

Proceso de biomagnificación de metales pesados en un lago hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible riesgo en la salud de consumidores

Biomagnification process of heavy metals of a hiperhaline lake
(Poopó, Oruro, Bolivia): risks to consumer health

Carlos I. Molina^{1,2,3}, Carla Ibañez^{1,3} & François-Marie Gibon⁴

¹Unidad de Limnología, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, Casilla 10077 – Correo Central, La Paz, Bolivia. Email: camoar6088@gmail.com Autor de correspondencia

²Unidad de Calidad Ambiental, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

³Institut de Recherche pour le Développement (IRD), CP 9214, La Paz, Bolivia

⁴IRD, UMR BOREA (MNHN - CNRS - IRD 207 – UPMC), 61 rue Buffon, Case postale 53, 75231 Paris cedex 05, Francia.

Resumen

Analizamos invertebrados y dos especies de peces (*Odonthestes bonariensis* y *Orestias agassizii*) respecto a las concentraciones de metales pesados como cadmio, mercurio, plomo, zinc y el metaloide arsénico en el Lago Poopó de Bolivia. En peces analizamos cabezas, músculos, vísceras y especímenes enteros. Tanto en invertebrados como en peces, el zinc mostró altas concentraciones respecto a otros elementos. En invertebrados el arsénico ocupó el segundo lugar, con concentraciones superiores a 10 mg/kg y en peces en general estuvo por debajo del límite de detección (<0.20 mg/kg). Dada la importancia de los invertebrados en la dieta de los peces, este resultado indica una fuerte dilución del arsénico en la cadena trófica. En general el plomo fue registrado por debajo del límite de detección (<0.56 mg/kg), pero las pocas veces presente estuvo en altas concentraciones, lo cual podría reflejar un potencial problema en la salud humana. El cadmio en general tiende a biomagnificarse, pero al parecer depende mucho del ecosistema y de la especie biológica consumida. Las concentraciones de arsénico y zinc no reflejan un peligro en el consumo de peces. En cambio, las concentraciones de cadmio fueron elevadas, mostrando un posible riesgo al consumidor. Por todo lo mostrado en este estudio, consideramos importante proponer el consumo exclusivo de músculos de peces, porque mostraron valores más bajos, respecto a cabezas y vísceras.

Palabras clave: Biomagnificación, Invertebrados, Metales pesados, Lago Poopó, Peces.

Abstract

Heavy metal concentration (cadmium, mercury, lead, zinc, and arsenic metalloid) in invertebrates and fishes of the Poopó lake (Bolivia) were analyzed. For fish species (*Odonthestes bonariensis* and *Orestias agassizii*) the head, muscles, viscera and the entire organism were evaluated. Zinc concentrations in invertebrates and fishes were higher in comparison to the other elements. Arsenic ranked the second in invertebrates with concentrations superior to 10 mg/kg, whereas in fishes showed values below the limit of detection (<0.20 mg/kg). Given the importance of invertebrates in fish diet, this data shows that the arsenic is biodiluted in the food chain.

Lead concentrations were generally below the limit of detection (<0.56 mg/kg), but due to a remarkably high record that few times was found, it may reflect a potential human health problem. Cadmium tends to biomagnificate, but apparently it highly depends on the ecosystem and biological species consumed. We clearly proved the biomagnification in the Poopó lake. Arsenic and zinc concentrations do not reflected hazards to fish consumption. In contrast, cadmium concentrations showed a risk for fish consumption. Therefore, we propose the exclusive consumption of fish muscle, because they showed lower values compared to those found in heads and viscera.

Keywords: Biomagnification, Fishes, Heavy metals, Invertebrates, Poopó lake.

Introducción

En general se reconocen dos tipos de fuentes de contaminación metálica para el Altiplano boliviano, la de origen natural y aquella que es producto de actividad minera (PPO 1996). Estas fuentes están relacionadas con los depósitos polimetálicos de la Cordillera Occidental de los Andes en Bolivia, de los cuales desde la antigüedad, se ha extraído zinc, plomo, plata, wolfram, estaño, bismuto, cobre, oro y antimonio (Arce-Burgoa 2007). Estas actividades extraccionistas han estado asociadas con la emanación y dispersión de otros elementos como mercurio, cadmio y arsénico. Las fuentes de contaminación minera en el Lago Poopó (Centro-oeste de Bolivia) son debidas principalmente a la intensa actividad minera en la región noreste, cuyos desechos son transportados mediante el deficiente sistema de drenaje y por aire mediante la dispersión del viento (PPO 1996, Ríos 2002).

Al finalizar la década de los 80's en el Lago Poopó, los pescadores atribuían la reducción de los volúmenes de pesca a consecuencia de la actividad minera que se desarrollaba en la región (Beveridge *et al.* 1985). Muchos estudios llevados a cabo en este lago se enfocaron en los análisis de metales pesados en aguas y sedimentos, como los de Beveridge *et al.* (1985), Quintanilla (1985), Apaza *et al.* (1996) y el Proyecto Piloto de Oruro (PPO 1996); quienes reportaron altas concentraciones de arsénico, plomo, wolfram, antimonio, cadmio, cobre y zinc.

En cuanto a la bioacumulación y biomagnificación de estos elementos, el primer proceso referido a que los organismos pueden tomar rápidamente el contaminante que eliminarlo (Market 2007) y el segundo referido a que la concentración de este contaminante se incrementa al pasar a un nivel trófico superior en la cadena trófica (Market 2007, Molina *et al.* 2010). En el Lago Poopó Beveridge *et al.* (1985) reportaron altos niveles de hierro, zinc, magnesio y estaño para dos especies de peces conocidas en el lago: *Odonthestes bonariensis* (Pejerrey) y *Orestias agassizii* (K'arache). En un estudio posterior, Apaza *et al.* (1996) reportaron valores por debajo del límite permisible para el consumo de peces y aves por humanos, a excepción del mercurio y del plomo en peces del género *Orestias*. Así mismo observaron una ligera magnificación del cadmio entre el plancton y los flamencos.

Al finalizar la década de los 90's, el gobierno boliviano estableció leyes y regulaciones ambientales con el fin de limitar impactos producidos por la intensa actividad minería y promover el manejo de diques de colas (represas) y el mismo tratamiento de las aguas residuales u otras medidas de mitigación ambiental (Bocángel 2007). Sin embargo, aún no existen mecanismos eficientes de control o vigilancia ambiental frente al impacto de la minería.

Con la intención de coadyuvar en la identificación de medidas medioambientales de control que benefician a las poblaciones pesqueras y al propio consumidor, el presente

trabajo tiene como objetivo evaluar las concentraciones de metales pesados (MP), como ser el cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) y zinc (Zn), además del metaloide arsénico (As) en invertebrados y peces del Lago Poopó. Estudiamos la abundancia y composición de invertebrados y su relación con el contenido estomacal en peces para evidenciar el rol de metales en la cadena trófica y la posible biomagnificación. Secundariamente, evaluamos posibles anomalías morfoanatómicas en

peces, potencialmente atribuibles a altas concentraciones de MP.

Área de estudio

El Lago Poopó está situado en el Altiplano boliviano, entre la latitud 18°21', 19°10' y la longitud 66°50', 67°24' a los 3.686 m (Fig. 1). Pertenece al sistema endorreico del Altiplano boliviano-peruano que incluye al Lago Titicaca, Río Desaguadero, Lago Poopó,

