



Evaluación de un filtro biológico como unidad de post-tratamiento de aguas residuales utilizando conchas marinas como material de soporte

Evaluation of a biological filter as post-treatment wastewater unit using sea shells as support material

Avaliação de um filtro biológico como unidade de águas residuais pós-tratamento usando conchas marinhas como material de apoio

Andres Galindo^{1*}; Enrique Toncel¹; Nancy Rincón²

¹Grupo de investigación GISA. Universidad de La Guajira, Facultad de Ingeniería. Km 5 vía a Maicao, Riohacha, La Guajira, Colombia.

²Universidad del Zulia, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA).

*agalindo@uniguajira.edu.co

Fecha Recepción: 30 de diciembre de 2015
Fecha Aceptación: 3 de noviembre de 2016

Resumen

En esta investigación se evaluó la eficiencia de un filtro biológico (FB) a escala piloto, utilizando conchas marinas como material de soporte (MS) para el post-tratamiento de aguas residuales municipales (ARM) que provenían de un tratamiento previo anaerobio-aerobio. El FB se evaluó con diferentes cargas orgánicas, siendo los tiempos de retención hidráulicos (TRH) estudiados: 12,85; 10,71; 8,57 y 6,43h. Los parámetros monitoreados fueron: pH, alcalinidad carbónica y total, temperatura, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), ácidos grasos volátiles (AGV), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), fósforo total, sólidos suspendidos totales (SST), volátiles (SSV) y fijos (SSF). Las mejores eficiencias de remoción de materia orgánica se obtuvieron a TRH de 10,71h, registrando remociones de DQO_T, DQO_S y DBO_{5,20} en el orden de 51,5; 48,6 y 39,2%. Sin embargo, la mejor eficiencia en la remoción de sólidos suspendidos se observó en el TRH de 6,43h (SST, 29%, SSV, 23,8% y SSF, 50%). A pesar de recibir tratamiento previo, el número de coliformes totales y fecales afluentes al FB fueron altos, presentando órdenes hasta de 10⁷NMP/100ml, la mayores eficiencias en la remoción de Coliformes totales y fecales fueron de 97,24 y 94,63%, respectivamente, registradas en el TRH de 12,85h. Se evidencia que las conchas marinas (*Arca zebra*) son MS sostenibles y con ellas se logran reducciones satisfactorias de materia orgánica en el tratamiento de ARM.

Palabras clave: Filtro biológico, agua residual municipal (ARM), conchas marinas.

Abstract

In this research the efficiency of a biological filter (BF) is evaluated on a pilot scale, using seashells as support material (SM) for post-treatment of municipal wastewater (MWW) that came from pretreatment anaerobic-aerobic. The filter was subjected to various organic loadings, with hydraulic retention times (HRT) covered: 12.85; 10.71; 8.57 and 6.43h. The monitored parameters were: pH, carbonate and total alkalinity, temperature, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), volatile fatty acids (VFA), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus, total suspended solids (TSS), volatile (VSS) and fixed (SSF). The best removal efficiencies of organic matter were obtained TRH 10.71h recording CDO_T, COD_S and BOD_{5,20} removals, in the order of 51.5; 48.6 and 39.23%. However,

the best efficiency in removing suspended solids was observed in the HRT of 6.43h (TSS, 29%, SSV, 23.8% and SSF, 50%). Despite receiving pretreatment, the number of total and fecal coliforms FB influent were high, showing orders up to 10^7 MPN/100ml, the greater efficiencies in the removal of total and fecal coliforms were 97,24 and 94.63%, respectively, recorded in the TRH 12.85h. It is evident that the shells (*Arca zebra*) are sustainable SM and with these as MS achieve satisfactory reductions of organic matter in the treatment of ARM.

Keywords: *Biological filter, municipal wastewater (ARM), seashells.*

Resumo

A eficiência de um filtro biológico (FB) foi avaliada, em escala piloto, usando conchas como material de apoio (MS) para o pós-tratamento de águas residuais municipais (ARM), que vieram de pré-tratamento anaeróbio-aeróbio. O FB foi avaliado com diferentes cargas orgânicas, com o tempo de retenção hidráulica (TRH) Útil: 12,85; 10,71; 8,57 e 6,43h. Os seguintes parâmetros foram monitorados: pH, alcalinidade carbônica e total, a temperatura, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ácidos graxos voláteis (AGV), nitrogênio total Kjeldah (NTK), fósforo total, sólidos suspensos totais (SST), voláteis (SSV) e fixos (SSF). A melhor eficiência de remoção de matéria orgânica foi obtida a TRH de 10,71h, registrando remoções de DQO_T , DQO_S y $DBO_{5,20}$ na ordem dos 54,9; 43,5 e 42,3%. No entanto, a melhor eficiência na remoção de sólidos suspensos foi observada na TRH de 6,43h (SST, 29%, SSV, 23,8% e SSF, 50%). Embora receber pré-tratamento, o número de coliformes totais e fecais afluentes ao FB foram altos, mostrando ordens até 10^7 NMP/100ml. As maiores eficiências na remoção de coliformes totais e fecais foram 97,24 e 94,63%, respectivamente, registradas no TRH de 12,85h. As evidências apontam que as conchas marinhas (*Arca zebra*) são MS sustentáveis e alcançam reduções satisfatórias de matéria orgânica no tratamento de ARM.

Palabras-chave: *Filtro biológico, esgoto municipal (ARM), conchas marinhas.*

Introducción

Los sistemas de tratamiento anaeróbicos (STA) son alternativas cada vez más consolidadas y utilizadas, especialmente en el tratamiento de efluentes de media y alta carga. A pesar de esto, se presentan deficiencias en la remoción de nutrientes y microorganismos patógenos, razón por la cual los efluentes de los STA muchas veces no cumplen con las normas establecidas por las legislaciones ambientales. Por lo tanto, las unidades de post-tratamiento son importantes para ajustar el ARM tratada a las exigencias de las normas ambientales de cada país y proporcionar protección a los cuerpos receptores donde se vierten. La función principal del post-tratamiento es completar la eliminación de la materia orgánica, así como eliminar los constituyentes no removidos por los STA, como nutrientes (N y P) y los organismos patógenos (virus, bacterias, protozoos y helmintos) [1].

