

IV-Barrera Bernal- México-1. Oral

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA Y BIOLÓGICA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN EXPERIMENTALES

Clementina Barrera Bernal ⁽¹⁾

Profesor investigador de la Universidad Veracruzana. Estudiante del Doctorado en Ingeniería y Ciencias, UAM-Azcapotzalco.

Icela Dagmar Barceló Quintal

Doctora en Ingeniería en Ciencias del Agua, Jefa del Área de Química y Físicoquímica Ambiental, UAM-Azcapotzalco.

Gabriela Vázquez Hurtado

Doctora en Ciencias. Investigador Nacional, Nivel I (SNI), Investigadora titular en el Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Ver.

Anne-Laure Bussy Beaurain

Doctora en Ciencias y Técnicas del Medio Ambiente, Profesor Investigador Asociado en la UAM-Azcapotzalco.



Dirección (1): Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. Doctorado en Ingeniería y Ciencias Línea Ambiental. Av. San Pablo No. 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, C.P. 02200, México D.F. Tel. y Fax: 01.53.18.93.60 e-mail: cbarrera@uv.mx, leemp@correo.azc.uam.mx

RESUMEN

Se analizaron los cambios en el tiempo de los parámetros fisicoquímicos y de los organismos planctónicos en lagunas de estabilización secundarias que trataron, experimentalmente, aguas residuales municipales con descargas de industria láctea de la región de Miahuatlán, Veracruz, México, en un sistema de reactores facultativos secundarios por lotes. Diariamente se determinaron 21 parámetros fisicoquímicos y se tomaron muestras para el análisis de clorofila *a* y plancton. Se identificaron dos fases: 1) una fase anaeróbica inicial, caracterizada por una alta demanda bioquímica de oxígeno, así como una alta demanda química de oxígeno, coliformes fecales y altas concentraciones de amonio; y 2) posteriormente una fase aeróbica, con todos los parámetros anteriores muy bajos, el pH ácido del principio se tornó básico, y se registraron altas concentraciones de nitratos, fosfatos y fósforo total. Las clases de algas presentes fueron Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Chrysophyceae y Euglenophyceae; y de protozoarios fueron Mastigophora y Ciliata, dominaron las cianofíceas y las clorofíceas. El análisis estadístico de las relaciones entre la variación de las algas con los parámetros fisicoquímicos demostró que las especies fitoplanctónicas definieron cuatro etapas durante el experimento.

PALABRAS CLAVE: lagunas de estabilización, aguas residuales, comunidad planctónica, industria láctea, México

INTRODUCCIÓN

Miahuatlán está en la zona central montañosa del estado de Veracruz, México; es una población rural que se ubica en la microcuenca del río Naolinco. Las aguas residuales municipales de esta población se mezclan con las de la microindustria lechera y son vertidas, sin tratamiento previo, al sistema de drenaje que descarga directamente al río Naolinco. Así se genera un deterioro de la calidad del agua del río pues la industria láctea produce agua residual caracterizada por altos valores de carga orgánica, grandes cantidades de sólidos suspendidos totales y constituyentes orgánicos variados (Carta-Escobar *et al.*, 2004). Las lagunas de estabilización pueden ser usadas para remover las cargas orgánicas del agua residual, pues son reconocidas como una tecnología simplificada, eficiente, de bajo costo y son especialmente útiles en áreas rurales. Las características químicas de los contaminantes en las aguas residuales determinan los

organismos que pueden desarrollarse. El excesivo estrés ambiental ocasionado por la presencia de detergentes, altas concentraciones de materia orgánica disuelta, cambios en el pH y la temperatura, por ejemplo, puede reducir el número de especies, pero incrementar la concentración de especies tolerantes. Sin embargo, una gran disminución en el número de especies y en su densidad puede generar una comunidad biológica menor y reducir la eficiencia del proceso de tratamiento biológico (Esteban *et al.* 1991).