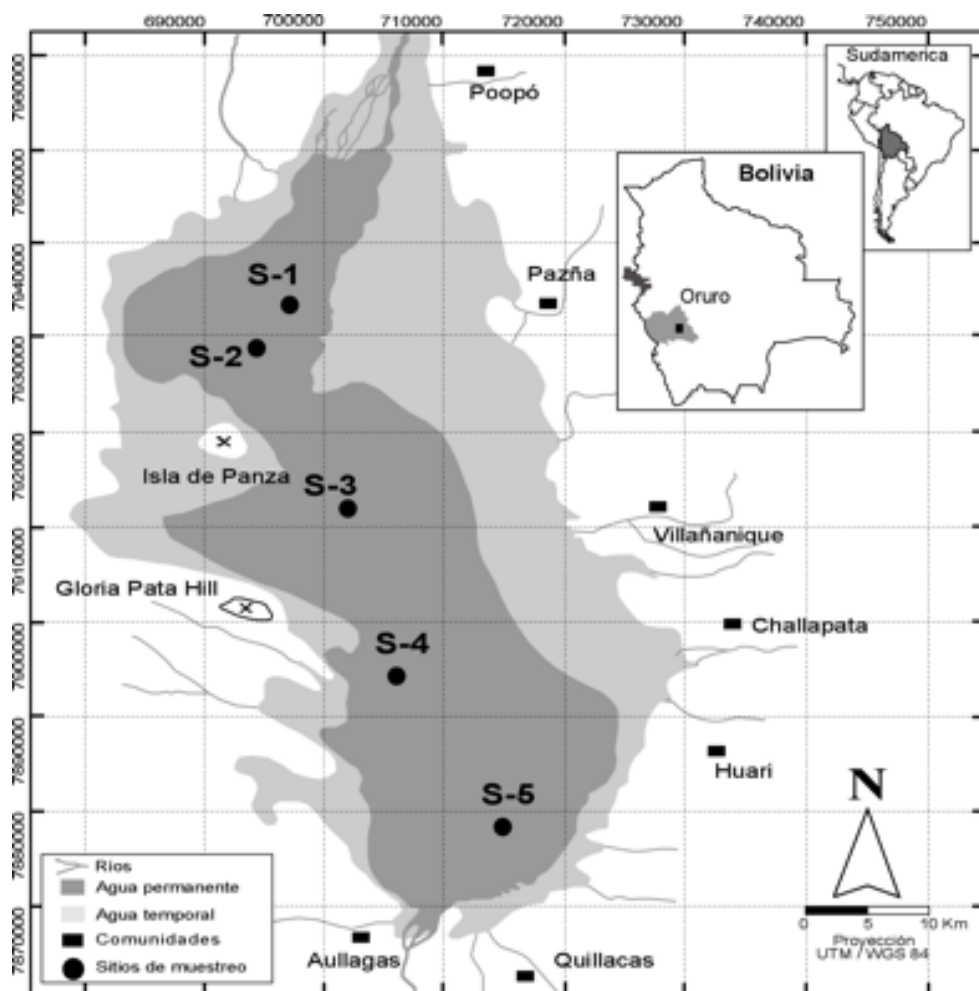


Figura 1. Ubicación geográfica de la zona de estudio y los sitios de muestreo.

salares y pequeños afluentes (denominado regionalmente como sistema TDPS). Este lago está situado en la parte baja del sistema TDPS, donde prácticamente no existe salida de agua por las condiciones climáticas imperantes; asimismo constituye el depósito final de materiales disueltos y en suspensión. La precipitación e infiltración del agua son muy bajas (promedio anual de 372-1.700 mm; Pillco & Bengtsson 2006), por lo que el régimen hídrico está determinado principalmente por el equilibrio entre el aporte de ríos (entrada) y la evaporación (pérdida; Quintanilla *et al.* 1985). El principal tributario es el Río Desaguadero, que su vez constituye el drenaje del Lago Titicaca. También aportan agua pequeños arroyos entre las regiones mineras del suroeste de los departamentos de La Paz y el noreste de Oruro (Corocoro y Kori Kollo respectivamente, como las regiones mineras más importantes).

El Lago Poopó es poco profundo, con una profundidad que oscila entre 0.5 y 1 m en su parte central. Existe una fuerte variabilidad hídrica intra anual, por lo que en muchas ocasiones el volumen de agua se reduce aproximadamente en 50% (entre junio y agosto) y ocasionalmente se seca completamente (Pillco & Bengtsson 2006, PNUMA 2011). La superficie media del lago es de aproximadamente 2.250 km², tiene un ancho de 52 km y una longitud de 53 km desde la desembocadura del Río Desaguadero (región norte) hasta el Río Márquez (región sur).

Existe un marcado gradiente de salinidad desde la región norte del lago hacia la región sur. Iltis (1993) registró 7.5 g/l a la altura de Pazña (región norte) y 75 g/l cerca de Huari (región sur). El pH es marcadamente básico, variando entre 8.5 y 8.8. Durante los muestreos efectuados, la salinidad varió entre 41 psu en el norte y 100 psu en el sur. La composición iónica está dominada por cloruro, sulfato y sodio; tanto el calcio, como potasio, magnesio, carbonato y bicarbonato están presentes en bajas concentraciones. Todos estos iones aumentan progresivamente de norte a sur, a excepción del bicarbonato que tiende a mantenerse. Las principales características físico-químicas del agua están resumidas en la tabla 1.

Debido a que el lago es un sistema relativamente cerrado y está situado en el corazón de la zona minera de Oruro, la contaminación por MP es significativa. Un estudio llevado a cabo recientemente, llegó a estimar entradas diarias de Zn, As, Pb y Cd respectivamente en el orden de 4 Tn, 820 kg, 73 kg y 40 kg (UTO-MINCO-FUNDECO-KOMEX 2008).

Métodos

Se llevaron a cabo cuatro misiones en cinco sitios de muestreo, distribuidos de norte a sur (Fig. 1). Debido a las condiciones climáticas, en algunas misiones los sitios del sur no fueron

Tabla 1: Principales características físico-químicas del Lago Poopó (UTO-Minco-FUNDECO Komex 2008).

Sitios	Salinidad (psu)	pH	Na ⁺ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Ca ⁺⁺ (mg/L)	Mg ⁺⁺ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ⁼ (mg/L)	HCO ₃ ⁻ (mg/L)	CO ₃ ⁻ (mg/L)
S 1	41	8.7	1156	52	158	96	9288	8118	61	186
S 2	62	8.7	5200	100	247	192	32116	10621	61	258
S 3	76	8.4	8730	246	369	216	38624	12633	153	278
S 4	92	8.8	14500	724	600	235	41230	41230	< 3	336
S 5	100	8.5	17600	778	664	192	53382	19044	< 3	438

muestreados porque el Lago se encontraba seco. En la primera campaña se muestrearon únicamente los sitios 1 y 2 (región norte en diciembre de 2005); durante la segunda campaña fueron muestreados los sitios 1-4 (abril de 2006); en la tercera campaña se realizó el muestreo de los sitios 1-4 (octubre de 2006); en la cuarta y última campaña fueron muestreados los cinco sitios (febrero de 2007). Los peces únicamente fueron hallados en la región norte del lago, correspondiente a los sitios 1 y 2, probablemente debido a la extrema salinidad que presenta la región sur.

Con la finalidad de evaluar la estructura de la comunidades bénticas, tres submuestras de draga Ekman fueron tomadas en cada sitio de muestreo (Área: 0.3 m²); después fueron limpiadas con abundante agua y tamizadas (malla de 250 µm), luego conservadas en una solución de formaldehído al 5%. Posteriormente las muestras pasaron al laboratorio de Limnología del Instituto de Ecología de la Universidad Mayor de San Andrés en La Paz, donde los diferentes taxa de invertebrados fueron aislados e identificados. La identificación taxonómica fue realizada bajo un estereomicroscopio (WILD® M3, Heerbrugg, Switzerland, 25X) mediante claves de Roldán (1988), Dejoux & Iltis (1991) y Domínguez & Fernández (2009).

Para la obtención de muestras para análisis de metales pesados, los invertebrados fueron concentrados en función a grupos abundantes (en este caso correspondió a especímenes de *Artemia cf. franciscana* y *Boeckella meteoris*). Con la ayuda de una pinza de teflón se recuperaron invertebrados de la draga Ekman hasta obtener una cantidad aproximada de 5 g (peso húmedo). Luego estas muestras fueron lavadas con abundante agua ultrapura (Millipore - MilliQ®, Massachusetts, USA), congeladas y transportadas al laboratorio.

Las muestras de peces fueron obtenidas con la ayuda de pescadores locales, con quienes empleamos un par de redes agalleras (40 m de largo por 1 m de alto, apertura de malla

de 2 cm entre nudo y nudo), las cuales fueron colocadas una noche anterior y recuperadas muy tempranamente al día siguiente en cada uno de los sitios de muestreo. Las muestras fueron lavadas con agua ultrapura (MilliQ) y congeladas para su traslado. Otra parte del material colectado de peces fue conservada en una solución de formaldehído al 10% para realizar medidas morfoanatómicas y análisis de contenido estomacal en laboratorio. Basados en la ecomorfología de peces, como descriptores de los cambios ambientales (Gatz 1979, Douglas & Mattheus 1992), se realizaron medidas morfoanatómicas con la finalidad de determinar la existencia de alguna anomalía morfológica. Nuestras medidas contemplaron trece variables, como ser: longitud estándar (LS), ancho del cuerpo (AC), largo del pedúnculo (LP), alto del pedúnculo (AP), ancho del pedúnculo (ANP), largo de la aleta pectoral (LAP), altura de la aleta pectoral (AAP), alto del cuerpo (IAV), diámetro del ojo (DO), largo de la cabeza (LCB), alto de la cabeza (ACB), ancho de la cabeza (ANCB) y apertura de la boca (AB). Se realizó el análisis de contenido estomacal con la finalidad de conocer el régimen alimenticio en peces y comprender los procesos de biomagnificación de los MP. Este procedimiento se realizó mediante el corte del tracto digestivo extraído. Mediante un estereomicroscopio (WILD, M3, 25X), se procedió al reconocimiento de los ítems alimenticios.

