

Effluent polishing of the stabilization ponds at the University of Zulia through rock filter

Suher Yabroudi, Carmen Cárdenas, Karelen Araujo, Tomás Perruolo, Ismenia Araujo, Alberto Trujillo, Luis Vargas y Luisa Saules

Centro de Investigación del Agua, Escuela de Ingeniería Química. Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela

Abstract

Stabilization ponds represent an efficient alternative for the treatment of wastewater; however, the main disadvantage to them is the high concentration of solids in the effluent, which makes improving this effluent a necessary step to take. The objective of this research was been to analyze the efficiency of the rock filter as a system of treatment for improving the quality of the effluents at the stabilization lagoons of the University of Zulia by evaluating physical, chemical and bacteriological parameters. To achieve this, it was necessary to observe the stone segment of the ponds, which was 0.8 m. High, and had stones of 2.5 cm. in diameter. Hydraulic charges were used at 0.75 and 0.5 m³/m³d, for a period of six weeks each. The largest removals were achieved when using the hydraulic charge at 0.5 m³/m³d, as follows: 80% turbidity removal, 81% apparent color, 69% COD, 74% BOD, 88% SST, 89% SSV, 92.1% TC and 85.6% FC.

Key words: Stabilization ponds, water reuse, hydraulic charges, effluent polishing, rock filter.

Pulimento de los efluentes de las lagunas de estabilización de la Universidad del Zulia a través de un filtro rocoso

Resumen

Las lagunas de estabilización representan una alternativa eficiente en el tratamiento de las aguas residuales, sin embargo su principal desventaja es la alta concentración de sólidos en el efluente, por lo que se hace necesario mejorar la calidad del mismo. El objetivo de este trabajo consistió en estudiar la eficiencia del filtro rocoso como sistema de tratamiento para mejorar la calidad del efluente de las lagunas de estabilización de la Universidad del Zulia, evaluando parámetros físico-químicos y bacteriológicos. Para cumplir este objetivo se evaluó el comportamiento de un lecho rocoso de 0,8 m de altura constituido por piedras tipo granzoncillo con un diámetro promedio de 2,5 cm. Se utilizaron cargas hidráulicas iguales a 0,75 y 0,50 m³/m³d durante un período de seis semanas cada una. Las mayores remociones se lograron para la carga hidráulica de 0,50 m³/m³d: 80% de remoción para la turbidez, 81% para el color aparente, 69% para la DQO, 74% para la DBO, 88% para los SST, 89% para los SSV, 92,1% y 85,6% para los CT y CF respectivamente.

Palabras clave: Lagunas de estabilización, reutilización de aguas, carga hidráulica, pulimento de efluentes, filtro rocoso.

Introducción

El agua potable se hace más escasa cada día, el volumen de consumidores aumenta y se

contaminan más los reservorios naturales, por lo que se hace necesario proporcionar el tratamiento adecuado a las aguas residuales para disminuir su potencial contaminante. Estas aguas tra-

tadas con un alto grado de calidad se están convirtiendo en una posibilidad para incrementar la disponibilidad de recursos hídricos [1].

Las lagunas de estabilización aerobias constituyen uno de los tratamientos biológicos para las aguas residuales, de mucha aceptación a nivel mundial por la buena calidad de su efluente y mínimos requerimientos de operación y mantenimiento [2, 3, 4, 5, 6].

El Centro de Investigación del Agua (CIA), cuenta con un sistema de lagunas de estabilización en serie ubicadas en las instalaciones de la Universidad del Zulia, donde se realizan diversas investigaciones en la búsqueda de tratamientos efectivos para mejorar la calidad del agua residual doméstica y de esta forma lograr que el efluente sea devuelto al ambiente sin originar problemas o poder ser utilizado para fines agrícolas [2, 5, 7]. Sin embargo, una de las principales desventajas que presenta el sistema de lagunas de estabilización, es la presencia de altas concentraciones de sólidos en el efluente, lo que limita su posibilidad de reuso, por tal motivo existe la necesidad de implementar un método efectivo que permita mejorar la calidad del efluente final de las lagunas de estabilización, para ello se seleccionó un sistema de tratamiento terciario económico y sencillo en cuanto a su operación y mantenimiento, como lo es el filtro rocoso; el cual es simplemente un reactor biológico con un me-

