

Design of an UASB system and stabilization ponds for wastewater treatment from a shrimp processing industry

Jhonny Pérez, Nola Fernández¹, Mario Herrera, Andrés Galindo, Enrique Toncel, Roberto Rojano y Sammy Daza

Departamento de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería
Universidad de la Guajira. E-mail: jpemon@hotmail.com

¹Departamento de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería.
Universidad del Zulia. Apartado 526. Maracaibo, Venezuela. E-mail: nfernan@luz.ve

Abstract

Essays of treatability were carried out in order to determine the degradability of the effluent from a shrimp processing industry using two batch anaerobic reactors of 500 ml with hydraulic retention time (HRT) of 24 hours. The conditions of operations and parameters of design were determined using an UASB reactor of 4.5 liters with flow rates of 3 l/d, 4.5 l/d and 9 l/d, for HRT of 32, 21 and 10 hours respectively. The control of the systems was made by monitoring the flow rate, pH, temperature, alkalinity, total and volatile suspended solids, Chemical Oxygen Demand (COD), biogas production, methane and volatile fatty acids content. The flow, COD, pH, wastewater temperature, Cl and SO₄⁻ were measured in the industry. With the obtained results from previous analysis an UASB system was designed and also a stabilization ponds to evaluate the best alternative of treatment for the industry.

Key words: Kinetic constant, shrimp, design, stabilization pond, UASB.

Diseño de un sistema UASB y lagunas de estabilización para tratar los desechos líquidos de una industria procesadora de camarones

Resumen

Fueron realizados ensayos de tratabilidad para conocer la degradabilidad del efluente de una industria procesadora de camarones usando dos reactores anaerobios por carga de 500 ml con tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 horas. Las condiciones de operación y parámetros de diseño se determinaron usando reactor UASB de 4.5 litros con tasas de flujo de 3 l/d, 4.5 l/d y 9 l/d, para TRH de 32, 21 y 10 horas respectivamente. El control de los sistemas se hizo por monitoreo del caudal, pH, temperatura, alcalinidad, sólidos suspendidos totales y volátiles, DQO, producción de biogas, contenido de metano y ácidos grasos volátiles. En la industria se midió el caudal, DQO, pH, temperatura del Agua residual, cloro y sulfato. Con los resultados obtenidos en los análisis anteriores se diseñó un sistema UASB y lagunas de estabilización evaluando la mejor alternativa de tratamiento para la industria.

Palabras clave: Constantes cinéticas, camarones, diseño, lagunas de estabilización, UASB.

Introducción

La cantidad de residuos de las ciudades e industrias que se pueden descargar en un cuerpo

de agua está supeditada a la cantidad mínima que debe tener el cuerpo de agua según los usos que se darán al agua abajo del vertimiento del efluente a la corriente, lago o mar. Por tal razón se

hace necesario idear sistemas artificiales de depuración de las aguas residuales para minimizar su efecto contaminante sobre el cuerpo receptor y permitir el uso benéfico del agua receptora en diferentes actividades [1].

En Venezuela existe la Ley Penal del Ambiente que obliga a las industrias a tratar los desechos hasta disminuir su potencial contaminante por debajo de lo establecido por las normas, a pesar de esto, en la actualidad existe además de un gran volumen de las aguas residuales domésticas que llegan sin ningún tratamiento al lago de Maracaibo y una serie de pequeñas industrias que no tratan sus aguas antes de ser vertidas. Dentro de ellas encontramos las industrias procesadoras de camarones, en las cuales la limpieza total del camarón origina un efluente con un gran contenido de materia orgánica, que de no ser tratado en forma eficiente contamina los cuerpos de aguas receptores.

Dos técnicas ampliamente usadas desde hace muchos años y que en los actuales momentos brindan una gran oportunidad para el tratamiento de aguas residuales son los reactores UASB (Reactor Anaerobio de Manto de Lodo de Flujo Ascendente) y las Lagunas de Estabilización. Los reactores UASB han recibido mucha aceptación y su uso se ha dado con éxito para tratar una gran variedad de concentraciones de materia orgánica tanto de naturaleza soluble como compleja [2, 3,4] y con mucho uso en desechos industriales [5]. Según Borzacconi y López [6] el 54% de los reactores UASB en América Latina tratan aguas residuales industriales de cervecera, maltería, destilería, levaduras, refrescos y lácteos. Las Lagunas de Estabilización, constituyen un buen recurso para el tratamiento tanto para industrias como para poblaciones pequeñas y ciudades grandes con disponibilidad de terrenos. En 1962 existían, en Estados Unidos, 1647 lagunas de estabilización para aguas residuales domésticas y 827 para aguas residuales industriales. Para el año 1992 existían más de 5000 [7]. En el estado Zulia (Venezuela) el 100% de las lagunas de estabilización tratan aguas residuales municipales, normalmente construidas por organismos estatales, con eficiencias de remoción de la DBO_5 de 85 a 88%[8]. En la presente investigación se diseña un sistema UASB y Lagunas de Estabilización para tratar las aguas residuales de

una industria procesadora de camarones, pero antes es necesario conocer el nivel de degradación de este tipo de efluentes por lo que es necesario realizar ensayos y pruebas de tratabilidad, así, como evaluar y analizar los procesos industriales.