Análisis de metales pesados

Las muestras congeladas de invertebrados y peces fueron lavadas con una solución de ácido clorhídrico al 10% y enjuagadas con agua ultrapura (MilliQ). Los invertebrados fueron analizados todos los individuos completos colectados, en cambio para los peces se procedió a la disección de cabeza, músculo y vísceras de cada espécimen, con la finalidad de observar alguna diferenciación en la acumulación de MP por tipo de tejido. Posteriormente las muestras fueron liofilizadas (Labconco®, Kansas, USA),

hasta obtener un peso constante, pulverizadas y homogenizadas. Para la digestión, fueron pesados 1.0 g de muestra en pequeños tubos de vidrio en los que se añadió 10 ml de ácido nítrico superpuro. En un digestor y bajo una campana extractora, las muestras fueron calentadas a 90°C durante 60 min. Los extractos fueron filtrados y aforados con 25 ml de agua ultrapura (MilliQ). Los análisis se realizaron por duplicado con una solución control de músculos de bovinos (RM8414, National Institute of Standards and Technology, Canada) y un blanco para cada uno. Las mediciones de As, Cd, Hg, Pb y Zn fueron realizadas por un sistema de inyección de flujo en un espectrofotómetro de absorción atómica acoplado a un horno de grafito (Perkin Elmer Inc., Analyst 700, Massachusetts, USA).

Análisis de resultados

Con la finalidad de obtener una interpretación cabal sobre los patrones de acumulación y biomagnificación de MP, se analizó la riqueza y densidad de invertebrados bentónicos por unidad de área colectada por sitio y temporada de muestreo. Para obtener la riqueza, se contabilizó el número total de taxa de invertebrados en función a sus abundancias relativas. Para la densidad, se identificó al estadígrafo de la mediana como un buen descriptor de la variación entre las submuestras colectadas de cada sitio.

En peces, trece variables morfoanatómicas fueron examinadas por un análisis de componentes principales (ACP). Este análisis, posibilita de manera rápida y objetiva distinguir lo conservativo o anómalo que pueden ser las diferentes variables para cada especie estudiada. Para minimizar la variabilidad de las medidas anatómicas de ambas especies de peces, fueron estandarizadas en base a la razón absoluta de la longitud estándar en cada pez estudiado. Estos análisis fueron realizados con el paquete ADE4 (del inglés: Data Analysis functions to analyze Ecological and Environmental data in the framework of Euclidean Exploratory

methods), bajo el programa R (R Development Core Team 2007).

Para conocer la proporción de cada ítem consumido en el contenido estomacal de peces, se procedió al cálculo de la frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje. Esto corresponde al número de veces que el ítem está presente en el estómago, dividido por el total de estómagos llenos. Posteriormente se realizaron diagramas de cajas con su desviación estándar para comparar las concentraciones de cada elemento en macroinvertebrados y en peces (cabeza, músculos, vísceras y organismos enteros), respecto a los sitios y campañas de muestreo.

Después de haber evidenciado la importancia del ítem alimenticio en peces, se procedió al cálculo del factor de biomagnificación (FBM). Este factor posibilita comprender el rol biomagnificador de los MP en la cadena trófica (Molina *et al.* 2010). El cálculo se realizó utilizando la ecuación:

$$FBM = [C_{pec}] / [C_{inv}] \text{ (ecuación 1)}$$

Donde, $[C_{pec}]$ = Concentración de MP en peces y $[C_{inv}]$ = concentración de MP en macroinvertebrados. La ecuación no tiene unidades.

Resultados

Invertebrados

La riqueza y densidad de macroinvertebrados se presentan en la figura 2 y tabla 2. Los taxa más abundantes fueron el crustáceo *Artemia* cf. *franciscana*, el ostrácodo *Potamocypis* sp. y secundariamente el crustáceo *Boeckella meteoris*. La densidad más alta fue evidenciada en octubre de 2006 (inicios de la temporada húmeda) con 669 individuos/m². Las densidades más bajas fueron registradas en diciembre de 2005, febrero de 2007 y abril de 2006 (temporada húmeda) con 453, 306 y 8 ind./m², respectivamente; en este último caso la especie dominante fue el gasterópodo *Littoridina lacustris*. Respecto a la

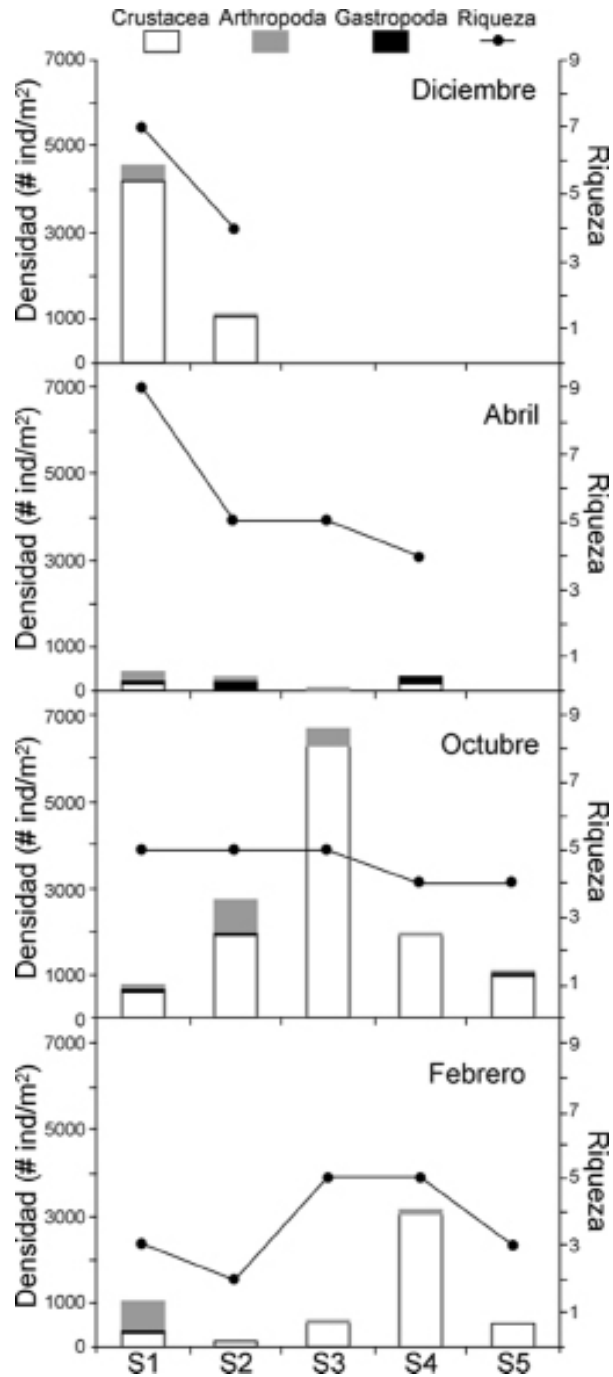


Figura 2. Densidad y riqueza de la fauna de invertebrados en función a los sitios y campañas de muestreo en el Lago Poopó.

Tabla 2. Composición y densidad de invertebrados del Lago Poopó.

T A X A	Diciembre		Abril				Octubre					Febrero				
	S1	S2	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S5	S1	S2	S3	S4	S5
Crustacea																
Ostracoda																
Cypridae																
<i>Potamocypis</i> sp.																
Copepoda																
Cyclopoidae																
Boeckeliidae																
<i>Boeckella meteoris</i>																
Anostraca																
Hydrobiidae																
<i>Artemia cf. franciscana</i>																
Gastropoda																
Littoridinidae																
<i>Littoridina lacustris</i>																
Taphiidae																
<i>Taphius</i> sp.																
Hidracarina																
Insecta																
Ephemeroptera																
Baetidae																
Coleoptera																
Elmidae																
Diptera																
Chironomidae																
<i>Tempisquitoneura</i> sp.																
Ceratopogonidae																
Psychodidae																
Densidad total	4530	1135	340	330	75	330	765	2750	6690	1955	1030	1055	115	622	3169	545
Riqueza	7	4	9	5	5	4	5	5	5	4	4	3	2	5	5	3

distribución espacial, las mayores densidades fueron registradas en los sitios 3 y 1 con valores de 669 y 453 ind./m², respectivamente; seguido por los sitios 4 y 2 con valores 306 y 261 ind./m² respectivamente. La menor densidad fue registrada en el sitio 5.