dio fijo, en el cual las aguas tratadas en las lagunas fluyen horizontalmente, permitiéndole a los sólidos suspendidos asentarse en la superficie de las rocas cuando el líquido fluye a través de los espacios vacíos, y de esa forma ser removidos. La descomposición de la materia orgánica deja nutrientes los cuales son utilizados para el crecimiento de las bacterias sobre la superficie de las rocas formando la capa biológica; estas bacterias se encargan de la transformación de los compuestos orgánicos de dicha agua residual que fluye sobre el medio fijo [7, 8, 9, 10].

El objetivo principal de esta investigación es medir la eficiencia del filtro rocoso en el mejoramiento de la calidad del efluente de las lagunas de estabilización de la Universidad del Zulia, a través de la evaluación de parámetros físico-químicos y bacteriológicos a la entrada y salida del mismo.

Metodología

Descripción del Sistema

El sistema utilizado para el estudio está compuesto por un filtro rocoso de flujo horizontal, un tanque elevado, un equipo de bombeo y un conjunto de tuberías para la toma de muestras. El sistema fue construido en las áreas del CIA, frente a la última laguna de maduración de la SERIE C (Figura 1) [7].

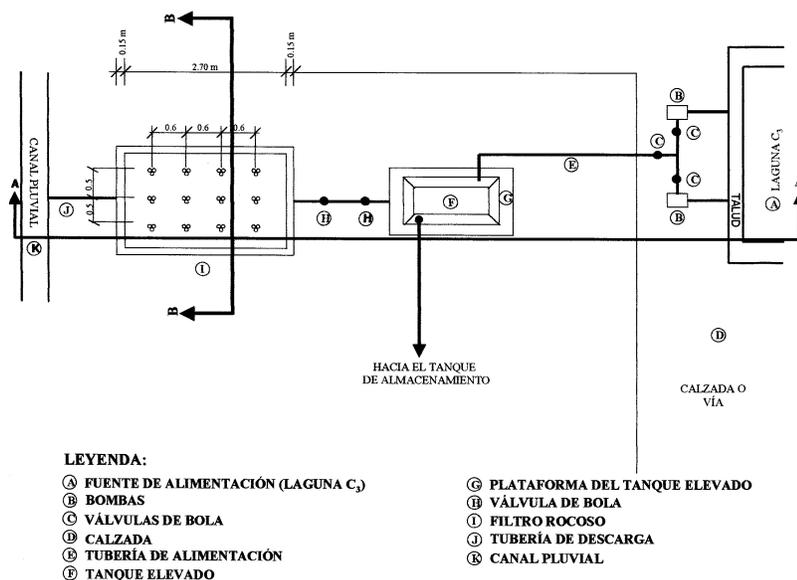


Figura 1. Vista en planta del sistema piloto lecho rocoso (S/E).

Filtro Rocoso

Se trabajó con un filtro rocoso de 2,0 m de ancho por 3,0 m de largo y 1,0 m de altura, con paredes de bloque de concreto, frisadas y sobre un piso de 0,1 m de espesor con malla electro soldada de 0,15 m x 0,15 m.

El filtro se alimentó por gravedad desde el tanque elevado a través de una tubería de PVC de 0,013 m de diámetro, la cual entra al tanque a una altura de 0,1 m desde el piso y se convierte en una tubería horizontal paralela a las paredes de 2,0 m. Esta tubería se encuentra perforada en toda su longitud lo cual permite la distribución del efluente a todo lo ancho del filtro rocoso. La tubería de salida del efluente del filtro consiste en una tubería horizontal de 0,03 m de diámetro, perforada en toda su longitud y ubicada paralelamente a la pared opuesta a la de la tubería de entrada y a una altura de 0,7 m desde el piso. El efluente es transportado por las tuberías hasta un sistema de drenaje para aguas de lluvia exterior al CIA [7, 8, 9].