Por la importancia de los microorganismos en los procesos de tratamiento de aguas residuales se ha analizado la capacidad de remoción de materia orgánica por parte de algas y protozoarios, y hay estudios sobre la ecología y diversidad de la microflora y la microfauna, relacionándola con los parámetros de operación en diversos sistemas de tratamiento (Govindan, 1990; Esteban *et al.* 1991; Hosetti *et al.* 1988; Madoni, *et al.* 2000; De Paúl, 2002; O'Farrill, 2003, Joseph y Joseph, 2002; Tharavathi y Hosetti, 2003). Aunque hay estudios sobre la purificación aeróbica en sistemas de tratamiento de las aguas residuales generadas por la industria láctea (Carta-Escobar *et al.*, 2004), existen pocos trabajos encaminados a examinar los cambios de los microorganismos en lagunas de estabilización que tratan este tipo de agua residual (Roche, 1995).

OBJETIVO

El propósito de este trabajo fue determinar el perfil fisicoquímico y la estructura y dinámica de la comunidad planctónica en lagunas de estabilización secundarias, que trataron aguas residuales municipales con descargas de industria láctea, en un experimento con reactores facultativos por lotes, a flujo estático y en condiciones controladas.

METODOLOGÍA

Preparación y desarrollo del experimento

Se colectaron muestras de agua proporcionales al gasto para obtener una muestra compuesta de la descarga municipal de la localidad de Miahuatlán, que fueron vaciadas en un tanque sedimentador de 1100 L. El agua residual se sedimentó durante 36 h y después se llevó a cabo el drenado del agua sedimentada.

Bajo condiciones de invernadero se colocaron 75 reactores por lotes (batch) con capacidad de 12 L cada uno, que fueron llenados con el agua residual sedimentada y se mantuvieron sin alimentación; se numeraron en orden progresivo y, de forma aleatoria y sin reemplazo, fueron elegidos tres reactores. En el inicio del experimento se analizó el agua sedimentada y, diariamente, durante 24 días, se colectaron muestras para el análisis físico, químico y biológico del agua residual. Se colocaron tres termómetros de máxima y mínima para registrar la temperatura ambiente del sitio.

Análisis fisicoquímicos

Los análisis realizados al agua residual fueron temperatura, pH, conductividad y sólidos disueltos totales (Medidor Hanna Ins modelo HI991300); turbidez (Turbidímetro Hanna Ins modelo HI 93703); alcalinidad total, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, fósforo reactivo y fósforo total (AOAC, 1990); sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles, coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno y oxígeno disuelto (APHA-AWWA-WPCF, 1992) y demanda química de oxígeno (Hach Water Analysis Handbook método 8000). También, en forma diaria, se analizó carbono orgánico total, carbono orgánico disuelto y carbono orgánico en sólidos (Analizador de carbono AnalytikJena, Multi C/N 3000).

Análisis biológicos

Las muestras de plancton colectadas según las indicaciones de Wetzel y Likens (2000) fueron revisadas en un microscopio marca Leica. Para la determinación taxonómica se revisó literatura especializada: Komárek y Anagnostidis (1998, 2005), Bourrelly (1981, 1985, 1990), Kudo (1966) y Lee *et al.* (2000) Para el análisis cuantitativo del plancton, las muestras se homogeneizaron y se colocó una alícuota de 0.2 mL en cámaras de sedimentación realizando el conteo de acuerdo al

método de Utermöhl (Hasle, 1978). La densidad de organismos (org/mL) se determinó por fracciones de tamaño, por lo que fue necesario el análisis a 400x y a 1000x. Se usó el Índice de Shannon-Weaver (H') para analizar los cambios en la diversidad de la comunidad planctónica a lo largo del tiempo (Magurran, 1994). Finalmente para la cuantificación de clorofila *a* se utilizó la técnica de extracción por acetona (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Análisis estadísticos

