

REDUCCION DE MICROORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINACION EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA INSTALACION TURISTICA

O. Reyes, E. Sánchez, M. Cruz*, A. Romero y A. Pellón.

División de Estudios sobre Contaminación Ambiental, Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Avenida 25 y 158, Playa, Apartado 6990, *Facultad de Biología, Universidad de la Habana, Calle 25 entre J y H, Vedado, Plaza de la Revolución, Ciudad de La Habana, Cuba.

Recibido: 17 de enero de 1997.

RESUMEN. Se discuten los resultados sobre la remoción de indicadores de contaminación en el proceso de tratamiento de aguas residuales provenientes de una instalación turística. Se utiliza un sistema con un reactor anaerobio de lecho fijo y posteriormente, una filtración rápida con lecho de material granular. En este último, se compara el comportamiento de la filtración con arena y con zeolita a diferentes intervalos de granulometría. En el tratamiento biológico se obtuvieron remociones mayores del 98 % de coliformes totales y fecales y en menor cantidad de *Pseudomonas* y *Streptococcus*, a pesar de las grandes variaciones provocadas en el flujo de entrada. En los filtros de arena y zeolita se obtuvieron buenos resultados en la remoción de los coliformes totales. Con ambos se alcanzó una eficiencia similar. La utilización de uno u otro tipo de material filtrante, no está en función de la remoción de las bacterias, sino de las pérdidas de presión y del comportamiento del resto de los indicadores.

ABSTRACT. Wastewaters from a touristic resort were treated by an anaerobic fixed bed reactor and posterior filtration comparing two high rate filters, one packed with sand and the other with natural zeolite. The removal of total and faecal coliforms, *Streptococcus* and *Pseudomonas* was monitored. In the biological treatment, in spite of the variations made in the flow at the entrance of the reactor, the reduction of total and faecal coliforms attained values higher than 98 %, slightly better than *Streptococcus* and *Pseudomonas*. It was found microbiological removal was good and similar for sand and zeolite packed filters. In this case, the pressure losses and the behaviour of the other parameters set the choice of the best kind of granular material.

INTRODUCCION

Las aguas residuales domésticas pueden presentar gran cantidad de microorganismos patógenos. Entre las bacterias, los más comunes son los géneros *Salmonella*, *Shigella*, *Lep-tospira*, *Escherichia*, *Pasteurella*, *Vibrio* y *Mycobacterium* y virus entéricos humanos, cistos de *Entamoeba histolytica* y otros nemátodos.

Entre las enfermedades más comunes que se pueden contraer por contacto o ingestión de aguas contaminadas microbiológicamente se encuentran la salmonelosis, shigellosis, leptospirosis, cólera, tuberculosis y gastroenteritis.

Además de las bacterias patógenas antes mencionadas, en el agua comúnmente se encuentran los géneros *Pseudo-monas*, *Xanthomonas*, *Flavobacterium* y *Achromobacter*, que pueden causar trastornos serios en procesos industriales.

La búsqueda de indicadores del grado de contaminación microbiana de una muestra de agua, es uno de los aspectos en que más énfasis se ha hecho en los últimos años en los laboratorios de análisis de aguas y aguas residuales. La presencia de determinados grupos bacterianos ha sido utilizada hasta ahora como un índice de contaminación.

Tradicionalmente, la forma de evaluar microbiológicamente la calidad de las aguas consiste en el conteo de coliformes, que evidencia contaminación fecal. No obstante, es necesario aplicar un control más riguroso de las aguas residuales que posibilite la detección de otros géneros tales como *Streptococcus* y *Pseudomonas*. El primero, debido a que sobrevive menos tiempo en el agua que los coliformes, indica contaminación fecal reciente. La determinación cuantitativa de

la presencia de coliformes, estreptococos y pseudomonas ofrece un índice racional del contenido bacteriano del agua.

Para que las aguas descontaminadas disponibles puedan ser dispuestas para su reutilización en centros de turismo y recreación es imprescindible que cumplan con los requerimientos internacionales prescritos. Los más importantes son: DBO = 3 mg/L (no debe exceder los 5 mg/L), SS = 10mg/L, pH=6 -8yt urbidez5N TU.^{1,2}

Es bueno señalar que en relación con la calidad microbiológica del agua para el riego directo, la cantidad límite permisible de coliformes fecales se ha extendido hasta 103/100 mL, según informaciones recientes.³⁻⁵ No obstante, algunas normas como la que está en vigencia en el Distrito Federal de México, establecen cantidades máximas permisibles de coliformes totales y fecales de 10³ y 10N MP/100 mL respectivamente.⁶

