



## Puesta en marcha de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales de la crianza intensiva de cerdos

Start-up of a UASB reactor for the treatment of wastewater from the intensive breeding of pigs

Susana Tapia<sup>1</sup>; Rosemary Vela<sup>1,\*</sup>; Rosa Miglio<sup>1</sup>; Lawrence Quipuzco<sup>1</sup>; Juan Juscamaita<sup>1</sup>; Carmen Álvarez<sup>1</sup>; Fernando Fernández-Polanco<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad Nacional Agraria La Molina. Av. La Molina s/n, Lima, Perú.

<sup>2</sup> Universidad de Valladolid. Calle Dr. Mergelina s/n, Valladolid, España.

### RESUMEN

Se evaluó la puesta en marcha de un reactor de flujo ascendente en manto de lodos (UASB) a escala piloto, aplicado al tratamiento de aguas residuales de la crianza intensiva de cerdos. El reactor fue inoculado con una mezcla de lodos granulares y floculentos, procedentes de dos reactores UASB usados en el tratamiento de efluentes de cervecería, junto con sedimentos de efluentes porcinos. Durante la puesta en marcha, la velocidad de carga orgánica aplicada al sistema se incrementó progresivamente en tres etapas a través de la disminución del porcentaje de dilución del agua residual. En la última etapa se usó agua residual sin dilución. Durante la etapa final de arranque, trabajando con una velocidad de carga orgánica promedio de 2,4 kgDQO.m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, el reactor presentó una eficiencia de remoción promedio de DQO de 83,7%. Durante esta etapa, la concentración promedio de sólidos suspendidos totales (SST) de 2786 mg.L<sup>-1</sup> en el afluente del reactor no afectó la eficiencia de remoción de DQO.

**Palabras clave:** reactor UASB; crianza intensiva de cerdos; aguas residuales; biodegradabilidad.

### ABSTRACT

The start-up process of a pilot-scale upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor was evaluated for the treatment of intensive pig farming wastewater. The reactor was inoculated with a mix of granular and flocculent sludge, from two UASB reactors treating brewery wastewater, and swine wastewater sediments. In the start-up process the organic loading rate applied to the system was increased stepwise by decreasing the dilution ratio of the swine wastewater in a three-stage process. By the final stage of the start-up process no dilution was applied to the wastewater. The average chemical oxygen demand (COD) removal efficiency in the reactor at the final stage of the start-up was 83,7% while working with an average organic loading rate of 2,4 kg COD.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. At the final stage of the start up the average total suspended solids concentration in the reactor's influent reached 2786 mg SST.L<sup>-1</sup> and did not affect the COD removal efficiencies negatively.

**Keywords:** UASB reactor; intensive swine farm; wastewater; biodegradability.

### 1. Introducción

Según el último Censo Nacional Agropecuario (INEI, 2012), la producción de ganado porcino en Perú se incrementó en un 5% entre los años 2010 y 2012, estimándose el stock de cerdos al 2015 en 3,2 millones de animales (MINAGRI, 2015). La implementación de tecnologías de punta en la crianza de cerdos y el impulso que recibe el sector porcino peruano desde el Ministerio de Agricultura (MINAGRI, 2011) hacen prever su crecimiento continuo.

La crianza porcina intensiva reúne un elevado número de animales por área (Córdova *et al.*, 2017), e implica la generación de grandes

cantidades de residuos sólidos y líquidos, que deben ser manejados de manera apropiada (Serafine *et al.* 2015; Córdova *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2016; Bosco *et al.*, 2016; Amaral *et al.*, 2014), porque de lo contrario pueden originar problemas ambientales (Cho *et al.*, 2013; Antezana *et al.*, 2016) asociados con su alto contenido en materia orgánica y nutrientes (Cho *et al.*, 2013), tales como, malos olores (Xu *et al.*, 2016; Ortiz *et al.*, 2014), emisión de gas metano (Xu *et al.*, 2016; Antezana *et al.*, 2016) y contaminación del agua superficial y subterránea (Xu *et al.*, 2016).

En este contexto, investigaciones previas (Ramires y Oliveira *et al.*, 2014; Pinto *et al.*, 2014; Urbinati, *et*

al., 2013; Duda et al., 2011; Santana et al., 2005; Foresti et al., 1995; Urbinati et al., 2014) presentan al reactor UASB como una tecnología eficaz en la remoción de materia orgánica de las aguas residuales derivadas de la porcicultura intensiva, con eficiencias de eliminación de DQO mayores al 55%, operando a temperaturas en el rango mesofílico y a velocidades de carga orgánica (VCO) entre 1,2 y 40 kg DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>.

En el reactor UASB, la obtención de buenas eficiencias de remoción a elevadas velocidades de carga orgánica depende principalmente del desarrollo y retención de alta concentración de biomasa activa y sedimentable, capaz de convertir la materia orgánica del agua residual en metano y CO<sub>2</sub> y, de separarse eficientemente del efluente tratado (Hickey et al., 1991). Es por ello que la puesta en marcha del reactor, durante la cual se busca el desarrollo de biomasa apropiada y la estabilidad del proceso, es una etapa de máxima importancia.

