

ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS EN UN SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

STUDY OF BACTERIAL COMMUNITIES IN AN ACTIVATED SLUDGE SYSTEM

Bethina Vargas, Jesús Ramos, Linda Manzanero, María Rincones

*Instituto de Zoología Tropical. Sección Dinámica Ecológica. Facultad de Ciencias.
Universidad Central de Venezuela. Apartado 47058. Caracas 1041-A. Venezuela.
Planta de Tratamiento de aguas, Facultad de Ingeniería. U.C.V.*

RESUMEN

Se estudiaron los cambios que sufre la comunidad bacteriana del agua residual a través del tratamiento en un sistema de lodos activados. Se detectó la remoción significativa de algunos parámetros fisicoquímicos, así como también disminuciones de la carga bacteriana y cambios marcados en cuanto a la estructura y papel funcional de la comunidad dentro del sistema. Estos cambios llevan al establecimiento de una comunidad particular a nivel del reactor, cuya composición es independiente del caudal aplicado, produciéndose en definitiva un proceso de sucesión ecológica.

Palabras claves: Lodos activados, comunidades microbianas, sucesión ecológica.

ABSTRACT

We studied the changes in the bacterial community as consequence of the treatment of waste water in an activated sludge system. It was determined the capacity of removal of several physicochemical parameters, a reduction of the total number of heterotrophic bacteria occurs in the effluent. Furthermore, the functional characteristics of the bacterial community changes to the point that, in the reactor of the system a particular community was established independent of the type of waste applied. Also was determined that changes in the waste water characteristics, by effect of the treatment, represent broad changes in the environment for bacteria, giving as final result a process of ecological succession.

Key words: Activated sludge, microbial community, ecological succession.

INTRODUCCION

Entre los tratamientos biológicos aerobios de aguas residuales, el sistema de lodos activados es uno de los más efectivos para lograr que los desechos orgánicos sean estabilizados microbiológicamente. Su microflora se considera dependiente de la composición del agua residual que va a ser tratada (Yasuhiko 1969). El estudio de la comunidad de bacterias desde un punto de vista funcional es interesante debido a la gran diversidad de sustratos existentes en el agua residual. Para ello el conocimiento de las relaciones intra e interespecíficas en la comunidad es fundamental (Eckenfelder et al. 1972).

La mayoría de las investigaciones sobre la caracterización y actividad de las bacterias presentes en sistemas de lodos activados, han sido realizadas en países donde las condiciones climáticas, la alimentación y costumbres de la población son diferentes a las de nuestro país. (Unz 1973, 1975, Días y Bhat 1964, Chudoba 1985). En Venezuela se ha investigado el uso de estos sistemas en la degradación de hidrocarburos (Marco y Ovalles 1978, Wahnon y Busquet 1977) y como sistema de tratamiento de líquidos

residuales domésticos (Hermoso y Herrera 1977), pero no se conocen estudios que caracterizen a las bacterias implicadas en la degradación de materia orgánica en el sistema de lodos activados.

El presente trabajo fué desarrollado bajo la hipótesis de que las condiciones ambientales particulares en cada una de las unidades del tratamiento, deben dar lugar a cambios en la estructura de las comunidades microbianas que culminarían en un proceso de sucesión ecológica.

MATERIALES Y METODOS

Este trabajo se realizó en el Sistema de Lodos Activados de la Planta Experimental de Tratamiento de Aguas de La Facultad de Ingeniería, Universidad Central de Venezuela, el cual fué operado bajo dos condiciones de gastos diferentes.

El sistema objeto de este estudio (Fig. 1), está constituido por las siguientes unidades: 1) sedimentador primario; 2) estanque de aireación o reactor y 3) sedimentador secundario. El suministro de aire se realiza por medio de un compresor y se utilizan difusores de aire de medio poroso.

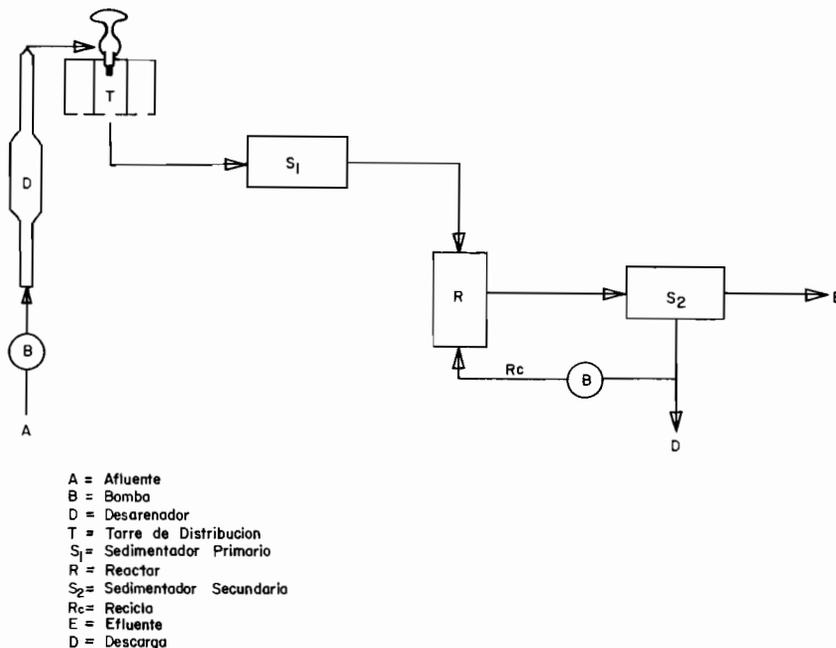


Figura 1. Diagrama de flujo del Sistema de Lodos Activados.