En general, se pudo observar un reducido número de taxa. El número total de familias registradas fue de 13 y en algunas campañas fueron encontrados menos de la mitad. También observamos la disminución del número de familias en dirección norte a sur del lago, siguiendo el gradiente de salinidad (Fig. 2). Las familias de los dípteros Ceratopogonidae y Psychodidae solo fueron hallados en el sitio 1; el escarabajo Elmidae fue encontrado en el sitio 2; y el efemeróptero Baetidae estuvo presente en el sitio 4. La única familia que fue hallada en el sitio 5 fue el díptero Chironomidae. La campaña del mes de abril fue particular, porque las densidades fueron bajas en los cuatro sitios y los pocos macroinvertebrados estuvieron dominados por el gasterópodo *Littoridina lacustris* y no por el crustáceo *Artemia* cf. *franciscana*, como en el caso de las demás campañas (Fig. 2, tabla 2). Estos resultados muestran una fuerte variabilidad espacio-temporal en la presencia y abundancia de invertebrados.

Las concentraciones de Zn en invertebrados fueron elevadas en comparación a otros elementos (Fig. 3, tabla 3). La máxima concentración de Zn fue de 392.4 mg/kg (sitio 2, diciembre de 2005) y las demás concentraciones fueron superiores a 100 mg/kg. El As fue el segundo elemento mayoritario, como los resultados mostrados en la campaña de febrero (27 mg/kg). Los demás valores de As estuvieron dentro un rango de 14-27 mg/kg, a excepción de abril que mostró una concentración cercana a 4 mg/kg; así también observamos un ligero incremento de las concentraciones de As desde la región norte hacia la sur. En las dos primeras campañas de muestreo se encontraron concentraciones de Pb por debajo del límite de detección analítica (<0.56 mg/kg) y durante

las dos últimas campañas su presencia fue importante en la parte sur y central del lago (>4.5 mg/kg). La máxima concentración que alcanzó el Pb fue de 16 mg/kg, valor hallado en el extremo sur correspondiente al sitio 5. El Cd estuvo presente en un rango de 0.05-4 mg/kg. El Hg mostró un mismo patrón al Cd, pero en concentraciones ligeramente inferiores en un rango de 0.03-1 mg/kg. Las concentraciones de Sn siempre fueron inferiores al límite de detección analítica (<0.50 mg/kg).

Peces

Dos especies de peces fueron encontradas: *Orestias agassizii* Valenciennes, 1846 (K'arache amarillo) y *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes 1835) (Pejerrey). *Odontesthes bonariensis* fue la especie más abundante durante las temporadas de muestreo. En la figura 4c se observa el mapa factorial de las variables morfoanatómicas que fueron tomadas para las dos especies de peces (49 especímenes de *O. agassizii* y 62 de *O. bonariensis*). De forma general no se ha registrado ninguna malformación y las variables de cada especie se separan claramente. La población de *O. bonariensis* forma un grupo más compacto al lado izquierdo del mapa factorial, diferenciado principalmente por el largo estándar y aletas pectorales de mayor tamaño (vectores del círculo de correlación, Fig. 4a). La población de *O. agassizii* está concentrada al lado derecho del mapa factorial, conformando un grupo disperso de tallas menores de cuerpo, con cabezas anchas y altas; pedúnculos cortos y anchos.

En los especímenes medidos se analizaron los contenidos estomacales, en los cuales se identificaron cuatro ítems: Invertebrados acuáticos, plantas acuáticas, peces y algas (Figs. 4d-e). En ambas especies de peces, el recurso alimenticio más abundante y constante fueron los macroinvertebrados acuáticos, mientras que las algas y plantas fueron consumidas ocasionalmente por especímenes de *O. agassizii* y peces juveniles por *O. bonariensis*.

Los valores de concentración de los elementos analizados en peces están descritos

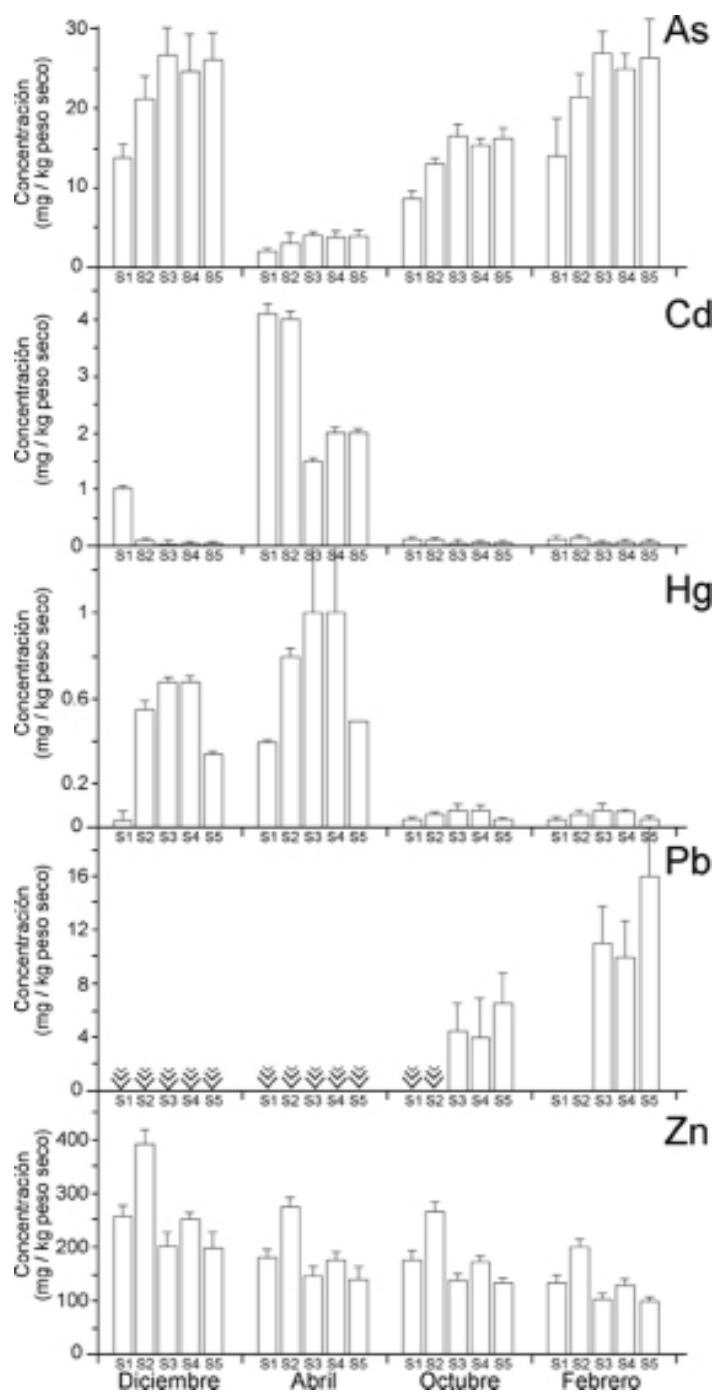


Figura 3. Concentraciones de metales en invertebrados (media y desviación estándar). El símbolo ($\perp$), indica valor inferior al límite de detección.

Tabla 3: Concentraciones de metales en invertebrados y peces (mg/kg) (media y desviación estándar).