En el éxito de la puesta en marcha influyen diferentes factores, tales como, adaptación del inóculo al agua residual (Hickey et al., 1991; Rizvi et al., 2015; Lu et al., 2015), presencia de nutrientes (Hickey et al., 1991; Rizvi et al., 2015; Bhatti et al., 2014), factores ambientales (Hickey et al., 1991; Rizvi et al., 2015), características hidráulicas (Rizvi et al., 2015; Jung et al., 2013) y velocidades de carga aplicadas (Rizvi et al., 2015).

La inoculación de lodo granular adaptado al agua residual es deseable para reducir el tiempo necesario para el arranque y lograr altas velocidades de remoción de DQO (Hickey et al., 1991). Si este tipo de inóculo no está disponible es factible usar en su lugar lodo floculento (no granular), aunque en este caso la puesta en marcha se puede prolongar (Rizvi et al., 2015), y la menor sedimentabilidad del lodo puede obligar a la aplicación de menores velocidades de carga orgánica (Rico et al., 2017).

Rico et al. (2017) observaron diferencias en el rendimiento de tres tipos de materiales usados como inóculos en la digestión anaerobia de residuos porcinos en reactores UASB a escala laboratorio; mientras que el lodo granular favoreció la alta eficiencia del proceso, en términos de producción de metano, un lodo agroindustrial digestado, previamente espesado, experimentó problemas de flotación, y un lodo anaerobio de depuradora urbana presentó lavado de biomasa.

Córdova et al. (2016) estudiaron el efecto de distintos inóculos sobre la digestión anaerobia de aguas residuales porcinas en reactores discontinuos de laboratorio, demostrando que la inoculación de lodos de depuradora urbana y de purín de cerdo digestado, mejoraban la productividad de metano, así como la eficiencia de remoción de materia orgánica. Adicionalmente, se

ha mostrado que la concentración del inóculo puede definir la duración de la fase de inicio y el desempeño posterior de reactores discontinuos (Córdova et al., 2017).

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar el proceso de puesta en marcha de un reactor UASB a escala piloto aplicado al tratamiento de aguas residuales de la crianza intensiva de cerdos, a fin de proporcionar pautas para su ejecución y seguimiento. Luego de pasar por un pretratamiento para la reducción del nivel de sólidos suspendidos, el agua residual se alimentó continuamente al reactor inoculado con biomasa anaerobia, de tal forma que la VCO se incrementó sucesivamente en tres fases. El desempeño del reactor se evaluó en términos de eficiencia de remoción de DQO, remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y la relación Alcalinidad Intermedia/Alcalinidad Parcial (AI/AP). También se analizó la evolución del lodo anaerobio a partir de su concentración en sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y actividad metanogénica.

## 2. Materiales y métodos

### Agua residual

Se usó agua residual de la granja de crianza intensiva de cerdos de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), situada en Lima – Perú. Esta granja maneja entre 400 y 500 animales en todas las etapas de crecimiento.

### Caracterización del agua residual

Como lo sugieren Hickey et al. (1991), la composición del agua residual y su biodegradabilidad se caracterizaron para ayudar a determinar la viabilidad de la puesta en marcha usando un inóculo en particular. Los análisis de los parámetros físico-químicos y de coliformes termotolerantes se llevaron a cabo en laboratorio acreditado siguiendo los Métodos Estándar (APHA, 2012), con excepción de los parámetros aceites y grasas, metales totales y sulfatos, que se analizaron utilizando métodos EPA (EPA, 2010; EPA, 1994; EPA, 1993). En las mediciones de temperatura y pH se utilizaron equipos portátiles de la marca WTW. La DQO soluble se analizó en muestras filtradas con filtro de fibra de vidrio de poro de 1 micra.

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se hicieron para cuatro concentraciones de DQO en el agua residual porcina a fin de identificar la posible toxicidad de los compuestos presentes. En la **Tabla 1** se describen los tratamientos que recibió el agua residual. Estos ensayos se desarrollaron en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la UNALM, según una metodología adaptada de Soto et al. (1992). Todos los tratamientos se hicieron a las mismas condiciones de temperatura, recibieron agitación y se adicionaron nutrientes y NaHCO<sub>3</sub>

(Soto et al., 1992). Se hicieron tres repeticiones por tratamiento y dos blancos, en reactores de 500 mL, con 5 g de SV de lodo inóculo por litro de reactor.

**Tabla 1**

Descripción de los tratamientos para los ensayos de biodegradabilidad

Tratamiento	Descripción	Carga orgánica
1	Decantación por 24 horas y remoción de sobrenadante claro.	Muy alta
2	No se realizó tratamiento al agua residual porcina	Alta
3	Decantación por 24 horas, remoción de sólidos sedimentados y espuma	Media
4	Decantación por 24 horas, remoción de sólidos sedimentados, filtrado, dilución al 50% con agua destilada	Baja