Las condiciones de operación del sistema fueron las siguientes: 500 ml/seg, tiempo de retención 8,89 horas (Condición 1) y 750 ml/seg, tiempo de retención 5,94 horas (Condición 2). Se escogieron como puntos de muestreo, los siguientes: Entrada al sistema, reactor y Efluente del Sedimentador Secundario. Un seguimiento de los principales parámetros fisicoquímicos (DBO, DQO, y sólidos) se utilizó como criterio para determinar cuando el sistema había alcanzado la estabilización, principalmente una disminución de la DBO hasta un valor constante. Una vez alcanzadas estas condiciones se procedió a captar las muestras para conteo y caracterización de bacterias heterotróficas, y análisis fisicoquímicos.

Para los análisis microbiológicos se tomaron muestras de 1 L en recipientes previamente esterilizados, se realizaron diluciones seriadas en solución salina peptonizada hasta 10^{-5} , sembrándose luego por triplicado utilizando el método de siembra por rastrilleo (Gann et al. 1968) en placas de agar nutritivo e incubándose a temperatura ambiente por 72 horas.

Se aislaron al azar 50 colonias, se purificaron y se describieron morfológicamente siguiendo la clasificación de Krueger y Johansson (1959). Cada cepa fué sometida a diferentes pruebas bioquímicas, por medio de métodos microbiológicos convencionales, con el fin de determinar la habilidad degradativa de cada una de ellas en la utilización de Glucosa, Lactosa, Urea, Gelatina y Pectina así como su capacidad de mineralizar fósforo orgánico y producir CO_2 y H_2S . Adicionalmente a cada una de las bacterias aisladas se le realizó la coloración Gram, y se les describió micromorfológicamente.

Con la finalidad de determinar cuales cepas presentes en la Entrada se mantenían en el reactor y cuáles permanecían en el mismo después de haber modificado las condiciones de operación, se procesó en conjunto la información disponible en la reserva de datos para establecer las siguientes comparaciones: (i) Entrada y reactor en la Condición 1, (ii) Entrada y reactor en la Condición 2 y (iii) reactor en la Condición 1 y reactor en la Condición 2.

Utilizando los resultados de la caracteriza-

ción micromorfológica y de las pruebas bioquímicas, se emplearon técnicas de análisis multivariado (Cluster de datos), con la finalidad de obtener grupos de bacterias con las mismas características micromorfológicas y funcionales, tanto para la Entrada como para el reactor en las dos condiciones de operación. Para ello, se obtuvieron dendrogramas de distancias de amalgamiento entre las cepas correspondientes a cada punto de muestreo, y posteriormente, éstas distancias fueron llevadas a porcentajes. Aquellas cepas cuya disimilitud era del 0% presentaban características micromorfológicas y funcionales idénticas y en consecuencia se consideraron como pertenecientes a un mismo grupo funcional.

Para la comparación de las comunidades de bacterias aisladas, fué utilizado el coeficiente de correlación no paramétrico, Tau de Kendall, con un nivel de significación de 0,05. Dicho coeficiente fue tomado como un índice de similitud entre comunidades.

Los análisis fisicoquímicos fueron realizados siguiendo los métodos descritos en APHA (1980).

RESULTADOS

Los resultados de los análisis fisicoquímicos bajo la Condición 1 (Tabla 1), revelan buena eficiencia de remoción en cuanto a sólidos, $\text{DBO}_{5,20}$ y DQO. Por el contrario, para el nitrógeno, salvo el amoniacal, se observan incrementos. El fósforo por su parte también fué pobremente removido. Los resultados obtenidos en la Condición 2 de operación (Tabla 2) muestran una tendencia similar pero con eficiencias generalmente más bajas.

El número total de microorganismos en la Condición 1 (Tabla 3), va disminuyendo a medida que el líquido residual pasa a través de las diferentes unidades del sistema de tratamiento, obteniéndose en el Efluente una reducción del 82% respecto a la Entrada. En la Condición 2 (Tabla 3) sin embargo, no se observa esta misma tendencia siendo la reducción de apenas un 10%.

Desde el punto de vista micromorfológico se encontró tanto en la Entrada como en el reactor una predominancia de bastones, siendo el porcentaje de los Gram negativos mayor que el de los

Tabla 1: Eficiencia del Sistema de lodos activados en la remoción de los parámetros fisicoquímicos bajo la condición 1 (500 ml/seg).

Parámetro (mg/L)	Entrada	Sedimentos Secundarios	Eficiencia (%)
Temperatura °C	25-30	27-29,5	-
pH	7,3-7,7	7,3-7,8	-
Oxígeno Disuelto	0	1,2-4,3	-
Sólidos Totales (103 °C)	754	517	31,4
Sólidos Totales Fijos (600 °C)	456	396	13,15
Sólidos Totales Volátiles (103 °C)	298	121	59,39
Sólidos Disueltos Totales (103 °C)	590	487	17,38
Sólidos Disueltos Fijos (600 °C)	429	374	12,82
Sólidos Disueltos Volátiles (600 °C)	160	112	30,00
Sólidos Suspendidos Totales (103 °C)	164	30	81,70
Sólidos Suspendidos Fijos (600 °C)	36	21	41,66
Sólidos Suspendidos Volátiles(600 °C)	138	8	94,20
Sólidos Sedimentables (ml/L)	3,5	0	100
DBO _{5,20}	291	15	94
DQO	624	56	91
Nitrógeno Orgánico	15	30,3	102 ^c
Nitrógeno Amoniacal ^a	17	3,6	78,82
Nitritos ^a	0,016	2,88	>100 ^c
Nitratos ^a	0,93	2,34	>100 ^c
Fósforo Total ^b	25,0	12,78	48,88
Fósforo Total Orgánico	-	-	-
Fósforo Total Inorgánico	-	-	-
Polifosfatos ^b	11,9	5,6	53,0
Ortofosfatos ^b	13,1	7,18	45,19