Metodología Experimental

Descripción y análisis de los procesos en la industria

El agua residual estudiada para el diseño de sistema UASB y lagunas de estabilización proviene de una industria procesadora de camarones (Propesca), ubicada en el municipio de San Francisco, Sector el Bajo (Estado Zulia, Venezuela). En general el proceso consiste en la limpieza, selección, empaqueo y almacenamiento del camarón para luego ser exportados. En cuanto a la forma como el camarón es solicitado por el cliente, existen tres modalidades de proceso: Camarón entero, cola y pelado.

Fase experimental

Se tomaron dos puntos de muestreo para caracterizar el agua residual determinando su composición físico-química por medio de los siguientes parámetros: pH, alcalinidad, sulfato, fósforo, nitrógeno, sólidos suspendidos y DQO. Dependiendo del origen del efluente, punto 1 o punto 2, se denominó efluente tipo 1 o efluente tipo 2 respectivamente, la diferencia consiste que en el punto 1 el agua sale directamente de la sala de proceso y en el punto 2 ésta se mezcla con la de los baños y oficinas. El punto 1 se tomó como referencia para observar el aporte de las aguas diferentes del proceso industrial.

Con el efluente tipo 2 fueron realizados ensayos de tratabilidad en reactores por carga utilizando dos reactores de 500 ml con un tiempo de retención de 24 horas a temperatura mesofílica ($37\pm 1^\circ\text{C}$) la cual se mantenía constante con el uso de un baño térmico como se muestra en la Figura 1. En este tipo de reactores se busca observar la idoneidad del tratamiento anaerobio para este tipo de efluente. Para determinar los parámetros de diseño se realizó un estudio a flujo continuo utilizando un reactor UASB construido en láminas de plexiglass de 4.5 litros, ubicado en un

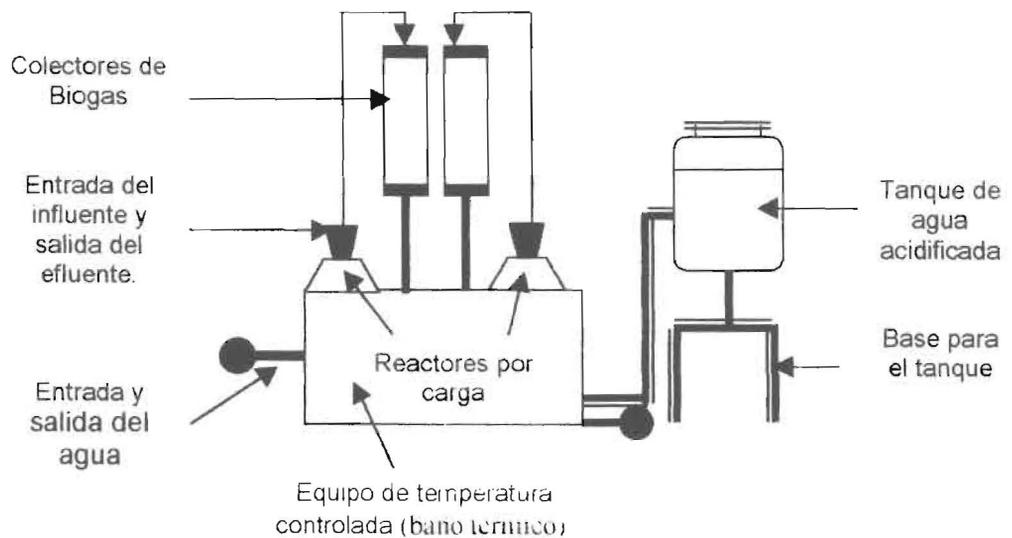


Figura 1. Diagrama de flujo de los reactores por carga.

