

ESTUDIO BIOGEOQUÍMICO DEL EMBALSE SUATA, VENEZUELA, DE ACUERDO AL CONTENIDO METÁLICO DE SUS SEDIMENTOS DE FONDO, AGUAS Y PECES

BIOGEOCHEMICAL STUDY OF THE SUATA RESERVOIR, VENEZUELA, ACCORDING TO THE METALLIC CONTENT OF THEIR BOTTOM SEDIMENTS, WATER AND FISH

María A. Álvarez^{1*}, Raimundo Aru¹, Marinela Barrero², Ernesto González³, Yorbin González¹ y Greydi Sepúlveda¹

Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, (1) Centro de Química Analítica, (2) Instituto de Ciencias y Tecnología de Alimentos, (3) Instituto de Biología Experimental, Apartado Postal 47102, Caracas 1041-A, Venezuela

*autor de contacto (e-mail: maria.alvarez@ciens.ucv.ve)

Recibido: 18/01/2011 - Evaluado: 04/04/2011 - Aceptado: 19/05/2011

RESUMEN

Se realizó un estudio biogeoquímico mediante el análisis del contenido metálico en muestras de sedimentos de fondo, aguas y peces colectadas mensualmente durante un año. Los sedimentos se encontraron enriquecidos antrópicamente con COT, Zn y Cd, presentando un nivel de contaminación de moderado a fuerte, y según la fracción biodisponible, un riesgo muy alto de Zn y mediano de Ni, Cd, Cr y Co. Estas especies llegarían al embalse, principalmente, mediante la escorrentía superficial de desechos de industrias de producción animal ubicadas en los alrededores y aportes del Río Aragua. Aunque la desorción de los metales desde los sedimentos es improbable dado el pH donde se encuentran (8-9) y la concentración de los metales en las aguas y peces fue menor que las máximas permitidas en las normativas, se encontraron indicios de bioacumulación de Hg y Ni en el hígado de los peces que sugieren mantener el monitoreo del embalse.

ABSTRACT

A biogeochemical study was carried out by analyzing the metallic content in samples of bottom sediments, water and fish collected monthly for one year. The sediments were found anthropogenic enriched with COT, Cd and Zn, presenting a level of pollution from moderated to strong, and according to the bioavailable fraction, a very high risk of Zn and a medium one of Ni and Cd, among others. These species could come to the reservoir, mainly by means of the superficial runoff of wastes from the animal production industries located nearby and contributions from the Aragua River. Although the desorption of metals from the sediments is unlikely given the pH found (8-9) and the concentration of metals in water and fish was less than the maximum allowed in the regulations, evidence of bioaccumulation of Hg and Ni were found in the liver of the fish suggesting to keep monitoring the reservoir.

Palabras clave: estudio biogeoquímico; metales pesados; sedimentos; bioacumulación

Keywords: biogeochemical study; heavy metals; sediments; bioaccumulation

INTRODUCCIÓN

El ingreso de los metales al ciclo hidrológico procede de dos fuentes principales: las de origen geoquímico, cuyo aporte se da a partir de los minerales, que por causas de meteorización y erosión son arrastrados al agua, y las fuentes de origen antropogénico, mediante los residuos producidos por la actividad humana. Una vez que estos metales ingresan a los ecosistemas acuáticos se fijan rápidamente en los sedimentos, por lo que éstos pasan a ser un almacén con un contenido de metales superior en varios órdenes de magnitud al del agua. Además de las fuentes antrópicas y litogénicas, la concentración de metales en los sedimentos también depende de las características texturales, contenido de materia orgánica, composición mineralógica y ambiente deposicional de los mismos (Singh et al., 1999). Según Forstner (1981), los elementos traza de origen antropogénico se asocian a sedimentos con tamaños de grano menores a 63 micrómetros, razón por la cual en este tamaño de partícula existen numerosos estudios de metales pesados a nivel mundial.

Los metales presentes en los sedimentos pueden ser liberados a la columna de agua por cambios en las condiciones ambientales tales como pH, potencial redox, concentración de oxígeno disuelto y la presencia de quelatos orgánicos (Martincic et al., 1990) o al ser ingeridos con las partículas de materia orgánica por los organismos bentónicos, pudiéndose acumular y mover a lo largo de la cadena trófica (Deacon y Driver, 1999). Dado que los sedimentos pueden actuar como un reservorio de contaminantes de origen antropogénico, su análisis químico, incluyendo la identificación, cuantificación y distribución de especies interconvertibles, es un componente valioso en la evaluación de los ambientes acuáticos (Parkison y Dust, 2010).

El empleo de la concentración total de los metales como criterio de evaluación de los efectos potenciales de los sedimentos no es apropiado, ya que implica que todas las formas químicas de un metal dado tienen igual impacto en el ambiente (Singh et al., 2005). La fracción biodisponible o móvil de los metales ligados a los sedimentos se determina aplicando procedimientos de extracción secuencial, basados en esquemas operativos de pasos sucesivos donde el sedimento se coloca en diferentes fases de extracción, sometándose a ciertas condiciones de temperatura, pH y tiempo de digestión, que dependen de la fase propiamente. Desde que Tessier et al. (1979), propusieron el primer esquema de extracción secuencial, se han desarrollado diversos procedimientos entre los cuales se encuentra el propuesto por la Community Bureau of Reference (BCR) cuya versión modificada (Rauret et al., 1999), tiene la fortaleza de disponer de materiales certificados que garantizan su aplicación, por lo que es ampliamente empleado (Martínez-Fernández et al., 2011; González et al., 2009; Žemberyová et al., 2007).