^aExpresado como N

^bExpresado como P

^cIncremento

Gram positivos; otras formas celulares como cocos y cocobastones se encontraron en cantidades muy bajas (Tabla 4). Se observaron además agrupaciones de bacterias formadas bien por cocos y bastones o por cocobastones y bastones, las cuales no fué posible separar mediante sucesivos aislamientos y a pesar de no haberse observado estructuras definidas fueron consideradas como asociaciones.

La capacidad degradativa de las bacterias aisladas en la Entrada y en el reactor respecto a un determinado sustrato, en las dos condiciones de operación del sistema, se han expresado como

porcentaje respecto al total de cepas aisladas (Figura 2). En la Condición 1 claramente se observa que la conformación de la comunidad de bacterias presentes en la Entrada no es la misma que la establecida en el reactor.

De las bacterias que predominan en la Entrada solo las que utilizan Urea y Pectina mantienen una alta representación en el reactor, las productoras de H₂S y las que no degradan ninguno de los sustratos suministrados incrementan en porcentaje, el resto disminuye en este segundo punto de muestreo.

Esta misma conformación funcional de la co-

Tabla 2. Eficiencia del Sistema de lodos activados en la reducción de los parámetros fisicoquímicos bajo la condición 2 (750 ml/seg).

Parámetro (mg/L)	Entrada	Sedimentos Secundarios	Eficiencia (%)
Temperatura °C	28-29	27,5-28	-
pH	7,1-7,7	7,2-7,7	-
Oxígeno Disuelto	0	1,1-2,6	-
Sólidos Totales (103 °C)	770	474	38,44
Sólidos Totales Fijos (600 °C)	464	360	22,41
Sólidos Totales Volátiles (103 °C)	305	113	63,00
Sólidos Disueltos Totales (103 °C)	563	437	22,38
Sólidos Disueltos Fijos (600 °C)	442	349	17,29
Sólidos Disueltos Volátiles (600 °C)	141	87	38,29
Sólidos Suspendidos Totales (103 °C)	206	36	82,55
Sólidos Suspendidos Fijos (600 °C)	42	10	76,19
Sólidos Suspendidos Volátiles(600 °C)	163	25	84,66
Sólidos Sedimentables (ml/L)	4,3	1,6	62,32
DBO _{5,20}	247	26	89,50
DQO	449	88	80,28
Nitrógeno Orgánico	3,7	2,34	37,43
Nitrógeno Amoniacal	19,87	13,24	33,36
Nitritos*	0,019	0,86	>100°
Nitratos*	0,577	2,56	>100°
Fósforo Total	18,56	6,30	63,36
Fósforo Total Orgánico	1,88	1,01	46,27
Fósforo Total Inorgánico	16,68	5,78	65,34
Polifosfatos ^b	10,46	2,33	77,72
Ortofosfatos ^b	6,21	3,46	44,00

*Expresado como N

*Expresado como P

†Incremento

*Sedimentos secundarios

unidad se observa en la Condición 2 (Figs. 2c y 2d) con la excepción de las cepas productoras de H₂S cuyo porcentaje es menor en el reactor con respecto a la Entrada y las productoras de CO₂ que no se encuentran presentes en el reactor.

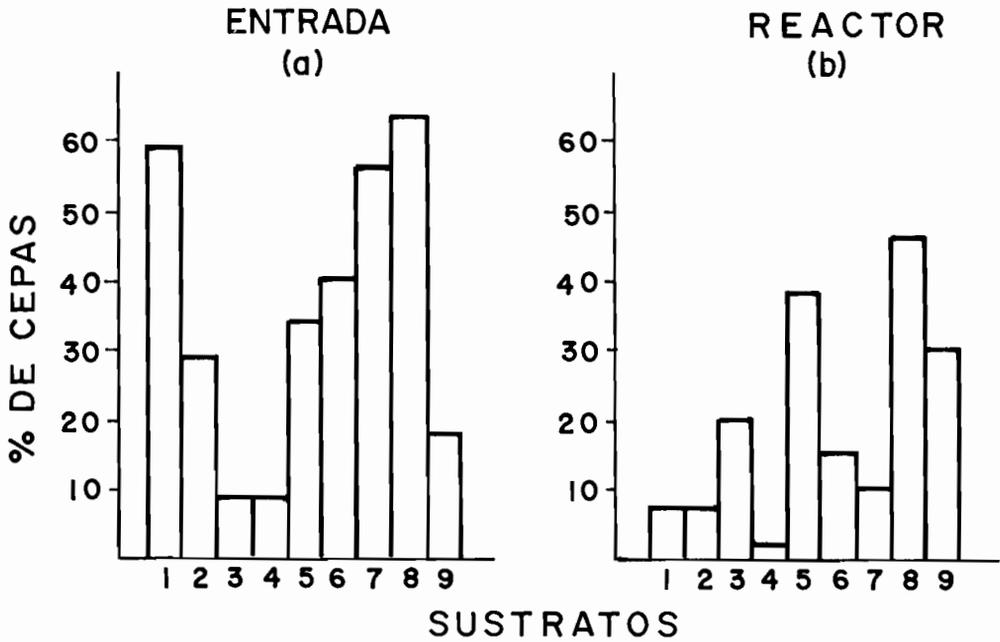
No fué posible aislar bacterias del Efluente del Sedimentador Secundario, quizás debido a que las condiciones de oligotrofia predominantes en el mismo, hacen que las bacterias que en él se establecen sean difíciles de aislar en los medios ensayados.

