

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE BIOPELÍCULAS EN LA REPRESA LA FE, EL RETIRO, ANTIOQUIA (COLOMBIA)

SPATIAL AND TEMPORAL VARIATION OF BIOFILMS ASSOCIATED TO ARTIFICIAL SUBSTRATES IN LA FE RESERVOIR, EL RETIRO, ANTIOQUIA (COLOMBIA)

Omaira R. Sierra¹ y John J. Ramírez²

Resumen

Se estima en esta investigación la variación temporal de los materiales orgánico e inorgánico netos, biomasa neta y productividad de biopelículas asociadas a sustratos artificiales puestos durante dos meses en cuatro profundidades (5, 10, 15 y 20 m) de una estación situada cerca de la presa del embalse La Fe. En las profundidades donde se pusieron los muestreadores se midieron conductividad eléctrica, pH, nitrógeno inorgánico disuelto y la proporción fósforo soluble reactivo/fósforo total. El fósforo disminuyó hacia el final del muestreo (con excepción de los 5 m), mientras que el nitrógeno se incrementó. El material inorgánico neto, la biomasa neta y la productividad sólo mostraron diferencias significativas entre muestreos. Los cambios de productividad se relacionaron positivamente con los de biomasa neta. Sólo hacia el final del tiempo de exposición se presentó biomasa vegetal detectable. Posiblemente la cercanía al sitio de bombeo, además de generar altas tasas de sedimentación, pudo producir un ambiente fluctuante con corrientes internas no detectadas que incidieron en las pérdidas de biomasa por desprendimiento mecánico y fricción. De esta manera, la comunidad se mantuvo siempre en la fase inicial de colonización por bacterias.

Palabras clave: embalse tropical, variación espacio-temporal, biopelícula, perifiton.

Abstract

In this investigation the temporary variation of the net organic and inorganic materials, net biomass and biofilms productivity associated to artificial substrates placed during two months in four depths (5, 10, 15 and 20 m) of a station located near the dam of the reservoir La Fe was estimated. In the depths where the samplers were placed were measured electric conductivity, pH, dissolved inorganic nitrogen and the proportion soluble reactive phosphorus/total phosphorus. The phosphorus diminished toward the end of the sampling (except for the 5 m), while the nitrogen was increased. The net inorganic material, the net biomass and the productivity only showed significant differences among samplings. The changes of productivity were related positively with those of net biomass. Only toward the end of the sampling time biomass vegetable detectable was presented. Possibly the proximity to the place of pumping, besides generating discharges sedimentation rates, it could not produce a fluctuating atmosphere with internal currents detected that they impacted in the losses of biomass for mechanical detachment and friction. This way, the community always stayed in the initial phase of colonization by bacterias.

Key words: tropical reservoir, space-temporal variation, biofilms, periphyton.

INTRODUCCIÓN

El estudio de comunidades adheridas, al igual que el de cualquier otra comunidad, implica una delimitación del área ocupada por la misma. Para esto se utilizan criterios subjetivos que fija el investi-

gador en relación con el problema planteado; así, el ámbito de trabajo puede ser tan grande o tan pequeño como éste lo decida. Lo importante es que en cualquiera de los casos se tengan clara-

Recibido: noviembre de 1999; aprobado para publicación: enero de 2000.

¹ Estudiante de posgrado, Departamento de Biología, Universidad de Antioquia, apartado 1226, Medellín, Colombia.

² Departamento de Biología, Universidad de Antioquia, apartado 1226, Medellín, Colombia.

mente identificadas las variables involucradas y las escalas en las que las mismas actúan (Farmer y Adams, 1989).

Según Marshall (1984), se designa como biofilm o biopelícula al agregado de microorganismos y productos extracelulares asociados a un sustrato. Es un término más general y entendible desde un punto de vista conceptual que el de perifiton, definido como una comunidad compleja de microbiota fijada a un sustrato sumergido, orgánico o inorgánico, vivo o muerto (Wetzel, 1983). Ambos términos se refieren a lo mismo; sin embargo, en la práctica el ámbito de trabajo y los problemas planteados son diferentes. La comunidad presente en las biopelículas es una taxocenosis integrada por organismos que se desarrollan en escalas espacio-temporales diferentes. La comunidad se desarrolla a una escala que puede ser considerada micro con relación con la escala macro en que se desarrolla el sustrato que coloniza (Salazar, 1998; Fisher, 1992). Cuando el sustrato usado es de carácter inorgánico e inactivo (láminas de vidrio) cuya función es suplementar un medio de soporte y adhesión, no es considerado una variable; por tanto, las variables y perturbaciones ambientales serán las variables fundamentales que posiblemente ayuden a explicar los fenómenos y patrones presentes en la escala micro (Salazar, 1998).

Este trabajo investiga la variación del material orgánico, la productividad y los aportes de biomasa de biopelículas asociadas a sustratos artificiales en la columna de agua de una represa tropical. ¿Varían espacio-temporalmente la productividad y los aportes de biomasa de la comunidad presente en los sustratos? ¿La biocenosis desarrollada en dicho sustrato es de carácter autotrófico o heterotrófico? ¿Las variables ambientales consideradas para el análisis explican la variación espacial y/o temporal encontrada?

Descripción del área

La zona de captación del embalse La Fe se ubica entre las coordenadas 6° 12' -5° 59' N y 75° 35' -75° 28' O, y cubre un área de 173 km² con altu-

ras que oscilan entre 2.175 y 3.000 m. Fue llenada en 1973 y se localiza en la formación vegetal bmbh-MB en su totalidad, caracterizada por una precipitación media anual de entre 2.000 y 4.000 mm. Según la clasificación de Donato (1991) se sitúa en la Provincia de Alta Montaña Tropical. Es propiedad de las Empresas Públicas de Medellín y está localizada en el municipio de El Retiro. Recibe las aguas de las quebradas Las Palmas, Potreros, La Miel y Espíritu Santo por gravedad, y las de los ríos Pantanillo, Piedras y Buey por bombeo. Su vertedero puede descargar en condiciones normales 690 m³/s (Abuchaibe *et al.*, 1988). Las aguas del río Pantanillo son tratadas previamente en una planta de tratamiento secundario antes de ser bombeadas a la represa La Fe, lo que disminuye la entrada de material particulado, pero no la del material disuelto. El embalse presenta en todo el perímetro densos crecimientos de la macrofita *Egeria densa*.

El embalse es utilizado principalmente para acueducto, pero una parte del mismo está destinada a la recreación (parque Los Salados). Ocasionalmente es utilizado para generación hidroeléctrica, con una producción de 20 MW.

Del volumen total del embalse (aproximadamente 15 Mm³), 12 son utilizados para regular conjuntamente con el bombeo del río Pantanillo un caudal de 8.0 m³/s con destino al acueducto metropolitano a través de la planta de tratamiento de la Ayurá, localizada en el municipio de Envigado (Abuchaibe *et al.*, 1988).

Gran parte de la zona de estudio se sitúa en el metamórfico, pero al sur de la población de El Retiro se manifiesta el batolito antioqueño. Los suelos derivados de esta meteorización son arcillosos, de colores rojo y pardo rojizo. Los suelos de esta región son ricos en materia orgánica y nitrógeno total, este último asimilable sólo en pequeña cantidad. Son ácidos, con pH que varía de 4.4 a 4.5, pobres en calcio, magnesio y fósforo y medianos en potasio. Son grandes fijadores de fósforo y el complejo de cambio tiene características de complejo coloidal orgánico más que

de coloidal inorgánico. Las vertientes de la represa se encuentran sembradas con pinos (*Pinus patula*) y cipreses (*Cupressus lusitanica*) (Córdoba y Villegas, 1966).

METODOLOGÍA

La estación de muestreo escogida se localiza en el sitio de presa y tiene una profundidad que varió entre 22 y 25 m (figura 1).

Codeterminantes ambientales de tipo abiótico

La pluviosidad y la temperatura del aire fueron las variables climáticas evaluadas. Los datos de pluviosidad fueron suministrados por Empresas Públicas de Medellín (EMP-ESP). Los valores de temperatura del aire fueron obtenidos *in situ*, a la sombra, con un termómetro de escala centígrada.