En el estudio de la acumulación y enriquecimiento de metales pesados en los sedimentos se emplean técnicas de normalización geoquímica las cuales permiten determinar el enriquecimiento del sedimento en relación al metal, el grado de contaminación e incluso la toxicidad del sedimento (Juárez et al., 2005). Entre estos índices de contaminación se destacan el factor de enriquecimiento (FE) (Ergin et al., 1991; Sutherland, 2000) y el índice de geoacumulación (Igeo) (Muller, 1969), en cuyo cálculo se emplean valores de línea base, idealmente de la zona de estudio o en su defecto valores internacionales aceptados como el promedio mundial para lutitas de Turekian y Wedepohl (1961). También se emplea el Código de Evaluación de Riesgo (RAC) (Perin et al., 1985) que clasifica el riesgo que representa el sedimento de acuerdo al porcentaje de la fracción biodisponible del elemento que se encuentra en los mismos. La aplicación de estos índices de contaminación, así como de otras herramientas estadísticas como el análisis de correlaciones y de componentes principales son de uso general en la literatura (Qi et al., 2010; Duan et al., 2010; Christophoridis et al., 2009; Kaushik et al., 2009; Singh et al., 2005), ya que permiten la evaluación de la contaminación así como interpretar y determinar su origen y vías de entrada.

Dada la toxicidad de algunos metales para el ser humano, es importante conocer y controlar su contenido en los diferentes compartimientos, sedimentos, aguas y organismos vivos que conforman el sistema acuático. Así, organizaciones internacionales han fijado criterios de calidad mundialmente aceptados, que recomiendan concentraciones máximas de metales en diferentes tipos de muestras ambientales, como los de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2006) que, entre otros contaminantes, aplican para la

concentración de metales disueltos en aguas, o los contemplados por la Unión Europea (CE) en el RCE 466 (2001) para productos alimenticios, entre ellos peces, con vistas a reducir su presencia a los niveles más bajos posibles y que razonablemente permitan las buenas prácticas agrícolas y de fabricación.

El crecimiento demográfico explosivo en América Latina y en la región del Caribe, con el resultante incremento en la demanda de recursos hídricos, ha estimulado la construcción de lagos artificiales para propósitos diversos (Salas y Martínó, 1991). Muchos de estos embalses de la zona tropical han sufrido las consecuencias de la eutrofización, lo cual interfiere con los usos a los cuales se destinan estos cuerpos de agua. La eutrofización, definida como el enriquecimiento por nutrientes de las masas de agua, especialmente nitrógeno y fósforo, con el consecuente aumento en la productividad biológica del sistema (Ryding y Rast, 1989), puede causar problemas severos sobre la calidad del agua (Pütz y Benndorf, 1998). Normalmente, este enriquecimiento de nutrientes y los problemas de los cuerpos de agua son debidos a la acción antrópica sobre dichos ecosistemas y sobre su cuenca de drenaje (Matsumura-Tundisi et al., 1981; Jorgensen y Vollenweider, 1988).

En Venezuela, los estudios relacionados con la contaminación metálica en ambientes acuáticos se ha concentrado en las cuencas del río Tuy, Lago de Maracaibo y Lago de Valencia, donde la contaminación se debe al desarrollo en sus cercanías de actividades urbanas, industriales, mineras y agropecuarias, siendo el Lago de Maracaibo el cuerpo de agua más contaminado debido a la industria petrolera (Salazar-Lugo, 2009). También se han realizado algunos estudios en otras zonas de Venezuela (Fuentes, 2010; Márquez et al., 2008a; Márquez et al., 2008b; Márquez et al., 2002) y numerosos estudios sobre la contaminación por mercurio derivada de las actividades de explotación de oro en diferentes áreas del Estado Bolívar (Shrestha y Ruiz de Quilarte, 1989; Veiga et al., 2005).

Los estudios sobre la contaminación metálica en la cuenca del Lago de Valencia, donde se encuentra el embalse Suata, que evaluaron los sedimentos de fondo del lago y suelos de zonas aledañas (Mogollón y Bifano, 1993; Mogollón y Bifano, 1996; Mogollón y Bifano, 2000) y más recientemente muestras de aguas, peces y sedimentos del lago (MARN, 2001), así como las aguas del lago y sus tributarios (MARNR- JICA, 2001), han revelado el deterioro de la cuenca y la presencia de contaminantes metálicos, que abarcan, además del Lago de Valencia, los embalses Suata y Taiguaiguay y diferentes ríos y quebradas. Esta información no se ha actualizado en los últimos años, tiempo en el cual, el desarrollo industrial y poblacional de la cuenca ha seguido en aumento, lo cual ha motivado este estudio.

PARTE EXPERIMENTAL

Zona de estudio

El embalse Suata (Figura 1) se encuentra ubicado en la cuenca del Lago de Valencia, Estado Aragua, Distrito Ricaurte, 6 Km al Sur-Oeste de la ciudad de La Victoria. Fue puesto en funcionamiento en 1950, estimándose su tiempo de vida en 100 años. Su capacidad es de 13 m³/s y es alimentado por el río Aragua desde el Dique la Curía, conectado por un canal de aducción de unos 962 m, y recibe aportes de las quebradas El Mamón y Agua Blanca. Su nivel máximo es de 509,90 m.s.n.m., para una capacidad máxima de 43 millones de m³ y un área máxima de 850 Ha. El embalse no tiene aliviadero y sus aguas son utilizadas para la alimentación de un sistema de irrigación con una superficie de 2000 Ha. Litológicamente, el embalse se encuentra en una cuenca conformada por las formaciones Paracotos, Tucutunemo y Los Naranjos (Castillo et al., 1973). Alrededor del embalse se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas así como factorías para la producción de porcinos y aves de corral. De manera adicional, el embalse se emplea para fines recreativos. De acuerdo a normativas nacionales (Decreto 883, 1995; Decreto 3.219, 1999), las aguas del embalse están destinadas a usos agropecuarios. Sus coordenadas geográficas son 10° 11' 36,52" N y 67° 23' 49,89" W.

