

Caracterización preliminar de los sedimentos de un embalse tropical: represa La Fe (El Retiro, Antioquia, Colombia)

Juan Carlos Arias Almeida ^{1,*} y John Jairo Ramírez Restrepo ²

¹ Grupo de Limnología Básica y Experimental, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Apartado Aéreo 1226, Medellín.

² Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Apartado Aéreo 1226, Medellín. johnra77@yahoo.com

* Autor responsable de la correspondencia: almeida0709@gmail.com

Recibido: 26/10/07

Aceptado: 12/11/08

ABSTRACT

Preliminary characterisation of the sediments of a tropical reservoir: La Fe (El Retiro, Antioquia, Colombia)

With the aim to investigate possible differences among zones of the body of water, in May and August of 2006, the interface water-sediment and three sections of sediment column were analysed in two sampling stations (dam and tail end) in La Fe reservoir (Antioquia), Colombia. *In situ* measurements of pH, temperature, electric conductivity and dissolved oxygen of overlying water were carried out. Later in the laboratory, the chlorophyll *a* and phaeopigments content, diversity and density of phytoplankton, organic matter, nutrients, heavy metals (Cd, Pb, Ni, Cr), benthic demand, and texture of sediments were quantified. Exploratory and descriptive analyses of the data indicated a mean temperature of 19 °C, acid pH, low concentration of ions in solution, and significant differences of dissolved oxygen among stations. A silt texture was dominant in the entrance to the reservoir and a clay one in the sediment of the dam. Nitrates concentrations were low in the sediment sections and high in the overlying water; the concentration of dissolved inorganic phosphate had a tendency to low concentrations in liquid and solid samples. The so-called “short-circuit metabolism” would explain the quick mineralization of the organic matter in the water column and the low percentage found in the sediments. The concentration of dissolved inorganic silica in both stations would be related to the high density of the diatom genera *Cyclotella*, *Navicula* and *Gomphonema*. Similar values of benthic demand were established for the sampling stations, being slightly higher in the dam ($2.84 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) than in the tail ($2.09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$). The mean concentrations of trace metals were higher for Cr (tail end) and Ni (reservoir dam), but only the latter was outside the limits reported by the available sediment literature. These results provide preliminary information about the dynamic of the sediments in La Fe reservoir, which is regulated by the granulometric composition and available dissolved oxygen, besides the quantity, type and speed of allochthonous material sedimentation and that originated from resuspension. Furthermore, the higher anthropic activity in the entrance to the reservoir (Los Salados Park) in comparison to that of the dam, promotes the interaction between the sediments and the water column.

Key words: Lacustrine sediments, texture, dissolved oxygen, diatoms, heavy metals, tropical reservoir.

RESUMEN

Caracterización preliminar de los sedimentos de un embalse tropical: represa La Fe (El Retiro, Antioquia, Colombia)

Con el fin de investigar posibles diferencias entre zonas del cuerpo de agua, en mayo y agosto de 2006, fueron analizadas muestras de la interface agua-sedimento y de tres secciones de la columna de sedimento de dos estaciones: presa y cola del embalse La Fe (Antioquia), Colombia. Se realizaron medidas *in situ* de pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto del agua sobreyacente. Luego se realizó la cuantificación en el laboratorio del contenido de clorofila *a* y feopigmentos, diversidad y densidad del fitobentos, materia orgánica, nutrientes, metales pesados (Cd, Pb, Ni, Cr), demanda bética y textura de los sedimentos. El análisis exploratorio y descriptivo de los datos indica una temperatura media de 19 °C, pH ácido, bajo contenido de iones en solución y diferencias significativas en la concentración de oxígeno disuelto entre estaciones. La textura limosa dominó en la entrada del embalse y las arcillas en el sedimento de la presa. Las concentraciones de nitratos fueron bajas en las secciones de sedimento y altas en el agua sobrendante; el fósforo tuvo una tendencia a las bajas concentraciones en las muestras líquidas y sólidas. El llamado “metabolismo de cortocircuito” explicaría la rápida

mineralización de la materia orgánica en la columna de agua y el bajo porcentaje encontrado en los sedimentos. Los compuestos inorgánicos de sílice presentes en ambas estaciones estarían relacionados con la alta densidad de diatomeas de los géneros *Cyclotella*, *Navicula* y *Gomphonema*. Valores similares de demanda bética se establecieron en los dos sitios, siendo ligeramente mayor en la presa ($2.84 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1} \text{ O}_2$) que en la cola ($2.09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1} \text{ O}_2$). Las concentraciones medias de metales pesados fueron más altas para Cr (cola) y Ni (presa del embalse), pero solo este último estuvo fuera de los límites reportados por la literatura disponible para sedimentos. Estos resultados brindan información preliminar acerca de la dinámica de los sedimentos del embalse La Fe, la cual está regulada por la composición granulométrica y el oxígeno disuelto disponible, además de la cantidad, tipo y velocidad de sedimentación del material alóctono y del originado por resuspensión. Asimismo, la intensa actividad antrópica en la entrada del embalse (Parque Los Salados) en comparación con el sitio de la presa, influye en la constante interacción del sedimento con la columna de agua.

Palabras clave: Sedimento lacustre, textura, oxígeno disuelto, diatomeas, metales pesados, embalse tropical.

INTRODUCCIÓN

La dirección horizontal dominante en los embalses crea diferencias longitudinales en la columna de agua y los sedimentos. Estos últimos son importantes en el mantenimiento de la calidad del agua, debido a su capacidad para ligar e inmovilizar en forma casi permanente metales pesados, herbicidas y plaguicidas (Leite, 1998; Castro y Campos, 2005). Los sedimentos como agregado de partículas, constituyen una fuente o trampa de nutrientes y compuestos tóxicos a través de procesos de adsorción, quelación, intercambio iónico o co-precipitación (Gunkel, 2003; Zambrano *et al.*, 2005). Todas estas reacciones están reguladas por factores físicos y químicos que removilizan estos compuestos a la columna de agua, generando niveles de toxicidad mayores a los que poseían cuando estaban ligados. Estos factores corresponden a cambios en el pH, el potencial Redox o la concentración de oxígeno disuelto, incremento de la salinidad, presencia de agentes complejantes y alteraciones en las condiciones físicas del material sólido (González *et al.*, 2006; Peralta y León, 2006). Los sedimentos son considerados “archivos” y su exploración se considera más relevante cuando la columna supera los 10-15 cm, dado que proporciona información sobre la cantidad y calidad de la materia sedimentada (Wetzel, 2001). Con estos datos puede inferirse la distribución espacial de algunos contaminantes, la estructura de poblaciones bacterianas

nas y bentónicas, el contenido de polen, fitolitos, metales pesados y otros componentes que son estudiados por la paleolimnología.