Para analizar la relación existente entre la densidad de microalgas y la DQO durante el experimento se aplicó una ecuación polinomial, se analizaron ecuaciones de grados 3, 4, 5 y 6, eligiéndose aquella que cumpliera con la siguiente aproximación:

$$R_n^2 - R_{n-1}^2 \leq 0.01$$

Para establecer la variación de los parámetros y los datos cuantitativos del plancton se utilizó el Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado con el programa de cómputo Multi-Variate Statistical Package (1985-2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características fisicoquímicas

Al término del experimento se efectuó una remoción mayor al 85 % en los parámetros siguientes: DBO, DQO, coliformes fecales, carbono orgánico total, carbono orgánico en sólidos, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles y turbidez (Tabla 1), indicando una relación inversa con el tiempo de tratamiento. La remoción de carbono orgánico disuelto, sin embargo, fue de cerca del 70 %. Aunque la remoción de coliformes fecales fue alta, los valores finales no cumplen con la normatividad ambiental mexicana. Lloyd *et al.* (2003) han reportado para lagunas de estabilización en México, remociones de DBO en el rango de 30 a 84 %. La remoción de sólidos suspendidos totales fue un valor adecuado para este tipo de sistemas y los sólidos sedimentables fueron eliminados en su totalidad durante el pretratamiento.

Tabla 1. Características del agua residual tratada en los reactores facultativos experimentales.

Parámetro	Inicio del experimento, t_0 mg/L	Final del experimento, 24 días mg/L (% remoción)
DBO total	620.33 ± 20.21	16.99 ± 0.64± (97.26)
DQO total	645.97 ± 10.5	77.33 ± 2.08 (88.03)
Coliformes fecales (NMP/100mL)	2.91E+09 ± 8.62E+07	2.03E+04 ± 7.64E+02 (99.99)
Carbono orgánico total	289.26 ± 1.04	37.26 ± 2.29 (87.12)
Carbono orgánico disuelto	51.8 ± 0.78	15.99 ± 0.84 (69.13)
Carbono orgánico en sólidos	237.5 ± 2.28	21.27 ± 2.63 (91.04)
Sólidos suspendidos totales	124.29 ± 2.42	14.18 ± 0.46 (88.59)
Sólidos suspendidos volátiles	84.51 ± 1.92	11.24 ± 0.45 (86.70)
Sólidos sedimentables	0	0
Turbidez (FTU)	194 ± 6.56	16.67 ± 0.51 (91.41)
Oxígeno disuelto	0	4.23 ± 0.11
Nitrógeno amoniacal	43.64 ± 0.29	16.86 ± 0.55
Nitratos	0.45 ± 0.02	0.97 ± 0.04
Nitritos	0	0
Fósforo total	10.82 ± 0.19	10.37 ± 0.14
Fósforo reactivo	10.52 ± 0.08	10.05 ± 0.34
pH	6.07 ± 0.02	7.71 ± 0.08
Alcalinidad (CaCO ₃)	183.99 ± 1.19	201.12 ± 4.41
Conductividad (µS/cm)	872.33 ± 7.57	812.67 ± 5.13
Sólidos disueltos totales	436 ± 4.36	406.0 ± 4.36
Temperatura ambiental máxima °C	26.2 ± 0.29	21.3 ± 0.58
Temperatura ambiental mínima °C	12.3 ± 0.6	10.2 ± 0.7±
Temperatura del agua °C	19.07 ± 0.21	18.2 ± 0.10

El oxígeno disuelto se registró a partir del día ocho y varió durante el experimento. Su tendencia a incrementarse se relacionó en forma negativa con el perfil de la remoción de DBO ($r=-0.6453$

$p=0.05$) y DQO ($r=-0.6776$ $p=0.05$). El nitrógeno amoniacal tuvo una relación inversa con las concentraciones de nitratos; el incremento de los nitratos se correspondió con la disminución de amonio. La cinética del nitrógeno fue muy rápida y no se detectaron nitritos. Las medidas de fósforo total no mostraron cambios en el sistema. Los registros de nitrógeno amoniacal, nitratos y fosfatos coincidieron con los reportes bibliográficos consultados, aunque Guillen-Jiménez *et al.* (2000) reportan una disminución mayor en nitrógeno amoniacal y valores más pequeños en fosfatos.