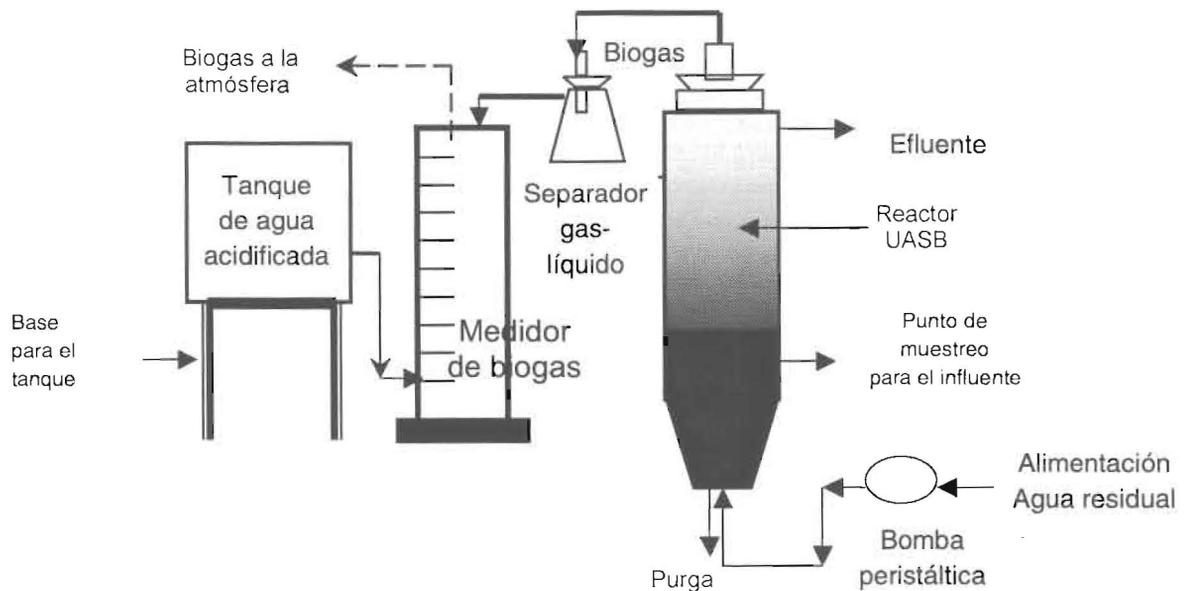


Figura 2. Diagrama de flujo del reactor UASB usado en laboratorio.

ambiente a temperatura controlada a la misma condición que los reactores por carga. En este sistema el tiempo retención fue variando (32, 21 y 10 horas) Los caudales respectivos fueron de 3 l/d, 4.5 l/d y 9 l/d, que se mantuvieron constantes en cada periodo de tiempo con el uso de una bomba peristáltica. En el tope de este reactor se dispuso de un separador gas-sólido (GSS), el cual fue conectado a un colector de biogas. El diagrama de flujo del sistema se puede apreciar en la Figura 2. El gas producido fue medido por

desplazamiento de agua, que se logra conectando un tanque de agua abierto a la atmósfera al colector. El agua utilizada fue acidificada para reducir la solubilidad del dióxido de carbono, empleando H_2SO_4 a una concentración de 0.1N. Para mayor facilidad y rapidez en la obtención de una biomasa activa se optó por la inoculación de un lodo granular de semilla proveniente de la industria cervecera polar, donde se lleva a cabo un tratamiento anaerobio. En los reactores por carga fue inoculado 100 ml de lodo, equivalente al 30% del

volumen del reactor, en el reactor UASB se agregó un volumen de lodo de 1 litro equivalente a un 25% del volumen útil del reactor.

En las instalaciones de la industria se midieron los siguientes parámetros: caudal (Q), pH, temperatura, DQO y cloro. Las mediciones de caudal se realizaron con la disposición de un vertedero triangular utilizando la siguiente ecuación [9,10]:

$$Q = \frac{8}{15} \sqrt{2g} \tan \frac{\phi}{2} h^{2.5} \quad (1)$$

donde:

Q = flujo en m³/s.

φ = ángulo comprendido entre los lados del vertedero triangular.

g = aceleración de gravedad, m/s².

h = altura del agua en el triángulo, m.

Para este caso particular el ángulo φ es de 73°, y teniendo en cuenta la recomendación dada en las referencias 9 y 10 de disminuir el coeficiente en 42%, la ecuación 1 se reduce a:

$$Q = 1.01327 h^{2.5} \quad (2)$$

Las constantes cinéticas se calcularon aplicando las siguientes ecuaciones:

$$q = K S_e \quad (3) \quad \theta_c = \frac{x_v V_R}{X_e Q} \quad (4)$$

$$\theta_c = \frac{1}{\mu} \quad (5) \quad q = \frac{1}{Y_T} \mu + \frac{K_d}{Y_T} \quad (6)$$

donde:

K = constante de la tasa de la tasa de utilización específica de sustrato, l/mg SSVd.

S_e = concentración de sustrato en el efluente, mg/l.

x_v = concentración de SSV en el sistema, mg/l.

x_e = concentración de sólidos SSV perdidos en el efluente, mg/l.

V_R = volumen de la zona de reacción, l.

Q = caudal de líquido que entra al sistema, l/s.

θ_c = tiempo medio de retención celular, d.

q = tasa de utilización específica de sustrato, d⁻¹.

μ = tasa de crecimiento específico, d⁻¹.

Y_T = coeficiente de crecimiento real, d⁻¹.

K_d = coeficiente de muerte de los microorganismos, d⁻¹.

Para el diseño del sistema de lagunas se usan las siguientes ecuaciones:

$$B_v = 165T - 100 \quad (7)$$

$$CSM = 350(1.107 - 0.002T)^{T-25} \quad (8)$$

donde: B_v es la carga orgánica volumétrica (gDBO/m³d), es la temperatura de diseño (°C) y CSM la carga superficial máxima (KgDBO/ha). La ecuación 6 es propuesta por Romero (1994) [7] y la ecuación 7 por Mara y Marecos (1990) [11].