Los sólidos sedimentables son clasificados en tres categorías –arcillas, limos y arenas– que varían en tamaño desde 2 a 50 μm , y su velocidad de sedimentación puede alcanzar valores típicos del orden de 1, 10 y 100 m/día, respectivamente. Los procesos de depósito son afectados por el nivel del agua, el tiempo de residencia, la temperatura, la morfometría y la cantidad de sedimento previamente depositado en el embalse (Leite, 1998; Rosas, 2001). Esta fracción químicamente activa presenta una tendencia general de distribución en la que las partículas gruesas se sedimentan en la cola del embalse y las de material más fino se depositan cerca de la presa (Mera, 1994). Los sedimentos superficiales o recientes juegan un papel esencial en los procesos que regulan la disponibilidad de nutrientes en el embalse. Diferentes estados de oxidación del N (amonificación, nitrificación) y del P (fósforos), incrementan la velocidad de intercambio en la interface agua-sedimento, acompañada de eventos de hipoxia y anoxia (Ramírez y Pizarro, 2005). Esta condición es compensada con el consumo del oxígeno disuelto disponible en la columna de agua, proceso llamado demanda bética de oxígeno y regulado por la temperatura, la bioturbación y la profundidad (Villegas, 1997). En algunos casos, la concentración de fósforo en los primeros milímetros de sedimento es superior

a la presente en la columna de agua, logrando ser liberado según el nivel de oxígeno. En el hipolimnio oxigenado, se produce una difusión de fósforo en un gradiente de concentración entre ambos medios; en condiciones de anoxia, el fósforo sedimentario es liberado rápidamente hacia la columna de agua y se presenta disminución del pH (Peralta y León, 2006; De Anda y Maniak, 2007).

Por constituir un depósito de trazas metálicas, los sedimentos llegan a presentar elevada toxicidad, alta persistencia y rápida acumulación de estos materiales, lo que representa un peligro potencial de contaminación para la salud humana (Palacio, 2007). Su toxicidad se debe en parte a su alta afinidad por grupos amino y a su capacidad de remplazar otros metales que participan en la actividad enzimática, influyendo en procesos fisiológicos y metabólicos de los organismos. Los perfiles verticales de sedimentos sugieren entonces la secuencia histórica de la intensidad de la contaminación y el depósito de materiales, mientras la distribución horizontal es usada para evaluar fuentes locales de polución (Kamau, 2001).

Sobre la caracterización de sedimentos en embalses de Colombia, se reportan algunos estudios como Mera (1994), Villegas (1997) y Niño y Guillot (2004). Las tasas de sedimentación han sido estudiadas por Ramírez y Noreña (2001) y Vargas y Ramírez (2002) y sobre análisis de sedimento por Noreña y Ramírez (2004). Para el embalse La Fe se reporta la investigación de Vargas y Ramírez (2002) donde se establece la ausencia de evidencias significativas sobre algún tipo de patrón de depósito del material sedimentado y que los mayores aportes corresponden a material inorgánico, posiblemente debido a la mineralización *in situ* o a la resuspensión. No se reportan investigaciones sobre fitopigmentos o la presencia de metales pesados en el agua o sedimentos y su incidencia sobre la dinámica del cuerpo de agua. De acuerdo con Córdoba (2006) y Vergara (2005), el patrón térmico es poco variable en el embalse La Fe en respuesta a una atelomixis parcial (mezcla incompleta, irregular y de corta duración) que muestra un epilimnio poco definido y un hipolimnio bastante extenso, con anoxia a partir de los 12-16 m. El perfil de luz también presenta pocas diferencias entre puntos del em-

balse, alcanzando los 10 m de profundidad máxima. Igualmente, las investigaciones de Hernani y Ramírez (2002) y Vergara (2005), revelan la existencia de estratificación química (CO_2 , conductividad eléctrica y pH), así como períodos prolongados de anoxia e hipoxia en la columna de agua de este embalse, posiblemente debido al periodo relativamente alto de retención hidráulica (más de 2 meses). Considerando entonces que los efectos físicos de los sedimentos corresponden al aumento de la turbidez y la sedimentación (disminución de la producción primaria, colmatación), que su dimensión reactiva radica en la carga química acumulada y que los sedimentos tienen una variabilidad espacial y temporal debida a la cantidad y características del material sólido, en esta investigación se plantean las siguientes preguntas: ¿Dada la característica hipoxica y anóxica del hipolimnio en la cola y la presa del embalse, existen en el perfil vertical del sedimento diferencias significativas de demanda benthica, textura y concentración de nutrientes, metales pesados, fitopigmentos y materia orgánica? y ¿Cuál es la variación de la conductividad eléctrica, pH, temperatura y oxígeno disuelto en la interface agua-sedimento entre estaciones de muestreo? Si los sedimentos de la zona de presa del embalse son arcillosos y las interacciones en la interface agua-sedimento se presentan bajo condiciones anóxicas, se prevé que la caracterización física, química y biológica de la columna de sedimentos de esta estación de muestreo presenta diferencias significativas respecto a la cola del embalse, mostrando un contenido de materia orgánica superior al 10 %, bajas concentraciones de clorofila *a* y valores altos de demanda benthica, de feopigmentos y de metales pesados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de captación del embalse La Fe se ubica entre las coordenadas $6^{\circ}12' - 5^{\circ}59'$ Norte y $75^{\circ}35' - 75^{\circ}28'$ Oeste; cubre un área de 173 km^2 con alturas que oscilan entre los 2175 y 3000 msnm. El embalse fue llenado en 1973

y se sitúa en su totalidad en la formación vegetal bosque muy húmedo, montano bajo según el sistema de Holdridge (bmh-MB). Pertenece a las Empresas Públicas de Medellín E.S.P. y recibe las aguas de las quebradas Las Palmas, Potreros, La Miel y Espíritu Santo por gravedad y aportes de los ríos Pantanillo, Piedras y Buey por mecanismo de bombeo. Las aguas del río Pantanillo (3000 l/s) son tratadas previamente por el sistema de lodos activados en una planta de tratamiento localizada en el municipio de El Retiro, disminuyendo el aporte de material particulado, pero no del material disuelto. El perímetro del embalse está poblado por la macrófita *Egeria densa* y las vertientes con pino (*Pinus patula*) y ciprés (*Cupressus lusitanica*). Bajo la influencia del batolito antioqueño, los suelos son arcillosos, de color

rojo y pardo rojizo, ricos en materia orgánica y nitrógeno total, muy ácidos (pH entre 4.4 y 4.5) y grandes fijadores de fósforo. Los desechos provenientes de las actividades ganadera y agrícola son vertidos a las quebradas, cuyas aguas desembocan en el embalse. Otros detalles de la descripción del área de captación y del embalse pueden consultarse en Sierra y Ramírez (2000) y en Hernani y Ramírez (2002).

Caracterización de los sedimentos

En mayo y agosto de 2006, se extrajeron columnas de sedimento en dos estaciones de muestreo del eje longitudinal de la represa La Fe: E-1 (Presa) y E-2 (Cola del Embalse) (Fig. 1). Se utilizó un extractor de sedimentos tipo "corer" de