Los FB son reactores de lecho fijo, utilizados en la reducción de materia orgánica disuelta con la ayuda de microorganismos que se encuentran sobre la superficie del MS. La utilización de los FB como opción de tratamiento de agua residuales

(AR) surgen a partir de 1950 [2]. Estos sistemas tienen ventajas específicas, tales como: resistir las variaciones del caudal para una mayor estabilidad, baja pérdida de sólidos biológicos, no requieren inóculo para su puesta en marcha, proporcionan mayor libertad de diseño, construcción y operación, pueden ser aplicados al tratamiento de agua residual concentradas y diluidas; sin embargo, son más adecuados para las AR con baja concentración de sólidos, ya que la obstrucción del medio de soporte del filtro aumenta con la concentración de sólidos suspendidos en el afluente. Por lo tanto, son más apropiados para el post-tratamiento debido a que el efluente de un FB suele presentar turbidez reducida y una concentración relativamente baja de materia orgánica. La eficiencia de remoción de sólidos en los FB puede variar entre un 60 y un 85%, dependiendo de las características de las AR a tratar, cargas hidráulicas y orgánicas que se le apliquen al FB [3].

El MS que se deposita en los FB está conformado por sólidos que presentan alta porosidad y diversidad en su geometría (pueden ser circulares, cuadrados o rectangulares). Los microorganismos se adhieren en la superficie de éstos creando una película biológica [4-6]. Los primeros MS

usados en los FB fueron rocas volcánicas, pero en investigaciones posteriores se aplicaron MS fabricados a fin de maximizar el área específica y así provocar la mayor adherencia de la masa microbiana. Las dimensiones del MS dependen de la naturaleza del AR a tratar, para garantizar el máximo contacto entre la biopelícula y el contenido de materia orgánica del afluente [7,8].

La utilización del MS depende de la disponibilidad local, costo, características mecánicas (resistencia a la compresión), altura de los filtros y los esfuerzos resultantes del peso del mismo sustrato, rugosidad de la superficie y densidad. La principal finalidad del MS es permitir la acumulación de grandes cantidades de biomasa, con un consecuente aumento de tiempos de retención celular, actuar como una barrera física evitando que los sólidos sean arrastrados en el efluente y mejorar el contacto entre los constituyentes del afluente y los sólidos biológicos contenidos en el FB [9]. El MS más común es piedra, pero se pueden utilizar plástico, elementos cerámicos, cilindros de plástico tubulares, elementos de madera como trozos de troncos, cilindros y entre los no comunes, el bambú [10]. Recientemente se emplean como MS restos de acero [11], telares de poliéster no tejido [12], conchas de coco [13] y conchas de ostras [14], reportando que las conchas marinas son MS rentables y alcanzan reducciones satisfactorias de materia orgánica en el tratamiento de AR.

Actualmente se mantiene la búsqueda de alternativas para el MS, responsable de la mayor parte de los costos, volumen y perfeccionamiento de detalles constructivos de los FB, incluyendo el sentido del flujo y la facilidad de remoción del lodo en exceso. El uso de los FB como post-tratamiento de reactores anaerobios de lecho de lodo y flujo ascendente (UASB), tiene como propósito garantizar un efluente final con $DBO < 60 \text{ mg/L}$ [2]. Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica de un FB como post-tratamiento de ARM proveniente de un sistema integrado por un reactor anaerobio de doble cámara (RADCA) y una torre de aireación a escala piloto operado a diferentes TRH, utilizando conchas marinas (*Arca zebra*) como MS, considerada de bajo costo y buena disponibilidad en zonas costeras

Metodología

Unidad Experimental

El sistema estudiado estaba integrado por un reactor anaerobio de doble cámara (RADCA) que entregaba su efluente a una de torre de aireación (TA) y posteriormente al FB (objeto de esta investigación). El FB fue fabricado en acrílico transparente con un volumen de 530L repartido en 5 cámaras divididas por baffles que propiciaban un flujo ascendente y descendente para maximizar el contacto entre el MS y el volumen líquido del FB. El MS utilizado en el FB fue aproximadamente de 44.000 conchas. El sistema fue ubicado en las instalaciones del Centro de Investigaciones del Agua (CIA) de la Facultad de Ingeniería de La Universidad del Zulia (LUZ) y alimentado con ARM de la zona noroeste de la ciudad de Maracaibo-Venezuela. Para succionar el ARM del colector se usó una bomba periférica autocebante de 1 HP, dotada de un programador horario de 10 eventos que alimentaba un tanque de 1200L cada 2,4h; con una bomba peristáltica operando de 6-600rpm, se succionaba el ARM del tanque para abastecer a un Reactor Anaerobio de Doble Cámara (RADCA), el efluente de este reactor era dirigido a una Torre de Aireación (TA), el AR tratada en esta torre era finalmente conducida al FB donde se efectuaba el post-tratamiento de la misma (Figura 1).

Procedimiento experimental

Caracterización del MS. Se caracterizaron las conchas marinas (*Arca zebra*) provenientes de las costas de La Guajira Colombiana, para ello se determinó su área superficial y área de adherencia a través de un modelo matemático que asocia la forma de la concha con un elipsoide degenerado, midiendo las longitudes de ancho, largo y profundidad con un vernier (0-150mm). Se realizó una caracterización de materiales orgánicos e inorgánicos en la estructura morfológica de las conchas por dispersión de energía, utilizando un microscopio electrónico de barrido (MEB) modelo JSM 6380.

Arranque del sistema de FB. Las conchas marinas fueron colocadas dentro del FB para el desarrollo

de la película microbiana, el FB se alimentó con ARM cruda durante veinte (20) días y se dejó trabajando por carga durante tres días. Fijada la película microbiana a las conchas, se conectó el sistema en serie (RADCA y TA), trabajando a flujo continuo y se midieron diariamente pH, alcalinidad carbónica, alcalinidad total y temperatura, en el afluente y efluente del FB para un total de 20 muestras.