Las variables físicas determinadas fueron temperatura del agua, transparencia, atenuación vertical de luz y conductividad eléctrica. Se realizó

un perfil de temperatura a cada 0.5 m con un termistor. La conductividad se midió a las profundidades en las que se pusieron los muestreadores (5, 10, 15 y 20 m). La transparencia se estimó utilizando un disco secchi de 0.3 m de diámetro de bandas negras y blancas alternadas. La profundidad de la zona fótica se midió multiplicando la transparencia por el factor 2.75. El coeficiente de atenuación se determinó de acuerdo con lo propuesto por Poole y Atkins (1929).

El pH y las concentraciones de oxígeno disuelto, nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total, fósforo soluble reactivo (FSR), fósforo total (FT) y sílice soluble reactivo se estimaron a las mismas profundidades que la conductividad. El nitrógeno inorgánico disuelto es la suma de las formas nitrogenadas de amonio, nitritos y nitrato. Se usó la proporción FSR/FT para las relaciones con las variables biológicas. En la tabla 1 se detallan los métodos usados para la medición de estas variables.

Tabla 1. Represa La Fe. Metodología seguida en el análisis de las variables químicas escogidas

| Variable | Unidad | Material y/o método |
|--------------------------|--------|--------------------------------------|
| Oxígeno | µg/l | kit Merck (Winkler) |
| PH | - | peachímetro WTW |
| N-NH ₄ | µg/l | método del fenato |
| N-NO ₂ | µg/l | Reducción en columna de cadmio-cobre |
| N-NO ₃ | µg/l | Reducción en columna de cadmio-cobre |
| Nitrógeno total | µg/l | Kjeldhal |
| Fósforo soluble reactivo | µg/l | ácido ascórbico |
| Fósforo total | µg/l | ácido ascórbico |

Codeterminantes ambientales en las biopelículas

En la estación de muestreo se pusieron cuatro muestreadores de acrílico a profundidades correspondientes a 5, 10, 15 y 20 m. Las dos primeras se situaron dentro de la zona iluminada y las dos últimas en la zona afótica de la estación de mues-

treo. Cada muestreador contenía 100 portaobjetos de vidrio numerados, cada uno con un área de 19.76 cm² (7.6 cm x 2.6 cm), los cuales se dispusieron verticalmente en el soporte por dos meses. Se tuvieron en cuenta las dos caras del portaobjetos como área disponible para la colonización, descontándose la parte que se inserta en el acrílico. En cada muestreo y en cada una de

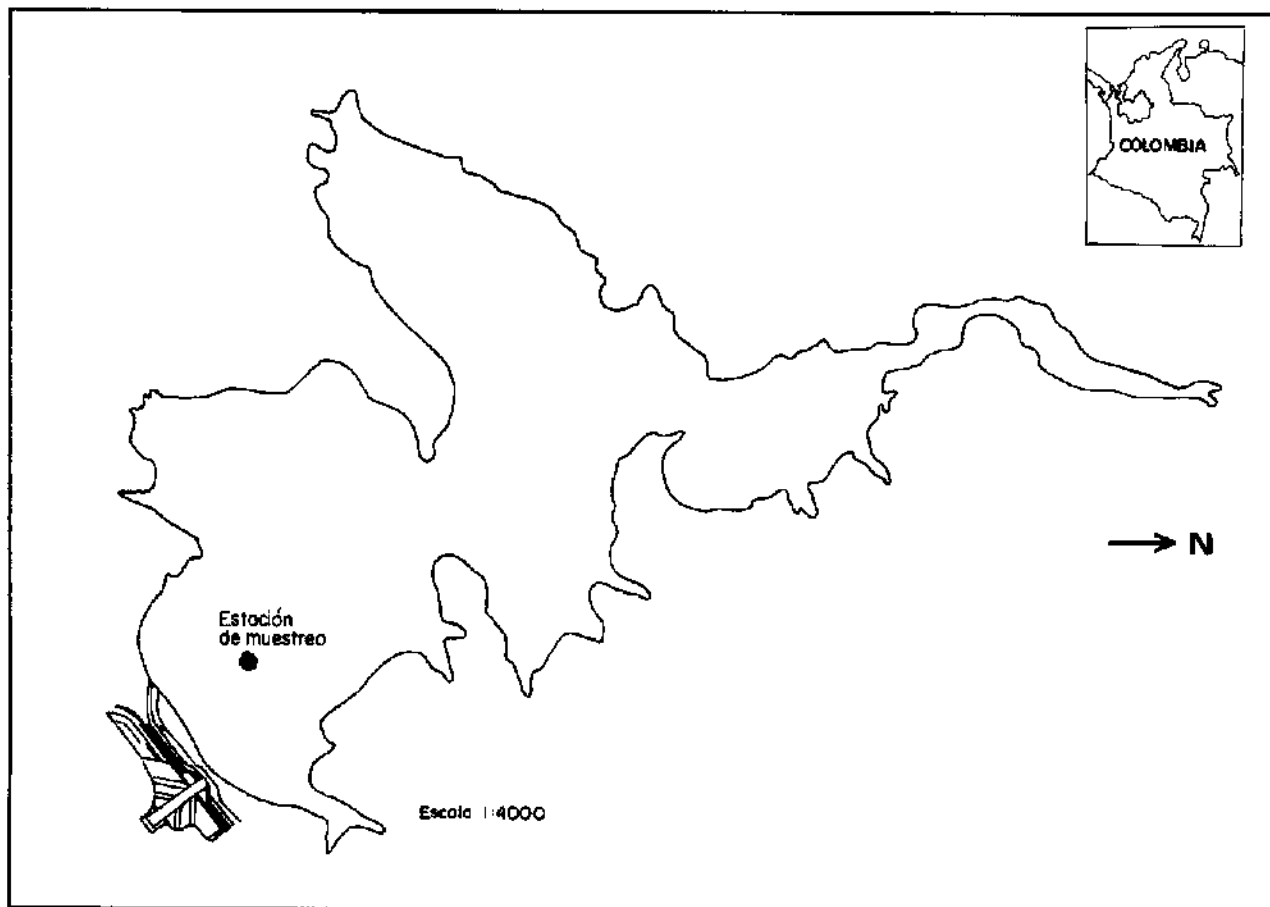


Figura 1. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. Localización de la estación de muestreo

las profundidades elegidas se retiraron tres placas aleatoriamente, cada una con una réplica. El material obtenido fue raspado con una cuchilla diferente para cada profundidad con la finalidad de extraer el material presente en la biopelícula. El material obtenido de las muestras se utilizó para estimar la biomasa presente en las biopelículas, usando los métodos de clorofila *a* y sólidos volátiles. En cada muestreo se sustituyeron dieciséis portaobjetos, cuatro en cada profundidad, con la finalidad de estimar la productividad mediante el método del incremento de biomasa, descrito más adelante.

Una vez raspado, el material se depositó en crisoles de porcelana con 10 ml de agua destilada, y se sometió a temperaturas entre 65 y 70 °C en una mufla por veinticuatro horas. El incremento de

peso (P_1) con respecto al peso inicial del crisol (P_0) representó los sólidos suspendidos totales de la biopelícula. Para los sólidos suspendidos volátiles (material orgánico), el material obtenido del paso anterior se calcinó a 550 °C por dos horas. El valor obtenido (P_2) sustraído de (P_1) representó el material orgánico presente en la biopelícula. La diferencia entre el resultado anterior (P_2) y el peso inicial (P_0) permitió evaluar los sólidos fijos suspendidos, equivalentes al material inorgánico.

A partir de los datos anteriores se establecieron dos tipos de proporciones: 1. Sólidos fijos/sólidos totales (SF/ST), que representa la proporción de material inorgánico presente en el material total de la biopelícula, la cual se llamó material inorgánico neto (mg de material inorgánico/mg ST). 2. Sólidos volátiles/sólidos totales, que muestra

la contribución neta de material orgánico en la biopelícula, y que se denominó biomasa neta (mg C/mg ST).