Para determinar la geometría de las lagunas se usó la siguiente ecuación:

$$V = \left[A_1 + A_2 + \sqrt{A_1 * A_2} \right] * \frac{h}{3} \quad (9)$$

donde:

A₁ = área de la superficie, m²

A₂ = área de la base o fondo, m²

h = profundidad de la laguna, m

V = volumen, m³

Como se trata de desechos industriales y con DQO > 1000 mg/l, el volumen del reactor UASB (V_r) depende de la concentración del agua residual (S) y de la carga orgánica volumétrica aplicada (B_v) [12,13], de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$V_r = \frac{S * Q}{B_v} \quad (10)$$

Control, muestreo y análisis del sistema

El control del sistema consistió en el monitoreo de la temperatura, tasa de flujo del influente producción de biogas, contenido de metano, pH, Demanda Química de oxígeno (DQO), alcalinidad, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y ácidos grasos volátiles. La determinación de cada parámetro es la descrita por los métodos estándar para aguas y aguas residuales de la AWWA.

Resultados, Discusión y Diseño

El agua residual fue caracterizada cada vez que se tomó para alimentar a los reactores, el intervalo de tiempo entre cada caracterización se denominó ciclo, como se presenta en la Tabla 1. El ciclo I fue de reconocimiento (no se suministró a los reactores) y el ciclo II para la aclimatación de los microorganismos al sustrato y los restantes para los ensayos y pruebas de tratabilidad. Los análisis de reconocimiento permitió conocer la existencia de las condiciones físico-químicas adecuadas para este tipo de tratamiento.

En los reactores por carga la fase de activación fue de 14 días y en el reactor UASB tuvo una duración 15 días, en ambos sistemas al inicio de la aclimatación de los microorganismos al sustrato se le agregó bicarbonato de sodio a fin de elevar la alcalinidad hasta 1000 mg/l, eliminan-

do su adición en un periodo de cinco días. Las cargas orgánicas aplicadas a ambos sistemas estaban sujetas a la concentración de materia orgánica presente en el agua residual (medida como DQO).

En los ensayos de tratabilidad en los reactores por carga se pudo determinar que cuando se aplicó una carga orgánica de 1.902 kg/m³d se obtuvo una eficiencia de remoción hasta de 77.40%, el volumen de biogas fue de 130 ml/d (0.14 m³/kgDQO removida) con un porcentaje de metano de 56%. Cuando se aplica una carga orgánica de 1.144 kg/m³d la eficiencia desciende a 66%, la producción de biogas es de 70 ml/d (0.12 m³/kgDQO removida) con un porcentaje de metano de 53%, estos resultados se pueden observar en la Tabla 2; su análisis no permite decir que el tratamiento anaerobio es posible para este tipo de desechos.

Tabla 1
Características del agua residual

Ciclos	I		II		III		IV		V	VI
Fecha	18/02/98		5/03/98		12/03/98		27/03/98		20/04/98	11/05/98
Proceso	Cola		Pelado		Pelado y Cola		Pelado		Entero	Pelado
Parámetros	Tipo 2	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 1	Tipo2	Tipo1	Tipo 2	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 2
pH	6,45	7,02	7,58	6,28	6,69	7,17	7,40	7,48	6,53	7,04
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	108	138	194	74	146	178	152	155	240	420
Sulfato (mg SO ₄ ⁼ /l)	121,20	64,30	11,20	30	209	68,20	14	38	252	33
Fósforo (mg PO ₄ ⁼ -P/l)	9,90	7,90	11,20	13,60	13,31	13,40	4,60	6,40	13,20	20
Nitrógeno (mg NH ₃ - N/l)	53,20	126	51,80	75,60	126	74,20	49	54,60	74,50	13,60
SST (mg/l)	98	106	90	104	116	210	80	82	81	203
SSV (mg/l)	76	64	84	96	110	184	66	76	74	186
DQO (mg/l)	1393	1843	1330	1380	1902	2542	1144	1010	1522	2849

Tabla 2
Resultados experimentales en el reactor por carga

Carga Kg/m ³ d	pH	DQO _o mg/l	DQO _e mg/l	% Remoción	Biogas (ml/d)	% CH ₄
1.902	7.36-6.54	1902	1195-430	37.20-77.40	60-130	23-56
1.144	6.89-6.74	1144	515-391	55.00-66.00	20-70	41-53

Tabla 3
Variación en la eficiencia de remoción de la DQO con las distintas cargas orgánicas aplicadas en el reactor UASB

DQO _o (mg/l)	TRH (d)	Carga Orgánica (kg DQO/m ³ d)	DQO _e (mg/l)	% Remoción	Biogas (l/d)	% CH ₄
1902	1.333	1.426	943-168	50.42-91.17	0.34-0.81	81.84-98.69
1144	1.333	0.858	438-270	61.70-76.40	0.37-0.54	70.87-76.38
1522	0.888	1.712	606-270	60.20-82.26	0.50-0.64	58.23-72.14
1522	0.444	3.424	336-134	77.90-91.20	0.67-0.88	63.84-88.70
2849	0.444	6.411	976-475	65.74-83.30	1.75-3.38	76.42-95.39

Tabla 4
Parámetros físico-químicos medidos en el efluente

DQO _o (mg/l)	DQO _e	pH	Alcalinidad	SST	SSV
1902	943-168	7.70-6.68	1120-660	102-38	84-32
1144	438-270	7.03-6.66	680-360	28-20	18-16
1522	606-270	7.52-6.60	720-140	176-38	156-26
1522	336-134	7.90-6.95	660-260	102-67	72-60
2849	976-475	7.44-7.01	1380-700	270-64	245-54

El objetivo del estudio de tratabilidad en el reactor UASB fue determinar el grado de degradación de este tipo de desechos y conseguir los parámetros de diseño. En la Tabla 3, se presentan las variaciones observadas en la remoción de la DQO con los diferentes parámetros de operación aplicado. Como se puede observar al momento de cambiar la carga orgánica el sistema necesitaba de una nueva fase de aclimatación, por lo que la eficiencia disminuía razonablemente hasta llegar a un nuevo grado de estabilidad.