Operación del sistema de FB. Para evaluar los niveles de remoción en el FB se contemplaron TRH de 12,85; 10,71; 8,57 y 6,43h, respectivamente, estos dependieron del TRH fijado para el RADCA. Se procedió a la toma de muestras compuestas en el FB, determinando: pH, alcalinidad carbónica y total, temperatura, DQO_T (Total), DQO_S (Soluble), $DBO_{5,20}$, SST, SSV, SSF, AGV, fósforo total y NTK siguiendo los métodos estándares [15]. De igual manera se evaluó la remoción de microorganismos patógenos tomando las muestras por triplicado en la fase de estabilidad de cada uno de los TRH evaluados en el FB. El sistema fue operado

por un periodo de 207 días, que corresponden aproximadamente a dos meses por cada TRH estudiado; los variables operacionales (pH, alcalinidad, temperatura, etc.) se determinaron diariamente, exceptuando fines de semana, festivos y días en los cuales el acceso al área donde estaba ubicado el sistema no era posible. Para los parámetros de eficiencias se tomaron entre 5 y 9 muestras compuestas por cada TRH. En el TRH de 8,57h se presentó una colmatación en el FB a causa del crecimiento excesivo de la biopelícula adherida al MS, esto obedeció a la ausencia de un falso fondo, situación que pudo haber afectado positiva o negativamente el comportamiento del FB.

Para esto se realizó un lavado que garantizara el flujo normal del agua residual dentro del sistema. La estructuración del diseño experimental no contempla que para cada TRH evaluado se reinicie el sistema, por lo cual, se considera que las condiciones iniciales en que opera el filtro en los nuevos TRH establecidos son las que traen los TRH evaluados previamente.

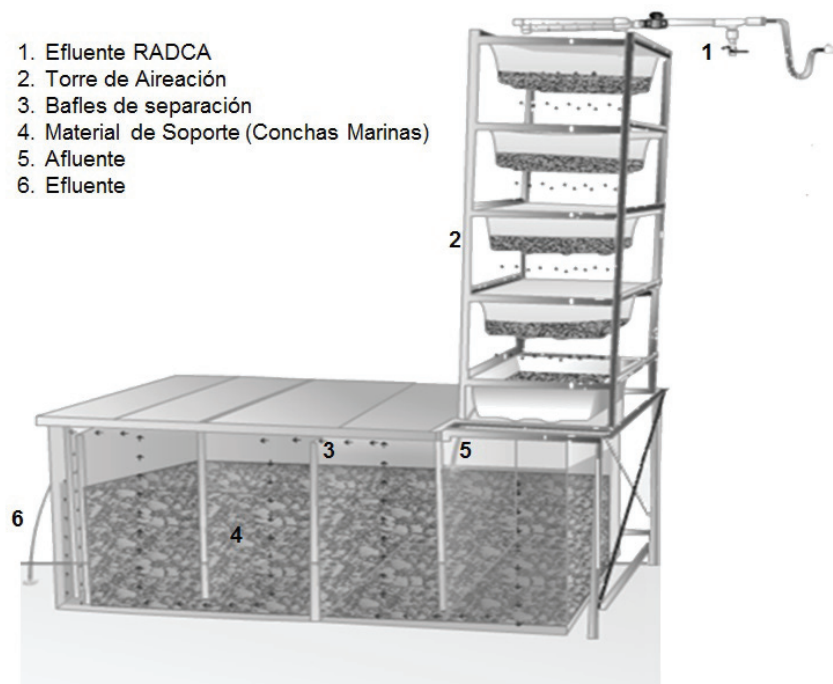


Figura 1. Esquema del sistema de post-tratamiento evaluado a escala piloto.

Resultados y Discusión

Caracterización del MS

En lo que respecta al cálculo del área superficial del MS se obtuvo que la media aritmética y

desviaciones estándares de la altura, largo y ancho fueron de $1,46 \pm 0,36$; $4,60 \pm 0,71$ y $1,90 \pm 0,31$, respectivamente. El área media superficial por conchas fue de $25,7 \text{cm}^2/\text{concha}$, para un estimado de $1.130.800 \text{cm}^2$ para las 44.000 conchas.

En la Figura 2 se muestran las fotografías del MEB tomadas a distintos zoom óptico; en estas imágenes las conchas marinas muestran cantidad de poros y grietas, cuya estructura porosa se asemeja a los carbones activados, favoreciendo la eficiencia para los fenómenos de adsorción y retención de material suspendido [16,17]. La caracterización de materiales orgánicos e inorgánicos de las conchas obtenida por

microscopía de barrido electrónico evidenció que están constituidas por Calcio, Oxígeno, trazas de Carbono y Silicio.

En la Figura 3, se presentan los espectros que reportó la MEB, detallando los componentes encontrados que demuestran la morfología de elementos calcáreos, conformados por láminas superpuestas que le dan una forma irregular, áspera y escamosa propia de este tipo de material.

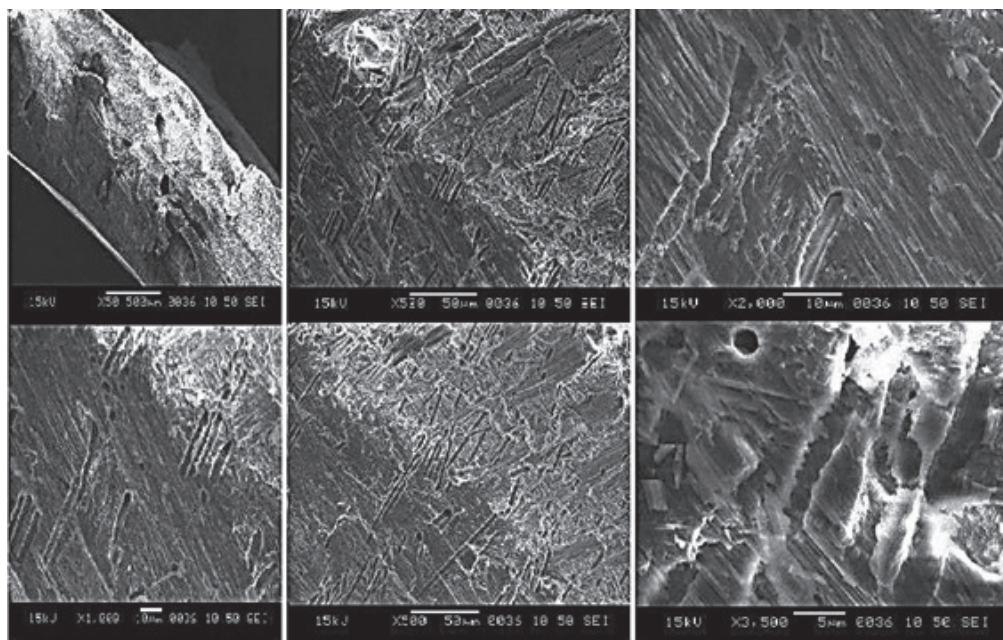


Figura 2. Microscopía (MEB) resultantes del análisis morfológico de las conchas marinas.

