

Concentraciones de metales pesados en distintos compartimentos de lagos andinos de Patagonia Norte

ANDREA RIZZO^{1,2,✉}, ROMINA DAGA^{1,2}, MARINA ARCAGNI¹, SOLEDAD PEREZ CATÁN¹,
DÉBORA BUBACH¹, RICARDO SÁNCHEZ¹, SERGIO RIBEIRO GUEVARA¹ & MARÍA A
ARRIBÉRE^{1,3}

¹Laboratorio de Análisis por Activación Neutrónica, Comisión Nacional de Energía
Atómica, Centro Atómico Bariloche, Bariloche, Argentina.

²CONICET, Argentina

³Instituto Balseiro, Universidad Nacional de Cuyo, Argentina

RESUMEN. Los elementos traza, que incluyen a los metales pesados, llegan a los ecosistemas acuáticos desde fuentes naturales y antrópicas. Los metales pesados se encuentran entre los contaminantes ambientales más importantes debido a su toxicidad, permanencia y tendencia a acumularse en los organismos acuáticos, por lo que su estudio es necesario por el riesgo ambiental que representan. El objetivo de este trabajo es presentar los resultados más relevantes en relación a los niveles de metales pesados existentes en diferentes compartimentos de lagos del noroeste de Patagonia. Los estudios realizados determinaron concentraciones de elementos traza en estigios sedimentarios, sedimentos suspendidos, agua, plancton, macroinvertebrados y músculo e hígado de peces. En términos generales, los niveles de metales pesados en los distintos compartimentos fueron similares a los valores medidos en otros ambientes de agua dulce. La excepción la constituyen el mercurio y la plata, que presentan enriquecimientos superiores a los niveles de línea de base de la zona en las últimas décadas. En el caso de la plata fueron observadas mayores concentraciones en sitios cercanos a los asentamientos humanos, y en algunos casos alcanzaron valores correspondientes a situaciones de contaminación moderada. En ningún caso, la acumulación de metales en músculo de peces superó los límites considerados para el consumo humano. Esta revisión permite identificar niveles de referencia y evaluar la tendencia del impacto antrópico, aportando información de base para futuros monitoreos de los ambientes lacustres de la región.

[Palabras clave: elementos traza, sedimentos, agua, plancton, macroinvertebrados, peces, Parque Nacional Nahuel Huapi, Parque Nacional Los Alerces]

ABSTRACT. Heavy metal concentrations in different compartments of Andean lakes of Northern Patagonia: Trace elements, including heavy metals, can reach the aquatic ecosystems from natural or anthropogenic sources. Heavy metals are amongst the most important environmental contaminants due to its toxicity, permanency and its tendency to bioaccumulate in aquatic organisms. Because of those factors it is important to study these elements to assess the environmental risk they represent to the aquatic ecosystems of the region. The objective of this work is to present the most relevant results concerning the levels of heavy metals in different compartments of lakes in Northwestern Patagonia. These results allow the analysis of trace element concentrations in sediment cores, suspended sediments, water, plankton, macroinvertebrates and fish muscle and

✉ Laboratorio de Análisis por Activación Neutrónica, Comisión Nacional de Energía Atómica, Centro Atómico Bariloche, (8400) Bariloche, Argentina.
rizzo@cab.cnea.gov.ar.

Recibido: 30 de noviembre de 2009; Fin de arbitraje: 8 de mayo de 2010; Revisión recibida: 22 de junio de 2010; Aceptado: 6 de julio de 2010

liver. In general, heavy metal concentrations in the different compartments are similar to those found in other freshwater ecosystems around the world. The exceptions are mercury and silver, which show enrichment in the last decades in the upper sections of the sediment cores and higher Ag concentration in sites near human settlements. In some cases, mercury concentrations in sediment and Ag and selenium in biota are similar to those found in ecosystems affected by moderate levels of contamination. Although bioaccumulation of trace elements was observed in fish muscle, in any case the concentrations are above the limits allowed for human consumption by SENASA. This review will help to identify reference values for trace element concentrations and to discern patterns of anthropogenic impacts through time which will help future monitoring of the lacustrine environments of the region.

[Keywords: trace elements, sediments, water, plankton, macroinvertebrates, fishes, Nahuel Huapi

INTRODUCCIÓN

Las concentraciones naturales de metales en ecosistemas acuáticos dependen de su distribución, meteorización y lixiviación en el área de la cuenca. Las actividades humanas, tanto industriales como urbanas, así como las prácticas agrícolas, pueden incrementar la carga de metales pesados en los ecosistemas acuáticos o alterar sus ciclos naturales al producir concentraciones elevadas en algún compartimento particular (Tulonen et al. 2006). La mayoría de los metales pesados liberados al ambiente llegan a los sistemas acuáticos a través de descargas directas, precipitación húmeda o seca y erosión. Los sedimentos pueden incorporar y acumular los metales que llegan al ambiente lacustre, y cambios en sus condiciones físico-químicas pueden removilizar y liberar los metales a la columna de agua (Altindag & Yigit 2005; Harikumar et al. 2009). Estos aportes pueden transferirse a través de la trama trófica a los peces, a otros animales piscívoros y al hombre, e involucrar -por lo tanto- aspectos sanitarios y de preservación ambiental (Chen et al. 2000).

Por lo general, el término "metales pesados" se usa para denominar a un grupo de elementos (metales, semimetales y no metales) que han sido asociados con contaminación o potencial toxicidad o eco-toxicidad. Se los considera elementos "traza" ya que se encuentran en baja concentración (inferior a 0.1%) en algunos compartimentos determinados [e.g., suelo, plantas, tejidos, agua (Duffus 2002)]. Se los suele agrupar en "oligoelementos" o "nutrientes esenciales" (aquellos requeridos

por plantas y/o animales para su ciclo vital), y en "metales pesados". Pasado cierto umbral de concentración, los *oligoelementos* se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están el arsénico, cobalto, cromo, cobre, molibdeno, manganeso, níquel, selenio y zinc. Los *metales pesados*, por su parte, son aquellos sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en los seres vivos lleva aparejadas disfunciones de los organismos, entre ellos, mercurio, plata, cadmio y plomo. Pueden resultar muy tóxicos, no son biodegradables y algunos se acumulan en los organismos vivos. En este sentido, su biodisponibilidad (capacidad para atravesar libremente la membrana celular de un organismo desde el medio) está relacionada de manera directa a su toxicidad potencial (Fichet et al. 1999).

Las principales fuentes naturales de elementos traza son la meteorización y el lixiviado de las rocas y suelos de la cuenca, el aporte puntual de posibles manifestaciones minerales expuestas, los incendios forestales y de pastizales extendidos, y los aportes por emisiones volcánicas. En la actualidad, el sistema de Parques Nacionales ofrece protección del impacto antrópico en diversas zonas. Sin embargo, las actividades humanas a gran escala, como los polos industriales, la minería y la agricultura extensiva, generan contaminantes a nivel regional, que también afectan a los cuerpos de agua de las áreas protegidas. A esto se le suman los impactos debido al poblamiento de zonas aledañas o incluidas en los Parques. Trabajos previos evidenciaron fuentes antrópicas locales, asociadas a la ciudad de San Carlos de Bariloche. Se encontró que

líquenes trasplantados en zonas urbanas estaban enriquecidos en metales pesados en comparación con zonas periurbanas (Ribeiro Guevara et al. 1995; Bubach et al. 2001). Otros trabajos mostraron la presencia de cromo y plomo en la desembocadura del río Ñireco (afluente del lago Nahuel Huapi), el cual atraviesa la zona más industrializada de la ciudad, y de zinc y plomo en la desembocadura del arroyo Gutiérrez, que cruza la ciudad en una zona residencial (Kestelman et al. 1997; Roman Ross et al. 1997). Por último, se deben considerar los aportes globales de fuentes tanto naturales como antrópicas que llegan por transporte atmosférico. Por ejemplo, las concentraciones de mercurio observadas en líquenes trasplantados en sitios no disturbados, considerados valores de línea de base, son claramente más altas que los contenidos de otras regiones no disturbadas o que valores de referencia en otros estudios de contaminación. Esto podría asociarse a aportes globales o fuentes naturales locales (Ribeiro Guevara et al. 2004a).

Hasta el presente se han realizado pocos trabajos en la región que estudien contenidos de metales pesados en ambientes lacustres. El primer trabajo se centró en la medición de las concentraciones elementales en agua de los lagos Nahuel Huapi, Gutiérrez y Mascardi y en plancton del Lago Mascardi, el cual permitió conocer valores de referencia para estos ambientes (Markert et al. 1997). Estudios posteriores se focalizaron en determinar los contenidos elementales en sedimentos suspendidos y en testigos sedimentarios (columna de sedimento extraída del fondo de un lago, que representa el registro depositacional del mismo). A partir del análisis de los perfiles elementales obtenidos de testigos sedimentarios cortos extraídos de diversos lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi, los cuales fueron fechados mediante ^{210}Pb y ^{137}Cs , se evidenció la evolución histórica de los aportes, lo cual permitió establecer valores de línea de base respecto a los aportes antrópicos (Ribeiro Guevara et al. 2002, 2005a, 2005b). En este sentido, el estudio de sedimentos suspendidos en el Lago Nahuel Huapi permitió comparar las concentraciones actuales con valores de línea de base (Ribeiro Guevara et al. 2002, 2005a).