En lo referente al tamaño de la piedra, algunos investigadores como O'Brien [10] recomiendan para clima cálido piedra entre 0,025 y 0,127 m de diámetro. Para el estudio se escogió piedra de 0,025 m de diámetro (granzoncillo). El lecho de piedra alcanzó una altura de 0.8 m, quedando una altura de piedra libre sobre el nivel de agua de 0.1 m, para evitar de esta forma el crecimiento de cianobacterias sobre las piedras húmedas ante la presencia de luz, Figuras 2 y 3, [8, 9, 10].

Tanque elevado

El filtro rocoso se alimentó por gravedad, en forma continua, desde un tanque elevado de concreto prefabricado, que se encuentra ubicado so-

bre un soporte metálico a 2,0 m del nivel del suelo, el cual recibe el efluente de la última laguna de maduración de la SERIE C, a través de un sistema de bombeo. El tanque elevado dispone de un rebosadero que permite mantener el nivel del agua constante, permitiendo la salida de un caudal fijo hacia el filtro rocoso.

Sistema de Bombeo

Compuesto por dos bombas, de $\frac{1}{2}$ Hp cada una, las cuales funcionan alternadamente en períodos de 48 horas. Las bombas succionan el agua desde la segunda laguna de maduración de la SERIE C y la llevan hasta el tanque elevado. (Figuras 4 y 5).

Metodología empleada

Se debe considerar en primer lugar el inicio de la alimentación del filtro rocoso con el efluente de las lagunas, esto se hace con la finalidad de lograr la estabilización del sistema y la formación de la capa biológica sobre la superficie de las piedras que garantice el pulimento del efluente de una manera eficiente, es decir, que existe la cantidad suficiente de microorganismos y bacterias que actúen sobre la materia orgánica presente en el efluente [8]. Antes de iniciar la toma de muestras habían transcurrido cuatro semanas desde el inicio de la alimentación del filtro.

Se emplearon dos cargas hidráulicas: 0,75 y 0,50 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Al trabajar con diferentes cargas hidráulicas, se está tratando de comprobar la teoría de otros investigadores como Swanson y Williamson (1980) [8], quienes establecen que a menores cargas hidráulicas, se logra una mayor remoción en el filtro de piedras. Para evaluar cada carga en el filtro rocoso se tomaron tres

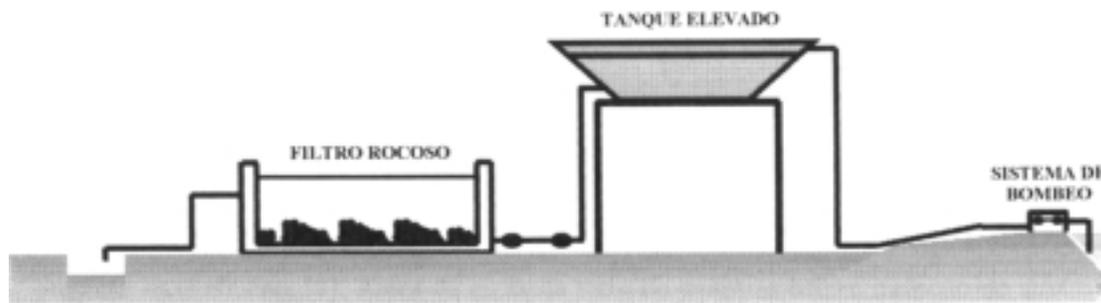


Figura 2. Corte longitudinal del sistema piloto lecho rocoso A-A.