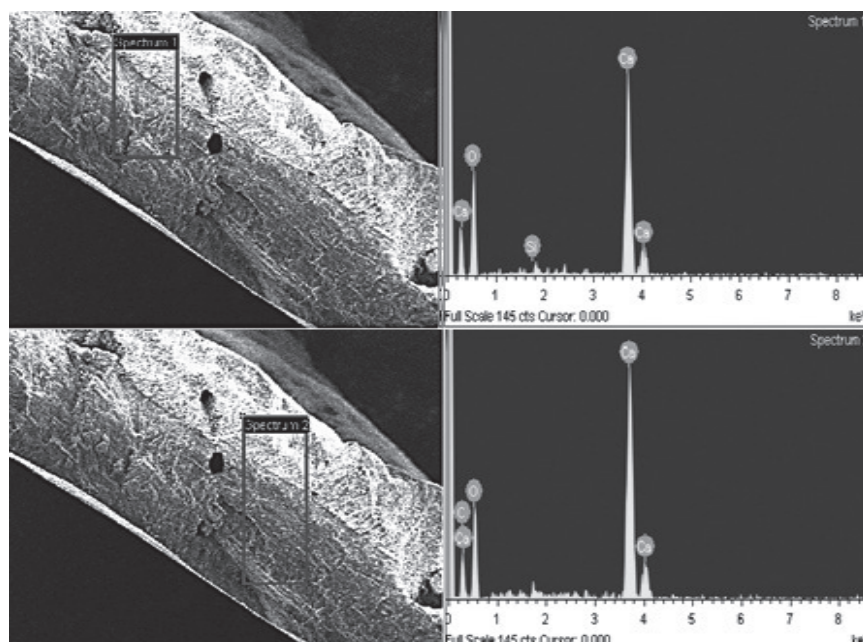


Figura 3. Espectros reportados por la microscopía (MEB) de las conchas marinas.

Arranque del sistema de FB

Gradualmente se observó la formación de la película microbiana sobre las conchas marinas; en una primera instancia se formó una biopelícula de color verde, por la incidencia de la radiación solar en el sistema. La formación de la biopelícula se consolidó a los 20 días de estar alimentando el FB con ARM (Figura 4); ésta se presentó de manera diferente para las distintas cámaras del FB. En la primera cámara se visualizó una biopelícula más densa y de mayor espesor que en las cámaras siguientes, este comportamiento se atribuye a la mayor presencia de sustrato en la entrada del FB.



Figura 4. Conchas marinas (*Arca zebra*) en el FB con película microbiana adherida.

En esta etapa los parámetros fisicoquímicos presentaron estabilidad, el pH osciló entre 7,4 y 7,7 unidades para el afluente y efluente del FB, los valores medios de la alcalinidad total fueron de 323mgCaCO₃/L para el afluente y de 332mgCaCO₃/L para el efluente y la temperatura media del ARM varió entre 27,7 y 28,7°C para el afluente y efluente, respectivamente, condiciones que garantizan que el arranque del sistema se dio en condiciones óptimas.

Operación del sistema de FB

En los parámetros operacionales se observó que el pH tuvo poca variabilidad con respecto a los TRH estudiados, se encontró entre 7,3-7,8 para el afluente y 7,3-7,6 para el efluente, registrando una media y desviación estándar de 7,5±0,1 en ambos casos (Tabla 1); los valores de pH son similares a los reportados por Pérez *et al.*, Belloni *et al.* [18,19] quienes utilizaron sistemas integrados por FB como opción de post-tratamiento, tratando diferentes ARM y utilizando distintos MS. El valor medio y desviación estándar de la alcalinidad total en el afluente y efluente durante la experimentación fue de 321,6±8,9mgCaCO₃/L y 324,3±4,7mgCaCO₃/L, respectivamente.

Se evidencia que no se presentó un coeficiente de variación alto y estos valores son los que típicamente se podría encontrar en un AR doméstica cuando vienen de un sistema de tratamiento previo.

Tabla 1. Concentración afluente y efluente de los parámetros operacionales en el FB.

TRH (h)	Componente	n	pH $\bar{x} \pm \sigma$	AlcP $\bar{x} \pm \sigma$	AlcT $\bar{x} \pm \sigma$	T _{H₂O} $\bar{x} \pm \sigma$
12,85	Afluente	43	7,6 ± 0,11	297 ± 31	342 ± 24	27,3 ± 0,8
	Efluente		7,6 ± 0,06	300 ± 37	346 ± 33	28,2 ± 1,0
10,71	Afluente	36	7,8 ± 0,19	285 ± 26	321 ± 26	27,5 ± 1,0
	Efluente		7,7 ± 0,21	276 ± 33	322 ± 33	27,8 ± 0,7
8,57	Afluente	22	7,5 ± 0,27	248 ± 26	300 ± 38	27,8 ± 0,7
	Efluente		7,4 ± 0,30	254 ± 19	300 ± 29	28,8 ± 0,6
6,43	Afluente	28	7,4 ± 0,29	247 ± 38	320 ± 39	28,8 ± 0,9
	Efluente		7,3 ± 0,25	261 ± 29	320 ± 22	29,9 ± 0,7

n: Número de muestra. pH: Potencial de Hidrógeno. AlcP: Alcalinidad Parcial. AlcT: Alcalinidad Total. T_{H₂O}: Temperatura del Agua Residual Municipal. $\bar{x} \pm \sigma$ Valores promedio ± desviación estándar.