Meses / Sitios	As	Cd	Hg	Pb	Zn
Invertebrados					
Diciembre					
S 1	13.8 (±3.5)	1.04 (±0.15)	0.03 (±0.05)	<0.56	260 (±24)
S 2	21.5 (±5.0)	0.1 (±0.08)	0.55 (±0.10)	<0.56	392 (±31)
Abril					
S 1	2 (±0.4)	4.1 (±2.33)	0.04 (±0.02)	<0.56	183 (±18)
S 2	3.1 (±2.4)	4 (±1.63)	0.08 (±0.03)	<0.56	276 (±21)
S 3	3.9 (±0.9)	1.5 (±0.10)	1.01 (±1.6)	<0.56	143 (±20)
S 4	3.6 (±1.4)	2 (±0.13)	1 (±2.5)	<0.56	178 (±18)
Octubre					
S 1	8.6 (±1.4)	0.13 (±0.05)	0.03 (±0.01)	<0.56	176.5 (±19)
S 2	13.2 (±1.4)	0.12 (±0.06)	0.06 (±0.01)	<0.56	266 (±22)
S 3	17 (±2.7)	0.05 (±0.07)	0.1 (±0.05)	4.5 (±2.2)	138.5 (±15)
S 4	15.4 (±1.2)	0.07 (±0.04)	0.1 (±0.03)	4.1 (±3.1)	172 (±13)
S 5	16.3 (±2.4)	0.06 (±0.04)	0.04 (±0.01)	6.5 (±2.3)	134.4 (±11)
Febrero					
S 1	14 (±8.6)	0.14 (±0.05)	0.03 (±0.02)	<0.56	131 (±16)
S 2	21.5 (±5.4)	0.15 (±0.07)	0.06 (±0.03)	<0.56	198 (±17)
S 3	27 (±7.3)	0.05 (±0.05)	0.1 (±0.05)	11 (±3.6)	103.3 (±13)
S 4	25 (±3.4)	0.1 (±0.05)	1 (±0.01)	10 (±2.6)	128 (±14)
S 5	26 (±8.4)	0.1 (±0.04)	0.04 (±0.01)	16 (±4)	100 (±8)
<i>Orestias agassizii</i>					
Diciembre					
Total	< 0.20	1.23 (±0.12)	0.21 (±0.04)	<0.56	123 (±25)
Cabeza	< 0.20	3.3	0.23	<0.56	16.8
Músculo	< 0.20	0.32	1.23	<0.56	50
Viscera	5	15	0.17	<0.56	112
Abril					
Total	< 0.20	< 0.059	0.2 (±0.05)	<0.56	170 (±12)
Cabeza	< 0.20	0.65	0.91	<0.56	174
Músculo	< 0.20	0.25 (±0.01)	0.73	<0.56	82
Viscera	< 0.20	< 0.059	0.4	<0.56	104
Octubre					
Total	< 0.20	2.7	0.24 (±0.03)	0.98 (±0.06)	160 (±15)
Cabeza	< 0.20	0.55	0.11	1.2 (±0.05)	147 (±25)
Músculo	2.5	< 0,059	0.2 (±0.01)	2.23	98 (±23)
Viscera	3	0.98	0.18 (±0.02)	<0.56	145 (±26)

Febrero						
Total	< 0.20	1.81	0.43 (±0.21)	<0.56	118 (±32)	
Head	< 0.20	0.65 (±0.01)	< 0.030	14.6 (±2.5)	37 (±5)	
Músculo	< 0.20	< 0.059	0.15 (±0.08)	< 0.56	149.4 (±9.3)	
Viscera	2	0.81 (±0.02)	0.25 (±0.06)	<0.56	35 (±5.2)	
<i>Odonthestes bonariensis</i>						
Diciembre						
Total	< 0.20	0.98	0.23 (±0.08)	<0.56	87 (±13)	
Cabeza	< 0.20	2.96	0.16	<0.56	154	
Músculo	< 0.20	0.26	0.17	<0.56	35.3	
Viscera	2	< 0.059	< 0.030	<0.56	63	
Abril						
Total	< 0.20	0.36	1 (±0.1)	<0.56	78 (±19)	
Cabeza	< 0.20	0.96	0.37	<0.56	170	
Músculo	< 0.20	0.2	0.24	<0.56	51	
Viscera	< 0.20	1.03	< 0.030	<0.56	38	
Octubre						
Total	< 0.20	0.33	0.29	0.76 (±0.1)	50 (±9)	
Cabeza	< 0.20	0.97	0.27 (±0.03)	2 (±2.1)	152 (±14)	
Músculo	< 0.20	0.98 (±0.09)	0.32	0.71 (±0.11)	38.4 (±4)	
Viscera	< 0.20	< 0.059	< 0.030	1.23	77 (±21)	
Febrero						
Total	< 0.20	0.25	0.24 (±0.08)	<0.56	69 (±3.2)	
Cabeza	< 0.20	2 (±0.1)	< 0.030	<0.56	122 (±22)	
Músculo	< 0.20	0.21 (±0.06)	0.22	<0.56	37.5 (±3.2)	
Viscera	0.6 (±0.1)	0.81 (±0.2)	0.23	<0.56	81 (±18)	

en la tabla 3 y la figura 5. Como en el caso de los invertebrados, el Zn fue el elemento dominante en ambas especies de peces, aunque sus concentraciones fueron ligeramente inferiores en *O. bonariensis* que en *O. agassizii*, excepto por algunos valores altos encontrados en cabezas (entre 122 y 170 mg/kg). Contrariamente a lo observado en invertebrados, las concentraciones de As en peces estuvieron por debajo del límite de detección (<0.14 mg/kg). Las pocas veces que éste fue registrado mostró bajas concentraciones en músculo y vísceras de *O. agassizii*, y *O. bonariensis* (<5 mg/kg). La mayor concentración de Cd fue hallada en vísceras de *O. agassizii* (diciembre: 15 mg/kg), pero en general las

concentraciones estuvieron por debajo de 2.7 mg/kg y frecuentemente debajo del límite de detección (<0.059 mg/kg). En *O. bonariensis*, el Cd presentó valores por debajo 2.96 mg/kg. El Hg se encontró presente en ambas especies de peces; en *O. agassizii* las concentraciones oscilaron entre 0.2-0.43 mg/kg y en *O. bonariensis* entre 0.23-1 mg/kg. Similar a lo reportado en invertebrados, el Pb no fue detectado en las dos primeras campañas de muestreo; se encontró en la tercera campaña en concentraciones relativamente similares en ambas especies (<0.2 mg/kg) y en la última campaña estuvo presente en elevada concentración en cabezas de *O. agassizii* (15 mg/kg). Las concentraciones

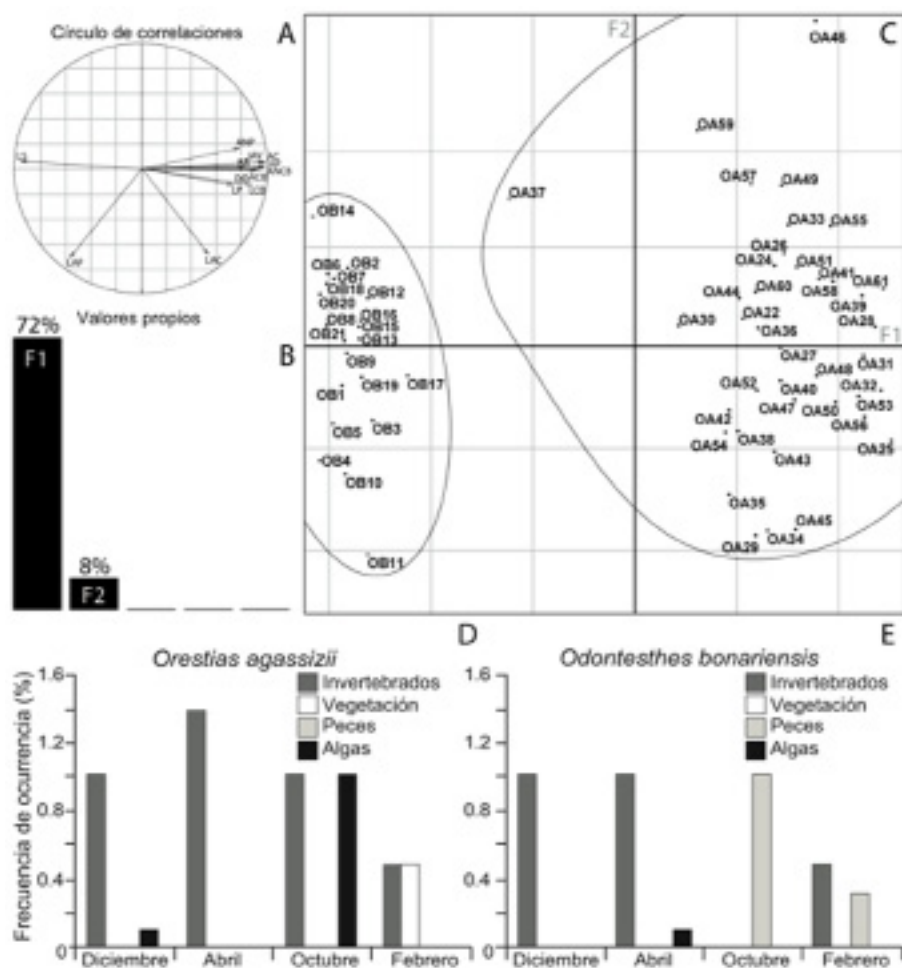


Figura 4. a Círculo de correlación del ACP normado. b. Valores propios de las contribuciones factoriales. c. Mapa factorial de las 13 variables morfoanatómicas de *Odontesthes bonariensis* (OB) y *Orestias agassizii* (OA). d. Frecuencia de ocurrencia en los ítems de la dieta de *Orestias agassizii*. e. frecuencia de ocurrencia en los ítems de la dieta de *Odontesthes bonariensis*.

de Sn estuvieron siempre por debajo del límite de detección analítico (<0.50 mg/kg).