Al tomar como base estos trabajos, surgieron otros estudios de concentraciones elementales en biota, en particular sobre bivalvos debido a que son muy utilizados como bioindicadores de contaminación por metales pesados (Ribeiro Guevara et al. 2004b). Los resultados fueron comparables con los obtenidos en sedimento (Ribeiro Guevara et al. 2005a). También se realizaron trabajos analizando muestras de peces por ser predadores tope en los ambientes estudiados, los cuales al ser integradores de la trama trófica son considerados uno de los componentes más significativos para estimar el potencial de contaminación de elementos traza. Estos trabajos realizados en muestras de músculo e hígado de peces informaron concentraciones elementales comparadas con los contenidos determinados en otros ambientes acuáticos (Arribére et al. 2006, 2008, 2010). Esta revisión tiene como objetivo presentar los resultados más relevantes sobre metales pesados en sedimento, agua y biota en lagos de los Parques Nacionales Nahuel Huapi y Los Alerces.

Descripción del área de estudio

Los trabajos comprendidos en esta revisión exponen resultados obtenidos en el Parque Nacional Nahuel Huapi, en particular de los lagos Nahuel Huapi, Moreno, Morenito, Escondido, Espejo Chico, Trafal, Tonček, Gutiérrez y Mascardi, y en el Parque Nacional Los Alerces, los lagos Futalaufquen y Rivadavia. El Parque Nahuel Huapi ($40^{\circ}8' \text{S}$ - $41^{\circ}36' \text{S}$ y $71^{\circ}2' \text{O}$ - $71^{\circ}6' \text{O}$) está ubicado en el sector norte de la región Andino-patagónica, en las provincias de Neuquén y Río Negro, y cubre unas 710000 ha. Los vientos del Oeste son fuertes y frecuentes y pierden la mayor parte de la humedad en los Andes, lo cual crea un gradiente de precipitación muy marcado que varía desde 3000 mm/año en el Oeste hasta 500 mm/año en el Este. El clima de la región es templado, presentando un marcado gradiente de vegetación que varía desde un denso bosque húmedo y templado en el Oeste hasta un ambiente de estepa en el Este, relacionado con el gradiente de precipitaciones (Paruelo et al. 1998; León et al. 1998). Todos los lagos del Parque tienen origen glacial, y son en su mayoría ultraoligotróficos y monomícticos

cálidos con estratificación termal directa en verano y la termoclina es a menudo muy profunda y puede alcanzar entre 30 y 40 m (Baigún & Marinone 1995; Modenutti et al. 1998). Los asentamientos humanos más grandes en el Parque son San Carlos de Bariloche (~110000 habitantes), Dina Huapi (~2200 habitantes) y Villa la Angostura (~7300 habitantes) en las márgenes Sur, Este y Norte del Lago Nahuel Huapi respectivamente, y Villa Traful (~400 habitantes) en la margen Sur del Lago Traful (INDEC 2001). La actividad económica principal de estos asentamientos es el turismo. En la costa Sur del brazo Este del Lago Moreno hay un pequeño pueblo de casi 200 habitantes y una piscifactoría que tiene una producción de 50 t/año de trucha arco iris (Temporetti & Pedrozo 2001). El Parque Los Alerces (42°56' S - 43°12' S y 71°34' O - 72°07' O) localizado 150 km al sur del Parque Nahuel Huapi, posee características geológicas, climatológicas y biológicas similares al Parque Nahuel Huapi, con una población aproximada de 100 habitantes en Villa Futalaufquen (INDEC 2001).

Metales pesados en ambientes lacustres

El análisis de los metales pesados en los ambientes acuáticos estudiados fue abordado en los diferentes compartimentos de los sistemas, es decir, secuencias sedimentarias de fondo de lago, sedimentos en suspensión, columna de agua, plancton, macroinvertebrados bentónicos y peces (ver detalles metodológicos en información suplementaria www.ecologiaaustral.com.ar).

SEDIMENTOS

Testigos sedimentarios

La evolución temporal de los aportes lacustres fue estudiada a través de su registro en las secuencias sedimentarias. Los contenidos elementales de los estratos más profundos de los testigos fueron considerados valores de línea de base (Tabla

1) respecto de aportes antrópicos, reflejando aportes naturales a los sedimentos lacustres (Ribeiro Guevara et al. 2002, 2005a, 2005b). De lo observado en las secuencias sedimentarias, los elementos antimonio, bario, cesio, zinc, cobalto, hafnio, níquel, selenio, estroncio, titanio y vanadio presentaron perfiles en los cuales no se observaron mayores variaciones con respecto a los valores de línea de base, mientras que las concentraciones de arsénico, manganeso, plata y mercurio en los estratos superficiales superaron dichos valores. Los mayores niveles de arsénico fueron medidos en los estratos superiores de algunos testigos sedimentarios, y se observó que en ellos se comporta como el manganeso. Por otra parte, en los testigos tomados de los lagos Nahuel Huapi, Escondido, Moreno y Morenito se observaron incrementos en los contenidos de cromo en los estratos correspondientes al siglo XIX y principios del XX (Ribeiro Guevara et al. 2005b).

De los metales estudiados en sedimentos, tanto suspendidos como en testigos, la plata y el mercurio resultaron los de mayor interés por su potencial toxicidad en organismos acuáticos.

Las concentraciones de plata en los estratos superficiales de los testigos muestreados en los lagos Nahuel Huapi y Moreno Oeste mostraron enriquecimientos de 2 a 5 veces en comparación con los valores de línea de base. Estos estratos superficiales abarcan períodos de acumulación correspondientes a la segunda mitad del siglo XX, que coincide con un gran incremento poblacional de la ciudad de Bariloche. Sin embargo, este enriquecimiento no fue observado en lagos cercanos como Traful, Espejo Chico y Escondido. Los mayores flujos de plata, de 350 a 470 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ fueron medidos en el Lago Nahuel Huapi cerca del sitio donde los efluentes líquidos de la planta de tratamiento cloacal de la ciudad de Bariloche son vertidos al lago. Los flujos de plata medidos en los otros sitios varían entre 26 y 140 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (Ribeiro Guevara et al. 2005a, 2005b), los cuales son mucho menores al valor registrado en el punto de muestreo cercano a la ciudad (Figura 1).

Tabla 1. Concentraciones de elementos en estratos profundos de testigos sedimentarios considerados como línea de base. Los valores se encuentran en mg/kg, en peso seco, excepto donde está indicado (modificado de Ribeiro Guevara et al. 2005b).

Table 1. Element concentrations of deep layers from sediment cores considered as baselines. Values are in mg/kg, dry weight, unless indicated (modified from Ribeiro Guevara et al. 2005b).

Sitio	Sb	As	Ba	Br	Cs	Co	Cr	Hf	Ni	Se	Ag	Sr	Ti %	V	Zn	Mn	Fe %	Hg*
TRA	0.442	10.14	345	9.9	3.92	19.97	19.5	3.86	33.6	0.45	0.145	292	0.544	175	101.6	918	4.67	<0.1
BL	0.300	6.57	204	3.27	1.73	23.85	57.1	2.95	40.2		0.102	338	0.576	225	90.7	931	4.52	<0.08
BRC	0.36	5.94		4.19	2.85	17.30	53.83			0.56								0.54
PC	0.47	10.95		14.18	3.03	19.27	42.53			0.15								
LLAO	0.42	9.5	333	9.26	4.16	18.46		3.73	42.4	0.359	0.102	254	0.525	200	155.8	931	4.52	0.210
PP	0.399	24.5	348	13.6	5.11	22.17	51.6	3.76	27.9	0.700	0.206	273	0.512	203	172.5	2760	5.50	0.147
ESC	0.222	4.77	159		0.904	38.3	37.4	1.92	42.6	0.443	<0.1	216	0.452	229	91.3	1992	10.15	
MITO	0.180	4.73	160	14.9	1.36	19.04		1.72				180			567		5.61	

Sitios de muestreo: Lago Traful (TRA); Lago Nahuel Huapi: Bahía López (BL), Bariloche (BRC), Puerto Cisnes (PC); Lago Moreno Oeste: Bahía Liao-Liao (LLAO), Punto Panorámico (PP); Lago Escondido (ESC); Lago Morenito (MITO); *Periodo pre-industrial.

En cuanto a las concentraciones de mercurio en los testigos sedimentarios extraídos de los lagos Escondido, Espejo Chico, Morenito, Moreno y Nahuel Huapi se determinaron dos niveles de valores de línea de base en estratos profundos, uno asociado al período pre-industrial [0.08 a 0.21 $\mu\text{g/g}$ PS (peso seco)] y otro correspondiente a tiempos modernos (0.17 a 0.32 $\mu\text{g/g}$ PS). Los perfiles de mercurio en los estratos superiores de los testigos sedimentarios evidencian enriquecimiento respecto a los valores de línea de base, con concentraciones que varían entre 0.5 y 3 $\mu\text{g/g}$ PS, valores similares a sedimentos moderadamente contaminados cercanos a minas de oro, plantas de cloro-álcali y otras actividades industriales (Ribeiro Guevara et al. 2005b). Los períodos de acumulación de estos estratos corresponden a la segunda mitad del siglo XX y se correspondieron con mayores contenidos de materia orgánica, lo que puede asociarse a la circulación de mercurio en los ecosistemas tanto terrestres como acuáticos. Cabe señalar que la materia orgánica también mostró correspondencia con las variaciones observadas en el bromo (Ribeiro Guevara et al. 2005b).