En el FB la temperatura promedio afluente fue de 27,7±0,6°C; y efluente de 28,7±0,7°C, observándose un incremento de aproximadamente 1°C que favorece las reacciones biológicas [20] e influye en el metabolismo de los microorganismos [5]. El sistema en estudio se mantuvo en el rango mesofílico, la temperatura se encontró entre 26,6

y 31,5°C, la cual está dentro del rango óptimo (25 y 35°C) que se establece para esta condición [21,22].

El comportamiento de la DQO_T, DQO_S y DBO₅₋₂₀ en el afluente y efluente del FB, para los TRH estudiados se puede evidenciar en las Figuras 5, 6 y 7.

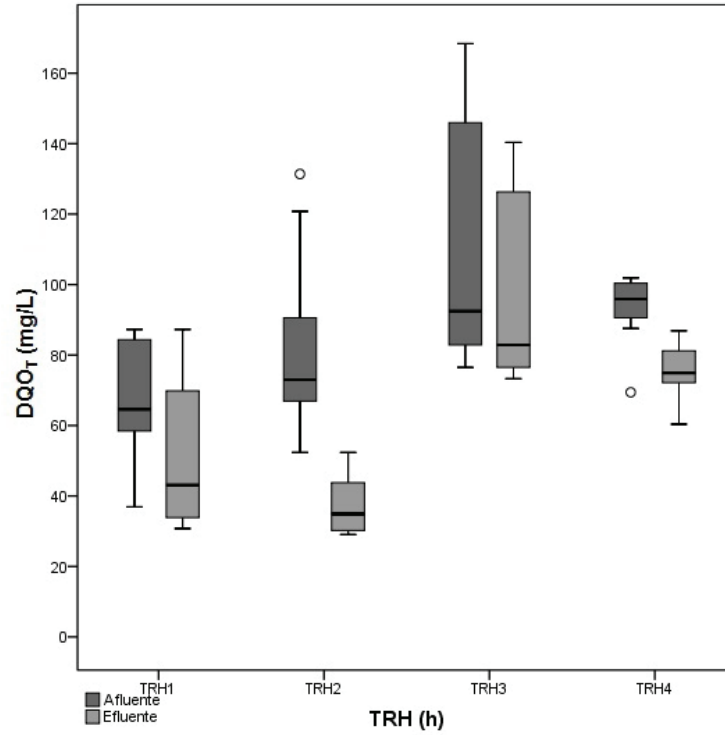


Figura 5. Evolución de la DQO_T afluente y efluente de FB en los TRH de 12,85 (TRH1), 10,71 (TRH2), 8,57 (TRH3) y 6,43 (TRH4).

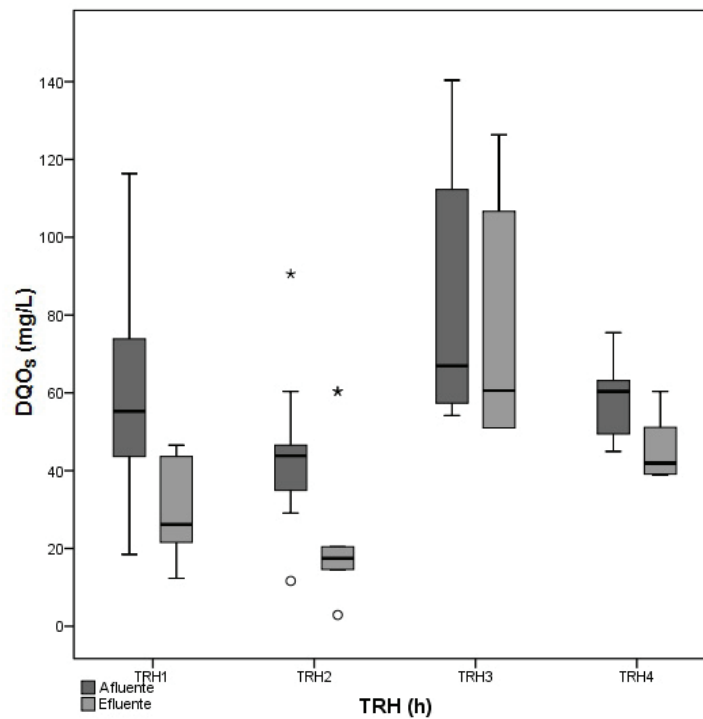


Figura 6. Evolución de la DQO_S afluente y efluente de FB en los TRH de 12,85 (TRH1), 10,71 (TRH2), 8,57 (TRH3) y 6,43 (TRH4).

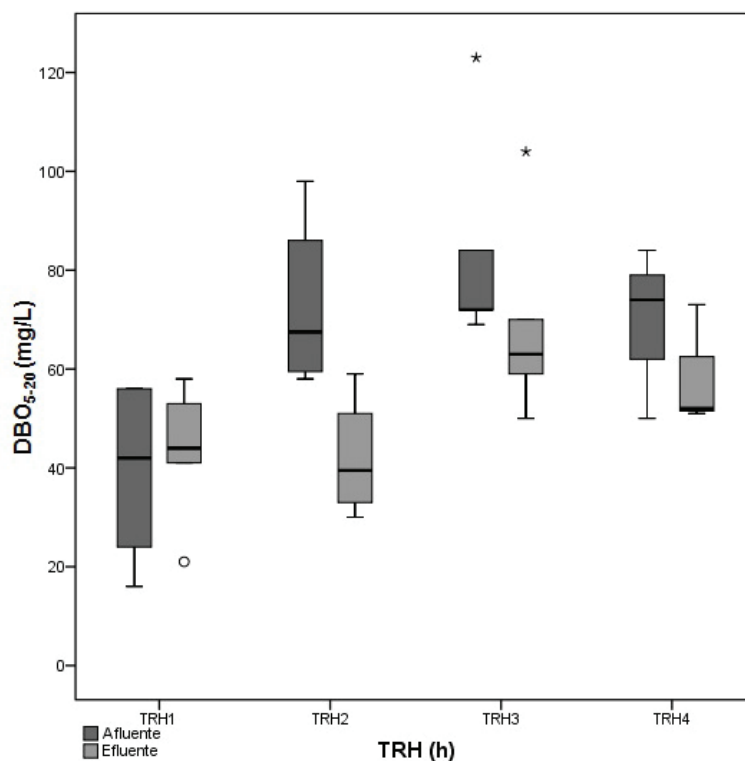


Figura 7. Evolución de la DBO_{5-20} , afluente y efluente de FB en los TRH de 12,85 (TRH1), 10,71 (TRH2), 8,57 (TRH3) y 6,43 (TRH4).