Factor de biomagnificación (FBM)

Basados en los resultados de contenido estomacal, estimamos los factores de biomagnificación a partir de invertebrados más

abundantes (*Artemia* cf. *franciscana* y *Boeckella meteoris*) hacia las dos especies de peces (Fig. 6). Estos factores fueron insignificantes para el As y Pb, es decir que no hubo un incremento en la cadena alimenticia. Para el Zn, el FBM fue cercano a 1 en *O. agassizii* e inferior a 1 en *O. bonariensis*. A excepción de la campaña de abril, el Hg y el Cd mostraron altos factores

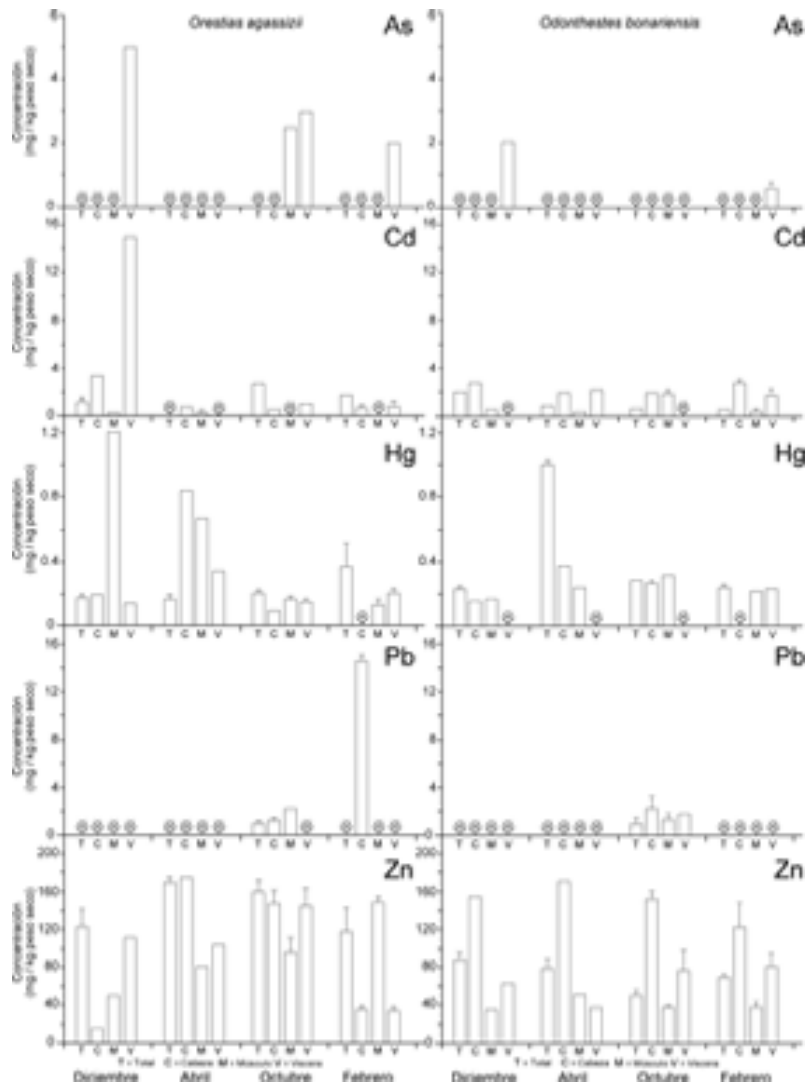


Figura 5. Concentraciones de metales en *Orestias agassizii* y *Odonthestes bonariensis* (media y desviación estándar). El símbolo ($\otimes$), indica valor inferior al límite de detección.

de biomagnificación. La biomagnificación del Cd fue elevada en octubre; fue superior en *O. agassizii* respecto a *O. bonariensis* (relación de 20 a 9, respectivamente). El Hg mostró elevados factores, entre 7-14 veces más para ambas especies de peces.

Discusión

Biodiversidad del Lago Poopó

Los resultados obtenidos en el presente estudio coinciden con los estudios previos de Servant & Vildary (1978), Collot (1982) e Iltis *et al.* (1990),

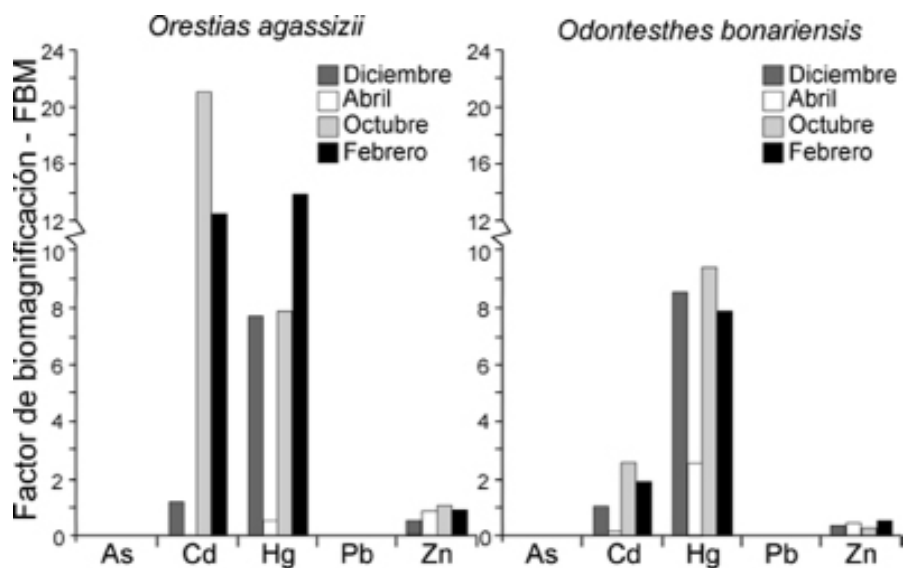


Figura 6: Factores de biomagnificación de *Orestias agassizii* y *Odontesthes bonariensis*.

quienes caracterizaron al Lago Poopó por una baja riqueza específica (invertebrados y peces). Los invertebrados más abundantes y frecuentes que registramos fueron: *Artemia* cf. *franciscana*, *Boeckella* spp. y *Potamocypris* sp. Posteriormente, Iltis *et al.* (1990), Apaza *et al.* (1996) y Mendoza *et al.* (2002) también registraron pocos grupos de invertebrados. Constatamos la presencia de *Boeckella meteoris*, pero en contraste a previos estudios no hallamos *B. poopoensis*, cuya presencia fue registrada en el Lago por Bayly (1992) y Apaza *et al.* (1996). Es muy probable que tanto las extremas variaciones hidrológicas durante la década de los 90's (sequías), como el incremento de la salinidad de los últimos treinta años estén afectando la densidad y composición de la fauna en este lago. En 1979, la salinidad del Lago Poopó fue de 5 g/l, para 1982 llegó a incrementar hasta 75 g/l, luego entre los años 1985-87 donde hubo altos niveles de agua la salinidad disminuyó hasta 8-11 g/l (Quintanilla *et al.* 1985, Pillco & Bengtsson 2006). A inicios de los 90's, la salinidad se elevó entre 30-100 g/l y posteriormente se registraron valores entre 30-70 g/l (Marín & Quintanilla 2002).