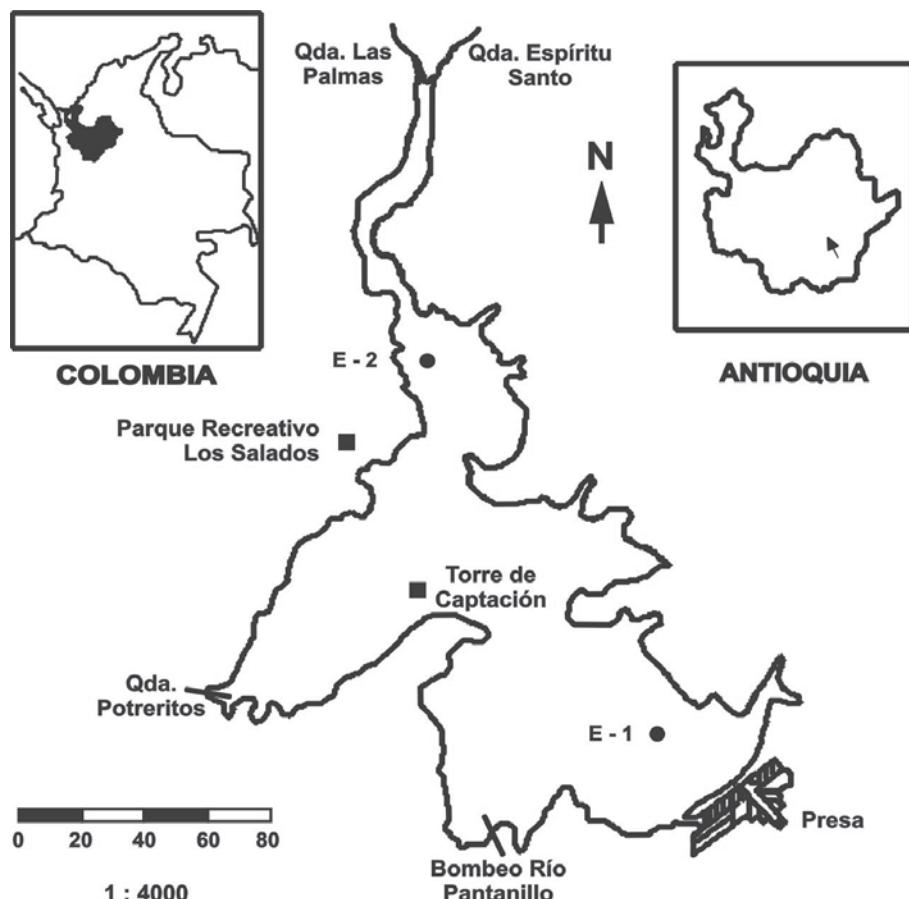


Figura 1. Mapa del embalse La Fe con la ubicación aproximada de las dos estaciones de muestreo. *Map of La Fe reservoir with the approximate location of the two sampling stations.*

56 mm de diámetro y 600 mm de longitud, marca Uwitec. De cada estación fueron extraídas tres muestras de material sedimentario para ser estudiadas así: muestra 1 para los análisis físicos y químicos, muestra 2 para las pruebas de demanda bética y muestra 3 para la evaluación cristalográfica y granulométrica (12 muestras en total). Cada muestra fue protegida de la luz directa por medio de una envoltura oscura que cubría el extractor. En el agua sobrenadante de la interface agua-sedimento (≈ 5 cm) fueron medidas *in situ* la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y el oxígeno disuelto (mg/l) con un equipo multiparamétrico YSI modelo 52CE. El pH y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) fueron medidos con equipos digitales PH 2000 y WTW LF330, respectivamente. El líquido fue envasado sin previa filtración, en botellas oscuras procurando no reoxigenar la muestra. Cada columna de sedimento fue dividida en tres secciones (Inferior, Media, Superior) de 10-15 cm de altura de acuerdo con la cantidad de material colectado. Las muestras fueron almacenadas a 3°C en bolsas oscuras de sellado hermético y rotuladas por estación, sección y fecha.

En cada sección de sedimento, los análisis físicos y químicos incluyeron medidas de NT, P_2O_5 , K_2O , CaO , MgO , materia orgánica, pH, humedad, densidad, conductividad eléctrica y concentración de metales pesados. En las muestras líquidas de la interface agua-sedimento fueron cuantificados N Kjeldahl, N amoniacial, NO_3^- , PT y PO_4^{3-} . Estas mediciones siguieron las recomendaciones de APHA (1995) y algunas normas NTC (Tabla 3). Se realizaron dos ensayos de demanda bética de oxígeno por sección de sedimento en cada estación de muestreo (12 en total) siguiendo el Sistema Batch utilizado por Villegas (1997). La concentración de oxígeno disuelto se midió cada 30 minutos durante 12 horas a una temperatura promedio de 19°C . La tasa de consumo de oxígeno se obtuvo a partir del producto de la pendiente de la curva de consumo de oxígeno-tiempo (obtenida del ajuste por mínimos cuadrados) y la relación Volumen/Área del reactor (200 l/m^2). En los análisis cristalográficos del sedimento se empleó un difractómetro RIGA-Q con un paso angular en 2θ de 0.05° (5° a 70°) y 3 s de conteo por paso. El polvo policrista-

lino fue el método empleado en la difracción de RX para identificar minerales cristalinos en un porcentaje superior al 1 %, utilizando el programa XPAS Powder Diffraction y la base de datos PDF-4-2004. Las fracciones granulométricas del sedimento fueron estimadas con el método de densimetría de Bouyoucos citado por León Arteaga (2001) y Arauzo *et al.* (2005), usando el hexametafosfato de sodio (NaPO_3)₆ como agente dispersante. Los fitopigmentos activos y degradados fueron evaluados con la metodología de Esteves y Camargo (1982) para las muestras sólidas y de Sartory & Grobelaar (1984) para las muestras líquidas, utilizando etanol 96 % como agente extractor. El recuento del fitobentos de la interface agua-sedimento fue realizado en cámaras de sedimentación Utermöhl mediante el uso de un microscopio invertido LEITZ DIAVERT; los resultados fueron expresados en ind/l según las recomendaciones de Ramírez (2000).

Análisis estadístico

Se utilizaron métodos descriptivos como medidas de tendencia central (media aritmética) y dispersión absoluta (desviación estándar) y relativa (coeficiente de variación) de los datos. Para evaluar la significancia de las diferencias encontradas entre muestreos, estaciones y secciones de sedimento respecto a concentraciones de clorofila *a* y feopigmentos, se llevó a cabo un análisis factorial de varianza de 3×3 , previa verificación de los supuestos requeridos (normalidad, homoscedasticidad y aleatoriedad de los datos); la concentración de clorofila *a* fue sometida a transformación logarítmica. Los datos de las variables físicas y químicas del agua sobrenadante fueron igualmente sometidos a un análisis de varianza de dos vías. Estos análisis fueron efectuados en el programa Statgraphics Plus, versión 4.0.

RESULTADOS

Descriptores biológicos

Los datos de fitopigmentos (Tabla 1) muestran valores medios de clorofila *a* bajos y muy varia-

Tabla 1. Valores de los estadísticos de tendencia central y dispersión para los descriptores clorofila a y feopigmentos en la interface ($\mu\text{g/l}$) y en secciones de sedimento ($\mu\text{g/g p.h.}$ —peso húmedo—) en cada estación de muestreo. *Values for the central tendency statistics and dispersion for chlorophyll a and phaeopigments descriptors in the water-sediment interface ($\mu\text{g/l}$) and sediment sections ($\mu\text{g/g}$ wet weight) in each sampling station.*