Al tomar en cuenta todas las cepas presentes en cada punto de muestreo se encontró que del total

de cepas de la Entrada bajo la Condición 1, el 27% también lo están en el reactor, representando a su vez 41% del total de cepas en este punto del sistema siendo 59% propias del mismo. Para la Condición 2, en cambio, 55% del total de cepas de la Entrada, se expresan también en el reactor. El número de cepas provenientes de la Entrada presentes en el reactor aumenta en relación a la Condición 1 ya que alcanza 61% y las propias del mismo son el 39% restantes.

Los grupos obtenidos mediante el análisis de cluster, en cada punto de muestreo, se ordenaron de acuerdo a su frecuencia de aparición; la cual fué

CONDICION I



CONDICION 2

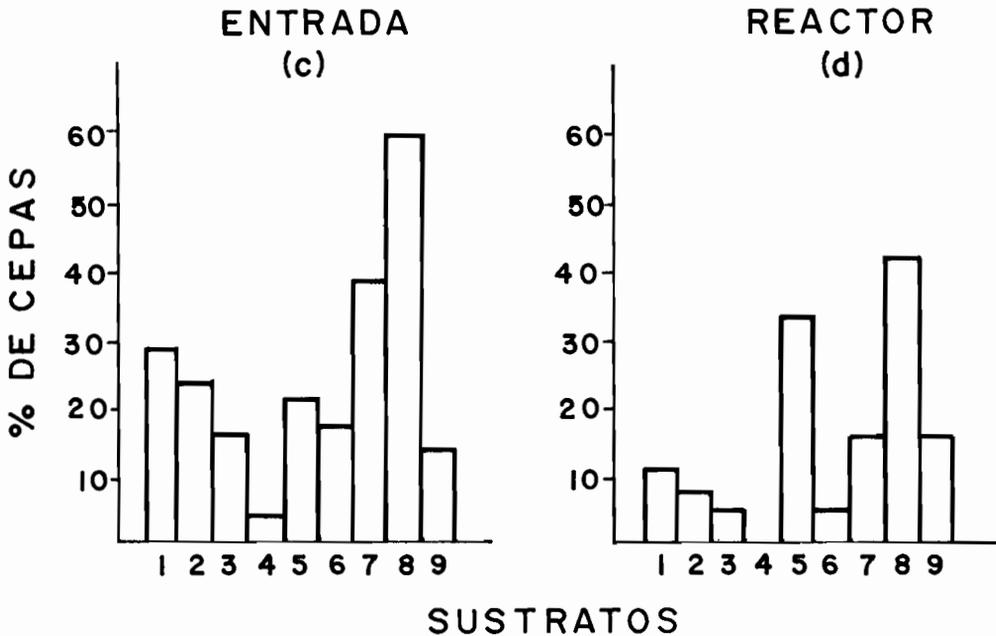


Figura 2. Representación gráfica de los porcentajes de degradación de los diferentes sustratos suministrados. 1 = Glucosa; 2 = Lactosa; 3 = Productoras de H₂S; 4 = Productoras de CO₂; 5 = Urea; 6 = Inositol Hexafosfato; 7 = Gelatina; 8 = Pectina; 9 = No degradadora de los sustratos suministrados.

ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS EN UN SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

TABLA 3. Densidad de bacterias heterotróficas aerobias para cada punto de muestreo durante la condición 1 (500ml/seg) y condición 2 (750 ml/seg).

Punto de muestreo	Condición 1 (ufc/ml x 10 ⁵)	Condición 2 (ufc/ml x 10 ⁵)
Entrada	183,60	185,00
Sedimentador Primario	133,50	187,75
Reactor	51,32	162,33
Sedimentador Secundario	31,55	167,00

TABLA 4. Porcentajes de formas celulares, asociaciones y coloración Gram del total de cepas aisladas bajo las condiciones de operación aplicadas.

	Entrada		Reactor	
	Número	Porcentaje	Número	Porcentaje
CONDICION 1				
Bastones (-)	29	61,70	25	55,50
Bastones (+)	7	14,89	10	22,20
Cocos (-)	3	6,38	0	0
Cocos (+)	1	2,12	1	2,22
Cocos B. (-)	3	6,38	2	4,44
Cocos B. (+)	1	2,12	1	2,22
Asociaciones	3	6,38	6	13,30
Total de cepas	47		45	
CONDICION 2				
Bastones (-)	27	61,36	21	56,75
Bastones (+)	10	22,72	12	32,43
Cocos (-)	0	0	1	2,70
Cocos (+)	1	2,27	0	0
Cocos B. (-)	3	6,81	2	5,40
Cocos B. (+)	1	2,27	0	0
Asociaciones	2	4,54	1	2,70
Total de cepas	44		37	

(+) & (-) relativo a la coloración Gram

utilizada como un índice de importancia. En la Tabla 5 se detallan las características de los grupos funcionales más relevantes en cada condición. Se obtuvieron 58 grupos de cepas diferentes, los cuales fueron usados para la comparación de las

comunidades bacterianas, como sigue: (i) Entrada C1 vs reactor C1; (ii) Entrada C2 vs reactor C2; (iii) Entrada C1 vs Entrada C2 y (iv) reactor C1 y reactor C2 (Tabla 6).