Estas variaciones pueden estar ocasionando los cambios en la composición de especies, por lo cual algunas podrían desaparecer (p.e. *B. poopoensis*) y otras aparecieron (*Artemia* cf. *franciscana* y *B. meteoris*); estas dos últimas especies constituyen la principal fuente de nutrición de peces y probablemente de aves acuáticas que viven en el lugar. El gasterópodo *Littoridina* cf. *poopoensis* fue hallado en pequeña cantidad, sin embargo encontramos gran cantidad de conchas vacías (sin presencia del individuo). Evidenciamos la presencia de otras especies de invertebrados, como el ostrácodo *Potamicypris* sp., el gasterópodo *Thaphius* sp., el ácaro Oribatidae y ninfas de insectos de la familia Baetidae; estas especies también fueron reportadas por Iltis *et al.* (1990), Apaza *et al.* (1996) y Mendoza *et al.* (2002). Es muy probable que la presencia de estas especies (sobre todo insectos), se deba a la deriva biológica a consecuencia de la contribución de agua dulce de los ríos tributarios.

En el Lago Poopó, hace mucho tiempo fue reportada la presencia de la única especie nativa de pez K'arache (*Orestias agassizii*). En los años

cincuenta del pasado siglo, fue introducido al lago desde la cuenca del Río de la Plata en Argentina, el pejerrey (*Odonthestes bonariensis*; Loubens & Osorio 1988). Desde entonces ambas especies de peces se encuentran registradas en este lago.

Metales pesados en invertebrados y peces

Los niveles de concentración de MP hallados en invertebrados y peces del Lago Poopó fueron similares a los niveles reportados por Apaza *et al.* (1996), pero más bajos a los reportados por Beveridge *et al.* (1985). Posiblemente este comportamiento se deba a la evolución hidrológica de largo plazo a la que está sujeta el lago (períodos de extensión o contracción). Los muestreos realizados por Beveridge *et al.* (1985) se remontan a inicios de la década de los 80's, donde el Lago se encontraba en un periodo de máximo nivel de agua (1.5-2 m) (Pillco & Bengtsson 2006). Es probable que en esta temporada, a consecuencia de la alta precipitación, hayan condicionado fuertes procesos de escorrentía local y remoción de sedimentos superficiales, procurando la alta biodisponibilidad de metales. En cambio, los muestreos de Apaza *et al.* (1996) fueron realizados a inicios de la década de los noventa, cuando el Lago se encontraba más estable y el nivel del agua tendió a disminuir (1-0.5 m) (Pillco & Bengtsson 2006). Respecto al trabajo de Apaza *et al.* (1996), encontramos los mismos patrones del nivel de agua y al mismo tiempo niveles comparables en concentraciones de MP para invertebrados y peces.

En las primeras campañas de muestreo (diciembre 2005 y abril 2006), la presencia del Pb en invertebrados y peces fue irrelevante; pero para el segundo periodo de muestreo (octubre 2006 y febrero 2007) se encontraron concentraciones considerables. Del mismo modo, el As mostró bajas concentraciones en abril de 2006, contrariamente las concentraciones de Cd y el Hg fueron las más elevadas. En este

sentido, la variación temporal del nivel de agua y la actividad minera podrían estar influenciando sobre los patrones de acumulación de MP.

El Zn es un metal traza esencial, juega un rol importante en la actividad metabólica y a menudo está regulado por la actividad fisiológica de los organismos. En el camarón *Palaemon elegans*, aproximadamente entre 75-90 mg/l de Zn pueden llegar a ser regulados, pero cuando la concentración llega a ser el doble, ésta puede ser letal (Rainbow 2002). *Artemia* cf. *franciscana* y *B. meteoris* mostraron alta abundancia frente una concentración entre 70-156 mg/kg de Zn; lo que probablemente sugiere que estos organismos son capaces de regular las concentraciones letales de este metal. Por otro lado, las concentraciones halladas en peces son ligeramente inferiores a las de invertebrados (fenómeno mucho más evidente en *O. bonariensis*), lo cual también parece confirmar el fenómeno de regulación de concentraciones letales de Zn por los peces.

El As en invertebrados fue el elemento que ocupó el segundo lugar en concentración respecto a los demás metales, registrando valores generalmente por encima de 10 mg/kg. Por el contrario, el As en peces estuvo por debajo del límite de detección. Dada la importancia de los invertebrados en la dieta de los peces, posiblemente existe un mecanismo de eliminación del As, lo que explicaría la ausencia de biomagnificación entre estos dos niveles tróficos. Este hecho fue constatado por Maeda *et al.* (1990), quienes investigaron la biotransformación y bioacumulación del As en cadenas tróficas de especímenes de laboratorio y observó su disminución en el orden del incremento del nivel trófico. Al igual que el As, observamos la disminución del Pb desde los invertebrados hacia los peces, lo que coincide con los resultados de los estudios de Chen & Folt (2000) y Campbell *et al.* (2005), quienes constataron un decremento de las concentraciones a lo largo de la cadena trófica en lagos y ríos de Norteamérica.

Aún quedan cuestiones controversiales respecto a la biomagnificación del Cd en organismos acuáticos. Los alimentos en invertebrados suelen ser la principal fuente de incorporación del Cd, por ejemplo en *Chaoborus* sp. (Diptera; Hare *et al.* 2003) y en *Hyalella* spp. (Amphipoda; Borgmann *et al.* 2007). Besser *et al.* (2001) encontraron concentraciones similares en a lo largo de toda la cadena trófica. Croteau *et al.* (2005) constataron la biomagnificación de este metal en cadenas tróficas de cuerpos de agua dulce. La biodilución del Cd fue verificada por Campbell *et al.* (2005) en cadenas tróficas del Ártico. En general, se constató la biomagnificación del Cd en el Lago Poopó, excepto en abril cuando la concentración de Cd en invertebrados (4 mg/kg) fue un poco mayor que en ambas especies de peces (<0.059–0.36 mg/kg). Este comportamiento posiblemente se deba al cambio proporcional del tipo de invertebrado consumido en la dieta de peces. Tanto en los muestreos de invertebrados como los análisis de contenido estomacal en peces, observamos un predominio de la especie *A. cf. franciscana*, excepto en abril en que se registró en mayor cantidad a la especie *B. meteoris*. Es probable que las especies de boeckélidos no sean fácilmente asimilables en la digestión de peces y por lo tanto no transmitan su contaminante

a su consumidor con tanta efectividad, como en la caso de *A. cf. franciscana*. Por otro lado es posible que otros factores no evidenciados en el presente estudio estén explicando este último aspecto, el cual debe estar sujeto a una mayor revisión y estudio.

La biomagnificación del Hg entre invertebrados y peces fue constante y elevada (entre 7-14). Esta biomagnificación del Hg es posible mediante la transformación bacteriana a su forma orgánica (Metil-Hg), la cual a su vez se transfiere eficientemente a la cadena trófica (Achá *et al.* 2005, Molina *et al.* 2010). Por otro lado, estos resultados podrían ser una evidencia indirecta de procesos de metilación del metil-Hg en sistemas acuáticos del Altiplano boliviano por encima de los 3.686 m.

Comparación de los niveles de acumulación de metales pesados en peces en relación a los niveles de referencia

En cuanto al consumo humano de peces, se ha comparado los niveles de acumulación de metales obtenidos con los valores de referencia sugerido por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Unión Europea (CCE 2006). Como el presente estudio consideró los valores

Tabla 4. Valores límites de referencia en peso húmedo (p.h.), basados en el Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación de la Unión Europea (CCE 2006). Los valores límites de referencia en peso seco (p.s.) fueron calculados en base a Pourang *et al.* (2004).

Unidad	As	Cd	Hg	Pb	Zn	Cu
mg/kg p.h.	0.05	0.005	0.05	0.3	50	20
mg/kg p.s.	2.5	0.25	2.5	1.5	250	100

de acumulación en peso seco (p.s.), nuestros niveles de referencia fueron estimados en función al factor de conversión de 0.2 sugerido por Pourang *et al.* (2004) (Tabla 4). En este sentido, las concentraciones promedio de As, Zn

y Cu encontradas en peces no conllevan riesgos en la salud humana. En general el Pb mostró bajos niveles, pero en dos ocasiones fueron elevadas en las cabezas de ambas especies de peces (octubre y febrero). La mayor parte de

los peces analizados presentó concentraciones de Cd, que estuvieron por encima del límite máximo recomendado por la CCE. Para el Hg no se observaron concentraciones que sobrepasen los límites permisibles, pero nuestro trabajo no consideró una posición trófica superior a los peces como el caso de aves, las cuales podrían duplicar las concentraciones de los peces.