Variable		Clorofila a		Feopigmentos	
Sección	Estación	Media	CV (%)	Media	CV (%)
Interface agua-sedimento	E-1	1.14	144.75	222.11	58.43
	E-2	10.04	92.01	108.46	53.65
Superior	E-1	1.18	120.45	20.80	5.29
	E-2	0.63	89.85	16.14	35.54
Media	E-1	1.53	110.51	15.77	19.23
	E-2	0.41	173.21	23.21	30.36
Inferior	E-1	1.88	43.71	12.82	22.14
	E-2	1.89	76.53	11.35	7.76

bles en ambas estaciones, contrario al comportamiento de los feopigmentos que mostraron cierta similitud en sus concentraciones y coeficientes de variación bajos. Las mayores concentraciones de pigmentos activos se encontraron en las capas más profundas, mientras en la interface y la capa superior del material sólido, los feopigmentos tuvieron una mayor participación que la clorofila a. El análisis de varianza mostró sólo diferencias significativas de la concentración de feopigmentos entre secciones de sedimento ($\alpha = 0.032$), siendo la capa inferior estadísticamente diferente. Se encontró un total de 21 géneros fitoplanctónicos de los cuales 16 pertenecen a la división Bacillariophyta (76.3 % del total), una a la división Dinophyta (4.7 %) y cuatro a la división Chlorophyta (19 %). En ambas estaciones, la interface agua-sedimento estuvo dominada por diatomeas, principalmente de los géneros *Cyclotella* (729 000 ind/l), *Navicula* (469 000 ind/l) y *Gomphonema* (196 000 ind/l), seguidos por desmidíaceas del género *Staurastrum* (544 000 ind/ml) y *Netrium* (137 000 ind/l) y dinoflagelados del género *Ceratium* (539 000 ind/l). La E-2 presentó una mayor riqueza de diatomeas (17 géneros) que E-1 (9 géneros, 1 854 000 ind/l), pero con una densidad menor (1 060 000 ind/l).

Descriptores físicos y químicos

En la interface agua-sedimento los registros obtenidos (Tabla 2) indican estaciones con tempera-

tura media de 19 °C, pH ácido y bajo contenido de iones en solución. Los valores del coeficiente de variación no superaron el 10 %, salvo el de la conductividad eléctrica (24.31 %) y el oxígeno disuelto (19.52 %) en E-1. La ANOVA mostró diferencias estadísticamente significativas para el oxígeno disuelto entre muestreros ($\alpha = 0.036$) y entre estaciones ($\alpha = 0.000$). El N total Kjeldahl y el N amoniacal en la interface presentaron valores inferiores al límite de detección (0.03 mg/l), mientras los nitratos en E-2 alcanzaron valores 34 veces más altos que los medidos en E-1 (4.36 mg/l). La mayor concentración de P total se encontró en la presa (6.5 mg/l); en la cola del embalse la concentración de fósforo soluble reactivo fue 46 veces mayor que en la presa (0.05 mg/l). Los sedimentos presentan un color marrón oscuro, un alto contenido de agua (> 60 %) y una capa superficial semi-líquida. Los resultados de las pruebas físicas y químicas de las secciones de sedimento (Tabla 3), muestran que algunas variables en E-1 como N total, P_2O_5 , K_2O , CaO , MgO , materia orgánica, humedad y pH, tienden a disminuir hacia la zona media para luego aumentar hacia las capas más profundas. La conductividad eléctrica mostró una tendencia a disminuir con la profundidad, lo que indicaría una menor cantidad de iones disueltos en los estratos inferiores del sedimento. El pH del material sólido varió desde 5.22 hasta 7.01 unidades en E-1 y desde 5.85 a 5.98 unidades en E-2, observándose una menor variación en esta estación

Tabla 2. Valores de los estadísticos de tendencia central y dispersión para las variables físicas y químicas evaluadas *in situ* en la interface agua-sedimento en cada estación de muestreo. *Values for the central tendency statistics and dispersion for physical and chemical variables evaluated in situ in water-sediment interface in each sampling station.*

Variable	Estación	Media	CV (%)
Temperatura (°C)	E-1	18.60	5.07
	E-2	19.00	9.53
Oxígeno Disuelto (mg/l)	E-1	1.07	19.52
	E-2	12.07	2.53
Conductividad Eléctrica (μS/cm)	E-1	61.22	24.31
	E-2	47.23	7.73
pH (unidades de pH)	E-1	6.57	2.39
	E-2	6.82	0.90

(1.13 %). El valor medio del pH en ambas estaciones fue muy similar (5.9 unidades) indicando características ácidas del sedimento. El porcentaje medio de materia orgánica en ambas estaciones fue bajo; en E-1 el valor más alto se obtuvo en la sección inferior, mientras para E-2 fue en la sección media. Las variables P₂O₅, CaO, Zn y humedad, tuvieron menor concentración media

en E-2 y coeficientes de variación bajos respecto de E-1. El porcentaje de MgO, materia orgánica y ceniza, al igual que la conductividad eléctrica, fue superior en E-2. Los análisis indican niveles muy bajos de N total y K₂O, no superando los umbrales mínimos de detección. Los análisis de absorción atómica en E-1 mostraron que Cr y Pb tienen una variación similar a los otros descriptores analizados, disminución de la superficie a la capa media e incremento desde la sección central hacia la profunda, siendo importante la variación entre capas (Cr = 24.2 %; Pb = 22 %). Ambos metales presentaron valores medios muy inferiores respecto del encontrado para el Ni (1614.8 μg/g), el cual presenta un importante incremento en su concentración hacia las capas más profundas y un coeficiente de variación bastante alto (158.1 %). El Cd no superó el límite de detección de la técnica de análisis (< 0.05 mg/kg) en ninguna muestra. Un ordenamiento decreciente del contenido de metales traza en E-1 sería Ni > Cr > Pb > Cd; para E-2, el orden sería Cr > Ni > Pb > Cd (Tabla 3).

Tabla 3. Valores porcentuales y de concentración de las variables físicas y químicas evaluadas en las secciones de sedimento de las estaciones de muestreo. *Percentages and concentration values for the physical and chemical variables evaluated in the sediment sections of the sampling stations.*

Variable	Técnica	Norma	Estación Presa (E-1)					Estación Cola del Embalse (E-2)				
			S.I.	S.M.	S.S.	Media	CV (%)	S.I.	S.M.	S.S.	Media	CV (%)
% N-Total	Kjeldahl	NTC 370	0.10	0.07	0.10	0.09	21.35	< 0.02	< 0.02	< 0.02	–	–
% P ₂ O ₅	Fotometría	NTC 234	0.27	0.22	0.66	0.38	62.67	0.18	0.20	0.24	0.20	15.64
% K ₂ O	E.C.	N.A.*	0.47	0.17	0.52	0.39	50.13	N.D.	N.D.	N.D.	–	–
% CaO	E.C.	N.A.*	0.50	0.23	0.34	0.35	38.11	0.11	0.10	0.20	0.14	40.94
% MgO	E.C.	N.A.*	0.49	0.34	0.47	0.43	19.60	0.55	0.49	0.55	0.53	6.60
% Zn	E.C.	N.A.*	0.20	0.12	0.12	0.14	30.85	0.07	0.08	0.08	0.08	2.63
% M.O.	Oxidación	NTC 5167	5.92	5.18	5.77	5.62	6.96	6.76	8.13	5.67	6.85	17.99
% Cenizas	Gravimetría	NTC 5167	78.43	83.15	79.32	80.30	3.12	82.74	83.25	81.91	82.64	0.80
% Humedad	Gravimetría	NTC 5167	66.80	65.43	75.86	69.36	8.17	61.49	62.94	70.30	64.91	7.28
pH	Potenciometría	SSLMM-42-2-92	7.01	5.22	5.72	5.98	15.44	5.98	5.85	5.89	5.91	1.13
C.E. (μS/cm)	Potenciometría	SSLMM-42-2-92	33.85	122.20	143.40	99.82	58.21	431.00	830.50	6730.00	2663.80	132.41
Densidad (g/cm)	Gravimetría	NTC 5167	0.47	0.48	0.49	0.48	2.08	0.49	0.50	0.46	0.48	4.31
Cr (μg/g p.s.)	E.A.A.	SM 3111B	48.71	31.73	51.28	43.91	24.20	122.56	111.18	112.07	115.27	5.49
Cd (μg/g p.s.)	E.A.A.	SM 3111B	N.D.	N.D.	N.D.	–	–	N.D.	N.D.	N.D.	–	–
Pb (μg/g p.s.)	E.A.A.	SM 3111B	35.01	23.65	36.31	31.66	22.00	48.79	12.85	2.52	21.39	113.50
Ni (μg/g p.s.)	E.A.A.	SM 3111B	4563.10	165.80	115.50	1614.80	158.10	71.15	91.85	89.53	84.18	13.47