Analizando los datos de la Tabla 3 la máxima eficiencia de remoción (91.20%) se logra con carga orgánica de 3.424 kgDQO/m³d. El resultado más desfavorable en términos de eficiencia (76.40%) se refleja con la menor carga orgánica aplicada (0.858 kgDQO/m³d), donde se obtuvo además la menor producción de biogas (0.54 l/d) y se llega a un máximo de 3.38 l/d con la máxima carga aplicada (6.411 kgDQO/m³d). El contenido de metano varió desde 72.14% a 98.69% con cargas de 1.712 y 1.426 kgDQO/m³d respectivamente. Estos valores son analizados en condiciones de estado estable en el reactor y los datos re-

portados para el biogas están a temperatura y presión estándar (STP).

Los ensayos tuvieron una duración de 50 días, con una duración de 11 días, 9, 10, 8 y 12 días para cargas orgánicas de 1.426, 0.858, 1.712, 3.424 y 6.411 kg/m³d respectivamente.

Estudios realizados en reactores UASB [14, 15,16] alimentados con sustrato de mezcla de sacarosa han encontrado eficiencias de remoción desde 75% a 90%, por lo que se puede decir que si consideramos las condiciones de estabilidad, los valores encontrados para el agua residual en estudio sitúan en este rango. Lettinga y Roersma (1983) [17] en aguas residuales domésticas usando un Reactor UASB reportan valores de 0.135 m³biogas/kgDQO removida y 0.12 m³CH₄/kgDQO removida. Sonia y col (1986) [18] reportan para el mismo caso 0.12 m³biogas/kgDQO removida y 0.086 m³CH₄/kgDQO removida comparando estos resultados con los obtenidos en el presente estudio se podría decir que son semejantes a pesar de que se difiere en el sustrato utilizado. Algunos parámetros medidos en el efluente del reactor UASB se presentan en la Tabla 4.

Tabla 5
Datos para el cálculo de las constantes cinéticas

ΔS (mg/l)	Xe (mg/l)	Se (mg/l)	θ_C días	Δt días	q días ⁻¹	1/Se	1/q	$\mu=1/\theta_C$ días ⁻¹
1666	53	236	221	1,333	0,0716	0,00424	13,95	0,0045
1219	92	304	84	0,888	0,0786	0,00329	12,71	0,0118
1190	61	333	64	0,444	0,1536	0,00301	6,510	0,0157
2379	135	470	29	0,444	0,3072	0,00213	3,255	0,0348

El pH se mantuvo en un rango de 6.66 a 7.90, por lo que se podría decir que este parámetro fue favorable para las bacterias metanogénicas [19,20,21,22]. La alcalinidad se mantuvo de 140 a 1120 mg/l CaCO₃, a pesar que se recomiendan valores por encima de 1000 mg/l CaCO₃ para la digestión anaerobia [20], se logró mantener el pH en valores aceptables, esto se justifica por la baja concentración de los ácidos volátiles en el reactor (<200 mg/l).

Los sólidos suspendidos en el efluente fueron bajos (20-270 mg/l para los SST y 16-245 mg/l para los SSV), esto debido a que los sólidos suspendidos del influente también tuvieron este comportamiento como se observa en la Tabla 1. Sin embargo, un gran porcentaje (70-95.8%) de los SST fueron SSV, indicando que casi todo el material sólido estuvo formado por microorganismos.

Las mediciones realizadas en campo se llevaron a cabo en los meses de mayo y junio de 1998, de las cuales se puede decir que los parámetros que presentaron mayor variabilidad fueron la Demanda Química de Oxígeno (DQO), variando desde 5993 mg/l a 404 mg/l y el Caudal (Q) desde 3.46 a 0.665 l/s; el pH se encontró en un rango generalmente estrecho, 6.2 a 7.8 y la temperatura con valores desde 17 a 27°C

Teniendo en cuenta que el valor de la biomasa activa se mantuvo constante en un valor de 17440 mgSSV/l, la constante de la tasa de utilización específica de sustrato (K) se calculó por regresión lineal aplicando la ecuación 3, encontrando un valor de 0.0011 l/mgSSV*d. El coeficiente de muerte de los microorganismos K_d y coeficiente de crecimiento real, Y_T , se calcula con los datos obtenidos en la Tabla 5 y aplicando las ecuaciones 4 para el cálculo de θ_C , y 5 para el

cálculo de μ . Para el cálculo de θ_C se tomó como volumen de la zona de reacción el 50% (2 litros) del volumen útil del reactor [15].