Muestreo

La recolección de las muestras se realizó durante un año, desde noviembre 2007 a octubre 2008, en dos estaciones (Figura 1) escogidas con el objeto de determinar diferencias entre la zona cercana al dique, cerca del

cual llegan las descargas del Rio Aragua, tributario principal del embalse (P1), y la ubicada al otro extremo del embalse (P2) en cuyos alrededores se encuentran industrias de producción animal (P1: 10°12'33" N, 67°23'19" W; P2: 10° 11' 18" N, 67° 24' 32" W). Dado que no se conocen estudios previos de este tipo realizados en el embalse, el muestreo se realizó mensualmente para determinar adicionalmente posibles variaciones temporales. Los sedimentos fueron colectados empleando una draga Ekman captándose los sedimentos de los primeros 10 cm del fondo del embalse. Las muestras de agua fueron colectadas con una botella del tipo van Dorn (5 L) a dos niveles (superficial y cercano a los sedimentos). Los peces se capturaron durante el muestreo. En total se recolectaron 18 muestras de sedimentos, 48 muestras de agua y 21 de peces. Durante el muestreo se tomaron medidas de los parámetros fisicoquímicos del agua (pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto) y en el laboratorio se determinaron las concentraciones de nitratos, nitratos, amonio, nitrógeno total, ortofosfatos y fósforo total. Las muestras se mantuvieron refrigeradas por unas horas, hasta su llegada al laboratorio.

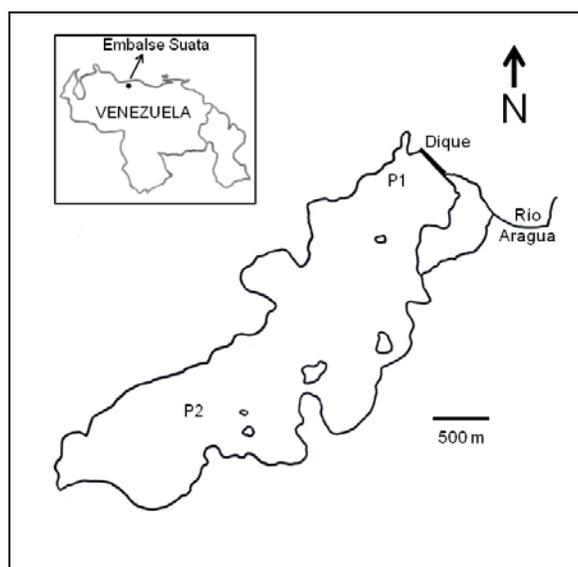


Fig. 1: Ubicación relativa del embalse Suata y localización de puntos de muestreo

Tratamiento de las muestras

Muestras de agua. En el laboratorio, las muestras de agua fueron filtradas (0,45 μ m) y se les ajustó el pH con ácido nítrico tridestilado (pH <2), dejándolas en refrigeración hasta su análisis.

Muestras de sedimentos. Los sedimentos fueron tamizados en húmedo, pasándolos por un set de tamices desde 1 a 0,063 mm, para determinar su granulometría y secados a temperatura ambiente. Posteriormente, fueron disgregados, pulverizados y almacenados, en bolsas plásticas apropiadamente rotuladas, en un desecador. Para su análisis químico, los sedimentos se sometieron a una digestión total asistida con digestor de microondas siguiendo la normativa 3052 de la EPA (USEPA, 1996), la cual emplea ácido nítrico y fluorhídrico, para la determinación de la concentración total de los elementos. La movilidad y biodisponibilidad de metales en los sedimentos se determinó empleando el procedimiento de extracción secuencial BCR-modificado (Rauret et al., 1999).

Tejidos de peces. Los peces capturados fueron lavados con abundante agua y disectados, para obtener las muestras de músculo e hígado las cuales se mantuvieron a -30 °C hasta su liofilización. Posteriormente, las muestras fueron sometidas a una digestión ácida asistida con digestor de microondas empleando ácido nítrico y peróxido de hidrógeno.

Análisis químico de los metales

Las muestras se analizaron empleando las espectrometrías atómicas de fluorescencia con generación de vapor frío (CV-AFS) para la determinación de Hg en todas las muestras, de absorción con atomización electrotrémica (ETAAS) para el análisis de las muestras de agua y tejidos de peces, y con llama (FAAS) y de emisión con plasmas acoplados inductivamente (ICP-OES) para el análisis de las muestras de sedimentos. La exactitud y precisión de las metodologías de análisis aplicadas fueron determinadas empleando muestras de referencia certificadas (sedimentos certificados para la digestión total (LKSD-4) y extracción secuencial del esquema BCR-modificado (BCR-701); muestras de aguas (TM-26.3, certificada para todos los elementos analizados excepto Hg, y Nist 1641d, certificada para Hg); muestra de tejido de ostra (NIST-1566b) y muestra de hígado de bovino (BCR-185R) para las cuales se obtuvieron concentraciones que no difirieron significativamente ($p \geq 0,05$) de los resultados certificados en cada caso. Los análisis de las muestras se realizaron por triplicado.