Un tratamiento económico de aguas residuales en instalaciones compactas y de bajo consumo de energía, basadas en el tratamiento anaerobio como paso determinante, logra alcanzar en la salida concentraciones iguales o menores que las establecidas para el agua apta para reúso social e industrial. Además, se obtiene como subproducto biogás, que constituye una fuente alternativa de combustible.⁷⁻⁹

A escala de laboratorio, se estudió el efecto del tratamiento con un reactor anaerobio continuo sobre los microorganismos indicadores de contaminación y la materia orgánica. Se evaluó la filtración como tratamiento físico posterior en el que se se estudió la influencia de la utilización de los materiales filtrantes (arena sílice y zeolita) a diferentes intervalos de granulometría.

MATERIALES Y METODOS

Agua Residual

Se utilizó agua residual proveniente de un hotel cercano al laboratorio, cuya producción se estima en 250m³/d, la cual se origina en las habitaciones, áreas de mantenimiento, restaurantes, cafeterías y en el servicio de lavandería (Tabla I).

TABLA I
Composición química y microbiológica del agua residual utilizada

Indicadores de contaminación (mg/L)	X*	DE
DQO total	913	93
DQO soluble	441	56
DBO total	220	43
DBO soluble	902	7
ST	927	114
SST	254	58
N orgánico	22	6
N _{NH3}	25	5
AGV	765	68
Alcalinidad	336	43
Fósforo total	19	6
pH	7,8	0,2
(NMP/100 mL)		
Coliformes totales	1,7 · 10 ⁷	1,0 · 10 ⁶
Coliformes fecales	9,9 · 10 ⁶	2,0 · 10 ⁵
Estreptococos fecales	5,9 · 10 ³	1,2 · 10 ³
Pseudomonas	1,7 · 10 ⁵	4,0 · 10 ⁴

* Corresponden a 48 muestras.

DQO Demanda química de oxígeno; DBO Demanda bioquímica de oxígeno; ST Sólidos totales; SST Sólidos suspendidos totales; AGV Acidos grasos volátiles; N_{NH3} Nitrógeno amoniacal.

Tratamiento biológico

El agua se trató primeramente en un reactor anaerobio de lecho fijo (RALF). El reactor consistió en una columna de vidrio de un volumen de 2Ly5 0m m de diámetro interno. El empaque estuvo formado por anillos de cerámica con un área superficial total de 1 146 cm² y una superficie específica de 1,91 cm²/cm³ y la porosidad de la cama fue 0,7. El estudio se realizó a seis valores diferentes del TRH: 72, 53, 19, 12, 8 y 4h. Cada uno de los cuales se mantuvo durante 50d en estado estacionario.¹⁰ Las condiciones para esta condición fueron asumidas al no observarse diferencias significativas por debajo del 10% en el comportamiento de las variables a la salida del reactor.

Después de realizar el estudio, las condiciones de salida del tratamiento biológico se fijaron para este proceso, en una eficiencia de remoción de DQO promedio de 60%, para una carga orgánica volumétrica de 3,70 g DQO/(L · d) y un TRH de 6-8 h con vistas a efectuar el segundo paso del tratamiento, la filtración.

Tratamiento físico

Como paso secundario se estudió la filtración rápida, y para ello, se probó con diferentes materiales filtrantes. Para la construcción del filtro, se tomaron en cuenta los criterios establecidos para la operación de un filtro rápido de gravedad para el tratamiento de aguas residuales.¹¹ El filtro consistió en una columna de vidrio de 30mm de diámetro interno¹² y 1,2 m de altura. Se utilizó una altura de relleno de 50cm, con una columna líquida de 67 cm. El movimiento del fluido se garantizó por gravedad y la carga hidráulica se mantuvo en el intervalo de 5-6 m³/(m² · h). Como medio filtrante se utilizó en un caso, la arena sílice (ρ_{ap} = 1,5 g/cm³) y en otro, la zeolita natural procedente del yacimiento Tasajera (ρ_{ap} = 0,93 g/cm³) con un 35 % de Clinoptilolita y con relación Si/Al de 4,86. Los intervalos granulométricos estudiados fueron 1a3y0, 6a2,5 mm para ambos y exclusivamente para la zeolita el de 0,35a1m m. Estas dimensiones fueron determinadas por las técnicas usualmente empleadas en estos procedimientos.¹³

Técnicas analíticas

Se realizaron análisis a la entrada del proceso y a las salidas del reactor y de la filtración. Se determinó: DQO total y soluble, DBO total y soluble, ST, SST, pH, AGV y alcalinidad según las indicaciones establecidas.¹⁴

Los análisis realizados desde el punto de vista microbiológico, fueron la determinación de coliformes totales y fecales, pseudomonas y estreptococos por el método de los tubos múltiples y se calculó la concentración bacteriana mediante el método de Número Más Probable (NMP).¹⁴ En el análisis de los resultados de la filtración con arena y zeolita, para la remoción, sólo se tuvieron en cuenta los resultados correspondientes a los coliformes totales.