En los testigos tomados de los lagos Moreno, Morenito y Tonček se observaron altos contenidos de mercurio en estratos profundos correspondientes a períodos de acumulación pre-industriales, superándose de 4 a 5 veces los niveles de base en dos tramos de la secuencia correspondiendo, aproximadamente, a los siglos XVIII-XIX, y al siglo XIII (Figura 2; Ribeiro Guevara et al. 2010). Las posibles fuentes podrían estar relacionadas a los incendios extendidos tanto de origen natural como aquéllos antrópicos para la deforestación masiva previa a la colonización española en la región, y los eventos volcánicos que son bien conocidos como fuente de mercurio a escala regional o global y han sido fenómenos muy frecuentes en la zona (Ribeiro Guevara et al. 2010), considerando que se encuentra dentro de la Zona Volcánica Sur (ZVS) (Stern 2004).

En un marco regional, resulta de interés mencionar los trabajos de Urrutia et al (2002) y Chirinos et al (2005) de testigos sedimentarios en lagos chilenos, en los cuales se determinaron

las concentraciones elementales tanto en estratos profundos considerados línea de base como en niveles superficiales, para evaluar los efectos de aportes antrópicos.

En cuanto al trabajo de Urrutia et al (2002) pueden compararse concentraciones elementales de tres lagos andinos chilenos de diferentes latitudes y altitudes, observándose que tanto el cromo como el mercurio presentan valores similares a los lagos argentinos referenciados, con excepción de los incrementos de mercurio medidos en los sitios de muestreo del lago Moreno (LLAO y PP) y el punto cercano a la ciudad de Bariloche (BRC, Lago Nahuel Huapi), de 2 y hasta 7 veces, respectivamente, con respecto a los lagos chilenos. Y los valores de zinc son, en general, entre 2 a 4 veces mayores en los lagos del PNNH.

Por otra parte, la Laguna Chica de San Pedro ($36^{\circ} 51' S, 73^{\circ} 05' O$) es un ambiente impactado por la importante actividad industrial de la región (Chirinos et al. 2005) en el cual sólo zinc y arsénico presentan concentraciones mayores con respecto a los lagos argentinos, mientras que los valores de referencia medidos de hierro, titanio, cromo, vanadio, cobalto, níquel, manganeso y estroncio son similares o ligeramente menores a las de los lagos aquí reseñados.

Sedimentos suspendidos

En cuanto a los sedimentos suspendidos en el Lago Nahuel Huapi (sitios PC y BRC, Figura 1) se observó enriquecimiento de arsénico en correspondencia con mayores contenidos de materia orgánica. También pudo identificarse

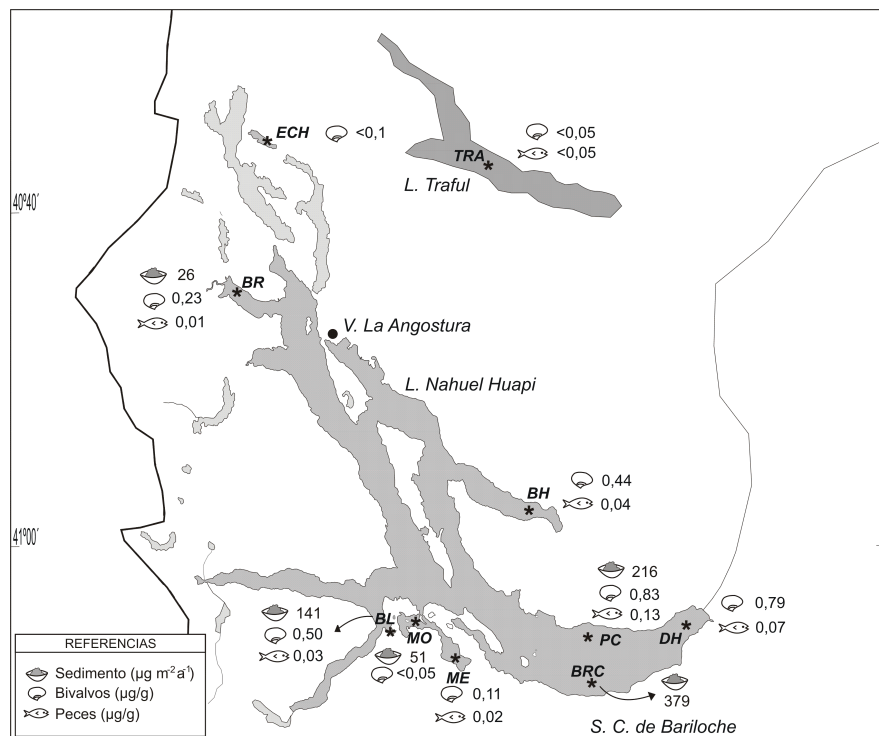


Figura 1. Concentraciones de Plata en distintos compartimentos de lagos del Parque Nahuel Huapi.

Figure 1. Silver concentrations in different compartments of lakes in Parque Nahuel Huapi.

Sitios de muestreo: Lago Espejo Chico (ECH); Lago Traful (TRA); Lago Nahuel Huapi: Brazo Rincón (BR), Brazo Huemul (BH), Bahía López (BL), Puerto Cisnes (PC), Bariloche (BRC), Dina Huapi (DH); Lago Moreno Oeste (MO); Lago Moreno Este (ME).

Tabla 2. Concentraciones de elementos en agua, comparadas con otros ambientes acuáticos del mundo. Los valores se encuentran en µg/L (modificado de Markert et al. 1997).

Referencia	Arsénico	Calcio	Cobre	Hierro	Potasio	Mercurio	Manganeso	Plomo	Azufre	Estroncio	Zinc
Patagonian lakes	nd-<1.2	5298	<0.5-2.6	18.8	361	0.1-1.75*	<1-<4	nd-<2.2	1063	18	2.9
Reference freshwater	0.5	2000	3	500	2000		5	3	4000	50	5
Freshwater world average	1.7-3.0		0.83-15					0-2		6.3-60	1.5-33
Freshwater world average		15000	10	~40	2300		35		5973		10
Lake Constance			0.3-2-0.95					0.04-0.01			0.65-1.96
Lake Beysehir ¹						1.95-2.19		65-96			
Jack of Clubs Lake ²	0.2-0.41		0.3-13.8					0.02-0.45			0.5-6.1
20 lakes NE USA ³	0.0-0.587					0.0-0.021		0.0-1.04			0.05-14.0
Lake Uluabat, Turkey ⁴	0-0.5		0.004-0.33					<0.02-0.04			0.002-0.55

*Perez Catán et al. 2003; ¹Altindag & Yigit 2005; ²Azcue et al. 1995; ³Chen et al. 2000; ⁴Elmaci et al. 2007; nd: nivel de detección.

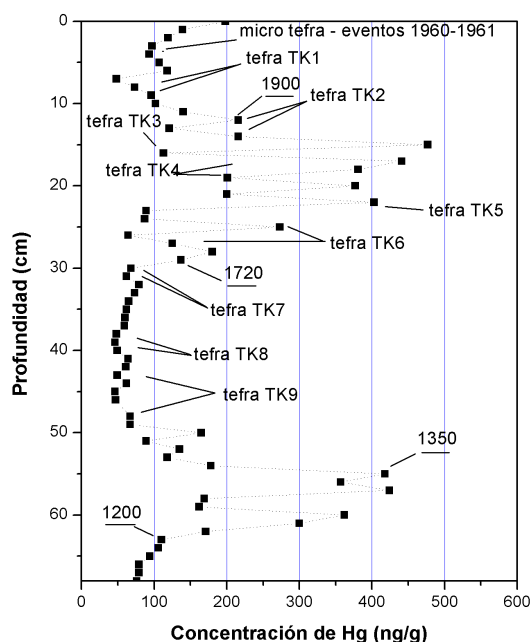


Figura 2. Flujos de Mercurio en el testigo sedimentario del Lago Tonček (modificado de Ribeiro Guevara et al. 2010).

Figure 2. Mercurio fluxes in Lake Tonček sediment core (modified from Ribeiro Guevara et al. 2010).

una fuerte asociación entre el bromo y la materia orgánica, al igual que lo observado en las secuencias sedimentarias. Sólo en el sitio cercano a la ciudad de San Carlos de Bariloche se observó un aumento de la concentración de bromo no asociado a la materia orgánica, 9 a 23 veces mayores en los sedimentos suspendidos respecto a los valores de línea de base, por lo que fue relacionado con un aporte externo de bromo (Ribeiro Guevara et al. 2002).