EL pH de las aguas residuales aumentó gradualmente hasta ser ligeramente alcalino (7.71) al finalizar el tratamiento. Valores alcalinos para este tipo de agua residual, en sistemas de tratamiento similares, han sido reportados por Roche (1995) y Carta *et al.* (1999). La alcalinidad, la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales se mantuvieron dentro de un rango similar durante el tratamiento. Los valores de alcalinidad mostraron una tendencia hacia el incremento, pero dentro del intervalo reportado por Roche (1995). La temperatura ambiental media fluctuó entre 15.7 y 24.4 °C, la temperatura promedio del agua estuvo entre 15.1 y 23.0 °C, lo que ubicó al experimento en un intervalo de temperatura aceptable y sin cambios bruscos.

En el análisis de componentes principales (ACP) efectuado a los parámetros fisicoquímicos el eje 1 explicó el 66.8 % de la variación y el eje 2 el 13.2 %, ambos explicaron el 80%. En el eje 1 se relacionaron positivamente pH, nitratos, oxígeno disuelto y clorofila *a*; la relación negativa con este eje fue de DQO, carbono orgánico disuelto, amonio y SST (Fig. 1). El eje 2 se relacionó positivamente con clorofila *a*, coliformes fecales, oxígeno disuelto y fósforo reactivo y negativamente con alcalinidad total, temperatura del agua y del ambiente.

Se formaron tres grupos: 1) se agruparon los días 1 al 5, en los cuales los parámetros más importantes fueron aquellos con los valores más altos al inicio del experimento, (DQO, carbono orgánico disuelto, DBO). En estos días ocurrió la fase anaeróbica del sistema, 2) los días 6 al 13 correspondieron a la etapa de transición entre la fase anaeróbica y la aeróbica y los parámetros más importantes fueron alta alcalinidad, temperatura del agua y del ambiente y 3) cuando se desarrolló la fase aeróbica los valores de oxígeno disuelto y de nitratos se incrementaron. Los días del 14 al 24 corresponden a este grupo.

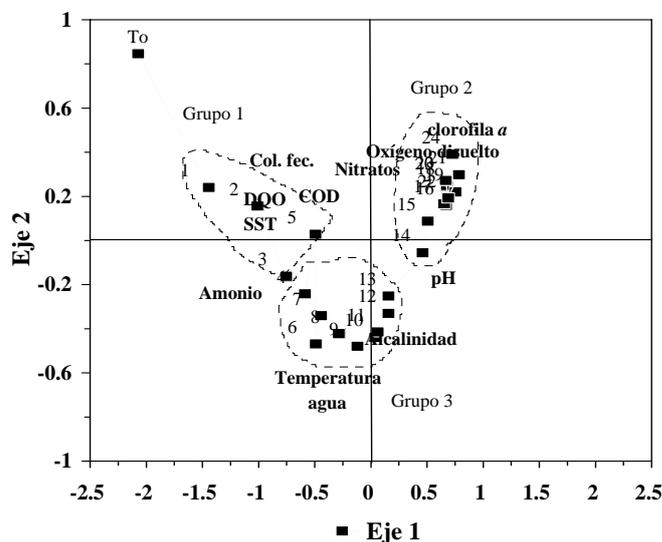


Fig. 1. Ordenación de parámetros ambientales con mayor variación que determinan tendencias en el tiempo según el Análisis de Componentes Principales en lagunas de estabilización facultativas secundarias experimentales.

Comunidad planctónica

La mayoría de los géneros de algas y protozoarios encontrados en este estudio, han sido reportados en este tipo de ambientes (De Paúl, 2002; Tharavathi y Hosetti, 2003). De las 31 especies de algas registradas, el mayor número de especies correspondió a la clase Cyanophyceae

(12), seguido por Bacillariophyceae (6), Euglenophyceae (6) y las clases con menor número fueron Chlorophyceae (5) y Chrysophyceae (2). De las nueve especies de protozoarios registradas el mayor número de especies correspondió a Ciliata (7) y después Mastigophora (2).