Respecto a la DQO, en el TRH de 12,85h se encontraron remociones para la DQO_T y DQO_S de 19 y 41%, respectivamente. En el TRH de 8,57h se presentó una mayor variabilidad en cuanto a la remoción de DQO_T y DQO_S , se presentaron problemas operacionales en el FB por saturación que produjo el desbordamiento de la primera cámara. Las medias de las eficiencias de remoción fueron de 11% en la DQO_T y 9,6% en la DQO_S . Las concentraciones de DQO_T y DQO_S removidas fueron de 13 y 6mg/L, respectivamente. En cuanto al TRH de 6,43h, se obtuvo que la DQO_T en el efluente del sistema fue de 76 ± 9 mg/L, representando este valor una remoción de 17mg/L de DQO_T , mientras que el rendimiento de la DQO_S fue de 4%, siendo removido 12mg/L de la DQO_S , teniendo una concentración en el efluente final de 46 ± 9 mg/L para la DQO_S .

El TRH más eficiente para el FB en términos de DQO_T y DQO_S fue 10,71h; alcanzando una eficiencia media de 51,5%, para la DQO_T y 48,6% para la DQO_S , estos niveles de remoción permitieron obtener efluentes con concentraciones medias de 37mg/L para la DQO_T y de 28mg/L para DQO_S , justificando la eficiencia en la estabilidad del consorcio bacteriano en el sistema para este

TRH. Investigaciones realizadas en FB que actúan como post-tratamiento se encontraron eficiencias en el orden de 23, 30 y 25% [5, 23, 24] para la remoción de DQO_T ; así mismo, el estudio en un FB con flujo descendente tuvo resultados de 56,3% para DQO_T y de 56,4% para DQO_S [25]. En los TRH de 12,85, 10,71 y 8,57 h la carga orgánica volumétrica (COV) promedio fue de 0,126; 0,186 y 0,329KgDQO/m³d, respectivamente.

La DBO_{5-20} efluente para los TRH de 12,85; 10,71 y 6,43h, fue de 39,8; 42 y 58,7mg/L, respectivamente, cumpliendo esto con la finalidad de los FB utilizados como post-tratamiento; la cual se basa en la producción de un efluente final con una DBO menor a 60mg/L [26]. La mayor eficiencia se presentó en el TRH de 10,71h con 39,2%, comportamiento atribuible a la cantidad y adaptación de los microorganismos formados sobre el MS, resultado que se comparó con estudios realizados a FB con ARM donde se presentaron remoción de 26% [5], 50% [23], 56% [24] y 59% [27]. La relación DBO_{5-20}/DQO_T fue de 0,53; 0,78; 0,77 y 0,69; para los TRH de 12,85; 10,71; 8,57 y 6,43h, respectivamente, indicando su favorabilidad para la degradación biológica [5, 28], describiendo una relación entre el indicador y

la eficiencia de remoción de la DBO_{5,20}, reflejadas específicamente en el TRH de 10,71h.

Las remociones de DQO_T, DQO_S y DBO_{5,20} evidenciaron que las conchas marinas (*Arca Zebra*), empleadas en el FB, pueden ser utilizadas como MS en el tratamiento de ARM, debido a que éstas presentaron buena adherencia para la biopelícula. Asimismo propician los nutrientes a los organismos para alcanzar la remoción de la carga contaminante y depurar el ARM.

Referente a los SST, en los TRH de 12,85 y 10,71h las concentraciones en el efluente del FB

fueron mayores a los obtenidos en el afluente (Tabla 2).

Sin embargo, el análisis de varianza para estos TRH no reflejó diferencias estadísticamente significativas ($p=0,325$ y $p=0,517$, respectivamente) y este aumento de SST se presentó por el desprendimiento y arrastre por el ARM de material particulado de las conchas marinas, arrastre de excesos de sólidos y limo, debido a la sustitución de las capas biológicas [24], además de arena, arcillas, grasas, aceites, entre otros, presentes en el ARM [29].

Tabla 2. Concentración de los sólidos suspendidos afluente y efluente en el FB.

TRH (h)	Componente	n	SST $\bar{x} \pm \sigma$	SSV $\bar{x} \pm \sigma$	SSF $\bar{x} \pm \sigma$
12,85	Afluente	9	24 ± 9	13 ± 7	10 ± 10
	Efluente		39 ± 30	11 ± 7	28 ± 31
10,71	Afluente	9	38 ± 43	18 ± 12	20 ± 34
	Efluente		40 ± 46	17 ± 8	17 ± 29
8,57	Afluente	8	34 ± 17	24 ± 15	9 ± 7
	Efluente		26 ± 16	15 ± 6	11 ± 14
6,43	Afluente	8	31 ± 4	21 ± 2	10 ± 4
	Efluente		22 ± 3	16 ± 2	5 ± 3

n: Número de muestra. $\bar{x} \pm \sigma$ Valores promedio \pm desviación estándar.

En el TRH de 12,85h se presentó poca remoción de SSV, atribuible al efecto filtrante del MS sin desprendimiento de la película microbiana en su fase inicial, siendo las concentraciones medias en el afluente y en el efluente de $13 \pm 7,0$ mg/L y $11 \pm 7,0$ mg/L, respectivamente, con una eficiencia de remoción de 17,7%. Para los TRH de 10,71; 8,57 y 6,43h existió inestabilidad en la remoción de los SST, SSV y SSF por lo que algunas mediciones en el efluente fueron mayores que en el afluente, lo cual puede indicar desprendimiento de material inerte de las conchas marinas, dado que la concentración de los sólidos volátiles no presentó aumento. El mejor desempeño en la remoción de sólidos fue en el TRH de 6,43h, presentando 29% de remoción para los SST, 23,8% para los SSV y 50% de eficiencia en remoción para los SSF. Se podría inferir que esta mayor eficiencia se da por la gran cantidad de película microbiana adherida sobre el material de soporte y el lavado efectuado al FB, lo cual favorecía el nivel de filtrabilidad.