La determinación de la biomasa algal de la biopelícula se determinó mediante el método de la clorofila *a*. Los pigmentos fueron extraídos usando etanol caliente al 90%. Las absorbancias medidas fueron 665 y 750 nm en un espectrofotómetro Beckman DU-6. La concentración de feopigmentos se estimó acidificando el extracto con dos gotas de HCl 0.1N. Las concentraciones de clorofila *a* activa y feopigmentos se determinaron de acuerdo con Lorenzen (1967), modificada para etanol por Sartory y Grobbelaar (1984).

La productividad de la comunidad presente en la biopelícula, independientemente de si ésta era autotrófica o heterotrófica y entendida como el cambio de biomasa observada (incluyendo las pérdidas) después de un tiempo *t*, se estimó mediante el método de acumulación de biomasa propuesto por APHA, AWWA y WEF (1995):

$$P = [SV_{(t_2)} - SV_{(t_1)}] / A \times \Delta t$$

En donde *P* representa la productividad (mg C/m²/d), *SV* los sólidos volátiles (mg C), *A* el área de raspado (= 0.0001976 m²) y Δt el intervalo de tiempo entre uno y otro muestreo.

Cada variable fue sometida a análisis descriptivo. Para ello se usó la media aritmética como medida de posición central y el coeficiente de variación como estadístico evaluador de la dispersión relativa. La significancia estadística de las variaciones espacio-temporales del material inorgánico neto, biomasa neta y productividad se determinó mediante un ANDEVA de dos factores (profundidad y días de muestreo). Se consideró la interacción profundidad-muestreo. La comparación de medias se estableció mediante la prueba de Tukey. Sólo se graficaron los análisis cuyo resultado fue estadísticamente significativo. Utilizando un modelo de regresión y correlación lineal simples se determinó la dependencia de las variables bióticas respecto de las abióticas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El ambiente en la estación de muestreo

A pesar de que en 1998 se presentó el llamado "Fenómeno del Pacífico", la pluviosidad en la represa La Fe se ajustó en términos generales al patrón anual de comportamiento citado en Espinal (1992), es decir, menos lluvia en diciembre, enero y febrero e incrementos en mayo y octubre (figura 2A). El valor del CV encontrado (46.8%) fue alto, como corresponde a esta variable en la zona tropical.

Durante el periodo de experimentación, la pluviosidad (figura 2B) presentó un valor medio bajo y un CV alto (169.5%) debido al incremento de las lluvias en el muestreo del 21 diciembre (10.6 mm³). La temperatura del aire fue alta, con un valor medio de 20.5 °C y poca variación (CV = 16.8%). La proporción entre los coeficientes de variación de la pluviosidad y la temperatura media del aire mostró que la variación de la pluviosidad fue diez veces mayor que la de la temperatura. A pesar de que el intervalo de muestreo fue relativamente pequeño (dos meses), el comportamiento de estas dos variables se ajusta al esperado en la zona tropical, es decir que la variación de la temperatura (e irradiación anual) es poco contrastante, mientras que la de pluviosidad es bastante pronunciada. Por ello, esta variable, conjuntamente con los cambios en la humedad, la velocidad e intensidad del viento y las variaciones nictemerales de temperatura, son los principales responsables de la dinámica de los ecosistemas acuáticos tropicales (Schäfer, 1984; González, 1988).

En el sitio de muestreo, la represa La Fe se caracterizó por presentar drásticas disminuciones de oxígeno en el eje gravedad-luz (figura 3), las cuales corroboran la estratificación térmica presente durante el tiempo de estudio (figura 4). La presencia de un termocline bien definido implica una separación física de la columna de agua. Esta barrera sólo es atravesada por los materiales particulados que se dirigen hacia el fondo, mas no por las sustancias disueltas ni los gases (Payne, 1986).

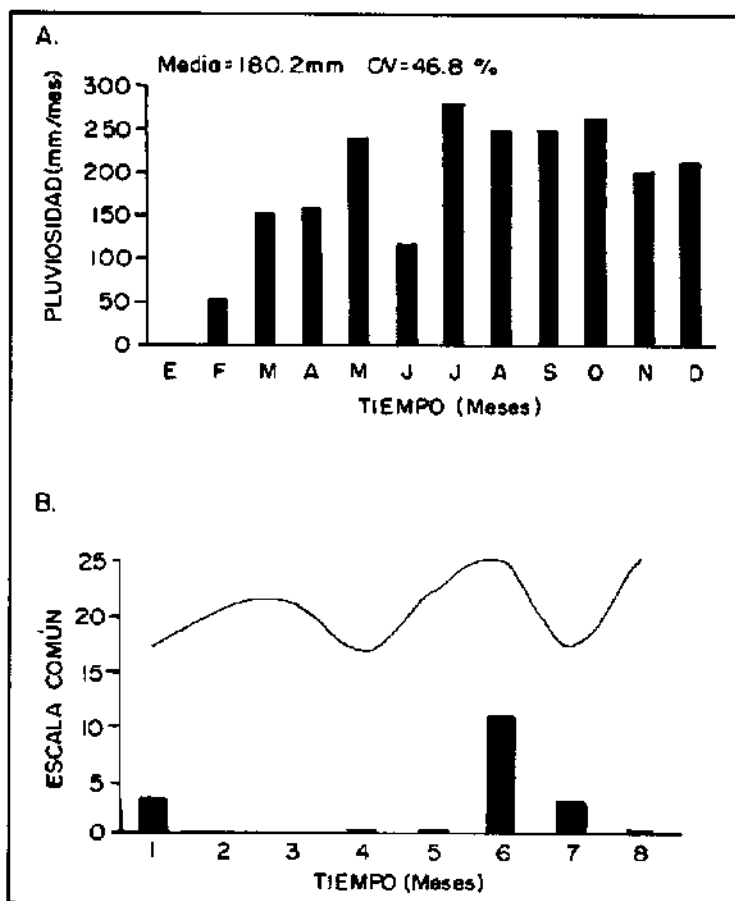


Figura 2. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. Variación temporal de la pluviosidad. A. Durante 1998. B. Durante el periodo muestral

La profundidad de la zona fótica mostró valores que oscilaron entre 7.02 y 11.34 m, para una amplitud de 4.32 m y un valor medio de 9.16 m. Consecuentemente, el coeficiente de atenuación vertical de luz fue bajo (media = 0.52 m^{-1}) y poco variable (CV = 21.3%), a pesar de los altos aportes de material particulado provenientes del bombeo del río Pantanillo. La poca influencia de dicho material en el clima de luz del embalse en la estación de muestreo se debe a la rápida sedimentación de este material en el sitio de muestreo, lo cual se detallará más adelante.

La conductividad encontrada presentó valores medios normales ($41.1 \mu\text{S}/\text{cm}$) y poco variables (CV = 17.1%), a pesar de las altas concentraciones de las formas de nitrógeno y fósforo medidas. Según Esteves (1988), los iones más

directamente responsables de los valores de conductividad eléctrica son los llamados macronutrientes (calcio, magnesio, potasio, sodio, etc.), mientras que el nitrato, nitrito y especialmente el ortofosfato tienen poca influencia. El mismo autor resalta que en las zonas tropicales la conductividad está más relacionada con las características geoquímicas de la región donde se localiza la cuenca del cuerpo de agua. Recuérdese que la zona de la represa está enclavada en el batolito antioqueño, característicamente pobre en iones.