Las cianofíceas presentaron cambios notables en la riqueza a lo largo del tiempo: iniciaron con nueve especies, aumentaron a 12 y finalmente en el día 24 disminuyeron hasta seis. El grupo las euglenofíceas incrementó el número de especies durante el experimento, finalizando con un total de 5. La riqueza de crisofíceas no tuvo variaciones significativas y las bacilariofíceas fueron irregulares. Finalmente las clorofíceas tuvieron un máximo de cuatro especies y fue notable el incremento de la riqueza en los ciliados (Fig. 2).

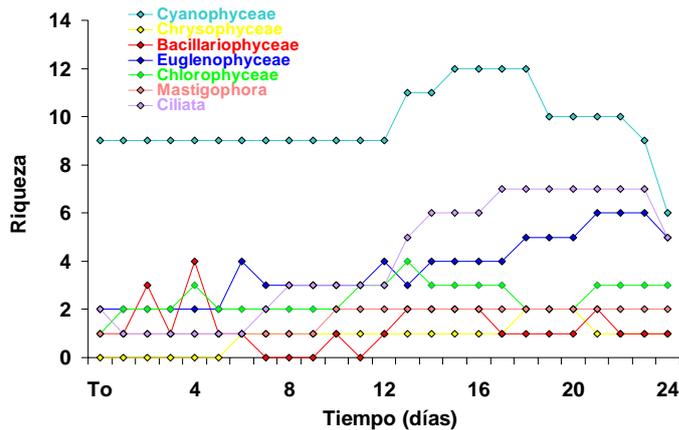


Fig. 2. Riqueza de microalgas y protozoarios en lagunas de estabilización facultativas secundarias experimentales.

Las algas dominaron el sistema ya que representaron el 80.5 % de la densidad total durante todo el experimento y los protozoarios el 19.5 %. Ambos grupos aumentaron su densidad después del día nueve. El incremento de la densidad de algas coincidió con el aumento de los protozoarios ($r=0.8513$, $p=0.05$).

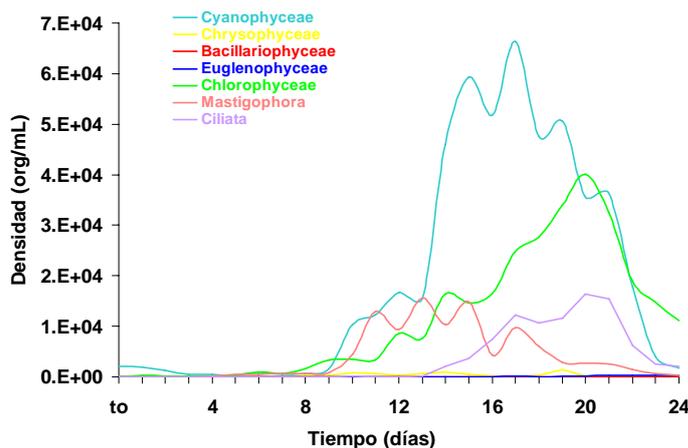


Fig. 3. Densidad de microalgas y protozoarios en lagunas de estabilización facultativas secundarias experimentales.

Las cianofíceas fueron las algas dominantes, ya que contribuyeron con el 48.9 % de la densidad total. La densidad mayor en este grupo fue de 66,409 org/mL y las especies más abundantes fueron *Cyanobium plancticum*, *Geitlerinema unigranulatum* y *Glaucospira* sp. El segundo grupo en

importancia fue el de las chlorophyceae, con el 29.6 %, alcanzó una densidad máxima de 40,119 org/mL; en este grupo las especies más abundantes fueron *Polytoma tetraolare* y *Chlamydomonas caeca* (Fig. 3). Las crisofíceas, euglenofíceas y bacilariofíceas, tuvieron los menores valores de la densidad (1.5, 0.4 y 0.05 %, respectivamente). Dentro de los protozoarios, la clase dominante fue Mastigophora con el 14.4 % de la densidad, la clase Ciliata representó el 5.1 %. De Paúl (2002) y Tharavathi y Hosetti (2003) mencionan también el predominio de cianofíceas, clorofíceas y ciliados.