TABLA 5. Características de los grupos funcionales con mayor índice de importancia en los puntos de muestreo bajo las condiciones de operación.

Micromorfología	Degradación	Frecuencia
Condición 1 (500 ml/seg)		
	Entrada	
Bastones (-)	Gl, Ge, P	0,16
Bastones (-)	Gl, L, U, Ge, y P	0,11
Bastones (-)	ND	0,09
Bastones (+)	ND	0,09
	Reactor	
Bastones (-)	ND	0,23
Bastones (-)	U	0,10
Bastones (+)	U y P	0,10
Bastones (-)	P y P H ₂ S	0,08
Condición 2 (750 ml/seg)		
	Entrada	
Bastones (-)	P	0,14
Bastones (-)	ND	0,12
Bastones (-)	Ge	0,07
Bastones (+)	U	0,07
	Reactor	
Bastones (-)	P	0,19
Bastones (-)	U	0,17
Bastones (+)	ND	0,08

Gl = Glucosa; L = Lactosa; U = Urea; Ge = Gelatina; P = Pectina; PH₂S = Producción de H₂S; ND = No degradó Sustratos Suministrados (-) ó (+) relativo a la coloración Gram

Tabla 6. Resultados de las comparaciones entre las comunidades aisladas en cada punto de muestreo usando la prueba estadística Tau de Kendall.

Condición	Entrada vs Reactor	Reactor vs Reactor	Entrada vs Entrada
1 (500 ml/seg)	p > 0,05		
2 (700 ml/seg)	p > 0,05		
1 vs 2		p < 0,05	p > 0,05
Diferentes: p > 0,05			
Similares: p < 0,05			

DISCUSION

El líquido residual que llegó a la Planta durante el período de muestreo presenta valores de sólidos similares a los encontrados por Hermoso y Herrera (1978), y los reportados por Metcalf-Eddy (1977) para aguas residuales domésticas de composición mediana, presentando el Sistema una alta eficiencia en la remoción de sólidos en todas sus formas.

En cuanto a la $DBO_{5,20}$, la eficiencia en reducción (94% en la Condición 1 y de 89% en la Condición 2) fué del mismo orden de la reportada por Clark et al. (1977) para sistemas de lodos activados. Sin embargo los valores netos de este parámetro en el Efluente bajo las dos condiciones está, por debajo de lo permitido (60 mg/L) por las normas oficiales (MARNR 1985).

En relación a la DQO las remociones fueron de 91% para la Condición 1 y 80% para la Condición 2. El valor de la relación DQO/DBO de la Condición 1 fué mayor al de la Condición 2, lo cual indica que la materia orgánica susceptible a la biodegradación, disminuyó bajo el segundo causal empleado.

Los lodos activados no se consideran eficientes en remoción de fósforo Lan et al. (1983) sostiene que en una planta de tratamiento de lodos activados, se encuentran reducciones del 10 al 30% del fósforo afluente, sin embargo, en un pequeño número de plantas de lodos activados han sido observadas reducciones de 80%. En relación al presente estudio se obtuvieron eficiencias promedio de 49 y 63% lo cual puede considerarse elevado (Tablas 1 y 2). Aun así el fósforo presente en el Efluente en ambas condiciones es superior a lo permitido para descargas directas a cuerpos de agua cuyo valor es de 1 mg/L.

Con relación a los cambios del nitrógeno orgánico observados a través del sistema bajo la Condición 1, no se obtuvieron resultados confiables. En la Condición 2 el nitrógeno orgánico disminuye ligeramente, resultado lógico si se toma en consideración que parte del nitrógeno orgánico se convierte gradualmente en nitrógeno amoniacal. Este último disminuye en el Efluente

del sistema con relación a la Entrada bajo las dos condiciones, siendo la reducción mucho mayor en la Condición 1 que en la 2, esto puede deberse al mayor tiempo de retención del sistema bajo la primera condición de operación, que aumenta la probabilidad de oxidación a nitritos y nitratos (Tablas 1 y 2).

Al observar los valores de estos dos compuestos nitrogenados, (Tablas 1 y 2) se nota que aumentan a medida que el agua residual es tratada, concordando estos resultados con la disminución del nitrógeno amoniacal. Es de hacer notar que pueden ocurrir otros procesos causantes de la disminución de nitrógeno, tales como la desnitrificación; en las plantas de tratamiento de aguas residuales, son frecuentes las bacterias que reducen el nitrato a gas nitrógeno el cual es liberado y llega a formar parte de la atmósfera (Postgate 1981).

En cuanto al pH (Tablas 1 y 2) no se observaron grandes variaciones, oscilando entre 7,1 y 7,8. Estos valores son favorables para el desarrollo de microorganismos, ya que el intervalo de pH óptimo de operación del sistema de lodos activados se encuentra entre 6,5 y 8,5 (Clark et al. 1977).

Respecto a la temperatura, se observaron sólo fluctuaciones en la Entrada (Condición 1) las cuales no fueron mayores de 5 °C (Tablas 1 y 2). Estas fluctuaciones son atribuibles a descargas en el colector o a condiciones ambientales que pueden alterar las características del líquido residual afluente.

El oxígeno disuelto (OD) (Tablas 1 y 2), no se detectó en el líquido afluente, generalmente las aguas residuales contienen cantidades de oxígeno disuelto cercanas a cero debido a la alta demanda ejercida para estabilizar la materia orgánica. En el Sedimentador Secundario se encontraron los valores más altos lo cual indica la estabilización de gran parte de la materia orgánica presente en el afluente y lo corrobora la alta eficiencia obtenida en remoción de sólidos, DBO y DQO.