Los valores medios de pH oscilaron entre 5.65 y 6.68 (amplitud = 1.03 unidades de pH). El valor medio general fue 6.35. Se considera que existe una estrecha relación entre la variación del CO_2 y la del pH, ya que cualquier aumento o dismi-

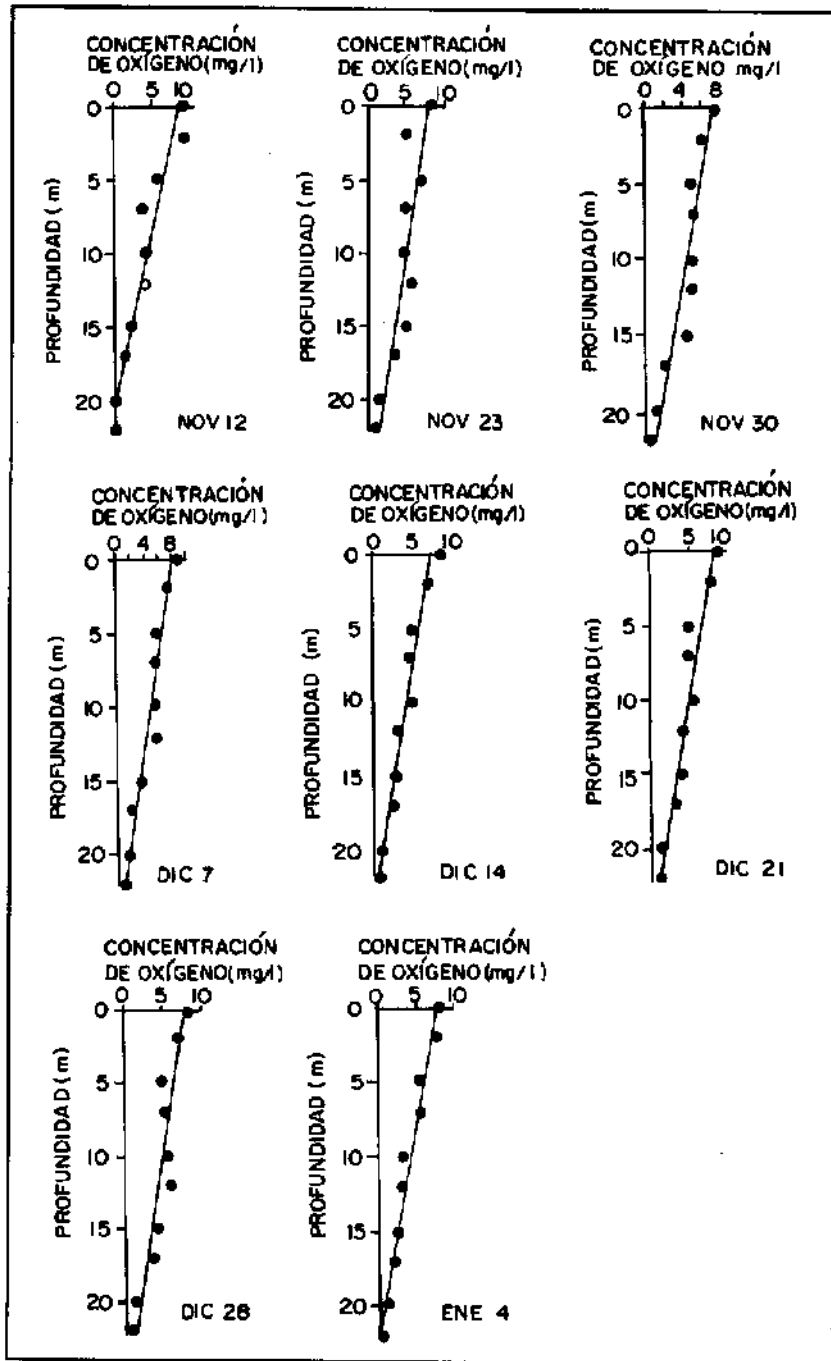


Figura 3. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. Variación del oxígeno disuelto en el eje gravedad-luz en cada uno de los muestreos realizados

nación de este gas provoca un cambio del pH en el sentido opuesto y una redistribución de las formas carbonatadas. Con base en lo anterior puede concluirse que durante el periodo de estudio, y por las características del muestreo en el eje vertical (cuatro profundidades), se presentaron variacio-

nes importantes en el consumo del CO_2 , correspondientes a un sistema de carácter levemente heterotrófico (Carmouze, 1994). Sin embargo, vale la pena resaltar que tanto en el espacio (amplitud del CV = 0.9%) como en el tiempo (amplitud del CV = 2.8%) las variaciones de pH no fueron altas.

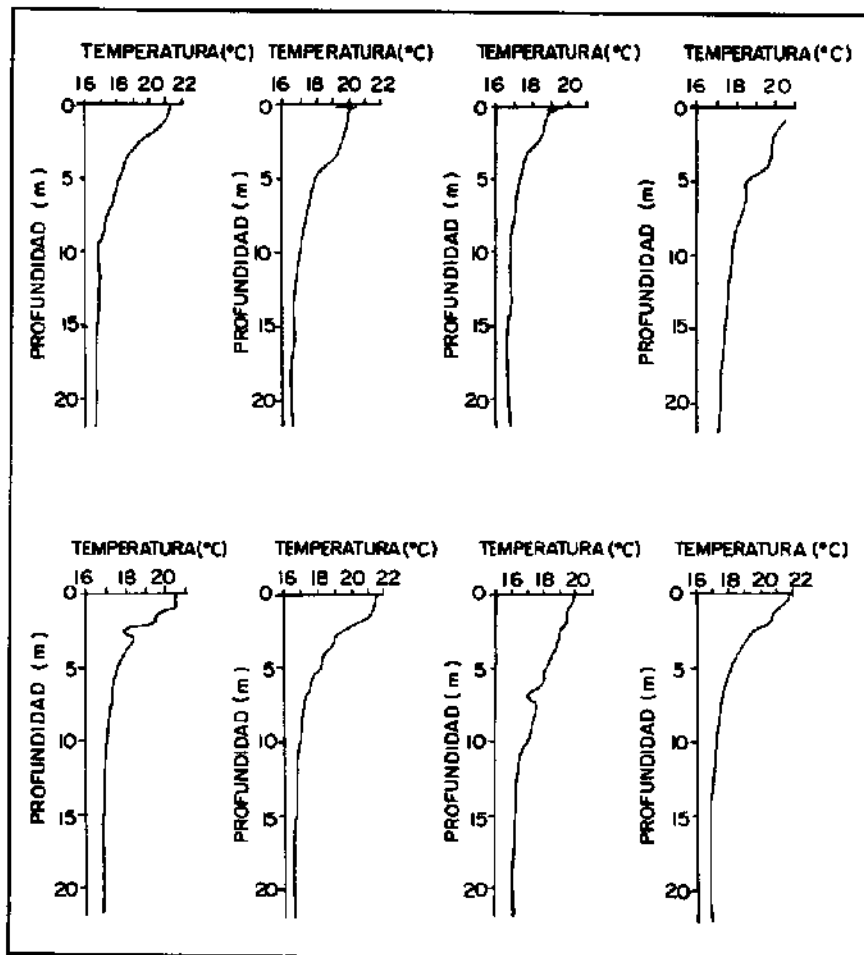


Figura 4. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. Variación de la temperatura del agua en el eje gravedad-luz durante el tiempo de muestreo

Los altos valores de las formas de nitrógeno y fósforo medidas se deben a los aportes provenientes de las aguas bombeadas del río Pantanillo, las cuales en su tratamiento previo retienen solamente el material particulado presente y no el disuelto, lo que contribuye a incrementar los valores de los nutrientes en el embalse.

Con excepción de los 5 m de profundidad, la fracción de fósforo soluble reactivo tendió a disminuir hacia el final del muestreo. Con la profundidad esta fracción decayó debido al incremento de otras fuentes de fósforo, principalmente la forma particulada representada por bacterias, las cuales consumen el fósforo disuelto, facilitando el incremento de su biomasa y la disminución del FSR, lo que disminuyó la pro-

porción FSR/FT (figura 5). En las biopelículas esta disminución correspondió igualmente a incrementos de biomasa y productividad acaecidos también hacia el final del periodo muestral y debida posiblemente al consumo de esta forma iónica del fósforo como fuente energética para soportar dichos incrementos.