Las concentraciones de plata en los sedimentos suspendidos colectados en los sitios PC y BRC (Lago Nahuel Huapi) son mayores que los niveles observados en la secuencia sedimentaria, disminuyendo, tanto en testigos como en sedimento suspendido, con la distancia a la ciudad de Bariloche. Pero la relación de concentraciones sedimento suspendido/secuencia sedimentaria es similar, tanto en sitios cercanos a la ciudad como en la margen norte del lago, indicando transporte lateral dentro de la columna de agua. La asociación de plata con las concentraciones de

Tabla 3. Concentraciones de elementos en biota, comparando con biota de otros ambientes acuáticos del mundo. Los valores se encuentran en mg/kg, en peso seco, excepto donde está indicado (modificado de Arribère et al. 2009).

Table 3. Element concentrations in biota compared with biota from other aquatic environments of the world. Values are in mg/kg, dry weight, unless indicated (modified from Arribère et al. 2009).

Referencias	As	Cs	Zn	Co	Cr	Fe	Hg	Rb	Se	Na (%)
Fracción I (10-50 µm)	3.8-23	0.48-3.2	130-3800	1.5-15.7	8.7-176	3200-19000	0.25-260	6.9-46	0.39-1.9	0.19-1.6
Nanoplankton marino			77-168	2.6-3.9	30-96	850-6300				
Fitoplankton marino			822.5(PH)	0.3(PH)	4.3-73.3	2202.5(PH)				
Fitoplankton (lago Piaseczno, Polonia)			11-15(PH)							
Fitoplankton (lago Husainsager, India)										
Fracción II (50-200 µm)	4.9-15	0.29-2.0	110-1530	1.9-21.7	4.2-94	4600-5500	0.08-99	13-46	0.38-2.2	0.15-2.4
Microplankton marino			54-197	1.7-3.3	10-60	838-4490				
Plancton, 45-202 µm (20 lagos, EEUU)	3.2±4.2		230±310				3.6±7.6			
Fracción III (> 200 µm)	1.7-4.1	0.07-0.45	60-234	0.44-2.1	0.69-7.6	430-3000	0.16-8.1	2.2-22	1.5-2.6	0.051-0.60
Zooplankton (lagos cercanos a Sudbury)							0.017-0.08		1.7-10	
Lago Erie									0.8-3.9	
Lagos de Wisconsin							0.033-0.21			
Plancton (20 lagos, EEUU)	0.88±1.09		250±610	< 0.07		161	1.2±1.8			0.12
Lago Baikal			12.6							
Río Guadamar	51-530		2900-7200							
Lago Shahpura			188	24	5390					
Plecópteros (larvas)	0.43-7.1	0.09-0.93	98-255	0.39-5.3	0.95-8.3	640-4800	<0.07-2.4	7.0-31	0.54-2.8	0.39-0.65
Arroyo Ginzan (Japón)	0.31-13		78-1800				0.10-4.0			
Tricópteros (larvas)	0.90-6.6	0.19-0.60	150-420	3.2-12	2.5-10.4	3500-13900	0.69-3.6	9.3-18	0.4-1.6	0.35-0.91
Arroyo Ginzan (Japón)	1.2-33		130-2900				0.18-6.1			
Efemerópteros (larvas)	0.67-6.7	0.18-1.2	85-510	1.3-10	0.92-32	800-8700	0.16-1.4	4.0-48	0.76-3.2	0.16-1.16
Lagos cercanos a fundiciones Efemerópteros (arroyo Ginzan, Japón)	1.2-21		81-12300				0.01-0.08		4.4-12.2	
Odonatos (larvas)	0.87-1.5	0.08-0.24	38-98	0.35-1.8	0.43-4.3	1000-9300	0.23-4.8	9.0-23	0.53-0.8	0.35-0.84
Odonatos (Lagos en Utah, USA)									1.9-11	

PH: peso húmedo.

Tabla 3. Continuación

Referencias	As	Cs	Zn	Co	Cr	Fe	Hg	Rb	Se	Na (%)
Coleópteros (larvas)	1.3-1.4	0.26-0.34	104-105	1.1-1.2	1.5-2.4	370-430	<0.1-0.2	14-16	0.83-1.3	0.96-1.0
Coleópteros (lagos cercanos a fundiciones)							0.033		7.4	
Lagos en Utah (EEUU)									1.9-11	
North Fork (río Alene, EEUU)	2.4		255				0.06			
Río Guadamar	5-25		140-434							

PH: peso húmedo.

manganeso y hierro confirma su circulación en la columna de agua, descartando su asociación al particulado geológico (Ribeiro Guevara et al. 2002, 2005a).

Asimismo, los sedimentos suspendidos del Lago Nahuel Huapi también reflejaron enriquecimiento de mercurio comparados con valores de línea de base y, al igual que en los niveles superiores de las secuencias sedimentarias, mostraron una fuerte asociación con la materia orgánica (Ribeiro Guevara et al. 2002).

AGUA

Las concentraciones elementales en agua de los lagos Nahuel Huapi, Gutiérrez y Mascardi publicadas por Markert et al. (1997), mostraron que las concentraciones en los lagos andino-patagónicos son del mismo orden que la media de las aguas dulces del mundo (Tabla 2), con excepción del calcio cuya concentración es dos veces más alta, y las concentraciones de azufre, hierro, potasio y estroncio, que son más bajas. Una particularidad de estos resultados regionales corresponde a la muestra tomada en el Lago Nahuel Huapi, frente a la ciudad de Bariloche, donde se observó una concentración significativamente más alta de hierro y zinc que en el resto de los sitios estudiados (Markert et al. 1997).

Las concentraciones de mercurio del Lago Nahuel Huapi mostraron valores en el rango entre 0.1 y 0.7 µg/L, excepto en tres sitios, donde se obtuvieron valores de mercurio más elevados (0.9-1.75 µg/L) (Perez Catán et al. 2003). Estos valores corresponden a sitios en los cuales se producen movilizaciones de material por estar próximos a las desembocaduras de los ríos Ñireco y Ñirihuau, y cercano al sitio de descarga de los efluentes líquidos de la planta de tratamiento cloacal de la ciudad de Bariloche (Perez Catán et al. 2003). Si bien se observa cierto enriquecimiento en estos sitios, los niveles se encuentran dentro del rango esperado para aguas superficiales lacustres no contaminadas (1-20 µg/L) (Morel et al. 1998) y por debajo del límite establecido por el **Código Alimentario Argentino para agua potable**. Estas concentraciones sugieren una

vinculación entre el mercurio y el impacto antrópico.

En cuanto a concentraciones elementales regionales en agua, Woelfl et al. (2004) presentan valores obtenidos en el Lago Laja (Chile, 37°17' S; 71°19' O) en el cual se observó que calcio, manganeso, hierro, cobre, arsénico, estroncio y plomo tienen valores similares a los obtenidos por Markert et al. (1997) en los lagos patagónicos. En cuanto al potasio, el valor promedio en los lagos patagónicos es algo más bajo, mientras que el zinc es mayor. Por otra parte, el embalse Rapel (34°02' S; 71°35' O), un lago artificial levemente contaminado por agua de drenaje de una mina de cobre (Woelfl et al. 2004), presenta la mayoría de los elementos con concentraciones más elevadas con respecto a las de los lagos patagónicos referenciados.

plancton de dos sitios del Lago Mascaridi: brazos Catedral y Tronador. El fitoplancton mostró mayores concentraciones de potasio y calcio, y de los elementos traza esenciales manganeso, hierro, cobre y zinc que el zooplancton. En el caso de los elementos no esenciales arsénico y plomo, es notable que los niveles sean similares para fitoplancton y zooplancton. Para los autores, esto indicaría que estas sustancias son tomadas de manera pasiva desde el agua y acumuladas en el organismo, por lo que estos organismos acumularían todos los elementos entre 100 a 1000 veces en relación al ambiente circundante (Markert et al. 1997).

Recientemente se han estudiado concentraciones de metales traza en distintos componentes de la trama trófica planctónica en el Lago Moreno, y se han observado mayores concentraciones de algunos metales como arsénico, cobalto, cromo, hierro, zinc, rubidio y mercurio en las fracciones de menor tamaño (Tabla 3), lo cual evidencia un fenómeno de biodilución de estos elementos en la trama trófica planctónica (Arribére et al. 2010).

PLANCTON

Markert et al. (1997) determinaron los contenidos de numerosos elementos en

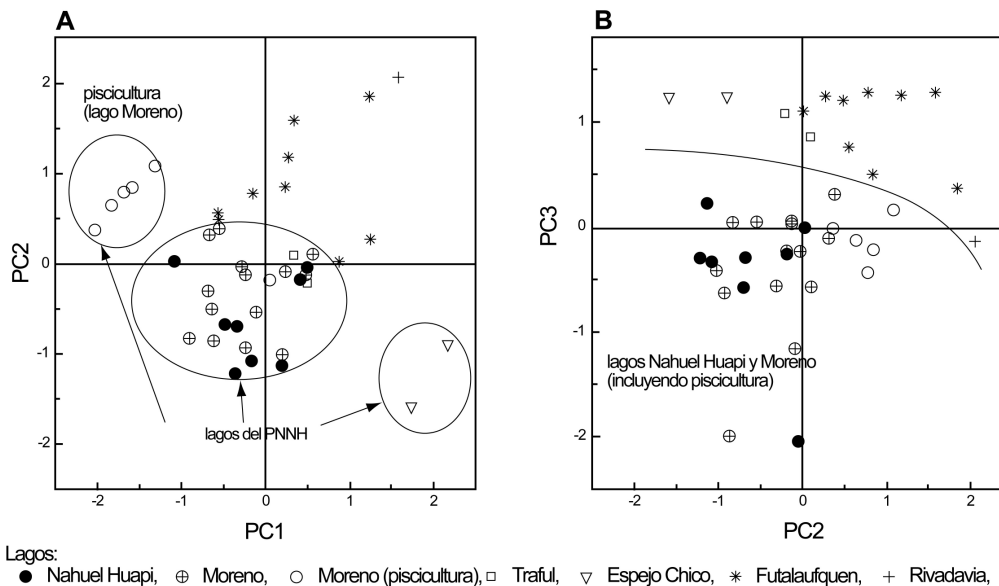


Figura 3. Trucha arco iris: ACP de los sitios de procedencia de los peces de acuerdo a los contenidos de elementos traza en músculo (modificado de Arribére et al. 2006).