RESULTADOS Y DISCUSION

Tratamiento biológico

Los AGV, la alcalinidad y el pH del efluente del reactor presentaron valores promedios de 661 mg HA/L, 289 mg MgCO₃/L y 8,06 respectivamente, mientras que en el agua residual utilizada (Tabla I), los AGV disminuyeron ligeramente, la alcalinidad se mantuvo prácticamente estable y el pH aumentó hasta límites aceptables para los procesos anaerobios. Lo anterior coincide con los aspectos teóricos conocidos del metabolismo de las bacterias presentes en la digestión anaerobia. Se observó una ligera variación de estos indicadores en los experimentos a diferentes tiempos de retención, aunque no se revelaron grandes diferencias, de forma tal que se puede plantear que la estabilidad de los microorganismos en proceso no se afecta sensiblemente debido a los cambios del TRH. Se descarta la posibilidad de inhibición de las bacterias metanogénicas por una superproducción de ácidos grasos, pues el sistema presentó una buena acción reguladora y neutralizadora.

La eficiencia de remoción de materia orgánica disminuyó ligeramente en el intervalo de 72 a 19 h y marcadamente para menores TRH (Fig. 1). La eficiencia de la remoción de DBO total se encontró entre 95 y 79 % para un TRH entre 72 y 12 h. Se pudo comprobar que para este indicador fue más alta que para el resto. La remoción de materia orgánica suspendida (SST) resultó mucho mayor que la de la materia orgánica soluble (DQO y DBO solubles), lo cual coincide con los resultados reportados por otros autores, quienes plantean la alta efectividad de este sistema.¹⁵

Para el medio soporte específico de anillos de cerámica, la remoción de coliformes totales y fecales (Fig. 2) fue cer-

cana al 100 % en el intervalo de 72 a 19 h de TRH. A valores menores, la remoción de coliformes totales disminuye ligeramente hasta 98-99 %, mientras que la de fecales, se mantiene en un intervalo de 99 a 99,8 %. La alta remoción se puede atribuir a los mecanismos de adsorción y filtración del proceso, ya que la biopelícula tiene una alta capacidad para inmovilizar sólidos suspendidos por estas vías (Fig. 1). La disminución significativa del TRH en el RALF no afectó sensiblemente la calidad de la remoción de coliformes totales y fecales. Por esta razón, este tipo de reactor puede resultar una buena opción para eliminar microorganismos patógenos en aguas residuales.

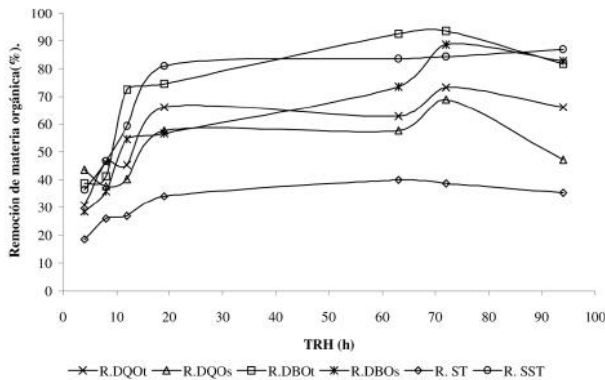


Fig. 1. Eficiencia de remoción de materia orgánica en función del tiempo de retención hidráulica (TRH).
 DQOt, DQOs Demandas químicas de oxígeno total y soluble.
 DBOt, DBOs Demandas bioquímicas de oxígeno total y soluble.
 ST Sólidos totales; SST Sólidos suspendidos totales.

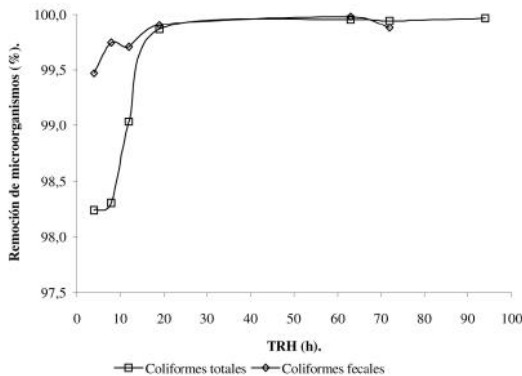


Fig. 2. Comportamiento de la remoción de bacterias coliformes en función del tiempo de retención hidráulica (TRH).