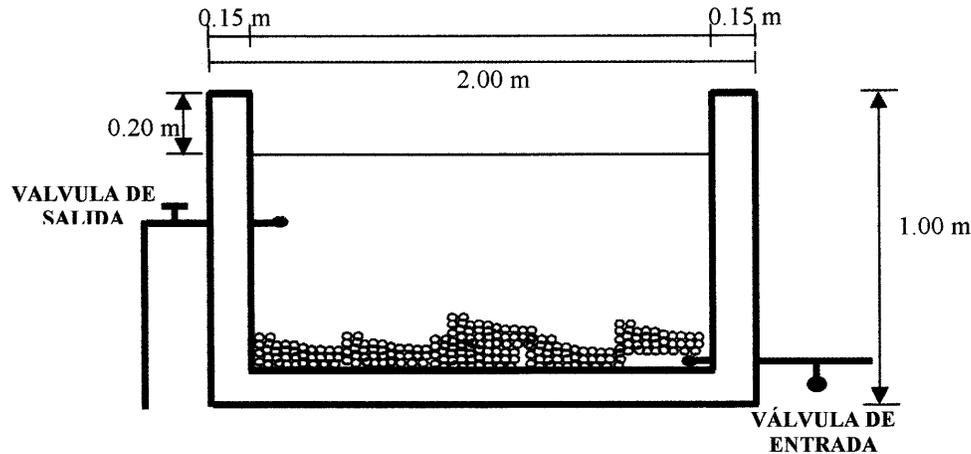


Figura 3. Corte transversal del filtro rocoso B-B (S/E)

muestras semanales en los puntos de entrada y salida, durante un periodo de tiempo de seis semanas para cada carga entre los meses de Septiembre y Noviembre del año 2001; el horario de toma de muestras estuvo comprendido entre las ocho y diez de la mañana (8:00-10:00 a.m).

La eficiencia del sistema se determinó a través del análisis de laboratorio, en donde se realizó la medición de los diferentes parámetros en base a las técnicas y métodos ya descritos [11].

Se realizó la medición de sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal (NH_4^+), fósforo total, turbidez, color aparente, conductividad, pH, coliformes totales (CT) y fecales (CF) en las muestras tomadas a la entrada y salida del filtro rocoso.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1 aparecen los resultados obtenidos para los diferentes parámetros obtenidos a la entrada y salida del filtro rocoso.

Al analizar el comportamiento de la remoción de turbidez para cada una de las cargas, se obtuvo para la carga de $0,75 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{d}$ una remoción promedio igual a 69% y para la carga de $0,50 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{d}$ fue igual a 80%, indicando que la eficiencia del filtro aumenta a cargas hidráulicas bajas. Los resultados obtenidos sustentan los reportados por Núñez (2000), quien consiguió porcentajes de 44,74 y 58,08 para cargas hidráulicas

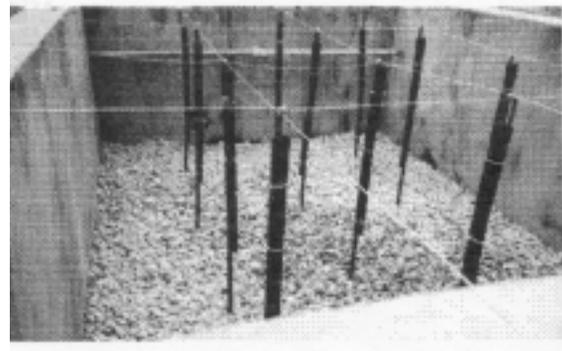


Figura 4. Vista interna del filtro antes del llenado.



Figura 5. Tanque elevado y sistema de bombeo.

cas de $1,10$ y $0,85 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{d}$ respectivamente; mientras que otros investigadores como Saidam y Ramadan (1993) lograron remociones de 60% para una carga hidráulica en un rango entre $0,50$ a $2 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{d}$ [7, 12].

Estudiando los rangos de pH alcanzados se observa que se encuentran bastante cercanos y

Tabla 1
Valores obtenidos a la entrada y salida del filtro rocoso para los parámetros medidos

Parámetro	CH= 0,75 m ³ /m ³ d			CH= 0,50 m ³ /m ³ d		
	Entrada	Salida	%Remoción	Entrada	Salida	%Remoción
Turbidez (NTU)	56	17	69	52	10	80
Color Aparente (UC)	601	186	72	669	126	81
pH	7,12-8,22	7,15-7,80	-	7,04-7,63	7,16-7,72	-
Conductividad (µs/cm)	487	514	-	498	517	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)	4,6	6,1	-	10,8	13	-
NTK (mg/L)	7,8	9,5	-	11,7	19	-
Fósforo Total (mg/L)	11,8	7,3	37,4	6,4	3,8	39,2
DQO (mg/L)	191	101	47	222	68	69
DBO (mg/L)	26	9	64	36	9	74
SST (mg/L)	154	21	82	200	17	88
SSV (mg/L)	124	17	82	190	16	89
CT (NMP/100 mL)	2,5x10 ⁴	1,6x10 ³	83,8	4,1x10 ⁴	2,1x10 ³	92,1
CF (NMP/100mL)	5,7x10 ³	6,4x10 ²	70,7	3,3x10 ³	3,5x10 ²	85,6