Al graficar q Vs μ como lo indica la ecuación 6 y aplicando regresión lineal se obtiene para Y_T un valor de 0.121 mgSSV/mgDQO y para K_d $1.74 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$. Estudios de cinética realizados para la digestión anaerobia por Lin y col (1989) [23], usando un digestor anaerobio de dos fases con mezcla de ácidos grasos volátiles, obtuvieron valores para K_d de 0.98 d^{-1} , 0.15 d^{-1} y 0.93 d^{-1} y para Y_T revelan cifras de 0.027, 0.012 y 0.019 mgSSV/mgDQO para los ácidos acético, propiónico y butírico respectivamente comparando estos resultados con los obtenidos en el presente estudio se podría decir que el sistema operó satisfactoriamente. Estudio realizado por Chacín (1988) [24] para agua residual de proveniente de una industria procesadora de camarones, usando tratamiento aeróbico en reactores por carga encontró valores de Y_T de 0.735 mgSSV/mgDQO y K_d de 0.44 d^{-1} , comparando estos resultados con los obtenidos en el presente estudio se nota que son bastante superiores, así la característica de bajo crecimiento de la biomasa en la digestión anaerobia se cumple en esta investigación (reflejado en el valor de Y_T) y además el valor de K_d indica un bajo índice de muerte de los microorganismos.

El diseño del sistema de tratamiento comprende las siguientes unidades: tanque de compensación de caudales, sistema de deoloración, reactor UASB y lagunas de estabilización.

El tanque de compensación de caudales se diseñó con el registro de los caudales de una fase de muestreo llevada a cabo los meses de mayo y junio de 1998. Para un tanque con volumen de 37 m^3 , dispuesto de un sistema de mezcla mecánico y dimensiones de 2 m de alto y 4.3 m de lado,

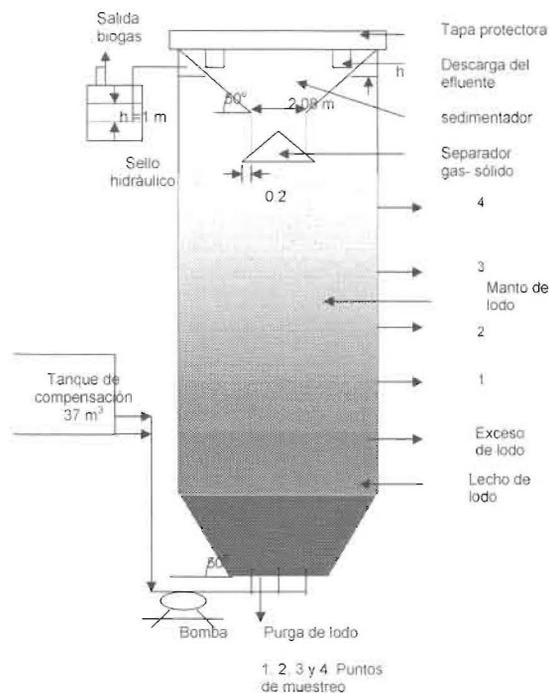


Figura 3. Reactor UASB a escala industrial.

se obtuvo un caudal homogeneizado de $6.52 \text{ m}^3/\text{hr}$.

El tanque de deoloración se diseñó teniendo en cuenta el volumen de agua consumido en las actividades de limpieza que producen efluente con contenido de cloro: lavado de cajas, limpieza de la zona de recepción y limpieza de la sala de proceso. El cloro es agregado en forma de hipoclorito de calcio $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ con 65% de cloro disponible. La industria usa dentro de su proceso de limpieza y conservación del camarón metabisulfito de sodio (NaS_2O_5), el cual es un reductor usado como deodorador [25], por esta razón este es el método que se aplicará con este objetivo. Las pruebas de laboratorio revelaron una relación de metabisulfito/cloro de 1.4/1. Este tanque dispone del mismo sistema de mezcla que el tanque de compensación con dimensiones de 1 metro de alto y 2.83 metros de lado

El volumen del reactor se calcula aplicando la ecuación 10 con una carga orgánica de $6.411 \text{ kg}/\text{m}^3\text{d}$ obtenida en el estudio de tratabilidad. La carga orgánica de diseño DQO de diseño es de $3383 \text{ mg}/\text{l}$ que corresponde a la probabilidad de ocurrencia menor o igual al 90% de la DQO homogeneizada en el tanque de compensación, ob-

teniendo un volumen total 87.93 m^3 , un volumen líquido de 82.60 m^3 , una altura total de 5.73 m , diámetro de 4.6 m y tiempo de retención de 12.67 horas. La geometría del reactor es cilíndrica como se presenta en la Figura 3.