Tratamiento de los datos

Los resultados del contenido total de los metales en los sedimentos fueron comparados con valores base internacionales (Turekian y Wedepohl, 1961), determinándose el índice de geoacumulación (*Igeo*) (Muller, 1969) y el factor de enriquecimiento (FE) (Ergin et al., 1991; Sutherland, 2000) empleando al Ti como elemento normalizador. La movilidad y biodisponibilidad de los metales en los sedimentos así como el índice de riesgo de contaminación de los sedimentos (RAC) (Perin et al., 1985) se determinaron en base a la fracción biodisponible de los elementos, la cual corresponde al porcentaje que se encuentra en formas químicas solubles, intercambiables y enlazadas a carbonatos. Para las muestras de aguas y tejidos de peces se realizaron comparaciones entre las concentraciones obtenidas con los valores máximos permitidos en normativas nacionales (Decreto 883, 1995; Decreto 3.219, 1999; Covenin 1087, 1998; Covenin 1766, 1995) e internacionales (USEPA, 2006; RCE 466, 2001). Adicionalmente, se realizaron análisis de correlación múltiple (empleando al coeficiente de Spearman como estadístico) para determinar posibles relaciones entre las variables y establecer posibles fuentes y formas de introducción de los elementos en el sistema acuático. Los datos fueron analizados empleando el paquete Statgraphic Plus versión 5.1 para Windows.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El embalse Suata es alimentado por el río Aragua que, en su recorrido, recoge las aguas servidas de varias poblaciones las cuales son vertidas al embalse sin un tratamiento adecuado de saneamiento previo. Esto se refleja en las elevadas concentraciones de nutrientes, de nitrógeno total y de fósforo total registradas en la columna de agua de cada zona de muestreo del embalse (González et al., 2009). Las concentraciones promedios de fósforo total ($>1500 \mu\text{g/l}$), nitrógeno total ($>1700 \mu\text{g/l}$), nitratos ($>140 \mu\text{g/l}$), amonio ($>160 \mu\text{g/l}$), nitritos ($>10 \mu\text{g/l}$) y ortofosfatos ($>900 \mu\text{g/l}$), permitieron clasificar este cuerpo de agua como hipereutrófico (González et al., 2009), lo cual es consecuencia de las actividades antrópicas en su cuenca de drenaje.

Sedimentos

De acuerdo a la granulometría, las muestras de sedimentos del embalse Suata correspondieron a la categoría de limos y arcillas, con un tamaño de grano inferior a $0,063 \text{ mm}$. El análisis estadístico realizado, indicó que la concentración total de los metales en los sedimentos no presentó variaciones estacionales. Sin embargo, se encontraron variaciones espaciales, obteniéndose concentraciones más elevadas de Pb y Zn y menores de COT en la estación P1, cerca del dique, respecto a la P2.

Las concentraciones promedio de los elementos minoritarios y trazas determinadas en los sedimentos (Tabla 1) presentaron valores superiores a los valores base para lutitas de Turekian y Wedepohl (1961), a excepción del Hg. La concentración promedio de Hg fue inferior a la señalada en el año 2001 ($0,16 \mu\text{g Kg}^{-1}$) para los sedimentos de fondo del Lago de Valencia (MARN, 2001). La concentración de COT se encontró en el intervalo

de 4,7-8,42 % p/p, que de acuerdo al criterio de algunos autores (Mogollón y Bifano, 2000) representa un enriquecimiento elevado, el cual es atribuido a los desechos orgánicos provenientes de las industrias de producción animal que se encuentran en los alrededores del embalse. Excepto para el Pb, el orden de concentración de los elementos en los sedimentos es similar al obtenido por MARN (2001) (Zn>Pb>Cu>Ni>Cd>Hg) en los sedimentos del Lago de Valencia cercanos a la desembocadura del río Aragua, en los cuales se ha determinado el aporte antropogénico producido por las descargas del río Aragua (Mogollón y Bifano, 1996; MARN, 2001).

El FE fue determinado empleando al Ti como elemento normalizador y los valores base de Turekian y Wedepohl (1961), de acuerdo a la ecuación 1 (Ergin et al., 1991), donde C_n y C_m son las concentraciones del elemento a estudiar y la del elemento normalizador, respectivamente, en la muestra en estudio (M) y en la considerada como referencia (Ref), en este caso los valores base de Turekian y Wedepohl (1961):

$$FE = [(C_n/C_m)_M / (C_n/C_m)_{Ref}] \tag{1}$$

El I_{geo} fue determinado de acuerdo a la ec. 2 (Muller, 1969) empleando los valores de Turekian y Wedepohl, (1961), donde C_n y B_n son las concentraciones del metal en la muestra en estudio y la considerada como valor base, respectivamente:

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / 1,5 B_n] \tag{2}$$

De acuerdo a los valores promedio de FE determinados (Tabla 1), los sedimentos presentaron un enriquecimiento antropogénico de Cd, Zn y Cu ($FE > 1$) que alcanza un grado de moderado para el Cd y el Zn ($FE: 2-5$) de acuerdo a la escala de Sutherland (2000). Asimismo, según los valores promedio del I_{geo} (Tabla 1) la contaminación de los sedimentos con Cd y Zn es de moderada a fuerte, y de nula a moderada con Cu.

Tabla 1: Concentraciones promedio e índices de contaminación en los sedimentos del embalse Suata

Elemento	Concentración promedio ^a	Niveles bases		Índices de contaminación ^b	
		Turekian y Wedepohl, 1961	FE	I_{geo}	
Hg	0,120 ± 0,006	0,4	0,1	-2,3	
Cd	3,2 ± 0,4	0,3	4,2	2,8	
Cr	143 ± 12	90	0,6	0,1	
Cu	132 ± 11	45	1,2	1,0	
Ni	78 ± 6	68	0,5	-0,4	
Pb	27 ± 9	20	0,6	-0,2	
Zn	595 ± 143	95	2,5	2,1	
Co	25 ± 2	19	0,5	-0,2	
Mn	1382 ± 199	850	0,6	0,1	
V	151 ± 16	130	0,5	-0,4	
C_{OT}	7 ± 1				

^a Concentración expresada en mg Kg⁻¹; ^b En negrilla valores de los índices de contaminación que indican enriquecimiento