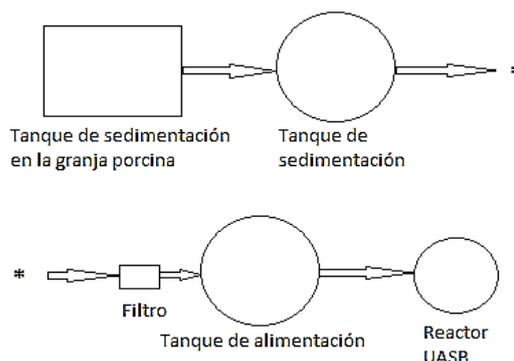
Durante cinco semanas se registraron la producción de metano, las concentraciones de DQO inicial, DQO soluble inicial y DQO soluble final, y la temperatura ambiental diaria promedio, medida en el observatorio meteorológico Alexander Von Humboldt de la UNALM. Concluidos los ensayos, se calcularon los porcentajes de metanización (%M) de cada tratamiento mediante la ecuación 1;

$$\%M = (DQO_{CH_4}/DQO_i) \times 100 \quad (1)$$

Donde  $DQO_{CH_4}$  es la demanda química de oxígeno del metano en el biogás generado durante el ensayo de biodegradabilidad y  $DQO_i$  es la demanda química de oxígeno de la muestra de agua residual al inicio de la prueba.

#### Sistema de tratamiento piloto

El sistema piloto (Figura 1) se instaló en los exteriores de la granja de cerdos de la UNALM. El proceso de manejo de los residuos en esta granja contempla la separación manual de las excretas sólidas y líquidas. El agua de limpieza de corrales y la fracción líquida de las excretas, es dirigida a una poza de sedimentación de la propia granja. El agua residual para la investigación en continuo era captada desde esta poza, luego de permanecer almacenada allí por un promedio de 10 horas, lo que permitía la separación parcial de la espuma y de los sólidos sedimentables. El trabajo de Pacco et al. (2018) detalla los parámetros de diseño de este reactor.



**Figura 1.** Esquema del sistema de tratamiento piloto de efluentes de ganado porcino.

A continuación, el agua residual era almacenada en el tanque de sedimentación de la planta piloto durante aproximadamente 14 horas más, para mejorar la separación de sólidos y grasas. Posteriormente, era bombeada al tanque de alimentación pasando previamente por un filtro de 2 mm, que servía para la remoción de pelos, paja y otros sólidos que no lograban separarse en las unidades previas. Desde el tanque de alimentación, el agua residual era suministrada de manera continua al reactor UASB mediante una bomba peristáltica.

El reactor UASB (Figura 2) construido en fibra de vidrio, con capacidad efectiva de 1 m<sup>3</sup> y altura útil de 4 m. El biogás se capturaba en la cúpula del reactor, a través del separador trifásico sólido-líquido-gas, y era dirigido hacia el equipo de medición de calidad de biogás. Parte del efluente tratado era recirculado al reactor. Se incluyeron cuatro puntos de toma de muestras de lodo a lo largo de la zona de digestión.



**Figura 2.** Reactor UASB piloto.

## Inóculos

El inóculo para los ensayos de biodegradabilidad fue lodo granular de un reactor UASB utilizado para tratar aguas residuales de la industria cervecera (Lodo B1).

El reactor UASB se inoculó con cinco muestras de lodo anaerobio de distintas procedencias de acuerdo al detalle que se presenta en la [Tabla 2](#). El volumen total de lodo añadido (0,277 m<sup>3</sup>) constituyó el 28% del volumen total del reactor. Este porcentaje se encuentra en el rango de 10 a 30% considerado como el requerido para la inoculación de reactores UASB ([Hickey et al., 1991](#)). No fue posible inocular el reactor solo con lodo granular por limitaciones en su disponibilidad.

**Tabla 2**

Descripción de lodos inoculados en el reactor UASB

Lodo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Descripción
B1 B2	0,069 0,060	Dos muestras de lodo de reactor UASB "B" usado para tratar efluentes de la industria cervecera. Lodo granular.
A1 A2	0,058 0,047	Dos muestras de lodo de reactor UASB "A" usado para tratar efluentes de la industria cervecera; fuera de operación al momento de la toma de muestras. Lodo floculento.
P	0,043	Sedimentos de poza de almacenamiento de agua residual de granja de porcinos de la UNALM. Lodo floculento.

## Caracterización de lodos

Los lodos se caracterizaron a partir de su concentración de ST y SV ([APHA, 2012](#)), así como por su actividad metanogénica específica máxima (ACm). Los ensayos de actividad metanogénica permitieron comparar la velocidad máxima de producción de metano asociada a cada lodo, para las mismas condiciones de temperatura (25 °C) y concentración de sustrato (2000 mg/L de DQO como acetato). Las tasas de producción de metano son un reflejo de la velocidad de degradación del sustrato por el lodo en la etapa metanogénica de la descomposición anaerobia ([Soto et al., 1992](#)).

Los ensayos de actividad metanogénica se realizaron en régimen discontinuo, con tres repeticiones y un blanco, en reactores de 500 mL sin agitación y sin la adición de nutrientes, siguiendo la metodología de [Soto et al. \(1992\)](#). El cálculo de la ACm se realizó según la [ecuación 2](#);

$$ACm = (dV_{CH_4}/dT)/(X_0 \cdot VR \cdot f_t) \quad (2)$$

Donde  $dV_{CH_4}/dT$  es la velocidad de producción de metano,  $X_0$  la concentración de biomasa en términos de concentración de SV en el lodo, VR el

volumen del reactor y  $f_t$  un factor de conversión que representa la DQO por unidad de volumen de metano, según la temperatura del ensayo.