El sistema de lagunas de estabilización opera en serie y se diseña con el caudal promedio ajustado por regresión lineal ($6.52 \text{ m}^3/\text{h}$) y temperatura de 25°C . y está compuesto por una laguna anaeróbica diseñada con el criterio de carga orgánica volumétrica aplicando la ecuación 7 y dos lagunas facultativas diseñadas con el criterio de carga orgánica superficial aplicando la ecuación 8, la geometría de las lagunas está determinada por la ecuación 9. Entre otros criterios de diseño tenemos: no se usa tanque de compensación de caudales, se desprecian las pérdidas por evaporación y percolación y se diseña con los modelos desarrollados para aguas residuales domésticas. Debido a la eficiencia obtenida en el reactor UASB se podría decir que gran parte del material orgánico presente es biodegradable, por tal razón se tomó como carga orgánica de diseño (medida como DBO_5) el 65% de la DQO usada en el diseño del reactor ($3383 \times 0.65 = 2200 \text{ mgDBO}/\text{l}$, $\text{DQO}/\text{DBO}_5 = 1.54$).

En la Tabla 6 se presentan las características y condiciones operacionales de cada laguna de estabilización diseñada.

En este trabajo se establece además el diseño de una propuesta alternativa compuesta de un reactor UASB y una laguna de estabilización facultativa con área de 1636 m^2 , volumen de 3272 m^3 y profundidad de 2 m . Para evitar que el efluente clorado (desechado en la industria) llegue al reactor UASB, este se desvía para su deoloración y por seguridad se descarga a la laguna para su tratamiento biológico, como se presenta en la Figura 4.

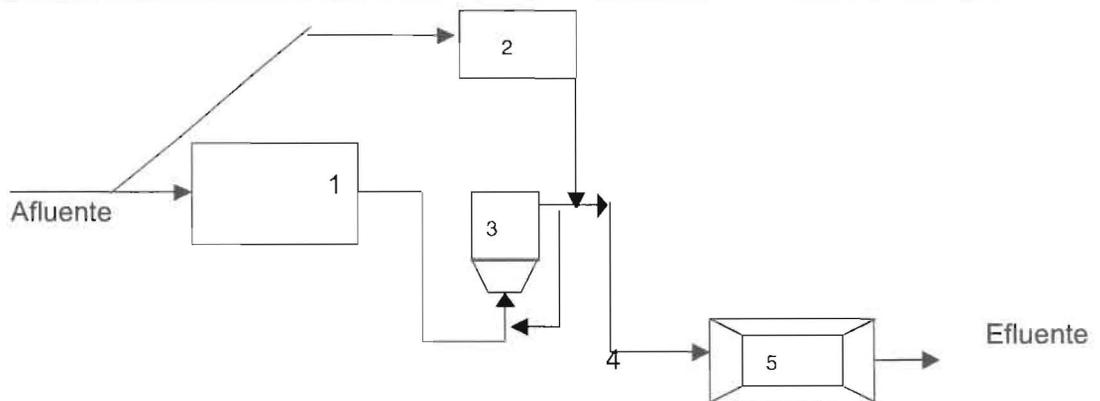
Conclusiones

1.- El reactor anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente, UASB, es eficiente para el tratamiento de aguas residuales de una industria procesadora de camarones, lográndose eficiencias, tanto para la remoción de DQO como el contenido de metano, mayores de 80%.

2. El reactor USB fue operado a diferentes tiempos de retención y carga orgánica, observán-

Tabla 6
Características y condiciones operacionales de las Lagunas de Estabilización

Parámetros	Anaeróbica	Facultativa Primaria	Facultativa Secundaria
Area media del líquido (m ²)	397	2951	604
Tiempo de retención (días)	7.33	37.716	5.79
Carga orgánica total (kg DBO/d)	344.3	103.29	21.12
Carga orgánica volumétrica (g/m ³ .d)	300	17.50	23.31
Carga orgánica superficial (g/m ² .d)	867	35	35
DBO afluente (mg/l)	2200	660	135
DBO efluente (mg/l)	660	135	28
Eficiencia de remoción DBO (%)	70	79.6	79.6
Volumen líquido (m ³)	1148	5902	906
Volumen lodo (m ³)	358	268	178
Volumen total útil (m ³)	1506	6170	1084
Volumen total (m ³)	1928	6701	1588
Relación longitud/ancho	2.5	2.5	2.5
Pendiente de los taludes (v/h)	2	2	2
Altura total	4.3	2.5	2
Altura del agua (m)	3.8	2	1.5
Longitud total de la sección de la laguna	45.7	97	50
Longitud de la superficie de la laguna (m)	45.5	95	48
Longitud de la base (m)	30.3	87	42
Ancho total de la sección de la laguna	20.2	40	21.2
Ancho de la superficie (m)	18.2	38	19.2
Ancho de la base (m)	3	30	13.2
Eficiencia global de remoción (%)		98.72	



1. Tanque de compensación, 2. tanque de decoloración, 3. Reactor UASB, 4. Recirculación y 5. Laguna de estabilización facultativa.

Figura 4. Diagrama de flujo del sistema de tratamiento.

dose un buen rendimiento con un TRH de 10.67 horas con una carga orgánica de $6.411 \text{ kg/m}^3\text{d}$. Para este caso se logra eficiencia de remoción de 83.7 %. Esta es la carga orgánica tomada para efectos de diseño del sistema UASB.

3. El requerimiento de área para las lagunas de estabilización es mucho mayor que para el reactor UASB, razón por la cual este es mucho más atractivo.