Figure 3. Rainbow trout: PCA ordination of fish site of provenance according to the trace element contents in muscle (modified from Arribére et al. 2006).

Tabla 4. Concentraciones elementales medidas en músculo e hígado de peces, y peces enteros, comparando con especies de otros ambientes acuáticos del mundo. Los valores están expresados en mg/kg en peso seco, excepto donde está indicado (modificado de Arribére et al. 2006, 2010).

Table 4. Element concentrations in muscle, liver and whole fish compared with species from other aquatic environments of the world. Values are in mg/kg, dry weight, unless indicated (modified from Arribére et al. 2006, 2010).

Referencias	Cesio	Hierro	Rubidio	Zinc	Mercurio	Selenio	Sodio (%)
Músculo	0.4-6.4	4-69	16-81	12-52	<0.05-4.0	0.48-3.2	0.89 – 5.00
Peces del lago Erie			1.9-9.1				
Trucha de arroyo (lagos Snap y Mackey, Canadá)	0.1-0.9	8-36	28-82	11-28			0.69 – 1.37
Trucha marrón (río Leiner, Göttingen)		20		3.3-3.4			
Trucha marrón (Golfo de Botnia)				4.3-8.0 PH			
Trucha arcoiris (lago artificial, Wyoming, 1994)					0.03-1.05 PH	5.0-9.8	
Truchas y percas (Maine, EEUU) ¹					0.16-0.33 PH	0.63 PH	
Trucha de arroyo (Québec, Canadá) ²					0.05-0.5		
Trucha arcoiris ((Colorado, EEUU) ³	0.2-3.7	85-6200	13-86	40-320	<0.01-7.1	0.055-279	0.2-1.0
Hígado							3.83 – 7.17
Trucha de arroyo (lagos Snap y Mackey, Canadá)	0.1-0.5	156-2330	31-73	88-142			
Trucha marrón (ríos Rugla y Naustebeikken, Noruega)				26-113			
Pez entero (galáxidos y truchas juveniles)	0.089-0.62	50-750	8.9-31	100-330	0.059-1.3	0.88-2.2	0.20-1.3
<i>Yellow perch</i> s		380-2400	2.7-10.7				
Peces de agua dulce (USA)					0.101-1.4		
Peces de agua dulce (Great Salt Lake Basins, EEUU)				77-696	0.04-0.19	2-5.1	
Percas juveniles (lagos de Wisconsin, EEUU)					0.13-0.92		
Percas juveniles (río Alene, EEUU)				89	0.21		
Trucha arcoiris (Colorado, EEUU) ¹						1.05-7.89	

¹Stafford & Haines 1997; ²Braune et al. 1999; ³Bauch 2007. PH: peso húmedo.

Tabla 5. Comparación entre las concentraciones elementales en los peces considerados en este trabajo con los límites seguros para el consumo. Los valores están expresados en peso húmedo (extraído de Bubach 2010).

Table 5. Elemental concentrations comparison between fishes from this work and safe consumption limits. Values in fresh weight (extracted from Bubach 2010).

Elemento	Peces de este trabajo músculo ($\mu\text{g/g}$) ¹	SENASA ($\mu\text{g/g}$)
Hierro	5.0 \pm 1.2	500
Zinc	5.0 \pm 1.4	100
Selenio	0.26 \pm 0.06	0.30
Mercurio	0.17 \pm 0.06	0.50
Plata	<0.10	1.0

¹ valores promedio, \pm desviación estándar.

En referencia a valores elementales regionales en plancton, el trabajo de Woelfl et al. (2004) presenta valores en zoopláncteres que pueden cotejarse con la mayor fracción de plancton estudiada en los lagos argentinos. Las concentraciones de arsénico en esta fracción del plancton son el doble en el Lago Laja (Woelfl et al. 2004), mientras el zinc y el hierro se ven incrementados ligeramente en el Lago Moreno (2 y 1.5 veces, respectivamente). En cuanto al embalse Rapel, (Woelfl et al. 2004), los valores de arsénico son casi 3 veces mayores que los del Lago Moreno, mientras que los de hierro y zinc son similares en ambos ambientes. Por otra parte, las concentraciones de cobre y manganeso en zooplancton del Lago Mascardi son menores a las medidas en los taxa de ambos ambientes chilenos, siendo 4 y 7 veces menores, respectivamente, que en el Lago Laja

MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Los ejemplares de *Diplodon chilensis* colectados en el Lago Nahuel Huapi mostraron mayores concentraciones de plata que en el resto de los lagos y fueron consistentes con lo observado en sedimento (Figura 1). Estos valores fueron asociados geoquímicamente

con el particulado clástico, confirmando la asociación de los mayores contenidos de plata con aportes antrópicos. Además se observó una correlación entre la concentración de plata en tejido digestivo y músculo, mostrando que ambos tejidos dan la misma bioindicación de la distribución de plata en el cuerpo de agua. Los contenidos de arsénico y cromo en músculo y en tejido digestivo fueron mayores en los sitios cercanos a asentamientos humanos (Este del Lago Nahuel Huapi y Lago Moreno). Las concentraciones de mercurio más altas, medidas en muestras de tejido muscular de individuos colectados en los lagos Nahuel Huapi y Moreno, fueron similares a las observadas en situaciones de contaminación, siendo tres a cinco veces más altas que en los otros lagos estudiados (Ribeiro Guevara et al. 2004b).

Los elementos medidos en larvas de insectos del Lago Moreno evidenciaron que un incremento en la carnivoría (nivel trófico) entre los insectos es acompañado por una disminución en la concentración de bario, cobalto, cromo, cesio, hierro y un aumento de bromo. Esto se observó en las larvas de odonatos, las cuales son predatoras y tienden a tener los contenidos elementales más bajos. (Tabla 3). Por el contrario, en los tricópteros se observó una mayor concentración de estos elementos en comparación a las otras larvas de insectos estudiadas y estos valores estarían asociados a los encontrados en biofilm, por lo que podrían estar alimentándose principalmente de este ítem (Arribére et al. 2010).

PECES

Los rangos de variación de las concentraciones de cesio, hierro, sodio, rubidio, zinc, mercurio y selenio medidos en muestras de peces de la zona de estudio fueron comparados con valores de muestras de peces de cuerpos de agua de otras regiones (Tabla 4), observándose que los valores medidos en peces norpatagónicos son, en general, similares a los obtenidos en otros peces de agua dulce, excepto para el cesio, que en particular es alto en el Lago Espejo Chico (Arribére et al. 2006).

En cuanto a las determinaciones de bromo, cesio, hierro, rubidio, selenio, sodio y zinc en músculo de trucha marrón, trucha arco iris y perca se observaron patrones estadísticos que permiten identificar el Parque Nacional de origen, Parque Nahuel Huapi o Parque Los Alerces (Figura 3), como así también a cuál de los lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi corresponden. Por otra parte, los contenidos elementales en hígado aportan información adicional en los salmónidos: distintos patrones permiten diferenciar entre trucha arco iris y trucha de arroyo del Lago Moreno, entre trucha arco iris y trucha marrón del Lago Nahuel Huapi y entre trucha arco iris de los lagos Nahuel Huapi y Moreno (Arribére et al. 2006).

En el Lago Nahuel Huapi, los mayores contenidos de plata en hígado de bagres fueron determinados en las muestras del sitio PC (0.14 y 0.11 $\mu\text{g/g PS}$), donde se registró el mayor flujo de Ag en los sedimentos entre aquellos que fue muestreada la biota (Figura 1). Las concentraciones de plata en hígado de bagres en los sitios de muestreo BR y BL son las más bajas. Si bien los bagres se mueven en el fondo mientras se alimentan, su movilidad sería más restringida comparada con los salmónidos y percas, por lo que podrían ser considerados organismos bioindicadores que reflejen las condiciones ambientales próximas a los sitios de muestreo (Ribeiro Guevara et al. 2005a). La distribución espacial de las concentraciones de plata en el hígado de los bagres es consistente con el análisis de sedimento y bivalvos (Figura 1).