NOTA: los valores reportados son promedios aritméticos.

proporcionan condiciones para que se den los procesos biológicos dentro del filtro, ubicándose en el rango de pH óptimo para la digestión anaerobia, entre 6,6 y 7,6 [5, 7].

Los valores de conductividad destacan que los rangos registrados a la salida del sistema para las dos cargas estudiadas registran, un aumento en comparación con las cifras obtenidas en la entrada del sistema, debido a la transformación de compuestos orgánicos a inorgánicos que se lleva a cabo dentro del sistema; además para la carga de 0,50 m³/m³d se obtuvo un valor promedio a la salida de 517 µs/cm ligeramente mayor, en comparación al valor de 514 µs/cm obtenido para la carga de 0,75 m³/m³d, debido al mayor tiempo de retención.

Los resultados obtenidos de NTK y nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) para las cargas analizadas muestran un aumento de éstos parámetros a la salida del sistema indicando la producción de NH₄⁺ lo que da lugar al proceso de desnitrificación donde las bacterias utilizan al nitrato para poder respirar, reduciéndose éste a nitrógeno amoniacal y luego a gaseoso. Los valores de nitrógeno amoniacal para la carga de 0,75 m³/m³d se ubicaron en un valor promedio para la entrada del sistema de 4,6 mg/L y la salida registro un valor de 6,1

mg/L mientras que para la carga de 0,50 m³/m³d la entrada promedio se ubicó en 10,8 mg/L para luego aumentar y registrarse en la salida del sistema un promedio de 13 mg/L [13].

El nitrógeno total Kjeldahl presenta el mismo comportamiento en donde la entrada y salida presentaron un valor promedio de 7,8 y 9,5 mg/L respectivamente para la carga 0,75 m³/m³d, mientras que la carga de 0,50 m³/m³d la entrada fue de 11,7 mg/L y la salida promedio de 19 mg/L.

Swanson y Williamson (1980), señalaron que los procesos dentro de los filtros rocosos son anaerobios, favorecidos estos por las altas temperaturas y los bajos niveles de oxígeno disuelto, el cual fue medido en este estudio a varias horas durante el día, encontrándose un valor de 0 mg/L en el efluente del filtro rocoso. Según lo dicho anteriormente esta justificado el aumento del NH₄⁺, puesto que la degradación de la materia orgánica da paso al proceso de desnitrificación [7, 8, 10].

Los porcentajes de remoción de fósforo total fueron: 37,4% para la carga hidráulica de 0,75 m³/m³d y 39,2% para la carga de 0,50 m³/m³d, siendo mayor la remoción lograda con la carga más baja debido al mayor tiempo de retención.

Los valores de DQO obtenidos muestran una mayor remoción para la carga más baja de

0,50 m³/m³d ubicándose en una cifra promedio de 68,6% mientras que para la carga de 0,75 m³/m³d se alcanzó un porcentaje de remoción de 47,1, lo cual ratifica que a cargas hidráulicas menores se obtienen mejores porcentajes de remoción; los valores obtenidos indican la buena eficiencia del tratamiento, además el estudio realizado por Núñez (2000) reportó porcentajes de remoción promedios de 62,2 para una carga hidráulica de 0,85 m³/m³d, del mismo modo Oran y Sucuru (1993) reportaron 40% de remoción para una carga hidráulica entre 0,5 a 2 m³/m²d [7, 14].