El NID mostró una tendencia contraria a la del FSR, la cual es difícil de explicar, pues las divisiones del bioeston presente en la biopelícula requieren, además de una fuente energética, una fuente de nitrógeno, lo que conllevaría una relación inversa que no se presentó en esta investigación. La disminución esperada sólo ocurrió a los 20 m, donde la productividad fue mayor, es de-

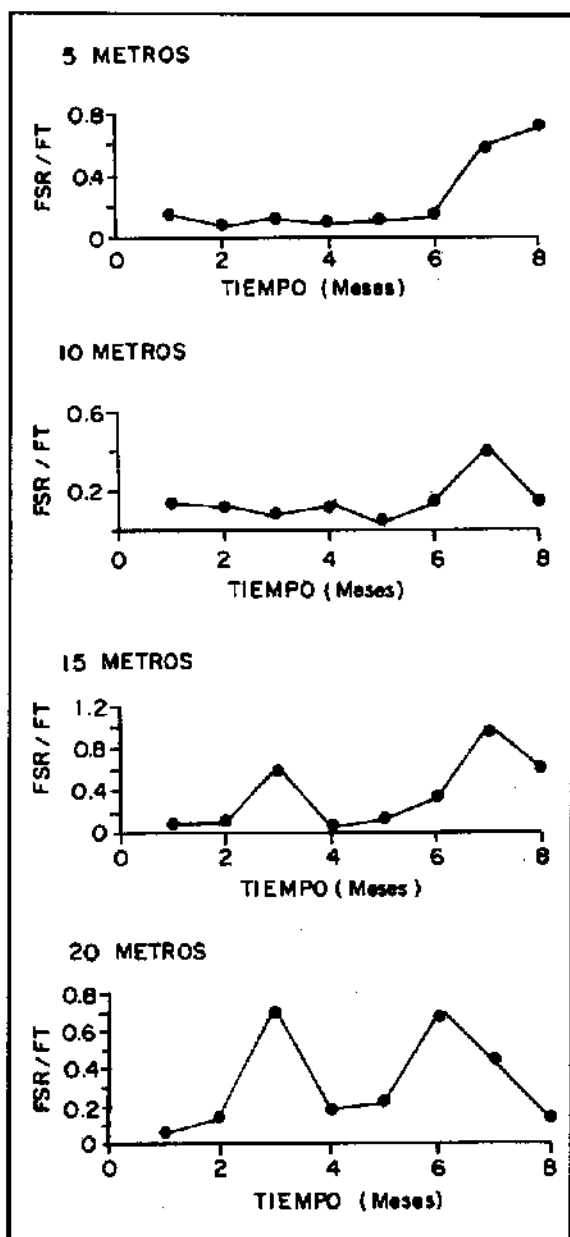


Figura 5. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. Variación temporal de la proporción fósforo soluble reactivo/fósforo total en cada una de las profundidades estudiadas

cir, el incremento de biomasa fue más alto (figura 6). No obstante, es necesario considerar que la biopelícula adherida a los portaobjetos crea un microambiente con procesos autotróficos y heterotróficos internos que ocurren dentro de una capa fronteriza. Los procesos de transporte dentro de esta capa ocurren por difusión molecular, en contraste con la mezcla o los movimientos turbulentos

que se presentan en la fase de agua libre. Dichos procesos cambian las condiciones químicas a tal punto que éstas pueden llegar a ser ampliamente diferentes de aquellas que ocurren en la fase de agua libre. Consecuentemente, en el microambiente creado, las concentraciones de nutrientes pueden llegar a ser mayores o menores, lo cual no se registra al medirlas en el agua que las rodea, considerándose por tanto que en las

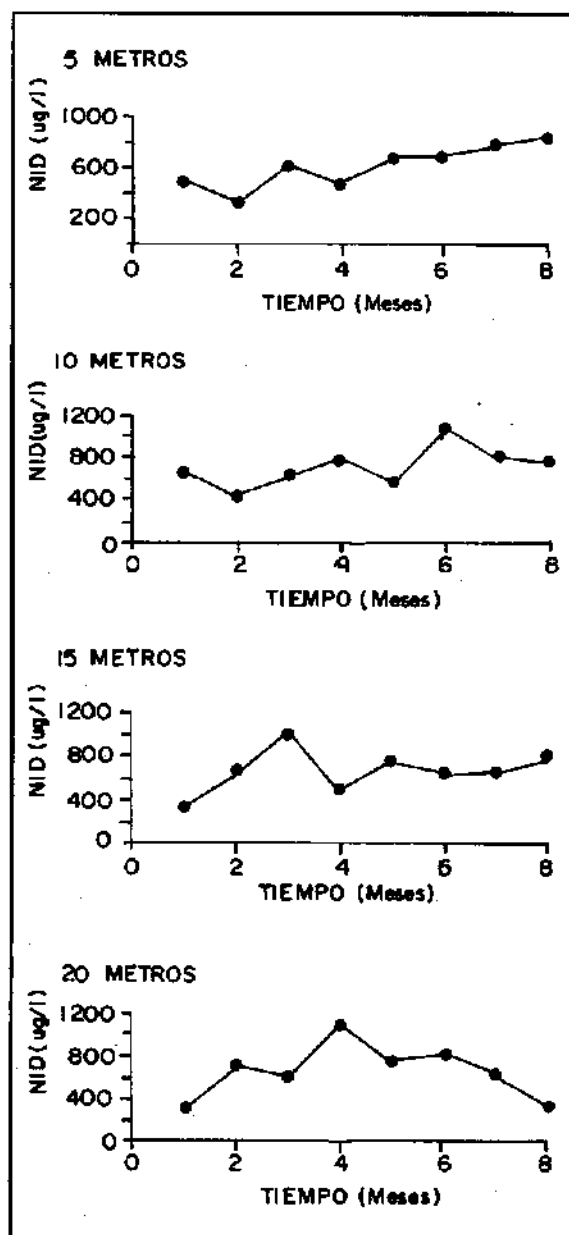


Figura 6. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. Variación temporal del nitrógeno inorgánico disuelto en cada una de las profundidades estudiadas

aguas quietas, las biopelículas muestran una gran diferencia entre la química interna y la externa (Sand-Jensen, 1983). Durante la etapa inicial de la colonización de los sustratos pueden obtenerse buenas correlaciones entre los parámetros externos y la tasa de cambio de biomasa, pues en esta fase la comunidad presente en la biopelícula es delgada y la tasa de intercambio con el agua externa, en comparación con los procesos internos, es relativamente más importante que en las etapas posteriores, cuando la comunidad llega a ser más gruesa y biológicamente más compleja (Sand-Jensen, 1983).

Variación espacio-temporal de las características de la biopelícula

La comunidad colonizadora de sustratos artificiales puede concebirse como aquella que logra su organización a partir de cero, como un sistema dinámico que se estructura hasta adquirir un estado de equilibrio que será percibido o no dependiendo del tiempo de duración del experimento (Margalef, 1983). Como es bien sabido, el grado de desenvolvimiento de la comunidad presente en una biopelícula así como de los organismos presentes en la misma, está influenciado grandemente por la naturaleza del sustrato —considerada por Stevenson *et al.* (1996) una de las variables importantes en la selección de las especies— y por su relación con las condiciones ambientales prevalecientes. Por ello, el primer aspecto a resaltar en esta investigación es la ausencia de biomasa vegetal detectable en la biopelícula durante todo el tiempo de exposición de los sustratos. Esto fue corroborado por las inspecciones visuales de los raspados obtenidos de los sustratos, en las que se observaron muy pocas algas, lo que indica que la biopelícula estuvo conformada básicamente por bioeston heterotrófico y por material inorgánico. Los valores del material inorgánico neto indicaron mayores cantidades de abioeston en el sustrato y corroboran lo mencionado (figura 7). Esta alta proporción de material de este tipo en el sitio de muestreo se debe posiblemente a que éste se localiza cerca al denominado "sitio de bombeo" de las aguas provenientes de los ríos Pantanillo, Piedras y Buey, los cuales aportan gran

cantidad de material particulado (EPM-ESP, com. pers.). Este material se precipita rápidamente, pues no existen en la zona limnética macrófitas que puedan retenerlo en su follaje, ya que el cinturón de *Egeria densa* sólo alcanza las orillas del embalse. Según Esteves (1988), una de las funciones de las macrófitas es impedir la penetración del material particulado hacia las zonas más profundas del embalse, frenándolo mecánicamente en su follaje. Por ello, los sustratos artificiales utilizados se llenan rápidamente de este material, impidiendo el acceso a la luz a los colonizadores algales iniciales. De esta forma, la comunidad de este tipo no progresa, no detectándose por tanto clorofila en la biopelícula. Toja y Casco (1991) registraron en el embalse La Minilla, España, disminuciones drásticas de la concentración de clorofila debido a los altos incrementos del seston inorgánico suspendido. Al igual que en este trabajo, Newcombe (1949 y 1959, citados en Sládeček y Sládečková, 1964) reporta como causa de los bajos valores de biomasa algal presente en portaobjetos, al sedimento depositado en los mismos.