La remoción de estreptococos fecales y pseudomonas fue menor (Fig. 3), no obstante, se obtuvieron buenos resultados. Estos valores pueden deberse a que estos microorganismos se encontraban en menor concentración que los coliformes. En el caso de las pseudomonas, se observó un ligero aumento de la eficiencia de remoción a medida que disminuye el tiempo de retención. Esto puede ser posible por la conocida resistencia que presentan algunos integrantes de este género frente a las condiciones no favorables a su desarrollo en el medio en que se encuentran y al ser mayor el tiempo de permanencia en las condiciones anaerobias del reactor, éstas sobreviven en mayor cuantía. Aún así, los resultados obtenidos para este género fueron muy satisfactorios en cuanto a calidad del efluente.

Se decidió determinar el tiempo óptimo de retención hidráulica, ya que en estas condiciones la eficiencia de la remoción resultaba satisfactoria para continuar el tratamiento. En este tiempo, se alcanzaron remociones del 60% de DQO y del 50 % de SST, además de producirse una gran eliminación de bacterias.

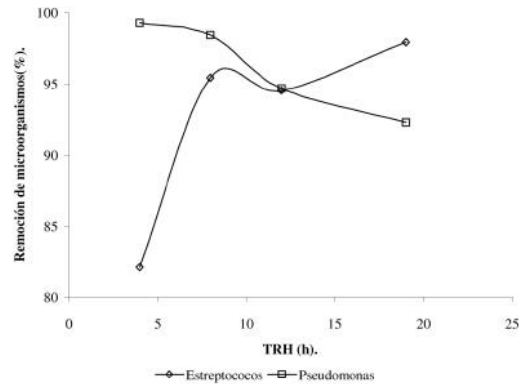


Fig. 3. Eficiencia de remoción de estreptococos y pseudomonas en función del tiempo de retención hidráulica (TRH).

Tratamiento físico

En el estudio de la filtración sólo se analizaron las concentraciones de coliformes totales, debido a que presentaban una cantidad apreciable de microorganismos, lo que facilitaba la realización correcta de las técnicas y disminuía la posibilidad de errores. El resto de los microorganismos indicadores analizados en el proceso anaerobio, se encontraba en muy baja concentración para la filtración.

La concentración inicial promedio de coliformes totales fue de $1,2 \cdot 10^4$ NMP/100 mL, luego de haber pasado por el RALF. Se calculó la eficiencia de remoción de coliformes totales en el experimento (Tabla I).

El tiempo de duración de los experimentos no fue similar en todos los casos debido a las pérdidas hidráulicas por la deposición de sólidos en los poros de los medios filtrantes. Con la zeolita de menor granulometría (0,4-1 mm), se obtuvieron muy buenos resultados, pero las pérdidas de presión fueron muy altas, por lo que el proceso tuvo una duración de 3 a 4 h solamente. Esto no es conveniente, porque el filtro se obstruye rápidamente, debiendo lavarse muy a menudo, lo que encarece el proceso. Con este medio, se obtuvo prácticamente remoción total de microorganismos indicadores, debido fundamentalmente al menor tamaño de grano que presentaba la zeolita, lo que a su vez se traducía en un menor tamaño de poros que facilitaba la retención de los microorganismos.

Para los otros casos, se obtuvieron buenos resultados, con ambos materiales filtrantes del orden del 90-96 % de remoción de coliformes totales en el tiempo de funcionamiento de las columnas. Para un mismo intervalo de granulometría, la arena resultó un material mucho más resistente al paso del agua que la zeolita natural, por lo que su efectividad a largo plazo y el tiempo de explotación fueron menores. En cuanto a su desempeño en la retención eficaz de partículas, no se observaron grandes diferencias entre ellos, por lo que ambos poseen características similares para la retención de los microorganismos y los sólidos orgánicos.

Para un agua residual con características similares a la empleada en este estudio, una remoción de microorganismos indicadores de contaminación microbiológica cercana a un 90%

implica una calidad microbiológica del agua tratada cercana a 10^3 NMP bacterias coliformes/100 mL al final del proceso. Esto constituye un resultado aceptable como calidad micro-

biológica, teniendo en cuenta que las normas actuales en muchos países y la OMS, aceptan este valor como adecuado para el reúso de las aguas en determinadas labores.