Con respecto a los parámetros fisicoquímicos puede concluirse entonces, que a excepción del fósforo, el sistema presenta una buena eficiencia de remoción, estando los valores a la salida por

debajo de los máximos permitidos de acuerdo a la normativa legal vigente (MARNR 1985).

Desde el punto de vista del interés biológico, las bacterias heterotróficas aerobias son el grupo más conocido y hacia el cual se han dirigido la mayoría de las investigaciones por su importancia en la degradación y estabilización de la materia orgánica. La enumeración total y la estimación relativa de los diferentes tipos fisiológicos o taxonómicos ha sido una de las mayores dificultades en su estudio (Prakasam y Dondero 1967).

La comunidad de bacterias del afluente, a medida que éste avanza por las diferentes unidades del sistema, sufre modificaciones en cuanto a su número y diversidad; así del análisis "cluster" de datos se desprende que ciertas bacterias no llegan a establecerse en el reactor y que algunas que no se encuentran en la Entrada, "aparecen" en el reactor. Esto puede deberse a que las condiciones óptimas para su crecimiento no esten dadas en la Entrada, pero sí en el reactor, resultando estas bacterias favorecidas y en consecuencia se desarrollan. Por otra parte, las bacterias que son viables en la Entrada pero a las cuales las condiciones del reactor le son adversas para su crecimiento, tienden a desaparecer de la comunidad. Produciéndose una selección de microorganismos adaptados a las nuevas condiciones (Tablas 3 y 5).

Cuando se analizó la micromorfología de las bacterias aisladas se encontró una clara predominancia numérica de bastones Gram negativos, los valores se encuentran entre 58,30 y 65,90%, esto es de esperar si se toman en cuenta las características del afluente, Días y Bath (1964) encontraron porcentajes que van de 58 a 96% de bastones Gram negativos en siete muestras provenientes de sistemas de lodos activados.

Las formas de bastones Gram positivos siguen en orden de importancia, continuando los cocobastones y los cocos. Llama la atención el hecho de encontrar "formas asociadas" en porcentajes detectables para todos los casos. En relación a éstas asociaciones Kuznetsov (1977) señala una asociación o consorcio encontrado por Gorlenko (1969) en un lago, considerándola de singular interés ecológico. También se conocen ejemplos de bacterias no fijadoras de nitrógeno que hospedan

dentro de sus colonias, a bacterias fijadoras de nitrógeno (Postgate 1981).

Algo similar puede suceder en el reactor ya que al formarse los flóculos y aumentar su tamaño pudiera crearse una condición anaerobia en el interior del mismo que favorecería el desarrollo de bacterias anaerobias en esa microzona. A este respecto Alexander (1971) reporta que a medida que los flóculos aumentan de tamaño la difusión de oxígeno se dificulta. Sin duda alguna el estudio detallado de éstas asociaciones podría ser de interés en futuras investigaciones sobre estos sistemas de tratamiento.

Al comparar las proporciones de bastones Gram negativos de la Entrada y del reactor se observó (Tabla 4) una tendencia a la disminución en este último. Ocurre lo contrario con los bastones Gram positivos éstos tienden a aumentar bajo ambas condiciones en el reactor. Los cambios en las formas predominantes pueden asociarse con el tiempo de retención, en relación a esto, Ghosh y Pohland (1972) observaron desplazamientos en la composición microbiológica de lodos activados que crecían sobre glucosa o galactosa cuando se alteraban los tiempos de retención. En base a lo antes señalado, y sabiendo que en la Condición 2 el tiempo de retención es menor, puede decirse que el mayor incremento de bastones Gram positivos en ésta condición se debe al menor tiempo de residencia celular.

Estas variaciones en las proporciones de las diferentes formas celulares, pueden tomarse como un primer indicativo de que ocurren cambios sucesionales en las comunidades bacterianas, que van a conducir a una diferenciación de las mismas, en cada unidad del sistema.

Uno de los factores que inducen este cambio sucesional es la calidad del afluente como recurso para las bacterias. A este respecto, debemos considerar que dicho afluente realiza cierto recorrido antes de llegar a la planta de tratamiento, la mayoría de los azúcares simples por encontrarse en solución deben haber sido degradados (Gann et al. 1968), y el agua tendrá en su composición original mayor cantidad de polisacáridos. No todas las bacterias son capaces de hidrolizar carbohidratos complejos, estableciéndose una

selección a favor de aquellas capaces de utilizarlos. En efecto, en todos los puntos de muestreo se observó un gran porcentaje de microorganismos que utilizan pectina, el cual se usó para determinar la habilidad de los microorganismos en la degradación de carbohidratos complejos.

A medida que disminuye la materia orgánica de la fuente por efecto de la sedimentación primaria y debido a la degradación de la cual ha sido objeto por parte de los microorganismos, la calidad y disponibilidad de los sustratos varían, conduciendo a cambios en la composición de la comunidad de bacterias que se reflejan en variaciones del porcentaje de organismos capaces de degradar los diferentes sustratos. Como consecuencia de estos cambios, los patrones de dominancia varían, ya que aparecen y desaparecen especies. En el reactor bajo la Condición 1 aparecen un 76% de grupos nuevos y en la Condición 2 un 55%.