La diversidad varió durante el experimento, ya que disminuyó al final de la etapa anaeróbica (día 9), se incrementó durante la fase de transición, se mantuvo alta hasta el día 19 y descendió al final del experimento (Fig. 4).

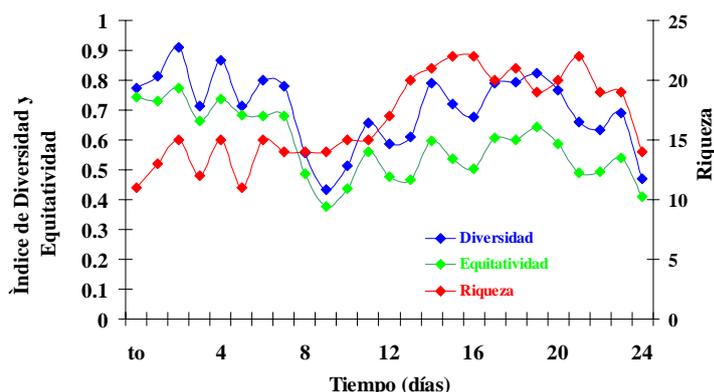


Fig. 4. Índice de diversidad en lagunas de estabilización facultativas secundarias experimentales.

La relación existente entre la densidad de microalgas y DQO se aplicó a una ecuación de cuarto grado obteniéndose un coeficiente de regresión $R^2 = 0.9315$, lo que significa que la mayor biomasa de microalgas se corresponde con el menor valor de DQO y viceversa (Fig. 5).

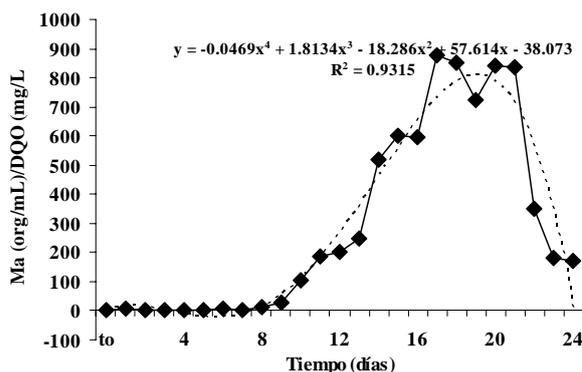


Fig. 5. Variación de la relación entre densidad de algas y la concentración de DQO en lagunas de estabilización facultativas secundarias experimentales.

En el ACP aplicado a la densidad de las especies los ejes 1 y 2 explicaron el 41.7% y 19.5 % de la variación respectivamente; ambos explicaron el 61.2 %. Fueron identificados cuatro etapas durante el experimento (Fig. 6). En la primera etapa del experimento (días 1 al 12) dominaron las cianofíceas y las clorofíceas; las especies más importantes fueron *Arthrospira jenneri* y *Geitlerinema unigranulatum*; y *Coccomonas* sp. y *Polytomella tetraolare*, respectivamente. Estas especies se asocian con las condiciones anaeróbicas y de transición a condiciones aeróbicas del sistema cuando se registraron valores altos de coliformes fecales, DBO, DQO, SST y SSV. En

comparación con la ordenación de fisicoquímicos, este período fue más largo.