## Puesta en marcha del reactor UASB

La puesta en marcha se inició con la inoculación del reactor UASB. Seguidamente, se alimentó agua residual diluida al 50%, manteniendo un tiempo de retención hidráulico (TRH) alto, de 7 días. En esta etapa inicial solo se midió el pH y la alcalinidad para verificar que los valores se encontraban dentro de lo deseable, es decir a pH alrededor de la neutralidad y con alcalinidad estable. Los resultados de este periodo (19 días) no se reportan en la presente comunicación.

Después de confirmar que el pH y la alcalinidad permanecían estables se inició una nueva etapa en la que el TRH se mantuvo en 4 días. Esta etapa del proceso de puesta en marcha se dividió en tres fases. La fase inicial o Fase 1 tuvo una duración de 25 días y correspondió a una dilución del 50% del agua residual generada en la granja de cerdos, luego de pasar por el tanque de sedimentación y el filtro de 2 mm. En la Fase 2, que duró 28 días, se trabajó con una dilución del 25% y en la fase final no se hizo dilución (duración 62 días). Mediante este procedimiento se buscó incrementar la VCO en el reactor de manera progresiva de acuerdo con las directrices que se han propuesto para la aclimatación de la biomasa ([Chernicharo, 2013](#)).

La VCO fue incrementada cada vez que se verificó que la eficiencia de remoción de DQO permanecía por encima del 60%, de acuerdo a lo recomendado por [Chernicharo \(2013\)](#).

Se tomaron muestras periódicas de las corrientes de entrada y salida del reactor para la determinación de pH, temperatura, alcalinidad parcial (AP), alcalinidad de bicarbonato, alcalinidad intermedia (AI), DQO, ST y sólidos suspendidos totales (SST). En el análisis de estos parámetros se siguieron los Métodos Estándar ([APHA, 2012](#)), excepto en la determinación de la alcalinidad intermedia, alcalinidad parcial y alcalinidad de bicarbonato en las que se siguió una metodología basada en [Ripley et al. \(1986\)](#). La alcalinidad parcial corresponde aproximadamente al 80% de la alcalinidad de bicarbonato.

Durante la Fase 2 el lodo del reactor se caracterizó en términos de ST, SV y ACm. Finalmente, durante la Fase 3 la composición del biogás generado se midió con un equipo Land Tec, Gas Extraction Monitor GEM-500.

## 3. Resultados y discusión

### Caracterización fisicoquímica del agua residual

A partir de las características fisicoquímicas del agua residual generada en la granja de porcinos de la UNALM ([Tabla 3](#)), se puede deducir que éstas

son favorables al tratamiento anaerobio. Se observa que la razón DBO<sub>5</sub>/DQO es 0,69, propia de las aguas residuales biodegradables. El nivel de DQO se ubica dentro del rango de 3478 a 9300 mg.L<sup>-1</sup> observado en granjas pequeñas de hasta 2500 cerdos (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2014).

**Tabla 3**

Características del efluente de la granja de ganado porcino de la UNALM

Parámetro	Unidades
pH	7,5
Temperatura (°C)	25
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	7124
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	4880
Alcalinidad Total	23924
Amonio (mg N.L <sup>-1</sup> )	430,97
Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	108,4
Sólidos Totales (mg.L <sup>-1</sup> )	12100
Sólidos Volátiles (mg.L <sup>-1</sup> )	6650
Sólidos Suspendidos Totales (mg.L <sup>-1</sup> )	4175
Sulfuros (mg.L <sup>-1</sup> )	49,6
Sulfatos (mg.L <sup>-1</sup> )	224,9
Aceites y grasas (mg.L <sup>-1</sup> )	14
Boro total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,98
Cobalto total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,00809
Cobre total (mg.L <sup>-1</sup> )	1,97
Fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	110,9
Hierro total (mg.L <sup>-1</sup> )	12,048
Magnesio total (mg.L <sup>-1</sup> )	111
Manganeso total (mg.L <sup>-1</sup> )	1,68
Molibdeno total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,045
Niquel total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,0607
Selenio total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,036
Zinc total (mg.L <sup>-1</sup> )	35,5
Selenio (mg.L <sup>-1</sup> )	0,036
Sodio total (mg.L <sup>-1</sup> )	439,1
Potasio total (mg.L <sup>-1</sup> )	385,0
Calcio total (mg.L <sup>-1</sup> )	333
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	1,6 x 10 <sup>-8</sup>

La concentración de alcalinidad total excede ampliamente el valor mínimo de 2000 mg.L<sup>-1</sup> sugerido por Speece (1996) para mantener el medio alrededor de la neutralidad en sistemas anaerobios.

El nivel de amonio está muy por debajo del rango límite de 2000 a 3000 mgN.L<sup>-1</sup>, que puede inducir inhibición de microorganismos metanogénicos a pH entre 7,0 y 7,5 (Hickey et al., 1991). Por otra parte, los niveles de nutrientes, nitrógeno y fósforo, superan la relación DQO/N/P teórica de por lo menos 350/7/1 (Speece, 1996).