El estudio de correlaciones interelementales mostró correlaciones significativas ($p < 0,05$) entre el C_{OT} con todos los elementos traza, excepto el Hg, Co y Cr, así como entre los elementos Cu, Ni, Zn, Cd y Pb, lo cual indica una contribución antrópogénica de dichos elementos y un ingreso conjunto de los mismos al sistema acuático, bien junto con el C_{OT} o enlazándose al mismo una vez introducidos al sistema. Por otra parte, se encontraron correlaciones entre el Zn con el Al, Mg y Fe y para el Cu con el Ti y Co, que muestran que la concentración de los elementos Zn y Cu en los sedimentos tiene un origen tanto litogénico como antropogénico. Los aportes antropogénicos de Zn y Cu se atribuyen principalmente a las elevadas dosis de estos elementos añadidas a determinadas dietas de porcinos y aves de corral, que ocasionan que los purines de estos animales puedan contener concentraciones entre 13-31 mg Kg⁻¹ de Cu y 86-198 mg Kg⁻¹ de Zn (Adriano, 2001). Estos elementos llegarían al embalse por el arrastre por las escorrentías superficiales junto con el C_{OT} derivado de los desechos

de las industrias de producción animal que se encuentran en los alrededores del embalse, y las de Cd y Pb pudieran derivarse parcialmente del empleo de Zn en grandes cantidades, al cual en general se encuentran químicamente asociados (Thornton, 1986). Otro aporte antropogénico de los elementos Cd, Pb, Zn, Ni, Pb, Co y Cr en los sedimentos a considerar es el relacionado con las descargas del Río Aragua al embalse. Este río acarrea las descargas de varias poblaciones y en los sedimentos de fondo del Lago de Valencia cercanos a su desembocadura también se ha determinado un enriquecimiento con Pb, Zn, Ni, Cu y Cr entre 2 y 16 veces la línea base (Mogollón y Bifano, 2000).

El estudio del fraccionamiento químico realizado mostró similitudes entre los sedimentos de las estaciones P1 y P2, excepto en la fracción disponible de los elementos Cd y Zn (intercambiable y carbonático) para los cuales se observaron porcentajes menores en la estación P2, más cercana a las industrias de producción animal, donde se encontró la mayor concentración de C_{OT} . La disminución de la concentración total así como en la fracción biodisponible de Cd y Zn en los sedimentos que contienen las mayores concentraciones de C_{OT} se debería a la formación de complejos solubles de estos elementos con la materia orgánica, descrita por otros autores (Sánchez, 2003). De acuerdo al porcentaje promedio de los elementos extraído en la primera fracción del esquema de extracción BCR-modificado, que corresponde al porcentaje del elemento que se encuentra biodisponible como especies químicas solubles en agua, intercambiables y enlazado a los carbonatos (Rauret et al., 1999) (Figura 2), la movilidad de los elementos en los sedimentos siguió el orden: $Mn(59\%) \geq Zn(58\%) > Ni(17\%) > Co(15\%) > Cd(13\%) > Cr(11\%) > Cu(2\%)$. De acuerdo al código de evaluación de riesgos (Perin, 1985) basado en la fracción biodisponible de los elementos, los sedimentos representan un riesgo muy alto de Zn, mediano riesgo de Cd, Co, Cr y Ni y bajo riesgo de Cu. Sin embargo, este riesgo es potencial, puesto que el intercambio de los metales desde los sedimentos hacia el cuerpo de agua, no está favorecido por el pH básico presente (8-9). Así, la mayoría de los metales se encuentran retenidos en los sedimentos, lo cual explicaría la escasa variación anual en su concentración.

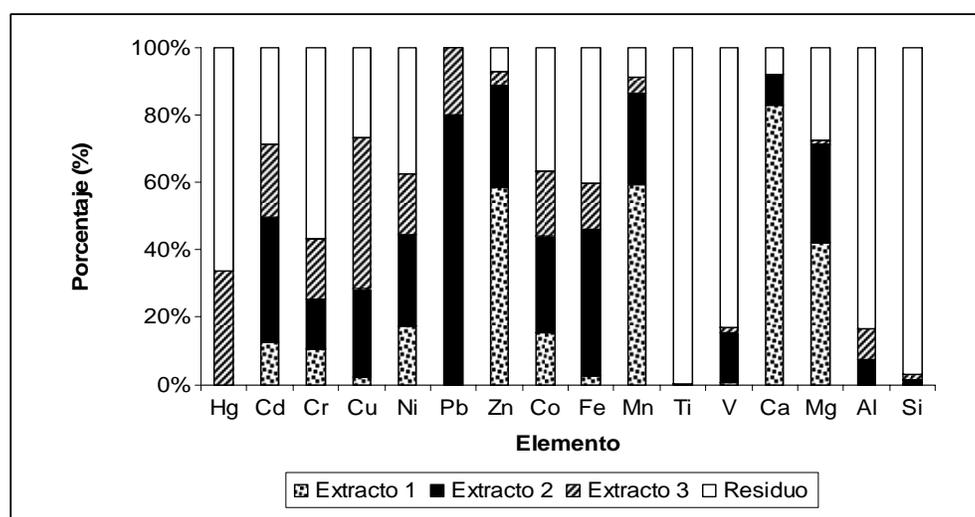


Fig. 2: Porcentajes promedio de extracción de los elementos en los sedimentos

Aguas

La concentración promedio de los metales disueltos en las aguas del embalse Suata (Tabla 2) se encontraron por debajo de las concentraciones máximas permitidas por la USEPA (2006), para aguas dulces y del contenido máximo de metales disueltos en aguas destinadas a usos agropecuarios señalado por el Ministerio del Ambiente de Venezuela (Decreto 883, 1995; Decreto 3.219, 1999), por lo que, de acuerdo al contenido metálico, el agua del embalse Suata es apta para dichos fines. El intervalo de concentración de Hg obtenido fue inferior al determinado en las aguas del Lago de Valencia para el año 2001 (2-0,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) (MARN, 2001).

De acuerdo a la concentración disuelta de los elementos Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Hg, las aguas del embalse Suata mostraron ser espacialmente homogéneas. Esto concuerda con los datos obtenidos para los parámetros fisicoquímicos determinados durante de muestreo, los cuales indicaron la circulación completa de las aguas del embalse. Esta circulación, en embalses someros como el estudiado (profundidad máx.: 6,3 m), es producto de la agitación de las aguas por la acción del viento y los movimientos de convección producidos por el gradiente de temperatura entre el día y la noche (Lewis, 1983; Wetzel, 2001).