4. La característica de bajo crecimiento de la biomasa propia de la digestión anaerobia se cumple en esta investigación, esto se refleja en el valor del coeficiente de crecimiento real ($Y_T = 0.121 \text{ mgSSV/mgDQO}$), además se nota un bajo índice de muerte de los microorganismos ($K_d = 1.74 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$).

Referencias Bibliográficas

1. Cubillos, A.: "Lagunas de Estabilización". 3ta Edición, CIDIAT, Mérida, 1985.
2. Lettinga, G., Hulshoff Pol. L.W.: "UASB Process Design for Various Types of Wastewater". *Wat Sci Tech*. Vol. 24, No 8 (1991) 87-107.
3. Bogotte, J.J., Breacure A. M., Vanadel., J.M., Lettinga G.: "Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater". *Wat Sci Tech* Vol. 26, No 3/4 (1993) 897-906.
4. Fang, H.H., Chui H.K.: "Maximum COD Loading Capacity in UASB Reactor at 37°C". *J. Environ Eng ASCE*, Vol. 119, No. 1 (1993) 103-119.
5. Hickey, R.F.: "Start-up, Operation, Monitoring and Control of High-Rate Anaerobic Treatment Systems". *Wat Sci Tech*. Vol. 24, No 8, (1991) 207-255.
6. Borzacconi, L., López, Y.: "Relevamiento de Reactores Anaerobes en América Latina". Artículo presentado en el III Taller y Seminario Latinoamericano de Aguas Residuales, Montevideo-Uruguay. (1994) 263-280.
7. Romero, R.J.: "Acuitratamiento por Lagunas de Estabilización". Escuela Colombiana de Ingeniería, Colombia, 1994.
8. Aldana, G., Herrera, L.: "Evaluación de las tecnologías Instaladas de Sistemas de Tratamiento de aguas residuales en el estado Zulia". *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería*. Vol 16 No 3 (1993) 209-221
9. Streeter, V., Mylie E.: "Mecánica de los Fluidos", 6ta edición, McGraw - Hill, 1986.
10. Mott, R.: "Mecánica de los Fluidos Aplicada", Universidad de Dayton, 4ta Edición. Prentice-Hall, Hispanoamericana S.A., 1996.
11. Mara, D., Marecos, H.: "The Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Tourist Areas of Mediterranean Europe". *Wat. Sci Tech*. Vol. 22 No., 3/4 (1990) 73-76.
12. Noyola, A.: "Diseño, Inoculación y Arranque de Reactores UASB". Artículo presentado en el III taller y Seminario Latinoamericano de Aguas Residuales". Montevideo - Uruguay. (1994) 133-153.
13. Souza, M.E.: "Criteria for the Utilization, Design and Operation of UASB Reactor". *Wat Sci. Tech*. Vol. 18, No. 12 (1986) 65-69.
14. Yang G., Anderson G.K.: "Effects of wastewater Composition on Stability of UASB". *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 19, No. 5 (1993) 958-977.
15. Paula, J., Foresti, E.: "Kinetic Studies on UASB Reactor Subjected to Increasing COD Concentration". *Wat Sci Tech*. Vol 25, No. 7 (1992) 103-111.
16. Fang, H.H., Chui, H.K.: "Maximum COD Loading Capacity in UASB Reactor at 37°C". *J. Environ Eng ASCE*. Vol 119, No 1(1993) 103-119.
17. Lettinga, G., Roersma, R., Grin, P.: "Anaerobic Treatment of Raw Domestic Sewage at Ambient Temperature Using a Granular Bed UASB Reactor". *Biotechnology and Bioengineering* Vol 25 (1983) 1701-1723.
18. Sonia, M., Viera, M., Souza, M.: "Development of Technology for the Use of the UASB Reactor in Domestic Sewage Treatment". *Wat Sci Tech*. Vol. 18 No 12 (1986) 109-121.
19. Benefield, L.D., Randall, C.W: "Biological Process Design Wastewater Treatment". Prentice-Hall, 1980.
20. Poprasert, C.: "Organic Waste recycling". John Wile and Sons Ltda. 1989
21. Foresti, F.: "Fundamento de los procesos de digestión anaerobia". Artículo presentado en el III Taller Latinoamericano de Aguas Residuales. Montevideo-Uruguay (1994) 97-116.

22. Bitton, G.: "Water microbiology". John Wiley and Sons Ltda. 1994
23. Lin, C., Noike, T., Furumani H., Matsumoto J.: "A Kinetic Study on the Methanogenesis Process in anaerobic Digestion". Wat Sci Tech Vol. 21 (1989) 175-186.
24. Chacin, E.: "Estudio de un Sistema de Tratamiento Económico para el Efluente de una Industria Pequeña". Tesis Magister. Universidad del Zulia, (1988) 102-111.
25. Metcalf Eddy, Inc.: "Ingeniería de Aguas Residuales Tratamiento, Vertido y Reutilización". 3ª edición Vol. I. McGraw-Hill, 1995.

Recibido el 16 de Noviembre de 1998
En forma revisada el 29 de Junio de 1999