En la Tabla 3 también se observa que el agua residual porcina contiene todos los metales que han sido reportados en la literatura (Speece, 1996) como estimulantes del metabolismo de bacterias metanogénicas, en concentraciones que no

suponen inhibición o toxicidad. Lo mismo sucede con los niveles de sulfuros y sulfatos.

En cuanto a los SST, su concentración en el agua residual no excede los 6000 mg.L<sup>-1</sup>, valor por encima del cual, según Lettinga y Hulshoffpol (1991), en general, se pone en duda la aplicación del reactor UASB. El nivel de este parámetro, sin embargo, si supera el valor de 2000 mg.L<sup>-1</sup>, lo que de acuerdo a las recomendaciones de Foresti y Oliveira (1995), hace necesario investigar la viabilidad del proceso UASB para el caso particular de tratamiento de efluentes porcinos.

#### Biodegradabilidad anaerobia del agua residual

La temperatura ambiental osciló entre 18,5 °C y 23,4 °C durante los ensayos de biodegradabilidad. La ACm del lodo inóculo (Lodo B1), resultó igual a 0,27 gDQO.gSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, valor dentro del rango de 0,1 a 1,0 gDQO.gSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> observado generalmente en reactores industriales (Soto et al., 1992), es decir que se trataba de biomasa activa apropiada para estos ensayos.

Por otra parte, de las altas eficiencias de remoción de DQO soluble alcanzadas (Tabla 4) se desprende que el lodo B1 era capaz de degradar la materia orgánica del agua residual porcina, lo que lo convertía en un buen inóculo para proceso de puesta en marcha del reactor UASB.

**Tabla 4**

Resultados de biodegradabilidad anaerobia del agua residual

Parámetro	T	T	T	T
	1	2	3	4
DQO <sub>t</sub> inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	16440	12220	8300	4340
DQO <sub>s</sub> inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	5850	5590	5480	2710
Eliminación de DQO <sub>s</sub> (%)	90,8	85,3	68,4	77,9
DQO de CH <sub>4</sub> (mg)	4054	2987	1777	961,4
Metanización (%)	49,3	48,9	42,8	44,3

T: tratamiento; DQO<sub>t</sub>: DQO total; DQO<sub>s</sub>: DQO soluble.

Cuando los porcentajes de metanización de muestras más concentradas son menores que los de muestras con menor concentración se puede inferir toxicidad (Soto et al., 1992). Los resultados que se presentan en la Tabla 4, no tienen este comportamiento, por el contrario, los niveles de metanización de las muestras con mayor DQO inicial (tratamientos 1 y 2) superaron a los alcanzados con las muestras con DQO inicial menor (tratamientos 3 y 4). Estos resultados ponen de manifiesto que no existe toxicidad asociada a la composición del agua residual a los niveles estudiados.

#### Puesta en marcha del reactor UASB

A partir de las características de las muestras de lodo que formaron parte del inóculo del reactor UASB (tabla 5) se puede calcular que se incorporó

al reactor un total de 15,1 Kg de SV, también se deduce que el inóculo estuvo compuesto mayoritariamente (en un 77%) por biomasa con baja actividad metanogénica (entre 0,03 y 0,037 gDQO.gSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>). Esta biomasa era de tipo floculenta (Lodos A1, A2 y P); por el contrario, los lodos B1 y B2 eran granulares.

Durante la puesta en marcha el caudal de alimentación se mantuvo en 0,25 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> y se usó un caudal de recirculación del efluente tratado de 2,1 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. Con la aplicación del caudal de recirculación se buscó establecer dentro del reactor una velocidad ascensional del líquido de 0,4 m.h<sup>-1</sup> para favorecer la mezcla dentro del sistema. Esta velocidad ascensional es similar al valor de 0,35 m.h<sup>-1</sup>, para el cual [Pereira-Ramirez et al. \(2004\)](#) observaron una mejora en la eficiencia de un reactor UASB que trataba efluentes de crianza de cerdos.

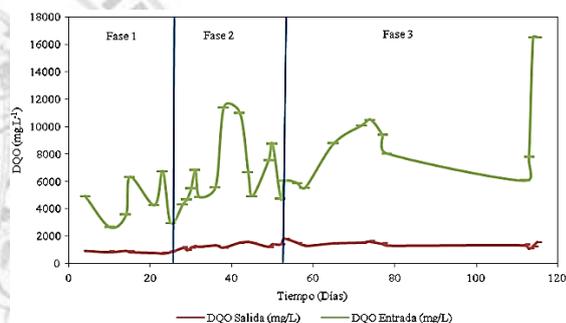
**Tabla 5**

Características del lodo inoculado en el reactor UASB

Lodo	SV/ST	SV (g.L <sup>-1</sup> )	Biomasa (Kg SV)	ACm (gDQO.gSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )
B1	0,5	31,7	2,2	0,27
B2	0,4	21,7	1,3	0,50
A1	0,8	78,0	4,5	0,03
A2	0,8	55,4	2,6	0,03
P	0,8	104,2	4,5	0,037

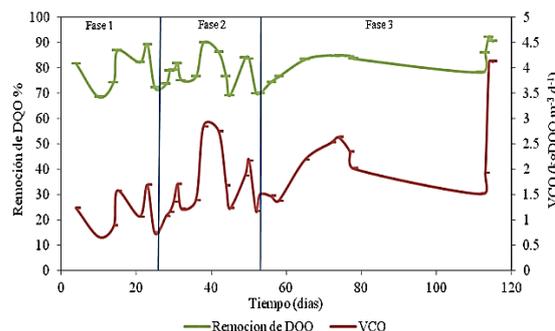
En la [Figura 3](#) se observan los niveles de DQO en la entrada y en la salida del reactor UASB durante el proceso de arranque.