CONVENCIONES: S.I.: Sección Inferior. S.M.: Sección Media. S.S.: Sección Superior. CV: Coeficiente de Variación NTC: Norma Técnica Colombiana. E.C.: Electroforesis Capilar. N.A.*: No Aplica (método adaptado o desarrollado por el GIEM (Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares). N.D.: No Detectado. SSLMM-42-2-92: Soil Survey Laboratory Methods Manual Reporte No. 42, Versión 2.0, 1992. p.s.: peso seco. E.A.A.: Espectrofotometría de Absorción Atómica. S.M.: Standard Methods.

Tabla 4. Valores absolutos, medios y de dispersión relativa para la demanda bética ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ de O_2) en secciones de sedimento en cada estación de muestreo. *Absolute, average, and relative dispersion values for the benthic demand in sediment sections in each sampling station.*

Estación	Sección Inferior	Sección Media	Sección Superior	Media	CV (%)
Presa E-1	2.03	1.01	1.84	2.84	56.1
	5.52	3.39	3.23		
Cola del Embalse E-2	3.55	1.26	2.37	2.09	41.4
	2.36	1.34	1.64		

Los resultados de la demanda bética de oxígeno (Tabla 4) indican una tasa promedio de consumo de oxígeno de $2.84 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ en la presa y de $2.09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ en la cola del embalse, con coeficientes de variación de 56 % y 41.4 %, respectivamente. El ajuste lineal (r^2) entre el consumo de oxígeno y el tiempo puede considerarse bueno (E-1: 0.96; E-2: 0.98). El mayor valor fue obtenido en la capa inferior de ambas estaciones, mientras los registros más bajos se presentaron en la sección media del sedimento, conservando esta tendencia entre las pruebas realizadas. La temperatura promedio fue de 18.7°C (E-1) y 19.3°C (E-2), valores muy próximos a los registros de temperatura *in situ* y a las recomendaciones de la prueba. El oxígeno disuelto en el agua sobresaturada fue consumido hasta un valor promedio de 0.72 g/ml en un tiempo experimental de 12 horas.

Los análisis cristalográficos cualitativos mostraron compuestos inorgánicos de sílice como las fases dominantes en todas las capas de sedimento de ambas estaciones. Estos compuestos cristalinos corresponden a óxido de sílice o cuarzo (SiO_2), sulfuro de sílice (SiS_2), silicato de hidróxido de hierro ($\text{Fe}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) y silicato de óxido de aluminio ($\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2$). El análisis de textura del sedimento mostró predominio de las arcillas en E-1 y de los sustratos limosos en E-2, tal como se muestra en la figura 2.

DISCUSIÓN

Los fitopigmentos presentaron una marcada diferencia cuantitativa en su distribución tanto vertical como horizontal, con una tendencia general de aumento de la concentración de clorofila *a* y disminución de pigmentos degradados con la

profundidad del sedimento. Estas diferencias entre pigmentos fotosintéticos activos y degradados pueden explicarse por las características de extinción de luz solar en las estaciones de muestreo. La radiación fotosintéticamente activa en E-1 alcanza los 10-11 m en la columna de agua, con un coeficiente de atenuación lumínica K de 0.66 m^{-1} (Córdoba, 2006), por lo cual la luz incidente en la columna de 28 m de profundidad no alcanza los sedimentos y es atenuada en los primeros metros de la columna de agua; se limita así la capacidad fotosintética de las algas presentes en el sedimento con la consecuente degradación de sus pigmentos fotosintéticamente activos. La atelomixis parcial de la columna de agua (Vergara, 2005; Córdoba, 2006) reduce las posibilidades de transporte del material resuspendido en el sedimento y de los organismos presentes en el hacia capas superiores donde la luz no sea un factor limitante. La existencia de una mayor capa productiva en la interface agua-sedimento en E-2 (Tabla 1) está relacionada con la mayor penetración de la luz ($K = 0.29 \text{ m}^{-1}$) y con el cinturón de macrófitas que rodea esta zona del embalse (Córdoba, 2006). Aunque *Egeria densa* contribuye a aumentar la transparencia y la profundidad óptica por retención de gran parte de los sedimentos aportados por los afluentes (Vargas y Ramírez, 2002), la poca profundidad de la estación (7 m) permite la resuspensión del material sólido por acción de botes, lanchas y posiblemente peces bentónicos, debido a su ubicación en el área de influencia del Parque Recreativo Los Salados. Se esperaría entonces que la luz incidente actúe como factor limitante del proceso fotosintético en estos sedimentos y explique el efecto negativo que provoca al disminuir las concentraciones de clorofila *a* y aumentar la participación de los feopig-