Según Planas (1998), la mayoría de los sustratos artificiales utilizados tienden a favorecer a las diatomeas, la mayoría de las cuales son bentónicas que requieren, en el caso de los sistemas lénticos, de mezclas profundas que las "suban" hasta la zona fótica. Dado que durante todo el tiempo de muestreo el embalse se mostró estratificado (figura 4), las diatomeas no tuvieron la ayuda de la turbulencia para ascender y colonizar los portaobjetos, lo que contribuyó a la ausencia de clorofila.

Muchos sustratos, entre ellos los portaobjetos de vidrio, pueden resultar impermeables al flujo ascendente de nutrientes y otras sustancias del sedimento (Planas, 1998) que facilitarían el desarrollo de la comunidad algal. Debe recordarse que dicho flujo en la represa se vio impedido por el termocline presente durante el tiempo de estudio, que como ya se mencionó constituye una barrera para la circulación de las sustancias disueltas. Estas dos causas pudieron también influir en retardar el desenvolvimiento de una comuni-

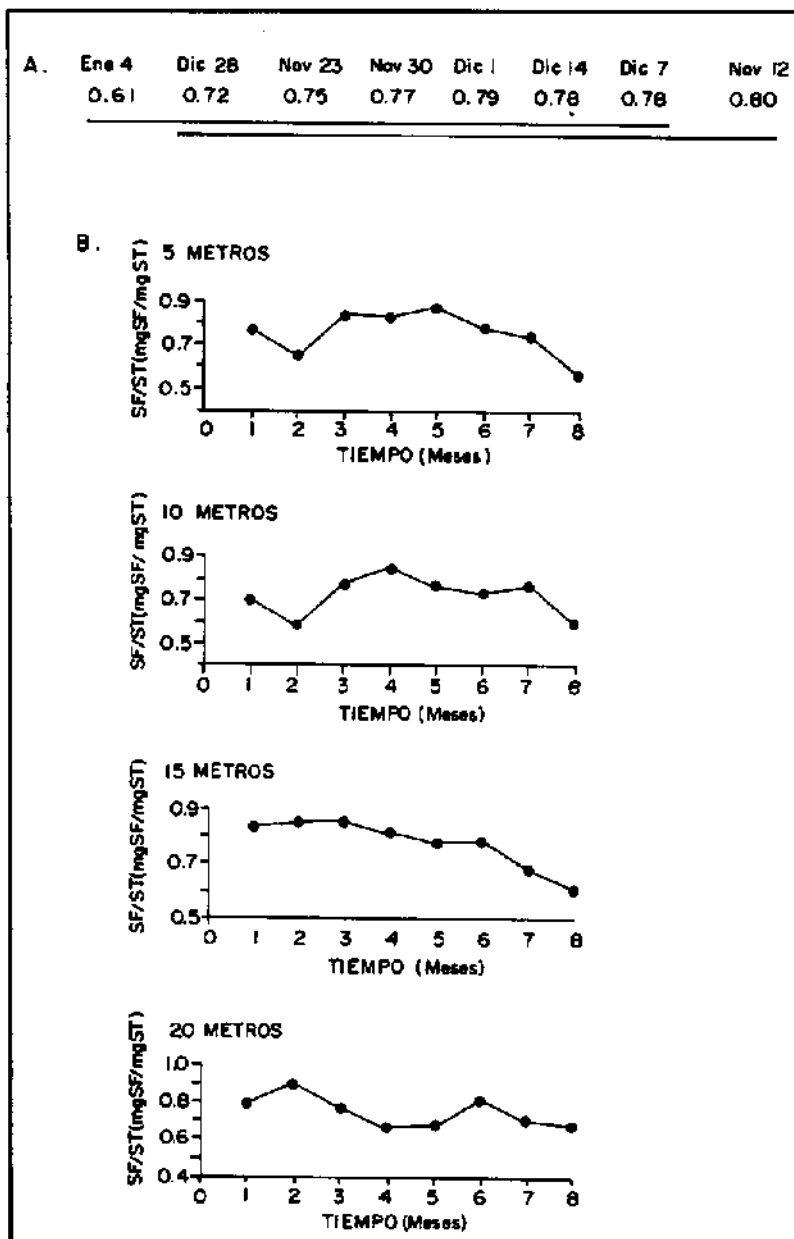


Figura 7. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. A. Comparación de los valores medios del material inorgánico neto (= SF/ST). B. Variación temporal de la misma variable en cada una de las profundidades estudiadas

dad autotrófica detectable durante el tiempo de experimentación.

El primer evento en la colonización de los portaobjetos puestos en un cuerpo de agua es el desarrollo de una cobertura orgánica, generalmente de mucopolisacáridos. Este primer evento químico modifica la carga superficial del vidrio, que

llega a ser negativa, influencia la unión de bacterias y es un prerrequisito para su unión. La concentración de materia orgánica presente en las aguas dulces es suficiente para producir tal cobertura, particularmente en aguas eutróficas, ya que existen abundantes microfibrillas flotantes (Hoagland *et al.*, 1982).

El ANDEVA efectuado para el material inorgánico neto sólo mostró diferencias significativas entre muestreo ($F = 2.45$, $p = 0.0396$). La comparación de medias mostró diferencias significativas ($p = 0.05$) sólo entre el primero (12 de noviembre de 1998) y el último (4 de enero de 1999) muestreos (figura 7A). Todas las profundidades presentaron un comportamiento temporal semejante, con un valor máximo de material inorgánico ocurriendo en el intervalo de un mes y un pico inferior al comienzo del experimento. El pico de colonización en la profundidad de 20 m, aunque se presentó más rápidamente que en las demás, también se localizó en el intervalo de tiempo mencionado (figura 7B). Este pico, por los valores altos de la proporción, correspondió como ya se mencionó a una mayor proporción de material inorgánico. En todas las profundidades, a partir del momento en que se alcanzó el pico máximo, se presentó una rápida disminución de los valores de la proporción, lo cual indica un incremento del material orgánico hacia el final del experimento de colonización, hecho que puede verse claramente en la figura 8B. Por ello la relación material inorgánico neto-log (biomasa) ($r = -0.73$, $p = 0.0000$) fue negativa. Muchos estudios muestran que la colonización de los sustratos ocurre exponencialmente dentro de los dos primeros meses de exposición para luego disminuir rápidamente. Otros corroboran la tendencia a un patrón bimodal como el hallado aquí (Van Raalte *et al.*, 1976; Lamberti y Resh, 1985; Cronk y Mitsch, 1994).

Aunque en esta investigación la rápida colonización inicial correspondió a material inorgánico, las tendencias mencionadas se conservan, lo cual corrobora en cierta forma que los patrones de comportamiento de deposición son similares tanto en el bioeston como en la parte no viva del seston. Este rápido incremento de material inorgánico indica que la tasa de sedimentación de este tipo de material en la estación de muestreo es bastante alta, como ya se mencionó anteriormente. La mayor acumulación de material inorgánico en los portaobjetos se debe a que el material de este tipo inicialmente presente sirve como si-

tio de enlace, que permite la retención de más material abiótico.