La DQO en la alimentación del reactor presentó alta variabilidad durante el arranque ([Figura 3](#)); varió entre 2640 y 6310 mg.L<sup>-1</sup> en la fase 1, entre 4300 y 11390 mg.L<sup>-1</sup> en la fase 2 y, entre 5510 y 16500 mg.L<sup>-1</sup> durante la fase 3. Por el contrario, la concentración de DQO a la salida del reactor presentó una baja variabilidad ([Figura 3](#)), lo cual evidencia que el reactor fue capaz de asimilar las concentraciones pico de DQO de la alimentación. La VCO promedio en el reactor se incrementó en cada fase del proceso.



**Figura 3.** DQO en la entrada y DQO en la salida en función del tiempo.

La [Figura 4](#) presenta el comportamiento de la VCO y la eficiencia de remoción de DQO en función del tiempo de experimentación.



**Figura 4.** Remoción de DQO y VCO en función del tiempo.

Los valores de VCO promedio durante las Fases 1, 2 y 3 fueron, 1,1, 1,7 y 2,4 KgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. La eficiencia de remoción de DQO osciló entre el 68,7 y 89,3%, con un promedio de 79,4% en la Fase 1; en la Fase 2 varió entre 69,3 y 90%, con un promedio de 78,3% y en la tercera fase se mantuvo entre 74,4 y 92,5%, calculándose un promedio de 83,7%. En el día 58 de trabajo a 4 días de TRH, es decir después de sólo 5 días de iniciada la alimentación del agua residual sin dilución, la eficiencia de remoción de DQO ya había alcanzado un 76,6%.

El aumento de la VCO en el reactor no afectó la eficiencia de remoción de DQO, lo que indica que el TRH de 4 días fue suficiente para que ocurran los procesos de degradación biológica. La eficiencia de remoción de DQO incluso aumentó en la última etapa de experimentación. Este comportamiento se explica por una mejor adaptación de la biomasa al agua residual en el tiempo. De igual forma, el incremento de la temperatura en el reactor durante esta última fase habría influenciado positivamente sobre la velocidad de degradación de materia orgánica. La temperatura promedio de 22 °C registrada en la primera fase aumentó hasta 24 °C en la tercera, con días en los que se llegó a temperaturas por encima de 26°C.

La VCO de 2,4 KgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> empleada para el agua residual porcina sin dilución está por debajo del rango criterio de 4 a 6 KgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> aplicable para aguas residuales con cargas orgánicas entre 6000 y 9000 mg.L<sup>-1</sup>, y fracción de DQO insoluble de 10 a 30%, en lodos UASB floculentos a 30°C ([Lettinga y Hulshoffpol, 1991](#)). Si bien la temperatura de trabajo en la tercera fase del presente estudio fue menor que 30°C, por lo que se entiende que la VCO aplicable sea menor, estos resultados señalan la necesidad de hacer mayor investigación para optimizar la VCO y TRH en el tratamiento de efluentes porcinos con la tecnología UASB.

En la [Tabla 6](#) se presentan los valores promedio de pH, temperatura y alcalinidad de bicarbonato registrados durante el proceso de arranque. El pH se mantuvo en el rango de 7,29 a 7,9 en la corriente de alimentación del reactor y de 7,19 a 7,56 en la corriente de salida. Como se esperaba, la alcalinidad de bicarbonato en la alimentación aumentó en cada fase con el incremento de la carga orgánica. El valor de este parámetro fluctuó entre 1650 y 2200 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> durante la Fase 1, en la Fase 2 varió entre 2600 y 5100 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> y, durante la fase 5 alcanzó valores entre 3350 y 5200 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.

La alcalinidad de bicarbonato del efluente del reactor siempre se mantuvo por encima de la alcalinidad del afluente; la generación de alcalinidad dentro del reactor está asociada al buen funcionamiento del proceso.