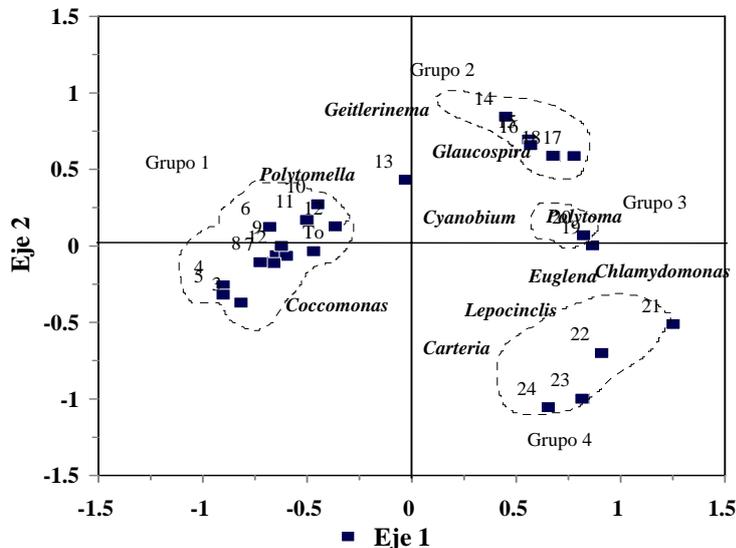


Fig. 6. Ordenación de las especies de microalgas con mayor variación que determinan tendencias en el tiempo según el Análisis de Componentes Principales.

En la segunda etapa (días 14 al 18) las especies dominantes fueron *GlaucoSPIra* sp., *Cyanobium planticum* y *Aphanocapsa* sp.; aquí se presentaron condiciones aeróbicas. En este período ocurrió la remoción del 80 % en la DBO y la DQO y el pH alcanzó valores de 7.6. En la tercera etapa tercer grupo están los días 19 y 20 y las especies asociadas fueron *Polytoma tetraolare*, *Euglena clara* y *Chlamydomonas caeca*. En los últimos cuatro días del experimento, el oxígeno disuelto alcanzó sus mayores concentraciones, el pH se estabilizó y la remoción de DQO, DBO, SST y coliformes fecales fue del 98 %. En estos días las especies con mayores densidades fueron *Euglena* sp., *Lepocinclis ovum* y *Carteria* sp.

CONCLUSIONES

Una considerable cantidad de materia orgánica fue removida por medio del tratamiento experimental en un tiempo relativamente corto.

Las variaciones en la riqueza de especies y en la densidad de algas y protozoarios, sugieren que el desarrollo de las especies influyó en los cambios de los factores fisicoquímicos. En ambos grupos, la mayor riqueza se presentó dentro de la etapa aeróbica; pero las variaciones fueron más notorias en las comunidades algales y en la etapa anaeróbica.

Las microalgas dominaron y el incremento de su densidad coincidió con el aumento de protozoarios. Las densidades mayores se presentaron en la etapa aeróbica, sin embargo, la reducción final en densidad y en diversidad, probablemente, fue originada por de la disminución de la concentración de materia orgánica, debida a los procesos normales de crecimiento de las poblaciones y/o por las interacciones de los distintos organismos.

El incremento de la actividad algal estuvo asociado con la mejoría de las condiciones físicas y químicas y con el ACP se demostró que el nivel de purificación del agua podría ser predicho basándose en la composición algal.

Agradecimientos: Este proyecto está apoyado por una Beca PROMEP-SEP y por el Instituto de Ecología, A. C. (902-11)