La biomasa neta también mostró diferencias significativas sólo entre muestreos ($F = 5.16$, $p = 0.0005$). El incremento del material orgánico hacia el final del muestreo hizo que éste fuese considerado por la prueba de Tukey como significativamente distinto de los demás (figuras 8A y 8C). Dicho aumento (figura 8B) pudo deberse a que sólo para este periodo de tiempo las condiciones del sustrato fueron favorables para permitir la manifestación de la parte viva. Este momento es similar a la fase inicial de crecimiento en los sustratos, cuando bacterias con altas tasas potenciales de crecimiento (pues las algas no prosperaron, como ya fue explicado) dominan y, por tanto, la biomasa se incrementa por el alto número de organismos presente. Posiblemente la cercanía al sitio de bombeo, además de generar altas tasas de sedimentación, pudo producir un ambiente fluctuante con corrientes internas no detectadas en donde las pérdidas de biomasa por desprendimiento mecánico y fricción fueron altas. De esta manera, la comunidad se mantendría siempre en la fase inicial de colonización por bacterias.

La interacción muestreo-profundidad fue considerada significativa ($F = 2.80$, $p = 0.0043$) y debida a que los incrementos y disminuciones entre profundidades no presentan la misma tendencia, pues en cada de ellas las dinámicas son distintas y la respuesta de la biomasa también lo es; por ello, mientras en los primeros muestreos el material orgánico se incrementó hacia los 10 m, disminuyó hacia 15 y se incrementó nuevamente hasta los 20, los demás presentaron tendencia contraria (figura 8C).

Al igual que el material inorgánico y la biomasa netos, la productividad presentó diferencias significativas sólo entre profundidades ($F = 7.55$, $p = 0.0000$) (figura 9A). Los cambios de la misma se relacionaron positivamente con los de biomasa ($r = 0.31$, $p = 0.0137$), aunque por el bajo valor del coeficiente de determinación

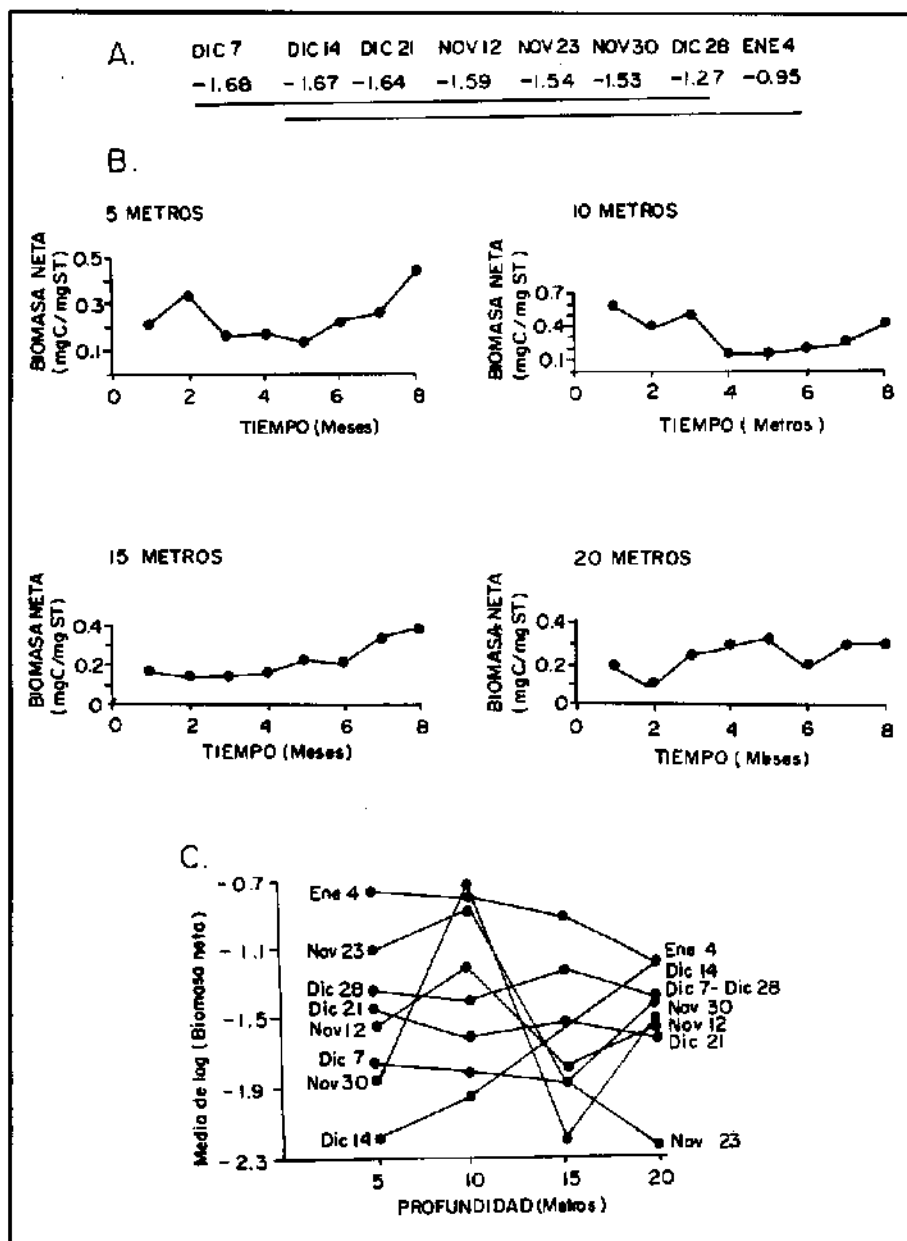


Figura 8. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. A. Comparación de los valores medios de biomasa neta. B. Variación temporal de la biomasa neta (= SV/ST) en cada una de las profundidades estudiadas. C. Gráfico de la interacción muestreos-profundidades para la misma variable

($r^2 = 9.6\%$) no puede considerarse que dichos cambios sean explicados íntegramente por los de biomasa. La comparación de medias mostró que aquellos muestreos en que la productividad disminuyó (segundo y cuarto) fueron significativamente diferentes de los demás (figura 9B).

En los sustratos desnudos, la sucesión comienza con bacterias que mineralizan la materia orgánica y la ponen a disposición de otros organismos, en especial zooflagelados que son consumidores de bacterias. Los zooflagelados son desplazados por los ciliados que son comedores más eficien-

