapaces diurnas de Galicia y Extremadura. *Rev. Toxicol.* 23: 138-145.

Hernández LM., Gómara G., Fernández M., Jiménez B., González MJ., Baos R., Hiraldo F., Ferrer M., Benito V., Suñer MA, Devesa V., Muñoz O. & Montoro R. 1999. Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Donana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. *Science of the Total Environment* 242 (1-3): 293-308.

Hoogesteijn A.L., Raphael B.L., Calle P., Cook R., & Kollias G. 2003. Oral treatment of avian lead intoxication with meso-2,3-dimercaptosuccinic acid. *J. Zoo Wildlife Med.* 34(1): 82-87.

Jager L.P., Rijnierse F, Esselink H. & Baars A.J. 1996. Biomonitoring with the buzzard *Buteo buteo* in the Netherlands: Heavy metals and sources of variation *Journal fur Ornithologie* 137 (3): 295-318.

Kabata-Pendias, A. 2004. Soil-plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma* 122: 143-149.

Kaji T., Mishima A., Machida M., Yabusaki K., Suzuki M., Yamamoto C., Fujiwara Y., Skamoto M., & Kosuka H. 1995. Comparative cytotoxicity of exogenous cadmium-metallotionein and cadmium ion in cultured vascular endothelial cells. *B. Environ. Contam. Tox.* 54: 501-506.

Kavun, V. 2004. Heavy metals in organs and tissues of the European black vulture (*Aegypius monachus*): Dependence on living conditions. *Russian Journal of Ecology*. Vol. 35, No 1, pp. 51-54

Lagos G. & Velasco P. 1999. Environmental policies and practices in Chilean Mining. In: Centre IDR, ed. Mining and The environments. Cases studies from the Americas. National Library of Canada. Canada.

Lee M.R. & Correa J.A. 2005. Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assamblages in the Atacama Region of northern Chile. *Mar. Environ. Res.* 59: 1-18.

Lee M.R., Correa J.A., & Zhang H. 2002. Effective metal concentrations in porewater and seawater labile metal concentrations associated with copper mine tailings disposal into the coastal waters of the Atacama Region of northern Chile. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 956-976.

Lemus J. & Blanco G. 2008. Presente y futuro del impacto de los nuevos tóxicos procedentes de la ganadería intensiva en las poblaciones de rapaces carroñeras. *Actas del Seminario Mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones.* Aínsa, Huesca.

López-Alonso M., Benedito J.L., García-Vaquero M., Hernández J. & Miranda M. 2012. The involvement of metallothionein in hepatic and renal Cd, Cu and Zn accumulation in pigs. *Livestock Sci.* 150: 1-3.

- Ma, W.C. 1996. Lead in mammals. In: Beyer WN, Heinz G, Redmon-Norwood AW, editors. Environmental contaminants in wildlife. SETAC special publication series. Boca Raton, FL: CRC Lewis; 1996. p. 281-96.
- Martín 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(1): 96-103.
- Mateo R., Estrada J., Paquet J., Riera X., Domínguez L., Guitart R. & Martínez-Vilalta A. 1999. Lead shot ingestion by marsh harriers *Circus aeruginosus* from the Ebro delta, Spain. *Environ Pollut* 104:435-440.
- Medina M.H., Morandi B. & Correa J.A. 2008. Copper effects in the copepod *Tigriopus angulatus* Lang, 1933: natural broad tolerance allows maintenance of food webs in copper-enriched coastal areas *Marine and Freshwater Research* 59 (12): 1061-1066.
- Monks D. & Duke G. 2007. Physiology B. Hematological in Raptor Research and Management Techniques, Edited by Bird David and Bildstein Keith. Hancock House. 463 pp
- Muñoz A., Rau J. & Yañez J. 2004. Aves Rapaces de Chile. CEA Ediciones, Valdivia, Chile. Pág.29-35.
- Nam D. & Lee D. 2009. Abnormal lead exposure in globally threatened cinereous vultures (*Aegypius monachus*) wintering in South Korea. *Ecotoxicology*. 18:225-229.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. London: T and A.D. Poyser. 399 pp.
- Ohta H., Deangelis Y., & Cherian M.G. 1989. Uptake of Cadmium and metallothionein by rat everted intestinal sac. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 101: 62-69.
- Ortiz-Calderon C., Alcaide O. & Kao J. 2008. Copper distribution in leaves and roots of plants growing on a copper mine-tailing storage facility in northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 81 (4): 489-499.