Los AGV en el efluente del FB permanecieron en las formas de ácido acético y ácido valérico. El ácido acético presentó un rango de 5 a 34mg/L, para los TRH estudiados. Estos valores están por debajo del rango de inhibición de las bacterias

metanogénicas recomendada para ARM de 1000mg/L. La acumulación del ácido valérico es atribuible a la transformación parcial de la materia orgánica en el RADCA y TA. Para el TRH de 10,71h la concentración de AGV disminuyó en el efluente del FB, justificando este comportamiento en que las reacciones producidas se aceleraron y la producción de metano, que es el producto final, debió aumentar, disminuyendo la producción de AGV en el proceso [30], indicando un funcionamiento estable del sistema, reflejándose en los parámetros anteriormente presentados. En el FB no se presentó remoción de nitrógeno ni fósforo.

Estos resultados se justifican en la diferencia del tiempo de retención celular que requieren los diversos microorganismos que intervienen en dicha remoción; el fósforo requiere contar con bajos tiempos de retención celular así como también de purgas controladas para favorecer la presencia de los organismos removedores de fósforo [31], mientras que para la remoción de nitrógeno ocurre lo contrario debido a que la baja tasa de crecimiento de las bacterias del nitrógeno requeriría altos TRH [31,32]. Algunos investigadores reportan que en sistemas aireados previos a sistemas anaerobios, la concentración de DBO en el afluente debe ser

menor a 30mg/L para iniciar una nitrificación, y menor de 15mg/L para obtener una nitrificación completa [33,34], valores que al ser comparados con los encontrados en el afluente de la TA, componente previo al FB y el responsable de la nitrificación del AR, no correspondían por presentar valores de DBO superiores.

Por otra parte se requería un mínimo de 2mg/L de oxígeno disuelto en el AR para que se inicie el proceso de nitrificación y el afluente presentó 0,9mg/L de oxígeno disuelto promedio en el ARM. De igual manera, se hace referencia a que el suministro de AGV es esencial en los procesos de remoción biológica de nutrientes [35], los cuales en este sistema no fueron suficientes.

El número de bacterias coliformes presentes en el afluente al FB fue muy alto, con órdenes de hasta 10^7 , tal como se evidencia en la Tabla 3.

En el TRH de 12,85h se observó la reducción de 2

órdenes logarítmicos en la cantidad de Coliformes totales presentes, indicando eficiencias logradas en el FB de 97,24 y 94,63% para los Coliformes totales y fecales, respectivamente, alcanzando la máxima remoción en este TRH. Para los TRH de 12,85; 10,71; 6,43h la tendencia mayoritaria en la remoción de los microorganismos coliformes tanto totales como fecales fue a la reducción de un solo orden logarítmico, disminuyendo de 10^7 a 10^6 , ó 10^5 .

Para la mayoría de los TRH se encontró que la eficiencia de remoción de los Coliformes fecales es menor, lo que demuestra que éstos son más resistentes al paso por el sistema de tratamiento. Para el TRH de 8,57h se presentó una colmatación de biopelícula dentro del sistema, lo cual hizo necesario el lavado del filtro, a esta condición de superpoblación es atribuible la nula remoción de los microorganismos Coliformes para este tiempo.

Tabla 3. Evolución de los coliformes totales y fecales en el afluente y efluente del FB.

TRH (h)	Componente	n	Coliformes Totales $\bar{x} \pm \sigma$	Coliformes Fecales $\bar{x} \pm \sigma$	%R Coliformes Totales	%R Coliformes Fecales
12,85	Afluente	3	$1,7 \times 10^7$	$3,9 \times 10^6$	-	-
	Efluente		$4,7 \times 10^5$	$2,1 \times 10^5$	97,24	94,63
10,71	Afluente	3	$1,6 \times 10^7$	$5,4 \times 10^5$	-	-
	Efluente		$1,7 \times 10^6$	$1,7 \times 10^5$	89,38	68,528
8,57	Afluente	3	$3,5 \times 10^7$	$2,7 \times 10^6$	-	-
	Efluente		$5,4 \times 10^7$	4×10^6	- 54,29	- 48,16
6,43	Afluente	3	$1,7 \times 10^7$	$2,6 \times 10^6$	-	-
	Efluente		$>1,6 \times 10^7$	$1,4 \times 10^6$	5,88	46,16

n: Número de muestra. $\bar{x} \pm \sigma$ Valores promedio \pm desviación estándar.

Conclusiones

Las conchas marinas (*Arca Zebra*) pueden ser utilizadas como MS filtrante en el tratamiento de ARM, debido a que estas presentaron alta porosidad y resistencia en su estructura física, permitiendo la adherencia de la biopelícula. Su estructura calcárea y composición lograron propiciar los nutrientes a los organismos para alcanzar la remoción de la carga contaminante y depurar el ARM. Las mayores eficiencias de remoción de DQO_T , DQO_S y DBO_5 se obtuvieron para el TRH de 10,71h siendo éstas de 53, 54 y 51%, respectivamente. Por lo tanto, es una alternativa de bajo costo dada su disponibilidad en ecosistemas costeros y el bajo requerimiento de área para el tratamiento de las ARM.

Agradecimientos

A la Universidad de La Guajira; al Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA) de La Universidad del Zulia (LUZ), Centro de Investigaciones del Agua (CIA) de LUZ.

Referencias bibliográficas

- [1] Chernicharo C. Principios del Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Reactores Anaerobios. Brasil: Universidad Federal de Minas Gerais; 2013.
- [2] Goncalves R, De Lemons C, Andrade C, Alem S, Takayuk M, Ribiro da Carta R, *et al.* Post-Tratamiento de efluentes de reactores anaerobios para reactores con biofilm. Brasil. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB); 2001.