Los contenidos de plata en el hígado de trucha marrón, trucha arco iris y perca fueron mayores en el Lago Nahuel Huapi, variando entre 10 y 29 $\mu\text{g/g PS}$ en los salmónidos, con respecto a los restantes lagos estudiados. Estos valores son altos para lagos sin aportes directos. Por ejemplo, en hígado de truchas en ambientes que han recibido precipitaciones de nubes sembradas con yoduro de plata las máximas concentraciones fueron de 2 $\mu\text{g/g PS}$ (Ribeiro Guevara et al. 2005a).

Las concentraciones de mercurio en músculo de todas las especies estudiadas y de todos los lagos relevados varían entre 0.06 y 4.0

$\mu\text{g/g PS}$, mientras que las concentraciones en hígado varían entre 0.04 a 7.1 $\mu\text{g/g PS}$. La trucha marrón de mayor tamaño que las otras especies y que persigue frecuentemente peces de gran tamaño como percas (Macchi et al. 2007), muestra la concentración promedio más baja de mercurio tanto en músculo como en hígado, la cual no supera 1.0 $\mu\text{g/g PS}$, valor esperado en biota de ambientes no directamente afectados por fuentes antrópicas directas pero superior a lo que se espera en lagos remotos (Arribére et al. 2008).

En el caso de las concentraciones de selenio en músculo de peces, éstas varían entre 0.5 y 3.2 $\mu\text{g/g PS}$, mientras que en hígado de trucha marrón y arco iris llegan hasta 279 $\mu\text{g/g PS}$, valores que superan considerablemente los 20 $\mu\text{g/g PS}$, correspondiente a la concentración en el hígado asociada con toxicidad por selenio. En cambio, las percas y los bagres presentan las concentraciones más bajas de Se en este tejido, siendo los valores máximos 8.5 $\mu\text{g/g PS}$ y 5.5 $\mu\text{g/g PS}$, respectivamente (Arribére et al. 2008).

Los contenidos de selenio en músculo de los salmónidos de los lagos estudiados son similares o ligeramente más altos que los valores medidos en salmónidos de lagos boreales no contaminados (0.08-1.65 $\mu\text{g/g}$ peso húmedo). Sin embargo, están claramente por debajo de los contenidos de selenio en músculo de peces de sitios con aguas ricas en selenio (3-20 $\mu\text{g/g PS}$) (Arribére et al. 2008).

Se compararon valores medios de las concentraciones de elementos traza en peso húmedo de músculo con los límites establecidos por el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) para el consumo humano (Tabla 5), observándose que se encuentran por debajo de los límites establecidos (Bubach 2010).

Por último, las diferencias observadas en las concentraciones de algunos elementos en los distintos compartimentos comparados, entre ambientes a ambos lados de los Andes, pueden deberse a múltiples causales, entre las cuales debe considerarse las contribuciones asociadas a la actividad volcánica. Por su posicionamiento dentro de la ZVS, el área de

estudio ha sido repetidamente afectada por eventos volcánicos durante el Holoceno (Stern 2004). Debido al predominio de vientos del sector noroeste, esta actividad ha dado origen al depósito de cenizas volcánicas en el sector argentino, afectando los lagos y sus cuencas. Pero los eventos volcánicos son, además, una fuente muy importante de gases y elementos trazas a la atmósfera, y puede generar un impacto importante en el ambiente. Numerosos estudios demuestran la emisión de metales como zinc, mercurio, cromo, níquel, cobre, plomo, cobalto, arsénico, selenio, cadmio, entre otros, en cantidades variables dependiendo de cada erupción (Moune et al. 2006; Wardell et al. 2008). Por lo tanto se plantea la posibilidad de que las diferencias en las concentraciones de algunos metales en lagos argentinos y chilenos podrían deberse a las contribuciones asociadas a eventos volcánicos. Para considerar esta posibilidad habría que contar con información sobre la composición de las emisiones de los volcanes que afectan a la zona, ya que hasta el momento es escasa, pudiendo mencionarse el trabajo de Sepúlveda et al. (2004), quienes caracterizaron los gases geotermales presentes en el área Puyehue-Cordón Caulle de manera local, sin evaluar el alcance de dichas emisiones.

CONCLUSIONES

Los contenidos de elementos traza medidos en los distintos compartimentos de los lagos norpatagónicos son similares a los medidos en otros ambientes de agua dulce no impactados, con excepción del mercurio y la plata. En el caso del mercurio en sedimentos y bivalvos, las concentraciones están en el rango que se observa en ambientes moderadamente contaminados, al igual que los niveles de plata en hígado de salmónidos del Lago Nahuel Huapi y los valores promedio de selenio en hígado de salmónidos de los lagos estudiados. Si bien se observa bioacumulación de elementos traza en músculo de peces, los niveles no superan los límites para el consumo humano considerados por SENASA.

Los contenidos de plata y mercurio fueron estudiados en los distintos compartimentos

lacustres debido a su potencial toxicidad y a que los resultados obtenidos mostraron enriquecimiento asociado a impacto antrópico: 1) los incrementos en las concentraciones de plata observados en sedimentos de los lagos Nahuel Huapi y Moreno Oeste están asociados al incremento poblacional de la ciudad de Bariloche, mostrando una fuerte disminución al alejarse de la misma. Las concentraciones de plata en las muestras de biota (bivalvos y peces) fueron consistentes con estas afirmaciones. Estos resultados sugieren que el impacto de la plata en los lagos Nahuel Huapi y Moreno Oeste está asociado a actividades antrópicas; 2) el enriquecimiento en las concentraciones de mercurio observado en los estratos superiores de las secuencias sedimentarias corresponde a períodos de acumulación de la segunda mitad del siglo XX, lo cual refleja una asociación con las actividades antrópicas. Sin embargo, se han observado incrementos significativos de mercurio en períodos pre-industriales, evidenciando que las fuentes naturales de mercurio son muy importantes en esta región. En cuanto a la biota, si bien el plancton presenta la mayor concentración de mercurio se evidencia biodilución de este metal debido a su baja concentración en el zooplancton con relación al fitoplancton, en los predadores planctónicos y en los predadores tope (peces), forma contraria a lo esperado dado que los compuestos de mercurio tienden generalmente a biomagnificar en la cadena trófica. Contar con esta información de base es de gran utilidad ya que permite evidenciar una tendencia en el tiempo, siendo información fundamental para futuros monitoreos, herramienta imprescindible para la toma de decisiones de gestión ambiental.

Por último, si bien han sido mayormente estudiados los contenidos de metales traza en sedimento, bivalvos y peces en varios ambientes lacustres de la región la información de las concentraciones en agua es escasa al igual que en diferentes eslabones de la trama trófica tanto planctónica como bentónica que deben considerarse y compararse entre distintos lagos. Esto brindará un mayor conocimiento de la biodisponibilidad y transferencia de los metales, permitiendo determinar la existencia de biomagnificación

de los mismos en las cadenas alimentarias y su potencial toxicidad en predadores tope.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Ariztegui, a un revisor anónimo y a la Dra. Semmartin que aportaron valiosas sugerencias para mejorar el contenido del manuscrito original. Este trabajo fue financiado con aportes de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) a través de los PICT 2003-13276, PICT 2005-33838 y PICT 2006-1051, del Proyecto 06/C339 otorgado por Universidad Nacional de Cuyo - Secretaría de Ciencia, Técnica y Posgrado - y de la Agencia Internacional de Energía Atómica, mediante el proyecto TAC-ARG/7/006.