Sin embargo, se observaron variaciones estacionales en la concentración de los elementos Cr, Cu y Ni, la cual aumentó durante el periodo de lluvias, respecto a su media anual. En la estación de lluvias, se determinaron correlaciones significativas positivas ($p < 0,05$) entre los elementos Cu, Ni y Pb indicando su entrada en conjunto al sistema. La introducción de estos elementos al cuerpo de aguas mediante la desorción desde los sedimentos no es una proposición sustentable debido a las condiciones fisicoquímicas del embalse que no favorecen su desorción, además de que en la fracción disponible (solubles en agua, intercambiables y carbonatos) no se encontraron porcentajes importantes de Cu y Pb. Por lo tanto, es probable que provengan en conjunto mediante el arrastre y lixiviación de los terrenos por la escorrentía superficial y el aporte del Rio Aragua. Asimismo se encontró una correlación significativa negativa ($p < 0,05$) entre el contenido de Pb con el pH y el oxígeno disuelto en las aguas del embalse, que concuerda con la disminución de la biodisponibilidad del Pb en los sedimentos al aumentar el contenido de oxígeno disuelto y la posible precipitación del elemento como $Pb(OH)_2$ a pH elevados, condiciones observadas durante el periodo de lluvias como consecuencia del aporte de nutrientes nitrogenados (amonio y nitratos) que se introducen mediante las escorrentías, produciendo el aumento de la eutrofización y de la actividad fotosintética.

Tabla 2: Concentración de metales disueltos en aguas del Embalse Suata^a

Elemento	Intervalo de concentración	Concentraciones máximas para aguas dulces	
		Nacionales ^b	Internacionales ^c
Cd	< LD – 0,043	5	2
Cu	0,7 – 4,3	200	13
Cr	< LD – 2,25	50	16
Hg	0,0034 – 0,0219	10	1
Ni	1,8 – 5,7	500	470
Pb	< LD – 2,4	50	65

^a Concentraciones en $\mu\text{g L}^{-1}$. ^b Decreto 883, 1995; Decreto 3.219, 1999. ^c USEPA, 2006.

Peces

El estudio del contenido metálico en tejidos de peces se realizó en la especie *Hoplias malabaricus* (Tilapia), ya que fue la única capturada. Esta especie se caracteriza por alimentarse de otros peces e insectos acuáticos y habitar aguas calmas, pudiendo sobrevivir en aguas contaminadas con valores muy bajos de oxígeno disuelto y elevada salinidad. El número de capturas disminuyó drásticamente entre los periodos climáticos: 17 ejemplares en sequía y 4 ejemplares en lluvias. En este último periodo se registraron los valores extremos de amonio que superaron los $300 \mu\text{g L}^{-1}$ (González et al., 2009) que al pH en que se encontraban las aguas en dicha época del año (pH=9) se convierte a hidróxido de amonio, el cual es tóxico para los peces (Wetzel, 2001), lo cual explicaría la disminución de la captura en el período de lluvias.

La concentración de los elementos Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Hg determinada en el músculo de los peces (Tabla 3) se encontró por debajo de los valores máximos establecidos por las normas nacionales, COVENIN 1087 (1998) y COVENIN 1766 (1995), para sardinas y atún en conserva respectivamente, y al contenido máximo de Cd y Pb en productos alimenticios correspondiente al RCE 466 (2001) de la legislación vigente de la Comisión Europea. La concentración elevada de Cu tiene que ver con el carácter esencial de elemento para ciertas funciones biológicas de los peces.

Tabla 3: Concentración promedio de los metales en músculo e hígado de peces^a

Elemento	Concentración promedio		Concentraciones máximas permitidas		
	Músculo	Hígado	Normas Venezolanas 1087 ^b	1766 ^c	Reglamento (CE) n° 466/2001 ^d
Cd	0,003 ± 0,004	0,091 ± 0,005	0,5	0,1	0,5
Cu	0,7 ± 0,1	38 ± 11	10,0	10,0	-
Cr	0,12 ± 0,06	0,06 ± 0,03	NR	NR	-
Hg	0,04 ± 0,03	0,06 ± 0,02	0,1	0,5	-
Ni	0,06 ± 0,05	0,11 ± 0,06	NR	NR	-
Pb	< 0,01 ± 0,1	0,2 ± 0,1	2,0	2,0	2,0

^aConcentraciones expresadas sobre peso seco, en mg Kg⁻¹. ^bNorma COVENIN 1087 (1998); ^cNorma COVENIN 1766 (1995); ^dRCE (2001).

La concentración de Hg determinada en el músculo de los peces se encontró en el intervalo obtenido para la misma especie capturada en el Lago de Valencia (0,04-0,14 mg Kg⁻¹) (MARN, 2001). A pesar de las bajas concentraciones de los metales determinadas en las aguas y tejidos de peces, se encontraron correlaciones significativas positivas ($p < 0,05$) entre la concentración de Hg y Ni en el hígado con la talla del pez, lo cual constituye una evidencia de bioacumulación en los peces analizados, proceso destacado por MARN (2001) en la biota del Lago de Valencia.

CONCLUSIONES

El embalse Suata se encuentra en un estado de hipereutrofización. Aunque sus sedimentos presentaron enriquecimiento por metales, y cantidades biodisponibles apreciables de metales pesados (Zn, Cd, Co, Cr y Ni), éstos se encuentran inmovilizados en los sedimentos y no se desorben al cuerpo de aguas debido a su pH elevado (8-9). Por otra parte, aunque la concentración de los metales pesados que se encuentran en sus aguas y tejidos de peces es menor que la señalada en regulaciones nacionales e internacionales, se encontraron indicios de bioacumulación de Hg y Ni en el hígado de la especie analizada (*Hoplias malabaricus*), lo cual alerta sobre el estado del embalse a futuro, y sugiere la posibilidad del empleo de dicha especie como bioindicador de metales en este embalse, así como mantener en estudio al embalse.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la UCV, CDCH-PG-03-00-6495-2006.