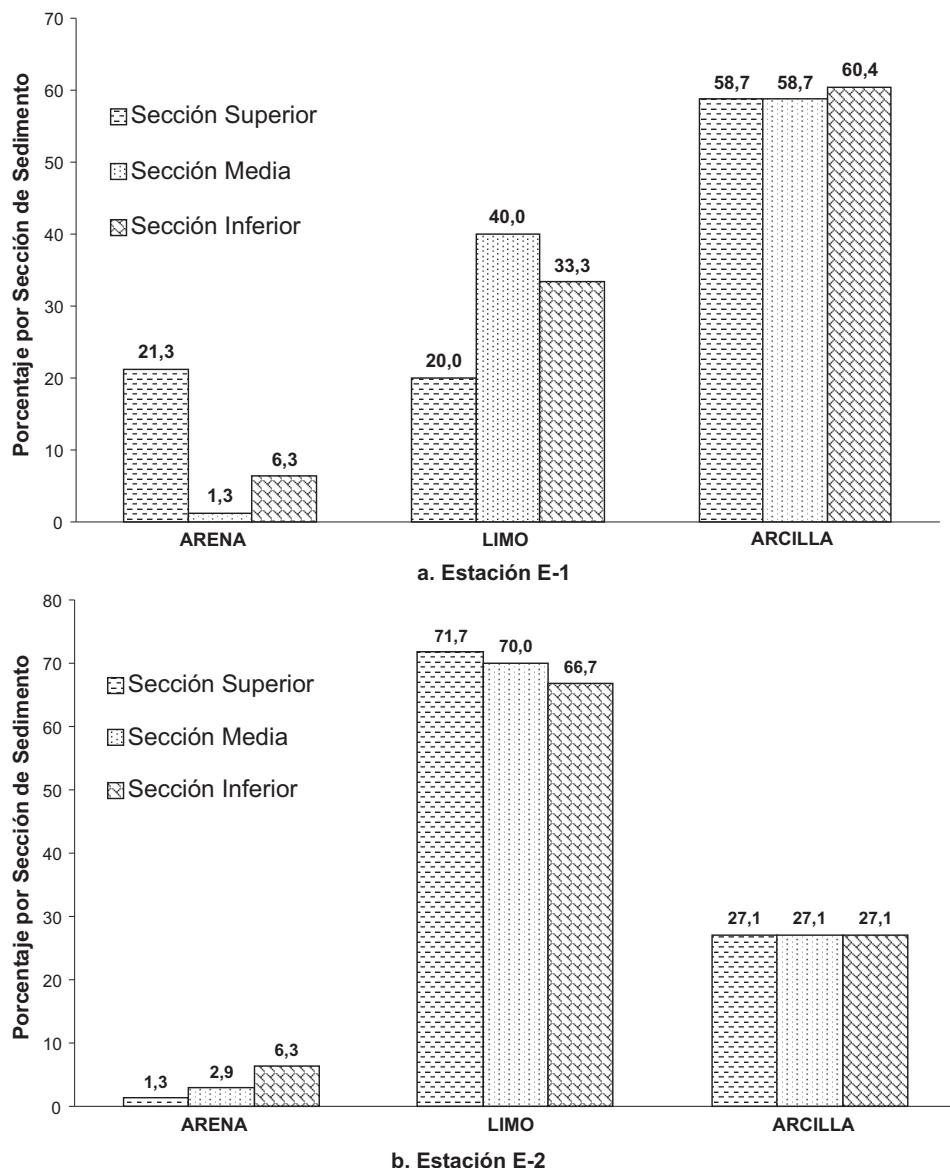


Figura 2. Resultado de las pruebas de textura en las secciones de sedimento. a. Estación E-1 (Presa). b. Estación E-2 (Cola del Embalse). *Texture tests results for the sediment sections. a. Station E-1 (dam). b. Station E-2 (tail end).*

mentos (Ramírez y Pizarro, 2005). Se considera que la alta concentración de clorofila *a* está asociada con la presencia de abundante materia orgánica en los sedimentos (Rosas, 2001), situación que no concuerda con los resultados obtenidos en ambos sitios de muestreo (Tablas 1 y 3).

No existen criterios claros que permitan establecer la contaminación por metales pesados de sedimentos, en especial en sistemas lacustres tropicales. Sin embargo, comparando los datos de

este estudio con los valores de referencia reportados por Rosas (2001) y PRODIA (2004) que definen intervalos de contaminación, se observa que sólo el valor medio del Ni en ambas estaciones supera estos límites. Las altas concentraciones de este metal pueden deberse a procesos de transporte atmosférico y actividades antrópicas (Urrutia *et al.*, 2002) o a que haga parte de los minerales presentes en la zona y drenados al embalse por la escorrentía en la época de llu-

via. Aunque el Ni en los ecosistemas acuáticos suele estar en forma soluble, sólo una baja cantidad forma complejos poco estables en el sedimento (Labuncka *et al.*, 2000), contrario a lo observado en la capa inferior donde el contenido resultó ser significativamente mucho mayor respecto a las capas superiores del sedimento. Esto indicaría la estabilización química de esta sección debido a la adsorción permanente de iones Ni^{2+} sobre partículas sólidas de minerales arcillosos, dominantes en un 60.4 % del material sólido. Mientras que Ni y Pb fueron los metales dominantes en E-1, el Cr presentó su mayor concentración en E-2, posiblemente originada en los aportes antrópicos y de actividades industriales y agrícolas de la cuenca. El bajo contenido de otros metales puede ser causado por la resuspensión del sedimento que provoca la resolubilización de estos compuestos hacia la columna de agua y su transporte hacia otras áreas del embalse. Estas diferencias estacionales no sólo dependen de fuentes antropogénicas y litogénicas, sino también de la textura del sedimento, puesto que su concentración media de metales pesados se encuentra muy ligada a los parámetros granulométricos y a su composición mineral (Arauzo *et al.*, 2005). Los minerales y silicatos de Al de las arcillas en E-1 poseen superficies con cargas negativas que pueden ser compensadas por cationes adsorbidos (Rosas, 2001) como Ni, Pb ó Zn. El Pb en un rango de pH entre 5 y 7, tiende a adsorberse al material arcilloso y a la materia orgánica (Rosas, 2001) con una mayor predisposición de depósito en dirección a la presa (Tabla 3). Las bajas concentraciones de Pb en el estrato superior del sedimento en E-2 indicarían que este metal tiene poca afinidad con los sustratos limosos o que el aporte alóctono se ha visto reducido. Sin embargo, teniendo en cuenta que el Pb es un metal de vida media larga y peligroso para la salud (Zambrano *et al.*, 2005), cualquier aumento en su movilización es importante y requiere la implementación de programas de monitoreo y control. Sin embargo, los valores medios reportados por Zambrano *et al.* (2005) –Pb:30.4, Ni:29.4, Cr:33.3 mg/g– para los sedimentos de la Presa Aguamilpa (Méjico), son muy superiores a los encontrados en este estudio. Otras investigaciones presentan re-

sultados inferiores, como los de Urrutia *et al.* (2002) en sedimentos de tres lagos andinos de Chile y Baldantoni *et al.* (2004) en el lago Averno (Italia) en los que hallaron concentraciones de 2.95 $\mu\text{g/g}$ para Pb y 3.31 $\mu\text{g/g}$ para Cr.

Las diferencias en textura del sedimento afectan no sólo el contenido natural de metales pesados, sino también la cantidad de materiales orgánicos presentes. A un menor tamaño del grano, mayor acumulación de materia orgánica, por tanto las fracciones representadas por el limo y las arcillas tienen de 27 a 30 veces más contenido de carbono orgánico que la fracción arenosa, condición que puede ser atribuida al incremento del área superficial de dichas partículas (Calva & Torres, 2000; Arauzo *et al.*, 2005). No obstante, los resultados experimentales no permiten definir un patrón de distribución de la materia orgánica, ya que solo se observó una tendencia hacia mayores porcentajes en las secciones inferiores y un porcentaje en E-1 menor al hallado en E-2. Este hallazgo posiblemente se deba a las características granulométricas de cada estación o a que se ha llegado a un límite de la cantidad relativa de materia orgánica que es posible fosilizar en el sistema (Parra, 2005). Este bajo contenido orgánico en la superficie del sedimento podría explicarse a partir de lo que Gunkel (2003) llama temperatura de “incubadora” de los lagos tropicales que permite que el material orgánico presente en el sedimento se descomponga a altas velocidades aún mientras se hunde en la columna de agua, bajo la influencia de la variación de la temperatura y la radiación solar; por ello, la concentración de materia orgánica en estos lagos es menor y su mineralización mucho más alta y rápida que la de sus equivalentes en zonas templadas. Al ser reducida la materia orgánica, diferentes formas del sílice pueden llegar a constituir la fracción más importante del sedimento (Parra, 2005) como se encontró en las muestras del embalse La Fe. La disponibilidad en el núcleo o en la interface agua-sedimento de sílice reactivo soluble (SiO_2), potencialmente regula el crecimiento y la diversidad de las diatomeas (Wetzel, 2001). Aun desconociendo las concentraciones de SiO_2 y silicatos en la columna de sedimento, una gran cantidad del sílice particulado podría corresponder a

Si biogénico asociado con frústulas de diatomeas vivas o muertas, cuyos individuos fueron los de mayor representación en este estudio (76.3%). El sílice amorfo de las diatomeas frecuentemente se establece en el sedimento mediante la condensación bioquímica del sílice disuelto, al formar complejos con oxihidróxidos de Fe o Al (silicatos) o a través de la hidrólisis de minerales de arcilla (Wetzel, 2001; Isaji, 2003). Teniendo presente que el Si biogénico está ligado al crecimiento de las diatomeas (Isaji, 2003), en análisis cuantitativos del sedimento se esperaría encontrar una mayor concentración de Si amorfo y una menor concentración de sílice soluble en el agua de la presa donde hubo una mayor densidad de diatomeas. Algunos géneros algales encontrados en este estudio como *Eunotia*, *Pinnularia* y *Frustulia* resultan muy comunes en cuerpos de aguas blandas de alta montaña cuyo lecho rocoso está dominado por compuestos de sílice (Negro & De Hoyos, 2005).