Los porcentajes de remoción para la DBO fueron aumentando progresivamente a medida que transcurría el tiempo de experimentación. En este estudio se obtuvieron porcentajes de remoción de 64,5 y 73,9 para las cargas de 0,75 y 0,50 m³/m³d respectivamente, siendo superiores los valores pertenecientes a la carga hidráulica de 0,50 m³/m³d. Los resultados obtenidos son mayores al comparar con los reportados por Núñez (2000): 54,33 y 62,82% de remoción para las cargas de 1,1 y 0,85 m³/m³d respectivamente; otros autores como Silva y Oliveira (1995) lograron 50% de remoción, Saidam y Ramadan obtuvieron 60% de remoción de DBO para una carga entre 0,032 y 0,044 Kg. SST/ m³d [7, 12, 15].

Los porcentajes de remoción obtenidos para los SSV fueron bastante altos para ambas cargas y muy cercanos a los obtenidos para los SST, lo que indica que la materia existente en el agua a tratar era principalmente orgánica y que

se dieron los procesos de transformación de la materia orgánica a inorgánica [7, 12].

En cuanto a la remoción alcanzada para coliformes totales, se obtuvieron resultados satisfactorios, puesto que para la carga de 0,75 m³/m³d, el porcentaje promedio fue 83,8 y para la carga de 0,50 m³/m³d el promedio se ubico en 92,1% en el caso de los coliformes fecales los mayores porcentajes de remoción se lograron para la carga de 0,50 m³/m³d con un valor promedio de 85,6% mientras que para la carga de 0,75 m³/m³d fue de 70,7%. Los altos porcentajes de remoción son comparables a los obtenidos por otros investigadores, tales como Saidam y Ramadan quienes obtuvieron remociones de 86 y 94% mientras que Silva y Oliveira lograron un porcentaje de remoción de 80% [12, 15].

Normas legales vigentes

Al comparar los valores promedios de los diferentes parámetros medidos para las dos cargas analizadas con los límites máximos establecidos por la Gaceta Oficial de Venezuela N° 5021 para la descarga a los cuerpos de agua, estos se ubican por debajo de los límites establecidos, tal como se observa en la Tabla 2. Así mismo los valores obtenidos se encuentran por debajo del límite fijado por la EPA de 30 mg/L para SST y DBO [16,17].

Con respecto a los parámetros bacteriológicos, el grado de remoción obtenido para los coliformes totales y fecales cumple con los lineamientos establecidos por la Organización Mun-

Tabla 2
Comparación de los resultados obtenidos con la Normativa Legal

Parámetro	CH = 0,75m ³ /m ³ d	CH = 0,5 m ³ /m ³ d	Límite máximo
DBO (mg/L)	8,9	9,3	60
DQO (mg/L)	101	68	350
Fósforo (mg/L)	7,3	3,8	10
Nitrógeno (mg/L)	9,5	19	40
pH	7,15-7,80	7,16-7,72	6-9
SST (mg/L)	21	17	80
Turbidez (NTU)	17	10	-
OD (mg/L)	0	0	-
Color Aparente (UC)	186	126	-
Conductividad (µs/cm)	514	517	-

Gaceta Oficial de Venezuela N° 5021 (1995).

dial de la Salud (OMS), ya que el valor promedio de coliformes fecales en el efluente se encuentra por debajo de 1000 NMP/100 ml por lo que el efluente puede ser usado para el riego de cultivos en las Categorías A, B y C. La norma no señala límites para el OD, pero se recomienda que antes de su descarga el efluente pase por un proceso de reaireación de tal forma que pueda ser llevado a un valor conveniente para evitar malos olores [18].