- Pain, D.J. 1996. *Lead in waterfowl*. Pages 251-262 in Beyer, W.M., Heinz, G.H. and Redman-Norwood A.W. (Eds.). *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Paskoff R., & Petiot R. 1990. Coastal progradation as a by-product of human activity: an example from Chañaral Bay, Atacama Desert, Chile. *J. Coast. Res.* 6: 91-102.
- Pavez, E.F. 2004. Descripción de las Aves Rapaces Chilenas. Pp. 29-103, En aves Rapaces de Chile (Muñoz-Pedrerros A, Rau JR, Yáñez J, Eds.). CEA Ediciones, Valdivia.
- Pérez-López M., de Mendoza MH, Beceiro AL. & Rodríguez FS. 2008. Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70: 154-162.
- Ramírez M., Massolo S., Frache R. & Correa J.A. 2005. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Mar. Pollut. Bull.* 50: 62-72.
- Redig P., Cooper J., Remple J.D., & Hunter D. Editors. 1993. Trudi Hahn, technical editor. *Raptor Biomedicine*. University of Minesota Press, 265 pp.
- Reilly, C. (1980). *Metal contamination in food*, Applied Science Publisher Ltd., London, 142 pp.
- Riquelme C., Rojas A., Flores V., & Correa J.A. 1997. Epiphytic bacteria in a copper-enriched environment in northern Chile. *Mar. Pollut. Bull.* 34: 816-820.
- Sánchez-Barbudo I., Camarero P., Monsalve L., Taggart M. & Mateo R. 2008. Casos de envenenamiento de fauna silvestre en Aragón (2006-2007): tóxicos detectados en el área de distribución del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). En actas del seminario mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones. Aínsa, Huesca.
- Soghoian S. & Sinert R. 2008. Toxicity, heavy metals. Omaha, NE: eMedicine (WebMD) [updated January 2009]. Available from: <http://emedicine.medscape.com/article/814960-overview>

Snyder N. & Snyder H. 2000. The California Condor, a saga of natural history and conservation. Academic Press, London, United Kingdom.

Stauber J.L., Andrade S., Ramirez M. & Correa J.A. 2005. Copper bioavailability in a coastal environment of Northern Chile: comparison of bioassay and analytical speciation approaches. *Mar Pollut Bull*; 50:1363-1372.

Taggart M., Green A.J., Mateo R., Svanberg F., Hillströmd L. & Meharg A.A. 2009. Metal levels in the bones and livers of globally threatened marbled teal and white-headed duck from El Hondo, Spain *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 1-9.

Tapia J., Bertran C., Araya C., Astudillo M., Vargas-Chacoff L., Carrasco G., Vaderrama A. & Letelier L. 2009. Study of copper, chromium and lead content in *Mugil cephalus* and *Eleginops maclovinus* obtained in the mouths of Maule and Mataquito rivers (Maule Region, Chile). *Journal of the Chilean Chemical Society* 54 (1): 36-39.

Tarruela A.J, Gil G.J & Alcántara de la Fuente M. 2008. Presencia de plaguicidas tóxicos y peligrosos en las cooperativas agroganaderas de dos comarcas de la provincia de Huesca y su impacto sobre el Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). *Actas del Seminario Mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones. Aínsa, Huesca.*

Torra M., To-Figueras J., Brunet M., Rodamilans M. & Corbella J. 1994. Total and metallothionein-bound cadmium in the liver and kidney of a population in Barcelona (Spain). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53. 509-515.

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 Africa J. An. Sci.* 31(2): 57-63.

Vermeer K. & Castilla JC. 1991. High cadmium residues observed during a pilot study in shorebirds and their prey downstream from the El Salvador copper mine, Chile. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 242-248.

Webb M. & Cain K. 1982. Functions of metallothionein. *Biochem. Pharmacol.* 1, 137-143.

Wilcoxon, F. 1945. Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics* 1: 80-83.

Woelfl S., Mages M. & Torres P. 2008. Trace metal concentrations in single specimens of the intestinal broad flatworm (*Diphyllbothrium latum*), compared to their fish host (*Oncorhynchus mykiss*) measured by total reflection X-ray fluorescence spectrometry. *Spectrochimica Acta part B-Atomic Spectroscopy* 63 (12): 1450-1454.

Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

'CL XL error

Subsystem: KERNEL

Error: IllegalDataValue

Operator: VendorUnique

Position: 784