REFERENCIAS

1. Adriano, D.C. (2001); Trace elements in the terrestrial environment, New York, Springer Verlag, 867p.
2. Castillo, C.; Gómez, J.; Montes, C. (1973); *Embalses de Venezuela*. Serie el Agua: 1, 177-180.
3. Christophoridis, C.; Dedepsidis, D.; Fytianos, K. (2009); *Occurrence and distribution of selected heavy Metals in the surface sediments of Thermaikos Gulf, N. Greece. Assesment using pollutions indicators*. J. Hazard. Mat.: 168, 1082-1091.
4. COVENIN 1087 (1998); Norma Venezolana. Sardinias en conserva. 5ta revisión. Disponible en: <http://www.sencamer.gob.ve/sencamer/action/normas-find>
5. COVENIN 1766 (1995); Norma Venezolana. Atún en conserva. 3ra revisión. Disponible en: <http://www.sencamer.gob.ve/sencamer/action/normas-find>

6. Deacon, JR.; Driver, NE. (1999); *Distribution of trace elements in streambed Sediment associated with mining activities in the upper Colorado River Basin. Colorado, USA, 1995-96*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.: 37, 7-18.
7. Decreto 883 (1995); Normas sobre evaluación ambiental de actividades susceptibles de degradar el ambiente. Gaceta Oficial Extraordinaria: 5.021 del 28 de diciembre de 1995 de la República de Venezuela.
8. Decreto 3.219 (1999); Normas para la clasificación y control de la calidad de las aguas del de la Cuenca del Lago de Valencia. Gaceta Oficial Extraordinaria 5.021 del 1 de febrero de 1999 de la República de Venezuela.
9. Duan, L.; Song, J.; Xu, Y.; Li, X.; Zhang, Y. (2010); *The distribution enrichment and source of potential harmful elements in surface sediments of Bohai Bay, North China*. J. Hazard. Mat.: 183, 155-164.
10. Ergin, M.; Saydam, C.; Basturk, O.; Erdem, E.; Yoruk, R. (1991). *Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets of the northeastern Sea of Marmara*. Chem. Geol.: 91, 269-285.
11. Fuentes, M.; de Astudillo, L.R.; Diaz, A.; Martínez, G. (2010); *Distribución de metales pesados en los sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco, Sucre, Venezuela*. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.): 58, 129-140.
12. Forstner, U. (1981); Metal pollution assessment from sediment analysis. In: Metal Pollution in the Aquatic environment, Chapt D., Forstner & Wittmann (Eds.), Springer-Verlag, Berlin, p110-196.
13. González, F.E.; Tornero, C.M.; Ángeles, C.Y.; Bonilla, F.N. (2009); *Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano*. Rev. Int. Contam. Ambient.: 25, 15-22.
14. González, E.J.; Álvarez, M.A.; Barrero, M.; Finol, H. (2009); Limnología y efecto de los impactos antropogénicos sobre los peces de interés comercial del embalse Suata (Estado Aragua) y del Lago de Valencia (Estados Aragua y Carabobo). Informe Técnico Final Etapa I. Proyecto PG 03.00.6495.2006 CDCH. Universidad Central de Venezuela, Caracas, 46 p.
15. Jorgensen, S.E.; Vollenweider, R.A. (1988); Problems of lakes and reservoirs. In: Guidelines of lake management. Vol. 1: Principles of lake managements. International Lake Environment Committee, United Nations Environment Programme, Shiga, Jorgensen, S.E. & R. A. Vollenweider (eds.) 199p.
16. Juárez, P.; Lugo, J.; Vaca, R. (2005); *Determinación de factores de enriquecimiento y geoacumulación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en suelos de la cuenca alta del río Lerma*. Ciencia Ergo Sum: 12, 155-161.
17. Kaushik, A.; Kanal, A.; Meena, S.; Kumari, S.; Kaushik, C.P. (2009); *Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: assessment by metal enrichment factor of the sediments*. J. Hazard. Mater.: 164, 265-270.
18. Lewis, W.M. (1983); *A revised classification of lakes based on mixing*. Can. J. Fish. Aquatic Sci.: 40, 1779-1787.
19. MARN (2001); Concentración de metales pesados en aguas, sedimentos, tejido muscular, hígado y vísceras de peces del Lago de Valencia, Estado. Aragua. Ministerio del Poder Popular para el Ambiente. Dirección General de Calidad Ambiental - Laboratorio Dirección Estatal Ambiental. En: Instrumentos Jurídicos Nacionales para la Gestión del Mercurio, sus compuestos y sus Desechos, p.28. Consultado el 03 de abril del 2011. <http://hqweb.unep.org/hazardoussubstances/LinkClick.aspx?fileticket=OXi9wjxZWjo%3D&tabid=4325&language=en-US>
20. MARN-JICA (2000); Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARN). Estudio integral de los tributarios de la Cuenca del Lago de Valencia (1997-2000). Convenio MARN-JICA, Valencia.