**Tabla 6**

Valores promedio de temperatura, pH y alcalinidad de bicarbonato

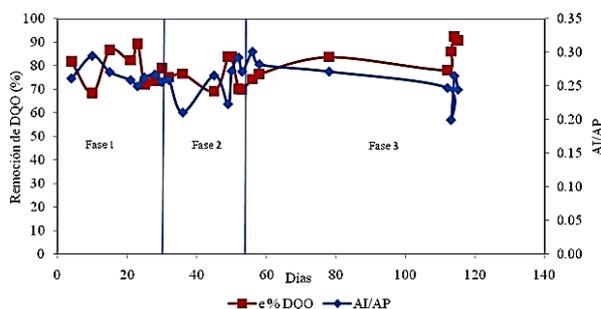
Parámetros	Entrada			Salida		
	pH	Temperatura (°C)	Alcalinidad de bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	pH	Temperatura (°C)	Alcalinidad de bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )
Fase1	7,48	21,5	1888	7,29	21,5	3179
Fase2	7,48	21,9	3200	7,40	21,9	4314
Fase3	7,49	24,2	4141	7,47	24,4	4958

En la [Figura 5](#) se muestran los valores de eficiencia de remoción de DQO y la relación Al/AP en el efluente del reactor UASB durante cada fase del proceso de arranque. Esta relación fluctuó entre 0,2 y 0,3 y presentó una dependencia negativa con la remoción de DQO, es decir que los valores más altos de la relación Al/AP se encuentran asociados a la disminución de la eficiencia de remoción de DQO del reactor. De esta manera, la determinación de la relación Al/AP se confirma como una herramienta de utilidad en el monitoreo de la degradación anaerobia en reactores UASB para el tratamiento de efluentes porcinos.

Según [Pereira et al. \(2009\)](#) es posible lograr una degradación anaerobia estable a valores de Al/AP distintos según las variaciones de las características de cada efluente. [Santana y Oliveira \(2005\)](#) reportaron condiciones estables de operación para relaciones Al/AP mayores a 0,3 en el tratamiento de efluentes de crianza de cerdos. Asimismo, [Pereira et al. \(2010\)](#) observaron relaciones Al/AP promedio de 1,5 en el efluente de un reactor UASB a escala piloto para el tratamiento de este tipo de aguas residuales sin presentarse problemas fisicoquímicos en el sistema.

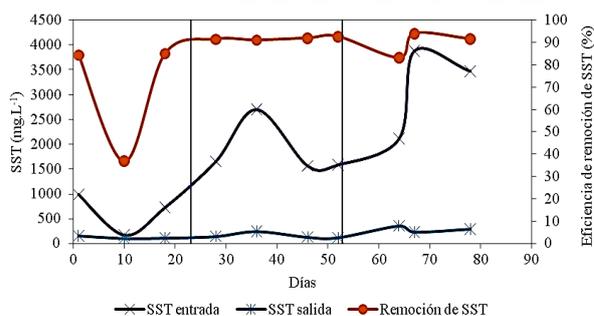
Durante la presente investigación, los porcentajes de remoción de DQO alcanzados, entre 68,7 y

92,5% ([Figura 5](#)), estuvieron asociados a valores de Al/AP por debajo de 0,3, de manera similar a lo observado por [Ripley et al. \(1986\)](#) en la digestión anaerobia eficiente de estiércol de aves.



**Figura 5.** Relación entre la eficiencia de remoción de DQO y la relación Al/AP.

La [Figura 6](#) muestra la evolución de los SST a lo largo de la experimentación. Como era de esperarse la concentración de SST en la alimentación del reactor aumentó con la carga orgánica. Los valores promedio de este parámetro en las Fases 1, 2 y 3 fueron 620, 1871 y 2786 mg/L, respectivamente. Similar comportamiento se observó en los SST del efluente del reactor, obteniéndose valores promedio de 121, 156 y 322 mg/L en las sucesivas fases de trabajo. Las eficiencias de remoción de SST se ubicaron entre 84% y 94% la mayor parte del tiempo, lo cual denota la alta capacidad del reactor UASB para retener sólidos cuando se aplican bajas VCO. Esta característica de los sistemas UASB ha sido señalada antes por [Lettinga y Hulshoff Pol \(1991\)](#).



**Figura 6.** Comportamiento de los SST y eficiencia de remoción en función del tiempo.

De la comparación entre el nivel de SST en la corriente de alimentación del reactor y de la eficiencia de remoción de DQO se deduce que ésta última no fue afectada por el incremento sucesivo de los SST. Este comportamiento permite inferir que una parte de los sólidos suspendidos fue degradada, lo que habría sido favorecido por su predominante naturaleza orgánica (78,6% de volátiles en promedio) y las relativamente bajas VCO aplicadas.

De manera semejante a lo obtenido en la presente investigación, Foresti y Oliveira (1995) reportan una eficiencia de remoción de DQO promedio del 90% en un reactor UASB que trataba aguas residuales de crianza porcina a una VCO de 3,3 kg DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, con concentraciones promedio de SST y DQO de 2143 mg.L<sup>-1</sup> y 4015 mg.L<sup>-1</sup> en el agua residual.

Durante la segunda fase del arranque (luego de 42 días de operación) se tomaron muestras de lodo a diferentes alturas del reactor, observándose mayoritariamente biomasa floculenta, con presencia parcial de biomasa granular en los dos puntos más bajos.

En la Tabla 7 se observa que el lodo se encontraba más concentrado en el fondo, además de presentar la mayor proporción de sólidos volátiles respecto a sólidos totales. Los valores más altos de ACm se encontraron en los puntos más cercanos al fondo del reactor, es decir donde se observó biomasa granular.