Los resultados obtenidos con relación a la capacidad degradativa de las bacterias frente a los sustratos suministrados, revelan que ocurren cambios sucesionales en la comunidad de bacterias existentes en el líquido residual a medida que éste pasa a través del sistema. A este respecto, Lyghthart y Loew (1972) aislaron 450 bacterias de aguas residuales en varias etapas del tratamiento, éstos autores encontraron que el dominio de grupos taxonómicos cambió durante el paso de agua residual cruda a tratada, tal como ocurre entre la Entrada y el reactor en las dos condiciones, donde las comunidades exhiben características funcionales diferentes (Fig. 2). Es de hacer notar que este es el segundo indicativo de un cambio sucesional, porque cuando se discutió sobre la micromorfología se observaron diferencias entre éstos dos puntos de muestreo.

La confrontación de los patrones de porcentajes de microorganismos utilizadores de sustrato de la Entrada, en las dos condiciones, indican que funcionalmente las comunidades son diferentes (Figs. 2a y 2c). Una posible explicación es la variación diaria e interdiaria que muestran las aguas residuales por ser éstas dependientes de las descargas de las redes cloacales, tanto domésticas como comerciales, que recibe este colector. Pese

a la existencia de estos cambios en el agua residual afluente los patrones de porcentajes de bacterias en el reactor, bajo las dos condiciones de operación, son similares. Puede suponerse entonces que en el reactor las condiciones son tales que la comunidad microbiana presente es independiente del gasto aplicado, por lo menos en el intervalo de los caudales utilizados en el presente estudio (Figs. 2b y 2d).

Las diferencias entre las comunidades aisladas fueron confirmadas con el Tau de Kendall. Los resultados indican que las comunidades establecidas en la Entrada y en el reactor bajo la Condición 1 son diferentes, así como también las establecidas en estos mismos puntos bajo la Condición 2, ya que tomando a Tau como un coeficiente de similitud en ningún caso fué estadísticamente diferente de cero (Tabla 6).

La comparación de las comunidades de la Entrada bajo las dos condiciones indicó que éstas eran disímiles, no ocurriendo así con las correspondientes al reactor que resultaron ser similares, en un 49 % corroborando lo dicho anteriormente (Tabla 6).

No fue posible aislar cepas de la comunidad del Sedimentador Secundario, esto puede ser un indicativo de que la comunidad existente en esta última unidad de tratamiento difiere de las aisladas en los otros puntos de muestreo, estando adaptada a la alta condición de oligotrofia existente en este punto.

Resulta interesante el incremento en el reactor, de cepas que no degradan ninguno de los sustratos suministrados; uno de los posibles sustratos utilizados por estas bacterias bien podrían ser hidrocarburos, ya que se determinó por medio de análisis de espectrofotometría de masas que el líquido afluente a la Planta presenta hidrocarburos en su composición, además se han encontrado reducciones de hidrocarburos, atribuídas a los microorganismos, en estudios realizados a escala piloto (Marco y Ovalles 1978) en la Planta Experimental de Tratamiento de Aguas.

En resumen se puede decir que al evaluar la actividad de las comunidades de microorganismos en su habitat natural o en un sistema de tratamiento biológico, es de principal interés co-

nocer las transformaciones químicas de materia y energía. La actividad de la comunidad depende de la estructura de la misma y de los cambios que en ella ocurren, de la respuesta individual de los microorganismos a los diferentes sustratos y de la interacción entre las diferentes especies. De tal manera que la actividad metabólica total de un ecosistema microbiano, no es necesariamente la suma de las actividades fisiológicas de especies individuales, que responden a un sustrato particular (Stum-Zollinger 1968).

En ecosistemas naturales, el suministro de nutrientes es frecuentemente discontinuo y llega en intervalos y cantidades irregulares; los sustratos, tienden a ser rápidamente degradados y los microorganismos alcanzan su tasa máxima de crecimiento, al agotarse los sustratos, caen en estado de latencia o mueren (Lynch 1979, Alexander 1971). Por el contrario, muchas especies de microorganismos responden a un sustrato particular (Stum-Zollinger 1968).

En ecosistemas naturales, el suministro de nutrientes es frecuentemente discontinuo y llega en intervalos y cantidades irregulares; los sustratos, tienden a ser rápidamente degradados y los microorganismos alcanzan su tasa máxima de crecimiento, al agotarse los sustratos, caen en estado de latencia o mueren (Lynch 1979, Alexander 1971). Por el contrario, muchas especies de microorganismos actúan y profunda influencia sobre el tamaño y composición de la comunidad (Alexander 1971).

Cuando el suministro de nutrientes esenciales excede permanentemente a la demanda de los mismos, un cambio en la cantidad de éstos es de pequeña significación ecológica.

Como se ha podido observar, a través del sistema de lodos activados a pesar de mantenerse un flujo constante de materia orgánica, la comunidad de bacterias cambia a lo largo de tiempo y profunda influencia sobre el tamaño y composición de la comunidad (Alexander 1971).

Cuando el suministro de nutrientes esenciales excede permanentemente a la demanda de los mismos, un cambio en la cantidad de éstos es de pequeña significación ecológica.

Como se ha podido observar, a través del

sistema de lodos activados a pesar de mantenerse un flujo constante de materia orgánica, la comunidad de bacterias cambia a lo largo de tiempo ocasionada por la disponibilidad y cambios en la calidad de los mismos. En consecuencia se desarrollan organismos capaces de degradar los sustratos presentes en mayor proporción y aquellos que no son capaces de utilizarlos desaparecen (selección por sustrato).

Ocurre entonces un proceso de sucesión ecológica que tiene como consecuencia la diferenciación entre la comunidad original (componente del crudo) y la que se establece en el reactor, tal y como ha sido demostrado en el presente trabajo.