El bajo contenido de materia orgánica y las condiciones óxicas de las estaciones, reducen la amonificación e intensifican la fase de nitrificación en la interface agua-sedimento. La hipoxia en E-1 (1.07 mg/l) origina una concentración de nitratos (4.36 mg/l) comparativamente menor respecto a la hallada en la cola del embalse (149.3 mg/l) con mayor disponibilidad de oxígeno disuelto (12.07 mg/l), condición ésta que favorece la nitrificación especialmente en la columna de agua y en la superficie del sedimento (Wetzel, 2001). Las altas concentraciones de nitrato observadas pueden deberse también a aportes importantes de nitrógeno provenientes de la fertilización de suelos agrícolas en algunas partes de la cuenca, además de que el medio ácido donde se encuentran los sedimentos origina una rápida y abundante formación de nitratos mediante oxidación biológica (9.7×10^9 u.f.c. –unidades formadoras de colonias– encontradas). En forma semejante, la dinámica del fósforo guarda relación con la disponibilidad de oxígeno. Las condiciones anaeróbicas favorecen la liberación del P desde el sedimento (Kassila *et al.*, 2001) como se encontró en la interface (6.5 mg/l P₂O₅) y en el material sólido (0.38 % P₂O₅) de la presa donde se liberó más fósforo hacia la columna

de agua gracias a la condición de hipoxia de E-1. Este resultado difiere de lo encontrado por Peralta y León (2006) en el sentido de que el nivel de fósforo en los primeros milímetros de sedimento es superior al presente en la columna de agua. Por el contrario, las condiciones óxicas tienen un efecto positivo sobre la adsorción del P en forma de Fe(OOH) \approx P o CaCO₃ \approx P (Kassila *et al.*, 2001). El oxígeno disuelto disponible en E-2 favorecería la formación de estos complejos y por tanto las bajas concentraciones de fósforo en el sedimento (0.2 %) y en la interface (1.53 mg/l); además la gran cantidad de *Egeria densa* y el perifiton asociado a ella, pueden adsorber cantidades importantes de fósforo desde los sedimentos y la columna de agua, reduciendo la concentración en estos compartimientos. El flujo de los ortofosfatos desde el sedimento a la columna de agua puede ser el resultado de remineralización microbiológica, descomposición de materia orgánica (Castro y Campos, 2005) o cambio en las condiciones químicas de cada núcleo (O₂ y pH) durante su extracción, transporte y análisis en el laboratorio. Posiblemente esto último determinó los bajos niveles de fósforo soluble en ambas estaciones de muestreo.

Los resultados de demanda bética de oxígeno indican una alta tasa de consumo de oxígeno por parte de los sedimentos, tanto en la entrada como en la presa del embalse. Esta tendencia sigue los estudios en laboratorio que resultan mayores a los registros *in situ*, debido a la dificultad para recrear las condiciones naturales del sedimento y el control de variables ambientales que afectan este compartimiento, como temperatura, turbidez, luz y velocidad de flujo en la interface agua-sedimento (Villegas, 1997). La demanda bética de oxígeno obtenida puede ser resultado de un rápido consumo de oxígeno al inicio de las pruebas por mineralización de la materia orgánica remanente, con disminución de la velocidad en las siguientes horas luego de la estabilización del material sólido. La entrada de agua por bombeo al hipolimnio de la zona de presa, al mismo tiempo que aporta oxígeno, puede causar resuspensión y aumentar el área superficial orgánica en contacto con el agua de la interface (Wisniewski, 1991). Este mismo fenómeno

podría presentarse en E-2 por acción de los botes y corrientes subsuperficiales de los afluentes. Por tanto, en un sistema oligotrófico como el embalse La Fe (Vásquez, 2001) con aportes mínimos de oxígeno y con mineralización relativamente constante, la tasa de consumo puede ser muy alta. Según la ley de Van't Hoff incrementos de 10 °C de temperatura en las partes bajas de los cuerpos de agua tropicales, duplican o triplican la velocidad del consumo de oxígeno en comparación con sistemas de otras latitudes (Palacio, 2007). Sin embargo, la tasa de consumo puede considerarse lenta respecto a otras investigaciones con metodologías similares, donde el tiempo de gasto de oxígeno hasta condiciones casi anóxicas osciló entre cinco y seis horas, en comparación con las 12 horas de este estudio y a pesar de que la demanda bética de oxígeno promedio en cada estación resultó casi equivalente al valor encontrado en esas pruebas (Villegas, 1997: $2.85 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

CONCLUSIONES

Los resultados experimentales de esta investigación no permiten aceptar la hipótesis planteada. A las preguntas formuladas se puede responder que: 1) a pesar del cumplimiento parcial de algunos supuestos planteados en el perfil vertical de sedimentos (concentración de nutrientes, metales pesados y fitopigmentos), las diferencias entre estaciones de muestreo y profundidad del sedimento no fueron estadísticamente significativas; y 2) la hipoxia de la interface agua-sedimento en E-1 resultó estadísticamente muy diferente respecto del oxígeno disuelto disponible en E-2. Las diferencias encontradas entre estaciones radican en el oxígeno disuelto y la textura del sedimento: oxígeno disponible y partículas más grandes en la entrada del embalse dinamizaron el flujo de nutrientes en la interface agua-sedimento por descomposición de la materia orgánica, sumado a la adsorción de Cr por parte de minerales limosos; condiciones hipóxicas y sustratos arcillosos en la presa, permitieron mayor concentración de metales pesados y bajo intercambio de nutrientes en esta estación. Con excepción del Ni, los me-

tales traza evaluados están dentro de los límites de concentración en sedimentos que reducen el riesgo de contaminación y alteración de la calidad del agua. Las algas dominantes en la interface fueron diatomeas de los géneros *Cyclotella*, *Navicula* y *Gomphonema*, posiblemente en relación con la disponibilidad de sílice en el medio que permite el establecimiento de estas poblaciones.

AGRADECIMIENTOS

A Empresas Públicas de Medellín E.S.P. por facilitar el ingreso al embalse; a la Universidad de Antioquia por facilitar la infraestructura para los análisis; al grupo de Limnología Básica y Experimental (LimnoBasE) del Instituto de Biología de la Universidad de Antioquia por la financiación del proyecto y a Rois González, Yohana Agudelo y William Zapata en la logística de campo.