BIBLIOGRAFÍA

- ALTINDAD, A & S YİDİT. 2005. Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beyşehir, Turkey. *Chemosphere*, **60**:552-556.
- ARRIBÉRE, MA; S RIBEIRO GUEVARA; DF BUBACH & PH VIGLIANO. 2006. Trace elements as fingerprint of lake of provenance and of species of some native and exotic fish of northern patagonian lakes. *Biol. Trace Elem. Res.*, **110**:71-95.
- ARRIBÉRE, MA; S RIBEIRO GUEVARA; DF BUBACH; M ARCAGNI & PH VIGLIANO. 2008. Selenium and mercury in native and introduced fish species of patagonian lakes, Argentina. *Biol. Trace Elem. Res.*, **122**:43-63.
- ARRIBÉRE, MA; L CAMPBELL; AP RIZZO; M ARCAGNI; J REVENGA; ET AL. 2010. Trace elements in plankton, benthic organisms and forage fish of lake Moreno, Northern Patagonia, Argentina. *Water Air Soil Pollut.*, doi: 10.1007/s11270-010-0330-3.
- AZCUE, JM; A MUDROCH; F ROSA; GEM HALL; TA JACKSON; ET AL. 1995. Trace elements in water, sediments, porewater, and biota polluted by tailings from an abandoned gold mine in British Columbia, Canada. *Journal of Geochemical Exploration*, **52**:25-34.
- BAIGÚN, C & MC MARINONE. 1995. Cold-temperate lakes of South America: do they fit northern hemisphere models? *Arch. Hydrobiol.*, **135**:23-51.
- BAUCH, NJ. 2007. Selenium and mercury concentrations in fish, Wolford Mountain Reservoir, Colorado, 2005. *USGS Report 2007-5019*.
- BRAUNE, B; D MUIR; B DEMARCH; C GAMBERG; K POOLE; ET AL. 1999. Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *Sci. Total Environ.*, **230**:145-207.
- BUBACH, DF. 2010. *Elementos traza en peces de los lagos patagónicos: línea de base, distribución global e impacto antrópico*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- BUBACH, DF; MA ARIBÉRE; S RIBEIRO GUEVARA & S CALVELO. 2001. Study on the feasibility of using transplanted *Protosnea magellanica* thalli as a bioindicator of atmospheric contamination. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **250**:63-68.
- CHEN, CY; RS STEMBERGER; B KLAUE; JD BLUM; C PICKHARDT; ET AL. 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **45**:1525-1536.
- CHIRINOS, L; R URRUTIA; N FAGEL; S BERTRAND; N GAMBOA; ET AL. 2005. Chemical profiles in lake sediments in Laguna Chica de San Pedro (Bio-Bio Region, Chile). *J. Chil. Chem. Soc.*, **50**:697-710.
- CÓDIGO ALIMENTARIO ARGENTINO. (Ley 18.284, reglamentada por el Decreto 2126/71, Anexo I).
- DUFFUS, JH. 2002. "Heavy metals"- A meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure. Appl. Chem.*, **74**:793-807.
- ELMACI, A; A TEKSO; FO TOPAÇ; N ÖZENGİN; S KURTOBLU; ET AL. 2007. Assessment of heavy metals in Lake Uluabat, Turkey. *African Journal of Biotechnology* **6**:2236-2244.
- FICHET, D; G BOUCHER; G RADENAC & P MIRAMAND. 1999. Concentration and mobilisation of Cd, Cu, Pb and Zn by meiofauna populations living in harbour sediment: their role in the heavy metal flux from sediment to food web. *Sci. Total Environ.*, **243/244**:263-272.
- HARIKUMAR, PS; UP NASIR & MP MUJEEBU RAHMAN. 2009. Distribution of heavy metals in the core sediments of a tropical wetland system. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, **6**:225-232.
- HEINEN, JM. 1995. *Water quality criteria, uptake, bioaccumulation, and public health considerations for chemicals of possible concern in West Virginia mine waters used for culture of rainbow trout*. Pp 50 en: Wade, EM & RM Jenkins (ed.). The Conservation Fund Freshwater Institute. West Virginia, USA.
- INDEC. 2001. Censo nacional de población y vivienda.
- KESTELMAN, AJ; G ROMÁN ROSS; MA ARIBÉRE & S RIBEIRO GUEVARA. 1997. Heavy Metals and Rare Earth Geochemistry in Unpolluted and Contaminated Areas of the Nahuel Huapi

- National Park, Río Negro, Argentina. Final Report *Project 8409/RB*, International Atomic Energy Agency.
- LEÓN, RJC; D BRAN; M COLLANTES, JM PARUELO & A SORIANO. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral*, **8**: 125-144.
- MACCHI, PJ; MA PASCUAL & PH VIGLIANO. 2007. Differential piscivory of the native *Percichtys trucha* and exotic salmonids upon the native forage fish *Galaxias maculatu* in Patagonian Andean lakes. *Limnológica*, **37**:76-87.
- MARKERT, B; F PEDROZO; W GELLER; K FRIESE; S KORHAMMER; ET AL. 1997. A contribution to the study of the heavy-metal and nutritional element status of some lakes in the southern Andes of Patagonia (Argentina). *Sci. Total. Environ.*, **206**:1-15.
- MODENUTTI, BE; E BALSEIRO; MC DIÉGUEZ; C QUEIMALIÑOS & R ALBARIÑO. 1998. Heterogeneity of fresh-water Patagonian ecosystems. *Ecología Austral*, **8**:155-165
- MOREL, FMM; AML KRAEPIEL & M AMYOT. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **29**:543-66.
- MOUNE, S; P GAUTHIER; S GIASLASON & O SIGMARSSON. 2006. Trace element degassing and enrichment in the eruptive plume of the 2000 eruption of Hekla volcano, Iceland. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **70**: 461-479.
- PARUELO, JM; A BELTRÁN; E JOBBÁGY; OE SALA & RA GOLLUSCIO. 1998. The climate of Patagonia: General patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*, **8**:85-101.
- PEREZ CATÁN, S; M ARRIBÉRE & R SÁNCHEZ. 2003. Mercury in water. Cap IV. *Investigation of mercury and other heavy metals in water bodies of Nahuel Huapi National Park, Argentine Patagonic Andean Range. Baselines determination, trophic web pathways investigation, and contamination source identification*. Final report IAEA Technical Co-operation Project ARG/7/006.
- RIBEIRO GUEVARA, S; M ARRIBÉRE; S CALVELO & G ROMÁN ROSS. 1995. Elemental composition of lichens at Nahuel Huapi National Park, Patagonia, Argentina. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **198**:437-448.
- RIBEIRO GUEVARA, S & MA ARRIBÉRE. 2002. ¹³⁷Cs dating of sedimentary cores from lakes of Nahuel Huapi National Park, Patagonia, Argentina: historical records and profile measurements. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **252**:37-45.
- RIBEIRO GUEVARA, S; J MASSAFERRO; G VILLAROSA; MA ARRIBÉRE & A RIZZO. 2002. Heavy metal contamination in sediments of lake Nahuel Huapi, Nahuel Huapi National Park, Northern Patagonia, Argentina. *Water Air Soil. Pollut.*, **137**:21-44.
- RIBEIRO GUEVARA, S; A RIZZO; R SÁNCHEZ & MA ARRIBÉRE. 2003. ²¹⁰Pb fluxes in sediment layers sampled from Northern Patagonia lakes. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **258**:583-595.
- RIBEIRO GUEVARA, S; D BUBACH & M ARRIBÉRE. 2004a. Mercury in Lichens of Nahuel Huapi National Park, Patagonia, Argentina. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **261**:679-687.
- RIBEIRO GUEVARA, S; DF BUBACH; PH VIGLIANO; G LIPPOLT & MA ARRIBÉRE. 2004b. Heavy metals and other trace elements in native mussel *Diplodon chilensis* from Northern Patagonian lakes, Argentina. *Biol. Trace Elem. Res.*, **102**:245-63.
- RIBEIRO GUEVARA, S; MA ARRIBÉRE; DF BUBACH; PH VIGLIANO; AP RIZZO; ET AL. 2005a. Silver contamination on abiotic and biotic compartments of Nahuel Huapi National Park lakes, Patagonia, Argentina. *Sci. Total Environ.*, **336**:119-134.
- RIBEIRO GUEVARA, S; A RIZZO; R SÁNCHEZ & MA ARRIBÉRE. 2005b. Heavy metal inputs in Northern Patagonia lakes from short sediment cores analysis. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **265**:481-493.
- RIBEIRO GUEVARA, S; M MEILI; A RIZZO; R DAGA & MA ARRIBÉRE. 2010. Sediment records of highly variable mercury inputs to ultraoligotrophic mountain lakes in Patagonia during the past millennium. *Atmos. Chem. Phys.*, **10**:3443-3453.
- ROMÁN ROSS, G; S RIBEIRO GUEVARA & MA ARRIBÉRE. 1997. Evaluation of natural processes and human inputs on riverine sediments at Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Proc. of the IV ENAN*. Poços das Caldas, Minas Gerais, Brasil.
- SEMPLE, KT; KJ DOICK; KC JONES; P BURAUER; A CRAVEN; ET AL. 2004. Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated. *Environ. Sci. Technol.*, **38**:228A-231A.
- SENASA. *Tolerancia en el tenor de metales y metaloides. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria*. Decreto 4238/68. 17.4 y 23.14.8. Res. 533-10.05.94.
- SEPÚLVEDA, F; K DORSCH; A LAHSEN; S BENDER & C PALACIOS. 2004. Chemical and isotopic composition of geothermal discharges from the Puyehue-Cordón Caulle area (40.5° S), Southern Chile. *Geothermics*, **33**:655-673.
- STAFFORD, CP & TA HAINES. 1997. Mercury concentrations in Maine sport fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, **126**:144-152
- STERN, C. 2004. Active Andean volcanism: its geologic and tectonic setting. *Revista Geológica de Chile*, **31**:161-206.
- TEMPORETTI, PF & FL PEDROZO. 2001. Phosphorous release rates from freshwater sediments affected by fish farming. *Aquaculture Res.*, **31**:447-455.

- TULONEN, T; M PIHLSTRÖM; L ARVOLA & M RASK. 2006. Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal. Env. Res.*, **11**:185-194.
- URRUTIA, R; M YEVENES & R BARRA. 2002. Determinación de los niveles basales de metales traza en sedimentos de tres lagos andinos de Chile: Lagos Chungará, Laja y Castor. *Bol. Soc. Chil. Quím.*, **47**:doi: 10.4067/S0366-16442002000400017.
- WARDELL, L; P KYLE & D COUNCE. 2008. Volcanic emissions of metals and halogens from White Island (New Zealand) and Erebus volcano (Antarctica) determined with chemical traps. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, **177**:734-742.
- WOELFL, S; M MAGES; S MERCADO; L VILLALOBOS; M OVARI; ET AL. 2004. Determination of trace elements in planktonic microcrustaceans using total reflection X-ray fluorescence (TXRF): First results from two Chilean lakes. *Anal. Bioanal. Chem.*, **378**:1088-1094.