TABLA II
Resultados de los análisis microbiológicos de coliformes totales en el período de trabajo de cada columna de filtración

Tiempo (h)	Arena		Zeolita		
	Granulometría (mm)				
	0,6-2,5	1-3	0,6-2,5	1-3	0,4-1
Coliformes totales (NMP/100 mL)					
2	$7 \cdot 10^2$ (94)	$5,6 \cdot 10^2$ (95)	$7 \cdot 10^2$ (94)	$1,1 \cdot 10^3$ (91)	$1,4 \cdot 10^1$ (99,9)
4	$7 \cdot 10^2$ (94)	$5,6 \cdot 10^2$ (95)	$7 \cdot 10^2$ (94)	$9,8 \cdot 10^2$ (92)	$1,4 \cdot 10^1$ (99,9)
6—		$9,8 \cdot 10^2$ (92)	$1,4 \cdot 10^3$ (88)	$1,4 \cdot 10^3$ (88)	—

Valores entre paréntesis: Remoción (%).

CONCLUSIONES

El tratamiento anaerobio por medio de un reactor empacado, aún a cortos tiempos de retención, resulta adecuado para disminuir la materia orgánica y las bacterias indeseables en las aguas residuales que presenten alta contaminación microbiológica y una concentración media de contaminantes orgánicos.

Una disminución significativa en el tiempo de retención hidráulica en un reactor anaerobio de lecho fijo no afecta sensiblemente la calidad de la remoción de indicadores microbianos de contaminación fecal. Un reactor con estas características constituye una buena opción para eliminar microorganismos patógenos en aguas residuales domésticas.

La sustitución de la arena silice por zeolita natural en los filtros rápidos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, aumenta su eficiencia en relación con la duración de la operación y además, reduce la cantidad de veces que resulta necesario lavar el filtro.

El agua de bañal tratada biológicamente en un reactor anaerobio y posteriormente, en un filtro rápido con las características planteadas, cumple con las condiciones establecidas para su posible empleo en el riego de áreas verdes y en la agricultura según las normas actualmente vigentes.

AGRADECIMIENTOS

A la Fundación Alexander von Humbolt, Alemania, sin cuya valiosa ayuda hubiera sido muy difícil llevar este trabajo a buen término.

BIBLIOGRAFIA

1. Peng J. **Water Research**, **29**, 357, 1995.
2. Kuo J.F., Chen Ch., Stahl J. Horvath R.W. Evaluation of Four Different Tertiary Filtration Plants for Turbidity Control, **Water Environment Research**, **66**, 879, 1994.

3. Mara D. y Caineross S. Directrices para el Uso sin Riesgos de Aguas Residuales y Excretas en Agricultura y Acuicultura. OMS. Ginebra, 1990.
4. Moscoso J. y León G. Uso de Aguas Residuales. REPINDEX REPIDISCA. **53**. Perú, 1995.
5. OMS. Directrices Sanitarias sobre el Uso de Aguas Residuales en Agricultura y Acuicultura. Serie de Informes Técnicos 778, 1989.
6. México. Normas de Calidad de Agua Renovada para Reúso. Reglamento para el Reúso de Agua en el Distrito Federal. México D. F., 1990.
7. Culp R., Land Wesmer G.M. Advanced Wastewater Treatment 2th. Ed. USA. 89-160, 1976.
8. Mateu A., Mata-Alvarez J. y Parés R. Enterobacterial and Viral Decay Experimental Models for Anaerobic Digestion of Piggery Waste, **Applied and Microbiology Biotechnology**, **38**, 291, 1992.
9. Metcalf and Eddy Inc. Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse. Ed. McGraw-Hill, Inc., 3rd Ed., New York, 60-100, 666-710, 1142-1146, 1991.
10. Sánchez E., Reyes O., Borja R., Cruz M. y Romero A. Libro de Reportes Cortos Biotecnología Habana '95. Ed. Mario Estrada y Eileen Riego. Centro de Ingeniería Genética y Biotecnología, Ciudad de La Habana, **3**, III, 10, 1995.
11. CETESB/ASCETESB. Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água, Vol. 2, Tratamento de Agua. 3ra. Ed. Sau Paulo, Brasil, 1987.
12. Degremont. Water Treatment Handbook. Ed. Degremont. 5ta Ed., New York, 152-163, 278, 1979.
13. American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th., Washington D.C., APHA, 1985.
14. Herrera T., Márquez E., Laría N., Oropesa I., Gutiérrez M., Alvarez S., Marín L. y Gómez M. Memorias II Congreso AIDIS de Norteamérica y el Caribe. Santiago de Cuba. 211-220, 1992.
15. Henze M. and Harremoos P. Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors. A Literature Review. **Wat. Sci. Tech.**, **15**, **1**, 1983.