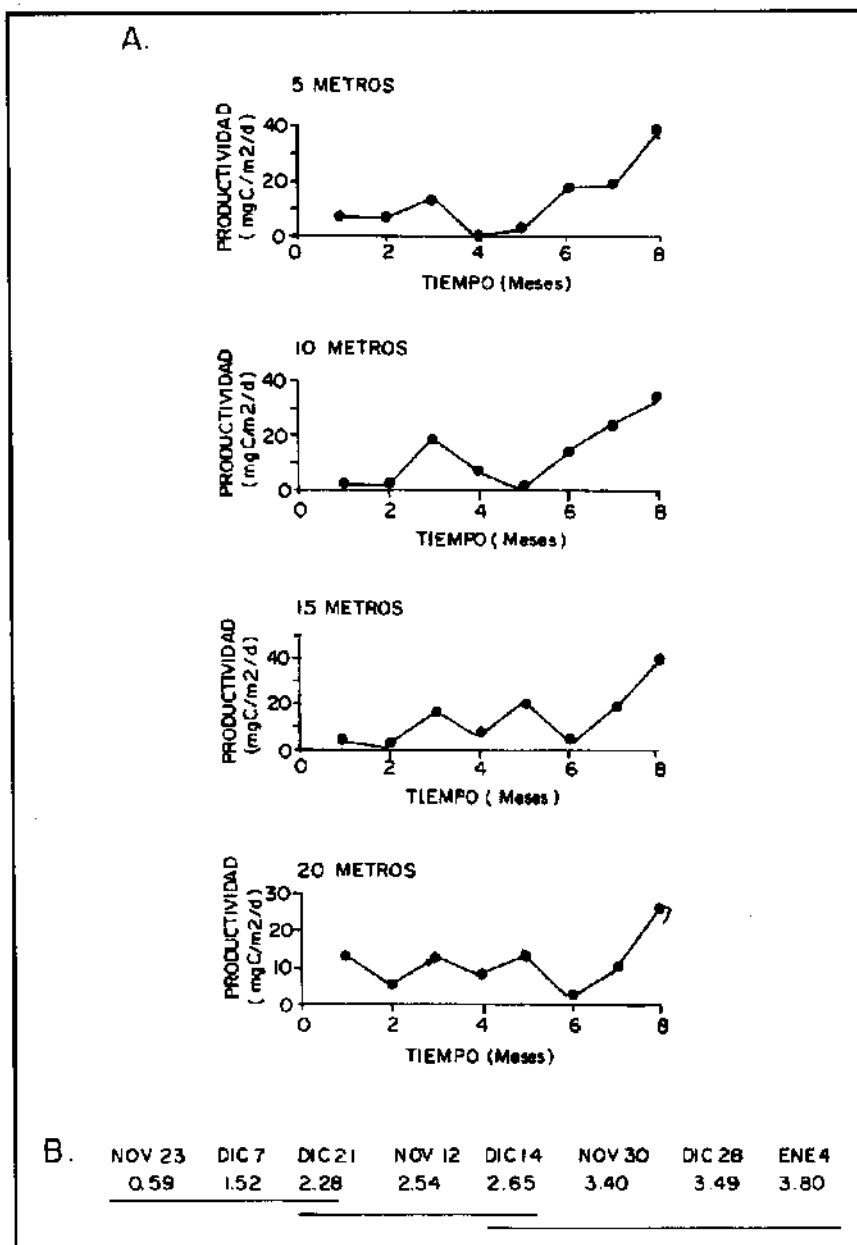


Figura 9. Represa La Fe, El Retiro, Antioquia. A. Variación temporal de la productividad en cada una de las profundidades estudiadas. B. Comparación de los valores medios de productividad

tes de bacterias; por ello, tan pronto como las poblaciones bacterianas alcanzan altos valores, los ciliados de vida libre predominan. Cuando disminuyen las poblaciones de bacterias, los ciliados de vida libre no tienen fuentes de alimento y dan paso a los ciliados fijos (tipo vorticélidos) que consumen material particulado. Esta fase se observó hacia el final del periodo de muestreo,

cuando aparecieron vorticélidos adheridos al material depositado en los sustratos. Quizás si los muestreos se hubiesen prolongado, finalmente se hubiese observado el predominio de rotíferos y otros animales mayores, que son los últimos organismos microscópicos en sobrevivir utilizando fracciones no solubles de las bacterias muertas y partículas orgánicas sólidas (McKinney 1962).

CONCLUSIONES

1. La variación espacial no fue considerada significativa ni para los materiales inorgánico y orgánico netos ni para la productividad. Estas variables presentaron diferencias significativas sólo entre muestreos.

2. El fósforo se mostró especialmente asociado con los incrementos de biomasa neta hacia el final del muestreo.

3. La productividad de la biopelícula se relacionó positivamente con la biomasa presente en los mismos. Dado que no se detectó biomasa algal, puede concluirse que la comunidad presente fue predominantemente de carácter heterotrófico.

4. El desarrollo de una comunidad algal en los sustratos colocados fue impedido básicamente por la deposición de material particulado y por la estratificación térmica.

REFERENCIAS

- Abuchaibe H, Agudelo J, Sañudo C. 1988. Descripción general de las instalaciones del acueducto metropolitano. *Rev Empresas Públicas de Medellín* 10:35-97.
- APHA, AWWA, WEF. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewaters*. 18ª ed. United Book Press, Baltimore.
- Carmouze JP. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos*. Ed. Edgar Blücher: FAPESP, São Paulo.
- Córdoba GJ, Villegas A. 1966. Estudio preliminar y manejo de la cuenca de captación del embalse La Fe. *Rev Inst Geogr Agustín Codazzi*. Bogotá.
- Cronk JK, Mitsch WJ. 1994. Periphyton productivity on artificial and natural surfaces in constructed freshwater wetland under different hydrologic regimes. *Aquat Botany* 48:325-341.
- Donato J. 1991. Los sistemas acuáticos en Colombia: síntesis y revisión. *Cuad Divulg* 4:1-8.
- Espinal LS. 1992. *Geografía ecológica de Antioquia*. Zonas de vida. Lealón, Medellín.
- Esteves FA. 1988. *Fundamentos de Limnología*. Edit. Interciência/Finep, Rio de Janeiro.
- Farmer AM, Adams MS. 1989. A consideration of the problems of scale in the study of the ecology of aquatic macrophytes. *Aquat Bot* 33:177-189.
- Fisher SG. 1992. Pattern, process and scale in freshwater systems: some unifying thoughts. En: Giller PS, Hildrew AG, Ralliaelli DG (ed.). *Aquatic ecology: scale, pattern and process*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 575-591.
- González A. 1988. *El plancton de las aguas continentales*. OEA. Monografía nº 33, serie Biología, Washington, DC.
- Hoagland KD, Roemer SC, Rosowski JR. 1982. Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). *Am J Bot* 69:188-213.
- Lamberti GA, Resh VH. 1985. Comparability of introduced tiles and natural substrates for sampling lotic bacteria, algae, and macroinvertebrates. *Freshwat Biol* 15:21.
- Lorenzen CJ. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol Oceanogr* 12:343-346.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.
- Marshall KC (ed.). 1984. *Microbial adhesion and aggregation*. Springer-Verlag, Berlin. En: Salazar CV. 1998. Perifiton: un problema de escala. *Anais do IV Congresso Latino-Americano de Ficologia*. São Paulo: Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe. 1:307-317.
- McKinney RE. 1962. *Microbiology for sanitary engineers*. McGraw-Hill Book Company, New York.
- Newcombe CL. 1949. Attachment materials in relation to water productivity. *Trans Amer Microsc Soc* 58:355-361. En: Sládeček V, Sládečková A. 1964. Determination of the periphyton production by means of the glass slide method. *Hydrobiologia* 23:125-158.
- Newcombe CL. 1959. A quantitative study of attachment materials in Sodon Lake, Michigan. *Ecology* 31:204-215. En: Sládeček V, Sládečková A. 1964. Determination of the periphyton production by means of the glass slide method. *Hydrobiologia* 23:125-158.
- Payne AI. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. John Wiley and Sons, New York.
- Planas D. 1998. Optimización del muestreo del perifiton en los estudios de impacto. *Anais do IV Congresso Latino-Americano de Ficologia*. São Paulo: Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe. 1:295-306.
- Poole HH, Atkins WRG. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *J Mar Biol Assoc UK* 16:297-324.
- Salazar CV. 1998. Perifiton: un problema de escala. *Anais do IV Congresso Latino-Americano de Ficologia*. São Paulo: Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe. 1:307-317.
- Sand-Jensen K. 1983. Physical and chemical parameters regulating growth of periphytic communities. En: Wetzel RG (ed.). *Periphyton of freshwater ecosystem*. W. Junk Publishers, The Hague.
- Sartory DP, Grobbelaar JU. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114:177-187.
- Schäffer A. 1984. *Fundamentos de ecología e biogeografía das águas continentais*. Edit. Univ. Federal do Rio Grande do Sul, Puerto Alegre.
- Sládeček V, Sládečková A. 1964. Determination of the periphyton production by means of the glass slide method. *Hydrobiologia* 23:125-158.

Serruya C, Pollinger U. 1983. *Lakes of the warm belt*. Cambridge University Press, Cambridge.

Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL (eds). 1996. *Algal ecology*. Academic Press, New York.

Toja J, Casco MA. 1991. Contribution of phytoplankton and periphyton to the production in a reservoir of S.W. Spain. En: Ros JD, N Prat (eds.). *Homage to Ramón Margalef; or why there is such pleasure in studying nature*. *Oecol Aquat* 10:61-76.

Van Raalte CD, Valiela I, Teal JM. 1976. Production of epibenthic salt marsh algae: light and nutrient limitation. *Limnol Oceanogr* 21:862-872.

Wetzel RG (ed). 1983. *Periphyton of freshwater ecosystem*. W. Junk Publishers, The Hague.