21. Márquez, A.; Senior, W.; Fermín, I.; Martínez, G.; Castañeda, J.; González, A. (2002); *Metales pesados en sedimentos superficiales del Golfo de Cariaco, Venezuela*. Bol. Inst. Oceanog. Venezuela, Universidad de oriente: 41, 83-96.
22. Márquez, A.; Senior, W.; Fermín, I.; Martínez, G.; Castañeda, J.; González, A. (2008a); *Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Rev. Cient. (Venezuela): 18, 73-86.
23. Márquez, A.; Senior, W.; Martínez, G.; Castañeda, J.; González, A. (2008b); *Concentraciones en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la laguna de Castillero, Venezuela*. Rev. Cient. (Venezuela): 2, 121-133.
24. Martínez-Fernández, M.; Barciela-Alonso, M.; Moreda-Piñero, A.; Bermejo-Barrera, P. (2011); *Matrix solid phase dispersion-assisted BCR sequential extraction method for metal partitioning in surface estuarine sediments*. Talanta: 83, 840-849.
25. Martincic, D.; Kwokal, K.; Branica, M. (1990); *Distribution de zinc, lead, cadmium and copper between different size fractions of sediments. The Limski Kanal (north Adriatic sea)*. The Sci. of the Total Environ.: 95, 217-225.
26. Matsumura-Tundisi, T.; Hino, K.; Claro, S.M. (1981); *Limnological studies at 23 reservoirs in Southern part of Brazil. Verhandlungen internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. Limnologie*: 21, 1040-1047.
27. Mogollón, J.L.; Bifano, C. (1993); *Mobil Metallic elements in an urbanized tropical catchment Lake Valencia, Venezuela*. Chemical. Geol.: 107, 431-434.
28. Mogollón, J.L.; Bifano, C. (1996); *Geochemistry and anthropogenic inputs of metals in a tropical lake in Venezuela*. Appl. Geochem.: 11, 605-616.
29. Mogollón, J.; Bifano, C. (2000); *Tracking the metal distribution in the tropical Valencia Lake catchment: soils, river and lake*. Environ. Geochem. and Health: 22, 131-153.
30. Muller, G. (1969); *Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River*. Geol. J.: 2, 109-118.
31. Parkinson, D.R.; Dust, J.M. (2010); *Overview of the current status of sediments chemical analysis: trend in analytical techniques*. Environ. Rev.: 18, 37-59.
32. Perin, G.; Craboledda, L.; Lúchese, M.; Cirillo, R.; Dotta, L.; Zanetta, M.L.; Oro, A.A. (1985); *Heavy metal speciation in the sediments of northern Adriatic Sea. A new approach for environmental toxicity determination*. In: *Heavy Metals in the Environment*, Vol 2. CEP Consultants, Lakkas, T. D. (Ed), Edinburgh.
33. Pütz, K.; Benndorf, J. (1998); *The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs*. Water Sci. and Tech.: 37, 317-324.
34. Qi, S.; Leipe, T.; Rueckert, P.; Di, Z.; Harff, J. (2010); *Geochemical sources, deposition and enrichment of heavy metals in short sediment cores from the Pearl River Estuary, southern China*, J. Marine Syst.: 82, S28-S42.
35. Rauret, G.; López-Sánchez, J.F.; Sahuquillo, A.; Rubio, R.; Davidson, C.; Ure, A.; Quevauviller, P. (1999); *Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials*. J. Environ. Monit.: 1, 57-61.

36. RCE 466 (2001); Reglamento (CE) n° 466/2001 de la Comisión. Contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. DO L 77 de 16.3.2001, pp 1/13.
37. Ryding, S.O.; Rast, W. (1989); *The control of eutrophication of lakes and reservoirs*. Unesco. The Parthenon Publishing Group. Paris, 314 pp.
38. Salas, H.; Martínó, P. (1991). *A simplified phosphorus trophic model state for warm-water tropical lakes*. Water Res.: 25, 341-350.
39. Salazar-Lugo, R. (2009); *Estado de conocimiento de las concentraciones de cadmio, mercurio y plomo en organismos acuáticos de Venezuela*. REDVET, Rev. Electrónica de Veterinaria: 10. Consultada el 04 de abril, 2011. <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n111109.html>
40. Sánchez, M. (2003); *Determinación de metales pesados en suelos de Medina del Campo (Valladolid): Contenidos extraíbles, niveles de fondo y de referencia*. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencia, Universidad de Valladolid, España. www.cervantesvirtual.com/obra/determinacion-de-metales-pesados-en-suelos-de-medina-del-campo-valladolid-contenidos-extraibles-niveles-fondo-y-de-referencia--0/. Consultado el 03 de abril, 2011.
41. Shrestha, K.P.; Ruiz de Quilarte, X. (1989); *A preliminary study of mercury contamination in the surface soil and river sediments of the Roscio District, Bolivar state, Venezuela*. Sci. Total Environ.: 79, 233-239.
42. Singh, A.K.; Hasnain, S.I.; Bane Rjee, D.K. (1999); *Grain size and geochemical partitioning of the heavy metals in sediments of the Damodar River a tributary of the lower Ganga, India*. Environ. Geol.: 39(1), 90-98.
43. Singh, A.K.; Mohan, D.; Singh, V.; Malik, A. (2005); *Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments- A tributary of the Ganges*. India, J. Hydro.: 312, 14-27.
44. Sutherland, R.A. (2000). *Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii*. Environ. Geol.: 39, 611-627.
45. Tessier, A.; Campbell, P.; Visón, M. (1979). *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*. Anal. Chem.: 51, 844-849.
46. Thornton, I. (1986); *Geochemistry of cadmium*. In: Cadmium in the Environment. Part I. H.M. Mislin O. Ravera (Ed), Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland, pp 7-12,
47. Turekian, K.; Wedepohl, K.H. (1961); *Distribution of the elements in some major units of the earth's crust*. Geol. Soc. Am. Bull.: 72, 175-192.
48. USEPA (2006); United States Environmental Protection Agency. National Recommended Water Quality Criteria. Health and Ecological Criteria Division. Office of Science and Technology, EPA-822-R-02-047.
49. Veiga, M.; Bermúdez, D.; Pacheco-Ferreira, H.; Martins, L. (2005); *Mercury pollution from artisanal gold mining in Block B, El Callao, Bolivar State, Venezuela*. In *Dynamics of mercury pollution on regional and global scales: Atmospheric processes, human exposure around the world*, N. Pirrone & K Mahaffey Eds, p.421-450, Springer Publisher, Norwell, MA, USA.
50. Wetzel, R. (2001); *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3rd edition. Academic Press. San Diego, 1006 p.
51. Žemberyová, M.; Barteková, J.; Závadská, M.; Šišoláková, M. (2007); *Determination of bioavailable fractions of Zn, Cu, Ni, Pb and Cd in soils and sludges by atomic absorption spectrometry*. Talanta: 71, 1661-1668.