Conclusiones

1. Al comparar los resultados obtenidos en ambas cargas hidráulicas, las mayores remociones son logradas con la menor carga hidráulica $0,50 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{d}$, obteniéndose remociones promedios de 80% para turbidez, 81% para color aparente, 39,2% para fósforo, 69% para la DQO, 74% para la DBO, 88% y 89% para los SST y SSV respectivamente; sustentando que la eficiencia del filtro aumenta a medida que la carga es menor.
2. Al estudiar el comportamiento del filtro rocoso y analizar los resultados obtenidos se confirma que constituye un tratamiento terciario efectivo en el pulimento de los efluentes de las lagunas de estabilización de LUZ.
3. El aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal, los valores óptimos de pH para el crecimiento de bacterias anaerobias, la ausencia de oxígeno disuelto en el efluente y las elevadas temperaturas permiten señalar la posibilidad de que la actividad biológica dentro del filtro es anaerobia, dándose el proceso de desnitrificación.
4. Las características físico-químicas del efluente para las dos cargas estudiadas se encuentran por debajo de los límites establecidos por la Gaceta Oficial de Venezuela para la descarga a los cuerpos de agua. En cuanto a las posibilidades de reuso para la agricultura, la calidad microbiológica del agua que se obtiene se ajusta a las directrices establecidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para el riego de cultivos en las categorías A, B y C.

Referencias Bibliográficas

1. Metcalf y Eddy. (edit) "Ingeniería de aguas residuales", McGraw-Hill. México, 1995.
2. Negrete R. y Urbina R.: "Efecto de los dispositivos de entrada y salida en el comportamiento de la DBO y DQO en las Lagunas de Estabilización". Trabajo de grado. Universidad del Zulia. Facultad de Ciencias. Maracaibo, Venezuela, 1998.
3. Ronzano E. y Dapena J.: "Tratamiento biológico de las aguas residuales", Ediciones Díaz de Santos. España, 1995.
4. Romero J. "Acuitratamiento por lagunas de estabilización", Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia, 1994.
5. Díaz L. y Rojas A.: "Determinación de nitrógeno en las lagunas de estabilización experimentales de LUZ". Tesis de Grado. Universidad del Zulia. Facultad de Ingeniería. Maracaibo, Venezuela, 1991.
6. NALCO-"Manual del Agua: su naturaleza, tratamiento y aplicaciones", McGraw-Hill. México, 1989.
7. Núñez M.: "Filtro rocoso como medio de mejoramiento de la calidad de los efluentes de las lagunas de estabilización de LUZ". Trabajo de Grado. MSc. en Ingeniería Ambiental. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela, 2000.
8. Swanson G. and Williamson K.: "Field evaluation of rock filters for removal of algae from lagoon effluents". EPA-600/2-80-038, (1980).
9. Mara, D. and Alabaster, G. "Waste stabilization ponds a design manual for eastern Africa". England, 1992.
10. O'Brien W. and McKinney R.: "Removal of lagoon effluent suspended solids by a slow-rock filter". EPA-68-03-0280; EPA/600/2-79/011, 1979.
11. APHA-AWWA-WEF.: "Standard Methods for the examination of water and wastewater", 18th Edition, 1992.
12. Saidam M. y Ramadan S.: "Upgrading waste stabilization pond effluents by rock filters". 2nd IAWQ International specialist conference of waste stabilization ponds and the reuse of ponds effluents held in Berkeley. USA, 1993.
13. Montero F. y Balduino R.: "Determinación de nitrógeno en la planta de tratamiento de líquidos residuales en la Villa del Rosario". Trabajo de Grado. Universidad del Zulia.

- Facultad de Ingeniería. Maracaibo, Venezuela, 1992.
14. Oran B and Sücürü G.: "Study on quality improvements for oxidation ponds effluents by rock filters". 2nd IAWQ International specialist conference of waste stabilization ponds and the reuse of ponds effluents held in Berkeley. USA, 1993.
 15. Silva S.A y Oliveira R.: "Polishing waste stabilization ponds effluents using simple rock filters". 3rd IAWQ International specialist conference and workshop, waste stabilization ponds technology and applications. Brazil, 1995.
 16. Gaceta Oficial de Venezuela, N° 5021. "Normas para la clasificación y control de calidad de los cuerpos de agua y vertido de efluentes líquidos". Caracas, Venezuela, 1995.
 17. EPA. Manual: "Wastewater treatment/ disposal for small communities". EPA/625/R-92/005. Washington, 1992.
 18. OMS. "Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura". Serie de informes técnico, 778. Ginebra, 1989.

Recibido el 21 de Febrero de 2003
En forma revisada el 09 de Junio de 2003