REFERENCIAS

- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwaters* 18^a ed. United Book Press, Inc., Baltimore. 1150 pp.
- ARAUZO, M., M. VALLADOLID, O. CEDENILLA & C. NOREÑA. 2005. Eficiencia del lagunaje profundo como tratamiento para la eliminación de metales pesados en aguas residuales de tipo urbano-industrial. *Limnetica*, 24(1-2): 47-60.
- BALDANTONI, D., A. ALFANI, P. Di TOMMASI, G. BARTOLI & A. VIRZO DE SANTO. 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environmental Pollution*, 130: 149-156.
- CALVA, L. & R. TORRES. 2000. Distribución de carbohidratos, carbono y nitrógeno orgánico en sedimentos de tres lagunas costeras del Golfo de México. *Hidrobiológica*, 10(2): 101-114.
- CASTRO, M. & N. CAMPOS. 2005. Efecto del cadmio y el cobre sobre el flujo de nitrógeno y fósforo en la interface agua-sedimento en una laguna costera tropical. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 28(109): 535-543.
- CÓRDOBA, J. 2006. *Dinámica de las macroestructuras térmica y óptica de un embalse tropical colombiano: Represa La Fe, El Retiro, Colombia*. Te-

- sis de Maestría en Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 49 pp.
- DE ANDA, J. & U. MANIAK. 2007. Modificaciones en el régimen hidrológico y sus efectos en la acumulación de fósforo y fosfatos en el Lago de Chalpa, México. *Interciencia*, 32(2): 100-107.
- ESTEVES, F. A. & F.A.M. CAMARGO. 1982. Caracterização de sedimentos de 17 reservatórios do Estado de São Paulo com base no teor de feopigmentos, carbono orgânico e nitrogênio orgânico. *Ciência e Cultura*, 34(5): 669-674.
- GONZÁLEZ, M., L. MÉNDEZ, D. LÓPEZ & A. VÁSQUEZ. 2006. Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, Mexico. *Interciencia*, 31(9): 647-656.
- GUNKEL, G. 2003. Limnología de un lago tropical de alta montaña, en Ecuador: Características de los sedimentos y tasas de sedimentación. *Rev. Biol. Trop.*, 51(2): 381-390.
- HERNANI, A. & J. RAMÍREZ. 2002. Aspectos morfométricos y teóricos de un embalse tropical de alta montaña: Represa La Fe, El Retiro, Colombia. *Rev. Acad. Colom. Cienc.*, 26(101): 511-518.
- ISAJI, C. 2003. Silica fractionation: A method and differences between two Japanese reservoirs. *Hydrobiologia*, 504: 31-38.
- KAMAU, J. 2001. Heavy metal distribution in sediments along the Killindini and Makupa creeks, Kenya. *Hydrobiologia*, 458: 235-240.
- LABUNSKA, I., K. BRINDEN & R. STRINGER. 2000. *Contaminantes orgánicos y metales pesados en sedimentos y muestras de agua asociados con el Polo Petroquímico de Ensenada-Berisso, Argentina*. Laboratorios de Investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Exeter, Exeter, Reino Unido. 35 pp.
- LEITE, M. 1998. *Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (America-SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema*. Dissertação (Mestrado)-Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 170 pp.
- LEÓN ARTETA, R. 2001. Comparison of methods in soil mechanical analysis. *Terra*, 19(3): 219-225.
- MERA, E. 1994. *Evaluación del potencial tóxico de los metales pesados y pesticidas ligados al sedimento del embalse El Peñol, Guatapé, en el Departamento de Antioquia*. Trabajo de Maestría, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín. 95 pp.
- NEGRO, A. & C. DE HOYOS. 2005. Relationships between diatoms and the environment in Spanish reservoirs. *Limnetica*, 24(1-2): 133-144.
- NIÑO, J. & G. GUILLOT. 2004. Variación espaciotemporal de las tasas de sedimentación del nitrógeno y fósforo en el sestón del embalse del Neusa, Colombia. *Actual Biol.*, 26(80): 39-49.
- NOREÑA, J. & J. RAMÍREZ. 2004. Caracterización del sedimento de una laguna tropical rasa. *Caldasia*, 26(1): 173-184.
- PALACIO, J. 2007. *Ecotoxicología Acuática 1^a ed.* Editorial Universidad de Antioquia. Medellín. 437 pp.
- PARRA, L. 2005. *Análisis facial de alta resolución de sedimentos del Holoceno tardío en el Páramo de Frontino (Antioquia)*. Tesis Doctoral. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. 214 pp.
- PERALTA, P. & J. LEÓN. 2006. *Estudios de caracterización limnológica de los embalses de la provincia de Mendoza*. Departamento General de Irrigación, Argentina. 148 pp.
- PRODIA (Programa de Desarrollo Institucional Ambiental). 2004. *Metodologías: Monitoreo de aguas y sedimentos en cursos superficiales y de suelos afectados por contaminantes de origen industrial*. Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente, Argentina. 170 pp.
- RAMÍREZ, J. 2000. *Fitoplancton de agua dulce: Aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios*. Editorial Universidad de Antioquia, Colección Ciencia y Tecnología. 207 pp.
- RAMÍREZ, J. & J. NOREÑA. 2001. Comportamiento de las tasas de sedimentación del material sestónico en dos períodos climáticos contrastantes en un lago urbano raso: Laguna del Parque Norte, Medellín (Colombia). *Actual Biol.*, 74: 64-74.
- RAMÍREZ, B. & E. PIZARRO. 2005. Distribución de clorofila *a* y feopigmentos en los canales australes chilenos comprendidos entre Puerto Montt y la laguna de San Rafael, Chile. *Cienc. Tecnol. Mar.*, 28(1): 45-62.
- ROSAS, H. 2001. *Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Catalunya. 330 pp.
- SARTORY, D. & J. GROBBELAAR. 1984. Extraction of chlorophyll *a* from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114: 177-187.

- SIERRA, O. & J. RAMÍREZ. 2002. Variación espacio-temporal de biopelículas asociadas a sustratos artificiales en la represa la Fe, El Retiro, Antioquia (Colombia). *Actual Biol.*, 22: 153-168.
- 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. Quim.*, 47(4): 457-467.
- VARGAS, R. & J. RAMÍREZ. 2002. Variación espacio-temporal de las tasas de sedimentación del material sestónico en un embalse tropical de alta montaña: represa La Fe, El Retiro, Antioquia. *Actual Biol.*, 24(77): 163-170.
- VÁSQUEZ, L. 2001. *Determinación de la dinámica del fósforo en el embalse La Fe*. Trabajo de grado en Instituto de Química, Universidad de Antioquia. Medellín. 85 pp.
- VERGARA, N. 2005. *Dinámica mensual de la capa superficial mezclada y la estratificación térmica en la presa de un embalse tropical: Represa La Fe, El Retiro, Colombia*. Trabajo de grado en Ingeniería Sanitaria. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 78 pp.
- VILLEGRAS, N. 1997. *Predicción de la tasa de consumo de oxígeno por sedimentos en el futuro embalse Poce II*. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 95 pp.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp.
- WISNIEWSKI, R. 1991. The influence of resuspension on Sediment Oxygen Demand (SOD) in the lakes of different morphology and trophy. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24(2): 898-900.
- ZAMBRANO, R., C. ROMERO, M. ROBLEDO, J. BAUTISTA, O. NAJERA & L. GONZÁLEZ. 2005. *Niveles de contaminación por metales pesados en sedimentos y peces de la Presa Aguamilpa, Nayarit*. Universidad Autónoma de Nayarit. México. 6 pp.