Conclusiones y recomendación

La variación temporal del nivel de agua, la actividad minera y la transferencia metálica en las cadenas tróficas están influenciando los patrones de acumulación de MP en peces del Lago Poopó. Las concentraciones de As y Zn no se constituyen en un riesgo, por el contrario las concentraciones del Cd podrían representar un riesgo para la salud humana sobre todo si se consumen cabezas y vísceras de peces. Aunque el Pb como el Hg mostraron niveles que no sobrepasan los valores guía, pueden representar un potencial problema toxicológico; por lo que se debería hacer el monitoreo constante de estos metales. No observamos ninguna anomalía morfológica atribuible a las altas concentraciones de metales en peces. Por lo mostrado en este estudio, consideramos importante proponer el consumo exclusivo de músculos de peces, porque mostraron concentraciones más bajas de MP respecto a cabezas y vísceras.

Agradecimientos

La base del estudio fue realizada por el apoyo de la empresa minera Sinchi-WAYRA S.A. y en coordinación logística de Minco (Minera de Corporación SRL). Posteriormente los muestreos y análisis fueron complementados por el IRD (Institut de Recherche pour le Développement), en el marco del proyecto "ToxBol". Va nuestro reconocimiento a Julio Pinto y Rubén Marín de la Unidad de Limnología del Instituto de Ecología (UMSA) por su apoyo en el desarrollo del trabajo. También agradecemos a Claudia

Zepita, Cinthia Ramos, Antonio Daza, Berenice Carazas y Claudio Rosales por su asistencia técnica tanto en campo como en laboratorio. Agradecemos a Mónica Moraes y David Point por sus correcciones en la edición y sugerencias constructivas a la mejora del manuscrito.

Referencias

- Achá, D., V. Iñiguez, M. Roulet, J.-R. Guimarães, R. Luna, L. Alanoca & S. Sanchez. 2005. Sulfate-reducing bacteria in floating macrophytes rhizospheres from an Amazonian floodplain lake in Bolivia and their association with Hg methylation. *Applied Environmental Microbiology* 71: 7531-7535.
- Apaza, R., M. Franken, F. Osorio, J. Pinto & R. Marín. 1996. Estudio de la contaminación del lago Poopó con relación a metales pesados en la cadena trófica, incluido el hombre. Informe no publicado, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz. 144 p.
- Arce-Burgoa, O. R. 2007. Guía de los yacimientos metalíferos de Bolivia. SPC Impresores S.A., La Paz. 56 p.
- Bayly, I. A. 1992. Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* (Copepoda) and revision of the species from South-Antarctic Island. *Revista Chilena de Historia Natural* 65: 17-63.
- Besser, J. M., W. G. Brumbaugh, T. W. May, S. E. Church & B. A. Kimball. 2001. Bioavailability of metals in stream food webs and hazards to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the Upper Animas River Watershed, Colorado. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40: 48-59.
- Beveridge, M. C. M., E. Stafford & R. Coutts. 1985. Metal concentrations in the commercially exploited fishes of an endorheic saline lake in the tin-silver province of Bolivia. *Aquaculture Research* 16: 41-53.

- Bocángel, D. 2007. La gestión ambiental minera en Bolivia. *Revista Redesma* 1:76-99.
- Borgmann, U., Y. Couillard & L.C. Grapentine. 2007. Relative contribution of food and water to 27 metals and metalloids accumulated by caged *Hyaella azteca* in two rivers affected by metal mining. *Environmental Pollution* 145: 753-765.
- CCE (Commission des Communautés Européenne), 2006. Règlement n°1881/2006 de la commission du 19 dec. 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal Officiel de l'Union Européenne*, 20.12.2006, L364/5–L364/24. Bruxelles, 24 p.
- Campbell, L. M., R. J. Norstrom, K. A. Hobson, D. C. G. Muir, S. Backus & A. T. Fisk. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Science of the Total Environment* 351-352: 247-263.
- Collot, D. 1982. Vegetación acuática del lago Poopó. *Ecología en Bolivia* 1: 45-54.
- Croteau, M. N., S. N. Luoma & A. R. Stewart. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology & Oceanography* 50: 1511–1519.
- Chen, C. Y. & C. L. Folt. 2000. Bioaccumulation and diminution of arsenic and lead in a freshwater food web. *Environmental Science and Technology* 34: 3878-3884.
- Dejoux C. & A. Ittis (eds.). 1991. El Lago Titicaca. ORSTOM-HISBOL, La Paz. 584 pp.
- Dominguez, E. & H. R. Fernández (eds.). 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: biología y sistemática. Fundación Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán. 655 p.
- Douglas, M. E. & W. J. Mattheus. 1992. Does morphology predict ecology? Hypothesis within a freshwater stream fish assemblage. *OIKOS* 65: 213-224.
- Gatz, A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 21(2): 91-124.
- Hare, L., A. Tessier & U. Borgmann. 2003. Metal sources for freshwater invertebrates: pertinence for risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 9: 779-793.
- Ittis, A. 1993. Recent limnological changes in a saline lake of the Bolivian altiplano, lake Poopó. *International Journal of Salt Lake Research* 2(1): 17-28.
- Ittis A., C. Dejoux & J.-G. Wasson. 1990. Datos hidrobiológicos referentes al lago Poopó (Bolivia). Rapport 21– ORSTOM, La Paz. 19 p.
- Maeda, S., R. Inoue, T. Kozono, T. Tokda, A. Ohki & T. Takeshita. 1990. Arsenic metabolism in a fresh-water food-chain. *Chemosphere* 20(1-2): 101-108.
- Marín, R. & J. Quintanilla. 2002. Efectos ambientales sobre las pesquerías de los ecosistemas de los lagos Poopó y Uru-Uru. Instituto de Ecología e Instituto de Investigaciones Químicas, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz. 33 p.
- Mendoza, C., M. Gutiérrez, J. Pinto & F. Villarte. 2002. Limnología. pp. 75-96. En: Rocha, O. (ed.) Diagnóstico de los Recursos Naturales y Culturales de los Lagos Poopó y Uru-Uru, Convención RAMSAR, La Paz.
- Market B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 21: 77-82.
- Molina, C. I., F.-M. Gibon, J.-L. Duprey, E. Dominguez, J.-R. D. Guimaraes & M. Roulet. 2010. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Science of the Total Environment* 408 (16): 3382-3391.
- Loubens, G. & F. Osorio. 1988. Observations sur les poissons de la partie bolivienne

- du lac Titicaca. III. *Basilichthys bonariensis* (Valenciennes, 1835) (Pisces, Atherinidae). Revue d'Hydrobiologie Tropicale 21(2): 153-177.
- Pillco, R. P. & L. Bengtsson. 2006. Long-term and extreme water level variations of the shallow Lake Poopó, Bolivia. Hydrological Sciences Journal 51(1): 98-114.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2011. Perspectivas de medio ambiente en el sistema hídrico Titicaca-Desaguadero-Poopó-Salar de Coipasa (TDPS), GEO Titicaca. Novo Art, S.A., Panamá. 70 p.
- Pourang, N., J. H. Dennis & H. Ghourchian. 2004. Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein. Ecotoxicology 13: 519-533.
- PPO (Proyecto Piloto de Oruro). 1996. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente / Secretaria Nacional de Minería, La Paz. 356 p.
- Quintanilla, J. 1985. Sinopsis de las características físico-químicas del lago Titicaca y Poopó. Revista Idrobio 24: 89-139.
- Ríos, B. 2002. Evaluación de la actividad minera en los alrededores del Lago Poopó. pp. 167-181. En: Rocha, O. (ed.), Diagnóstico de los Recursos Naturales y Culturales de los Lagos Poopó y Uru-Uru, Convención RAMSAR, La Paz.
- R Development Core Team. 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- Rainbow, P. S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? Environmental Pollution 120: 497-507.
- Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de invertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Colciencias, Antioquia. 217 p.
- Servant, M. & S. Vildary. 1978. Les Diatomees des sediments superficiels d'un lac salé chlorure, sulfate, sodique de L'Altiplano boliviene, Le Lac Poopó. Cahiers O.R.S.T.O.M. Série géologie. 10(1): 79-87.
- UTO - MINCO - FUNDECO - KOMEX (Univeridad Técnica de Oruro - Mining Corporation - Fundación para la Ecología - Worley Pearson). 2008. Evaluación ambiental del lago Poopó y sus ríos tributarios. Oruro. 199 p.

Artículo recibido en: Marzo de 2012.

Manejado por: Luis Aguirre

Aceptado en: Junio de 2012.