REFERENCIAS

1. ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists. Inc. 15th ed. W. Byrds Press, Arlington, Virginia. 1990
2. APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. APHA-AWWA-WPCF. Ediciones Díaz de Santos. 1992.
3. BOURRELLY, P. Les Algues d'eau douce. Tome I: Les algues vertes. Ed. Boubée, Paris, 572 pp. 1990.
4. BOURRELLY, P. Les Algues d'eau douce. Tome II: Les algues jaunes et brunes. Ed. Boubée, Paris, 517 pp. 1981.
5. BOURRELLY, P. Les Algues d'eau douce. Tome III: Les algues bleues et rouges. Ed. Boubée, Paris, 606 pp. 1985.
6. CARTA-ESCOBAR F., PEREDA-MARÍN J., ÁLVAREZ-MATEOS P., ROMERO-GUZMÁN F., DURÁN-BARRANTES M., BARRIGA-MATEOS F. Aerobic purification of dairy wastewater in continuous regime Part I: Analysis of the biodegradation process in two reactor configurations. *Biochemical Engineering Journal*, v.21, p. 183-191, 2004.
7. DE PAÚL, M. Caracterización biológica de lagunas de estabilización (Jujuy) con diferentes tiempos de retención hidráulico. Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. AIDIS. Conferencia: Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, 12; 7-9 mayo, Buenos Aires, 14 pp. 2002.
8. ESTEBAN G., TÉLLEZ C., BAUTISTA L. Dynamics of ciliated protozoa communities in activated-sludge process. *Water Research*, V.25, n.8, 967-972, 1991.
9. GOVINDAN V. S. Seasonal of algal flora in waste stabilization ponds. In *Perspectives in Phycology*. V. N. Rajarao(ed.) Today's and Tomorrow's Printers and Publishers. New Delhi. p.195-200, 1990.
10. HASLE G. R. Using the inverted microscope. In *Phytoplankton Manual*. A. Sournia (ed.). UNESCO. Paris. p.191-196, 1978.
11. HOSETTI B. B., YALAMANI A. H. GADDAD S. M. BOD removal capability of some microorganisms. *Environmental Ecology*, v.6, p. 503-505, 1998.
12. JOSEPH V., JOSEPH A. Ecology and seasonal variation of microalgal community an oil refinery effluent holding pond: monitoring and assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.80, p.175-185, 2002.
13. KOVACH COMPUTING SERVICES. Multi-Variate Statistical Package version 3.11h. 1985-2000
14. KOMÁREK J., ANAGNOSTIDIS K. Cyanoprokaryota 1.Teil: Chroococcales. In: *Süsswasserflora von Mitteleuropa 19/1*. Ettl H., Gärtner G., Heynig H. and Mollenhauer D. Eds. Gustav Fischer. Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm. 548 pp. 1998.
15. KOMÁREK J., ANAGNOSTIDIS K. Cyanoprokaryota 2.Teil: Oscillatoriales. In *Süsswasserflora von Mitteleuropa 19 ½*. Budel B., Gartner G., Krienitz L. and Sachagerl M. eds. Elsevier. 568 pp. 2005.
16. KUDO R. R. Protozoology. C. C. Thomas Publisher. Springfield, Illinois. 1966.
17. LEE J. J., LEEDALE, G. F., BRADBURY P. *Illustrated Guide to The Protozoa*. Volume I and II. Society of Protozoologists. Lawrence, Kansas. 2000.
18. MADONI P., DAVOLI D., CAVAGNOLI G., CUCCHI A., PEDRONI M., ROSSI, F. Microfauna and filamentous microflora in biological filters for tap water productions. *Water Research*, v.34, n.14, p. 3561-3572, 2000.
19. MAGURRAN A. E. *Ecological Diversity and its Measurements*. Croom Helm. London. 179 pp. 1994.
20. O'FARRILL N. E., TRAVIESO L., BENÍTEZ F., BÉCARES S., ROMO S., BORJA R., WIELAND P., SÁNCHEZ E. Population dynamic of algae and bacteria in an oxidation channel. *Journal Environmental Science and Health*. A38 (4), 697-709, 2003.
21. ROCHE K. Growth of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas in dairy waste stabilization ponds. *Water Research*, v.29, n.10, p. 2255-2260, 1995.
22. THARAVATHI N. C., HOSETTI B. B. Biodiversity of algae and protozoa in a natural waste stabilization pond: a field study. *Journal Environmental Biology*, v.24, n.2, p. 193-199, 2003.
23. WETZEL R., LIKENS G. *Limnological Analyses*. W. B. Saunders Company. USA. 357 pp. 2000.