Información suplementaria

METODOLOGÍAS EMPLEADAS

Sedimentos

Los testigos sedimentarios cortos fueron extraídos de los lagos Nahuel Huapi (sitios Brazo Rincón (BR), Bahía López (BL), Bariloche (BRC) y Puerto Cisnes (PC)), Moreno (sitios Llao-Llao (LLAO) y Punto Panorámico (PP)), Morenito, Escondido, Trafal, Espejo Chico y Tonček durante los años 1999-2004 mediante un muestreador de gravedad activado con un mensajero. Los testigos fueron recuperados en tubos de acrílico de 6 cm de diámetro que luego fueron cortados longitudinalmente y analizados visualmente. Posteriormente ambas mitades semi-cilíndricas del testigo fueron submuestreadas cada 1 cm, pesadas para obtener la masa húmeda, liofilizadas hasta peso constante y pesadas nuevamente. Las secuencias sedimentarias fueron fechadas por medio de la medición de perfiles de actividad específica de ^{210}Pb y ^{137}Cs por espectrometría gamma de alta resolución. Las actividades específicas se obtuvieron con un detector de germanio hiperpuro de forma plana, HPGe (High-Purity Germanium) LO-AX (Low-Energy Photon Spectrometer) de EG&G Ortec. Para la eficiencia de calibración de los picos de interés se utilizó como material de referencia IAEA-300 Sedimento del Mar Báltico y Pitchblenda IAEA S7, NIST-Sedimento Lacustre y NIST-Suelo Peruano (Ribeiro Guevara et al. 2005b). La datación con ^{210}Pb se realizó mediante el modelo CRS (Constant Rate of Supply, Appleby & Oldfield 1978). Para la datación con ^{137}Cs , los perfiles de actividad específica se compararon con la secuencia de precipitación determinada en esta región, asociada principalmente con las pruebas nucleares en Oceanía desde 1966 a

1974 (Ribeiro Guevara & Arribére 2002; Ribeiro Guevara et al. 2003). Además, los fechados de las secuencias sedimentarias de los lagos Nahuel Huapi (sitio Brazo Rincón), Moreno y Tonček fueron corroborados mediante tefrocronología, a partir de la utilización de los niveles de cenizas volcánicas presentes en las columnas como herramientas de datación. Dicha técnica permitió no sólo la validación de las técnicas isotópicas mencionadas, sino que además extendió el periodo de fechado de las secuencias (Daga 2009)

Los sedimentos suspendidos fueron colectados estacionalmente en tres sitios del Lago Nahuel Huapi: BR, PC y BRC usando una trampa tipo Trypton. Los sitios PC y BRC fueron muestreados durante 2 estaciones en el año 2000 mientras que el sitio BR se muestreó durante cuatro estaciones consecutivas en el año 2002. Las muestras fueron liofilizadas para su posterior análisis (Ribeiro Guevara et al. 2002, 2005b).

Las concentraciones elementales de los sedimentos, tanto de secuencias lacustres como suspendidos, fueron obtenidas mediante Análisis por Activación Neutrónica Instrumental (AANI). Las muestras se irradiaron en el reactor nuclear de investigación RA-6 del Centro Atómico Bariloche. En las mediciones de los espectros gamma se utilizó un detector HPGe y para la determinación de las concentraciones se utilizó el método paramétrico absoluto en la determinación de las concentraciones, empleando constantes obtenidas de tablas (Firestone & Shirley 1996; Mughabghab et al. 1981; Tuli 2000). Los materiales de referencia estándar IAEA-SL1 Sedimentos de Lago y NIST-BRS Sedimento del Río Buffalo fueron analizados por triplicado para corroborar la calidad de los análisis. Los resultados obtenidos mostraron

Agua

Las muestras de agua de los lagos Nahuel Huapi, Gutiérrez y Mascaradi fueron obtenidas usando un colector Hydro-Bios (MERCOS 436 252) a las profundidades de 5 y 40 m en primavera de 1993. Los análisis de metales fueron realizados mediante Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X (TXRF, EXTRA II A, Atomika Instruments Ltd., Oberschleißheim/Munich, F.R.G.) La calidad de los análisis fue controlada por métodos independientes (TXRF y ICP/MS) y usando NIST 1643c como estándar de referencia (Markert et al. 1997).

Las muestras de agua del lago Nahuel Huapi fueron colectadas en 17 puntos localizados en la margen Norte y Sur durante el año 2002, utilizando una botella tipo Van Dorn para los muestreos a 3 m y a profundidad máxima. La determinación de Hg total en agua fue realizada mediante Espectrometría de Fluorescencia Atómica de Vapor Frío (CV-AFS). El equipo empleado fue PSA Analytical modelo Millennium Merlin System (Perez Catán et al. 2003).

Plancton

Las muestras de plancton del Lago Mascaradi fueron extraídas a 5, 10, 20 y 40 m de profundidad, en 2 sitios de muestreo durante la primavera de 1993. Markert et al. (1997) consideraron fitoplancton a la fracción entre 25 y 63 μm y zooplancton a la mayor de 63 μm . Ambas fracciones fueron concentradas utilizando un filtro de 0.45 μm y analizadas mediante TXRF. La calidad de los análisis de metales pesados fue controlada por métodos independientes (TXRF y ICP/MS) y usando estándares de referencia (BCR/CRM 414) (Markert et al. 1997).

En el trabajo realizado en el Lago Moreno, el plancton fue muestreado durante cuatro estaciones consecutivas en los años 2005 y 2006, con redes de tres tamaños de malla (10, 53 y 200 μm) mediante arrastres verticales, en tres sitios de muestreo en el Moreno Oeste y uno en el Moreno Este (Arribére et al. 2010). Los autores consideraron tres

fracciones: fracción I (10 – 50 μm) compuesta principalmente por fitoplancton y ciliados mixotróficos y fracciones II (50 – 200 μm) y III (>200 μm) compuestas principalmente por ciliados, rotíferos, copépodos y cladóceros. Las diferentes fracciones fueron concentradas mediante filtrado con tamaños de malla 0.4 μm , 50 μm y 200 μm , respectivamente (Arribére et al. 2010).

Macroinvertebrados bentónicos

Los ejemplares del bivalvo *Diplodon chilensis* fueron colectados mediante buceo en los lagos Nahuel Huapi (cinco sitios de muestreo), Moreno (dos sitios de muestreo), Espejo Chico y Trafal (Figura 1), durante el verano de 2002. Las muestras consistieron en homogenados de tejido digestivo y de músculo pertenecientes a 15 individuos de tamaño similar por sitio de muestreo (Ribeiro Guevara et al. 2004b).

En el trabajo realizado en el Lago Moreno, los macroinvertebrados bentónicos tales como las larvas de insectos (plecópteros, efemerópteros, odonatos, tricópteros) fueron recolectados manualmente en la zona litoral debajo de rocas y troncos sumergidos durante cuatro estaciones sucesivas en los años 2005-2006. Ejemplares de ciertos grupos taxonómicos, tales como tricópteros, fueron removidos de sus casas y sólo el tejido blando fue utilizado para los análisis (Arribére et al. 2010).

Peces

En los trabajos referenciados sobre los peces de los lagos Nahuel Huapi, Moreno, Espejo Chico, Trafal, Futalaufquen y Rivadavia, tanto los salmónidos introducidos (trucha arco iris, trucha marrón y trucha de arroyo) como los autóctonos (perca, pejerrey y bagre) fueron muestreados estacionalmente durante 2001 y 2002. Los ejemplares fueron capturados con redes agalleras, de diferentes tamaños de malla, colocadas perpendicular o paralelamente a la línea de costa, de 2 a 50 m de profundidad. Los peces fueron separados por especies, medidos y pesados. El tejido muscular y el hígado fueron extraídos para

su posterior análisis (Arribére et al. 2006, 2008, 2010).

Las muestras de plancton, macroinvertebrados bentónicos y peces fueron liofilizadas y homogeneizadas para ser analizadas por AANI. Para comprobar la calidad de los análisis fueron medidos los materiales de referencia IAEA-392 de algas, NRCC-DORM-2 músculo de cazón, NRCC-DOLT-2 hígado de cazón y NRCC-TORT-2 hepatopáncreas de langosta, así como réplicas de muestras (Ribeiro Guevara et al. 2005a; Arribére et al. 2010).

BIBLIOGRAFÍA

APPLEBY, PG & F OLDFIELD. 1978. The calculation

of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *CATENA* 5:1-8.

DAGA, R. 2009. Tefrocronología aplicada a depósitos lacustres en el ámbito de la cordillera patagónica, provincias de Río Negro y Neuquén, Argentina. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.

FIRESTONE, RB & V SHIRLEY. 1996. *Table of Isotopes*, John Wiley & Sons, New York, U.S.A.

MUGHABGHAB, SF; M DIVADEENAM & NE HOLDEN. 1981. *Neutron Cross Sections*, Vols. 1 and 2, Academic Press, New York, U.S.A.

TULI, KJ. 2000. *Nuclear Wallet Cards*, National Brookhaven Laboratory, U.S.A.

Mapa del área de estudio.