Es de suponer que en la última etapa del tratamiento, el líquido tratado presente condiciones de oligotrofia lo cual resultaría muy favorable si se pretende descargar éste efluente a cuerpos de agua naturales sin alterar sus condiciones y de esta forma mantener el recurso, ya que no se puede por mucho tiempo disponer las aguas residuales por dilución sin originar desequilibrios ecológicos.

Finalmente, sabiendo que en el sistema de lodos activados existe una comunidad compleja integrada por bacterias, protozoarios, hongos, etc., establecer las interrelaciones entre éstos organismos se hace difícil cuando sólo se conocen características de uno de sus grupos integrantes. Sin embargo, este estudio pretende contribuir al conocimiento ecológico del sistema aportando información sobre una parte relevante de la comunidad como son las bacterias heterotróficas.

CONCLUSIONES

- 1.- El sistema de lodos activados resulta altamente eficiente en reducción de materia orgánica, nitrógeno, DBO, DQO y sólidos pero no de fósforo.
- 2.- La densidad relativa de bacterias disminuye en el líquido residual a medida que éste pasa por el sistema de tratamiento, sin embargo la carga bacteriana del Efluente es alta.
- 3.- Las condiciones ambientales en el reactor hacen que en él se establezca una comunidad bacteriana específica, cuya composición es independiente del gasto aplicado.

4.- Las modificaciones que sufre el agua residual a lo largo del tratamiento se traducen en un cambio de las condiciones ambientales para las poblaciones bacterianas. Lo que induce un proceso de sucesión ecológica que culmina con la completa diferenciación de las comunidades dentro del sistema.

LITERATURA CITADA

- Alexander, M. 1971. *Microbial Ecology*. John Wiley & Sons, Inc. New York. 511 p.
- American Public Health Association. (APHA). 1980. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 15 ed. Washington D.C.
- Chudoba, J. 1985. Quantitative Estimation IN-COD UNITS of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms. *Water Research* 19: 37-43.
- Clark, J.W.; W. Viessman & M. J. Hammer. 1977. *Water supply and pollution control*. Editorial I.E.P., 3^{ra} edición, New York.
- Días, F. F. & J. V. Bhat. 1964. Microbial ecology of Activated Sludge I. dominant bacteria. *Applied Microbiology* 12:412-417.
- Eckenfelder, W. W. Jr.; B. L. Goodman y A. J. Engle. 1972. Scale-Up of Biological Wastewater Treatment reactor, p. 127-152. *En*: T. K. Ghose, A. Fiechter & N. Blakebrough, (eds.), *Advances in Biochemical Engineering* 2. Springer-Verlag. New York.
- Gann, J. D., R. F. Collier & C. H. Lawrence 1968. Aerobic bacteriology of waste stabilization ponds. *Journal Water Pollution Control Federation* 40: 185-191.
- Ghosh S., & F. G. Pohland 1972. Kinetics of assimilation of multiple substrates in dispersed growth systems. *Water Research (G.B)* 6:99
- Hermoso, M. y J. Herrera. 1977. Sistema de lodos activados como sistema de tratamiento de líquidos residuales domésticos en zonas tropicales. Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela. Caracas.
- Krueger, W. & K. R. Johansson 1959. *Principles of Microbiology*, W. B. Saunders Co. Philadelphia.
- Kuznetsov, S. I. 1977. Trends in the development of ecological microbiology, p. 1-48. *En*: M.R. Droop & H.W. Jannasch (eds.), *Advances in Aquatic Microbiology*. Academic Press, London.
- Lan, J. C., L. Benefield and C. W. Randall 1983. Phosphorus removal in the activated sludge process. *Water Research* 17: 1193-1200.
- Lynch, J. M. 1979. Micro-organisms in their natural environments, p. 135-153. *En*: J. M. Lynch and N.J. Poole, (eds.), *Microbial Ecology: A conceptual Approach*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Marco, F. O. y L. M. Ovalles 1978. Contribución al estudio de la biodegradación aerobia de los hidrocarburos. Puesta a punto de un sistema de lodos activados y métodos analíticos para estudiar la especificidad de ataque de los microorganismos. Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela. Caracas.
- Metcalf y Eddy Inc. 1977. *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. Labor, Barcelona.
- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (M.A.R.N.R.). 1985. Normas sobre efluentes líquidos. *En*: Gaceta Oficial de la República de Venezuela 33.232: 252752-252755.
- Postgate, J. 1981. Fijación del Nitrógeno. Omega, Barcelona. Cuadernos de Biología.
- Prakasam, T. B. S. y N. C. Dondero. 1967. Aerobic heterotrophic bacterial population of sewage and activated sludge. I. Enumeration. *Applied Microbiology* 15: 461-467.
- Stumm-Zollinger, E. 1968. Substrate utilization in heterogeneous bacterial communities. *Journal Water Pollution Control Federation* 40: 213-222.
- Unz, R. F. 1973. Microbiology of waste treatment. *Journal Water Pollution Control Federation* 47: 1259-1265.
- Unz, R. F. 1975. Microbiology of waste treatment. *Journal Water Pollution Control Federation* 47: 1559-1566.
- Wahnon, A. N. y J. A. Busquet. 1977. Sistema de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la deshidratación del petróleo. I. Eficiencia bajo operación continua a escala laboratorio. Trabajo Especial de Grado, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela. Caracas.
- Yasuhiko, T. 1969. Cation-dependent flocculation in a *Flavobacterium* species predominant in activated sludge. *Applied Microbiology* 17: 222-226.