- [3] Valencia G. Filtros biológicos (sitio de internet). Universidad del Valle. Disponible en: <http://www.cepis.org.pe/bvsacd/scan2/05862/05862-09.pdf>. Consultada: 25 de Enero 2010.
- [4] Chernicharo C, van Lier J, Noyola A, Ribeiro T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Rev. Environ. Sci. Bio. Technol.* 2015;60:1-31.
- [5] Busato R. Desempenho de um filtro anaerobio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ete de Imbituva. (Tesis de post-grado). Curitiba, Brasil: Universidade Federal de Paraná; 2004.
- [6] Sertório P, Corrêa S, Chernicharo C. Operação de filtros biológicos percoladores pósreatores UASB sem a etapa de decantação secundária. 2011;16(3):271-80.
- [7] Haandel A, Lettinga G. Tratamento Anaeróbico de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente. Brasil: Epgraf Campina Grande; 2008.
- [8] Cruz L. Tratamento de esgoto sanitário em reator anaerobio preenchido por casca de coco verde combinado com filtro de areia. (Tesis de maestría). Campinas, São Paulo, Brasil: Universidade Estadual de Campinas. 2009.
- [9] Dorado A, Lafuente F, Gabriel D, Gamisans X. A comparative study based on physical characteristics of suitable packing materials in biofiltration. *Environ. Technol.* 2010;31(2):193-204.
- [10] Cao X, Li Y, Jiang X, Zhou P, Zhang J, Zheng Z. Treatment of artificial secondary effluent for effective nitrogen removal using a combination of corncob carbon source and bamboo charcoal filter. *Inter. Biodeterioration & Biodegradation.* 2016;115:164-70.
- [11] Jo Y, Kim J, Hwang S, Lee C. Anaerobic treatment of rice winery wastewater in an upflow filter packed with steel slag under different hydraulic loading conditions. *Bioresource Technology.* 2015;193:53-61.
- [12] Abou-Elela S, Fawzya M, El-Gendy A. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. *Ecological Engineering.* 2015;84:53-7.
- [13] Tonon D, Tonetti A, Coraucci B, Camargo D. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries. *Ecological Engineering.* 2015;82:583-9.
- [14] Liu Y, Yang T, Yuan D, Wu X. Study of municipal wastewater treatment with oyster shell as biological aerated filter médium. *Elsevier Desalination.* 2010;254:149-53.
- [15] APHA, AWWA y WEF. Standard Methods for the examination of water. 22nd ed. Washington: Am. Public. ALTH. Assoc; 2012.
- [16] Kwon S-H, Cho D. A comparative, kinetic study on cork and activated carbon biofilters for VOC degradation. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry.* 2009;15:129-35.
- [17] Manariotis L, Grigoropoulos S. Anaerobic Filter Treatment Of Municipal Wastewater: Biosolid Behavior. *J. of Enviro. Enginnering.* 2006;132(1):23-31.
- [18] Pérez J, Aldana G, Rojano R. Evaluación hidráulica de un reactor anaerobio de flujo ascendente (rafa) usando un modelo de dispersión axial. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.* 2016;32(3):281-91.
- [19] Belloni D, Lautenschlager S. Avaliação de um sistema composto por ralf seguido por filtro biológico tratando efluentes domésticos. En: Simposio de post-grado e ingeniería urbana. Universidad estadual de Maringá. Paraná. Brasil; 2009.
- [20] Mendoza R, Montañes S, Palomares G. Ciencia y tecnología del medio ambiente. España: Universidad Politécnica de Valencia; 1998.
- [21] Sertório P. Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores uasb, com ênfase na nitrificação (Tese de Mestrado). Brasil: Universidade Federal de Minas Gerais; 2007.
- [22] Pérez J, Aldana G, Arguello G. Modelo de dispersión axial para sistemas de flujo continuo ajustado a las condiciones de borde. *Información Tecnológica.* 2016;27(1):169-80.
- [23] Alem S, Said M. Proposicoes para alteracoes do metodo de dimensionamento do filtro anaeróbico. En: Congreso brasileiro de ingeniería sanitaria y ambiental. Tomo 1. N°16. 1991;202-24.
- [24] Mansur A, Boamorte L, Bona A, Hamilton L, Jurgensen D, Alem P. Evaluación de un sistema de reactor UASB y filtro biológico para el Tratamiento de residuos líquido doméstico. Brasil: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB). 2001;2.

- [25] Andrade A, Campo R, Alem S, Chernicharo A, Nour A. Filtros anaerobios. Tratamiento de esgoto sanitario por processo anaerobio e disposicao controlada no solo. Brasil: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), Belo horizonte: 1999.
- [26] Alem S, Pacheco J. Pos-tratamento de efluentes de reatores anaerobios- Uma análise critica. Brasil. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), Belo horizonte; 2001.
- [27] Peña N, Silva G, Bernardo S. Avaliação da eficiência de um filtro anaeróbio com recheio de bambu utilizado como pós-tratamento de um reator UASB em escala real. Brasil: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; Associazione e Nazionale di Ingegneria Sanitaria. Desafios Ambientais da Globalização. Vitória; 2000.
- [28] Cruz M. Tratamiento de esgoto sanitário em reator anaerobio preenchido por casca de coco verde combinado com filtro de areia. (Tesis de maestria). São Paulo, Brasil: Universidade Estadual de Campinas; 2009.
- [29] Veritas B. Manual para la formación en medio ambiente. España. LEX NOVA. S.A; 2008.
- [30] Cajigas C, Pérez V, Torres L. Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia et Technica*. 2005;11(27):243-8.
- [31] González M, Saldarriaga J. Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Fac. Ing. Antioquia*. 2008;(10):45-53.
- [32] Pai T, Ouyang C, Su J, Leu H. Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid. *Applied Mathematical Modelling*. 2001;25:1025-38.
- [33] Metcalf & Eddy Inc. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 4 ed. New York. McGraw Hill; 2002.
- [34] Rodríguez A, Letón P, Rosal R. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Universidad de Alcalá. *Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME)*, Madrid, España. 2006;2:30-46.
- [35] Von Münch E, Keller J, Lant P, Newell R. Mathematical modelling of prefermenters. M. development and verification. *W. R.* 1999;33(12):2757-68.