La actividad metanogénica del lodo extraído del reactor UASB durante la segunda fase del arranque (Tabla 7) fue casi tres veces más alta que la observada en la mayor parte del inóculo (Tabla 5). El incremento en la actividad metanogénica del lodo con el tiempo evidencia que éste se adaptó al agua residual porcina.

De los resultados de caracterización de lodos también se deduce que la biomasa granular inoculada perdió actividad metanogénica con el tiempo. De acuerdo con la evaluación realizada por Lettinga y Hulshoffpol (1991) este deterioro se podría atribuir a la acumulación de sólidos suspendidos de baja biodegradabilidad en el de lodo granular.

**Tabla 7**  
Características del lodo a distintas alturas del reactor UASB

Punto	Altura* (m)	SV (g.L <sup>-1</sup> )	SV/ST	ACm (gDQO.gSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )
1	0,75	42,95	0,69	0,099
2	1,45	12,28	0,50	0,112
3	2,15	6,539	0,45	0,088
4	3,30	7,200	0,46	0,082

\* Altura respecto al fondo de reactor.

Durante la tercera fase de la puesta en marcha el biogás presentó una composición promedio de 76,9% de CH<sub>4</sub> y 18,9% de CO<sub>2</sub>, a una temperatura de emisión de 33,8 °C.

#### 4. Conclusiones

El proceso de puesta en marcha de un reactor UASB piloto usado para el tratamiento de agua residual porcina, previamente sedimentada, se realizó satisfactoriamente. La estrategia de arranque consistió en inocular una mezcla de lodos granulares y floculentos, procedentes de dos

reactores UASB usados en el tratamiento de efluentes de cervecería, junto con sedimentos de efluentes porcinos. Se mantuvo constante el TRH en 4 días y se aplicó un incremento sucesivo de la VCO hasta alcanzar un promedio de 2,4 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, trabajando con agua residual sin dilución. El reactor mostró altas eficiencias de remoción de DQO después de 5 días de iniciada la operación a esta VCO (a 58 días de iniciado el trabajo con TRH de 4 días), siendo la remoción promedio de DQO de 83,7%. La concentración promedio de sólidos suspendidos totales de 2786 mg.L<sup>-1</sup>, observada durante la última fase de la puesta en marcha, no afectó la eficiencia de remoción de DQO.

Se comprueba que la relación AI/AP es una herramienta útil para el seguimiento del proceso anaerobio. Valores por debajo de 0,3 para la relación AI/AP indicaron un funcionamiento eficiente del reactor UASB. El análisis de la biomasa del reactor UASB, luego de 42 días de operación, reveló que se trataba de biomasa floculenta, adaptada al agua residual porcina, pues presentaba actividad metanogénica más alta que la mostrada por la mayor parte del inóculo.

Se recomienda hacer mayor investigación para optimizar la VCO y TRH en el tratamiento de efluentes porcinos usando la tecnología UASB.

#### Agradecimientos

Los autores agradecen al FINCyT por el apoyo financiero y al personal del Laboratorio de Ingeniería Ambiental y Programa de Investigación en Cerdos y Vacunos (UNALM).

#### Referencias bibliográficas

- Amaral, D.A.C.; Kunz A.; Steinmetz, R.L.R.; Cantelli, F.; Scussiato, L.A.; Justi, K.C. 2014. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. Eng. Agric., Jaboticabal 34(3): 567-576.
- Antezana J.W.O.; Blas, C.D.; García R.P.; Rodríguez, C.; Beccaccia, A.; Ferrer, R.P.; Cerisuelo, A. 2016. Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 104(2):159-173.
- APHA; AWWA; WPCF. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed., Washington, DC.
- Bhatti, Z.A.; Maqbool F.; Malik A. H.; Mehmood Q. 2014. UASB reactor startup for the treatment of municipal wastewater followed by advanced oxidation process. Brazilian Journal of Chemical Engineering 31(3): 715-726.
- Bosco, T.C.D.; Cosmann, N.J.; Sbizzaro, M.; Taiatele J.I.; Silva, J. dos S. 2016. Caracterização de águas residuárias de suinocultura provenientes de dois sistemas de tratamento. Revista Agrogeoambiental, Pouso Alegre 8(3): 111-120.
- Chernicharo, C.A.L. 2013. Principios del tratamiento biológico de aguas residuales – Reactores Anaerobios. Volumen 5. ed. Universitaria. Universidad de Nariño. Colombia.
- Cho, K.; Lee, J.; Kim, W.; Hwang, S. 2013. Behavior of methanogens during start-up of farm-scale anaerobic digester treating swine wastewater. Process Biochemistry 48: 1441-1445.
- Córdova, V.; Fernández, M.; Santalla, E. 2017. The effect of substrate/inoculum ratio on the kinetics of methane production in swine wastewater anaerobic digestion. Environ Sci Pollut Res. 25(22): 21308-21317.

- Córdova V.; Fernández M.; Santalla E. 2016. The Effect of different inoculums on anaerobic digestion of swine wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 4(1): 115-122.
- Ramires, R.; Oliveira, R. 2014. COD, TSS, nutrient and coliforms removals in UASB reactors in two stages treating swine wastewater. *Eng. Agric. Jaboticabal* 34(6): 1256-1269.
- Duda, R.M.; Oliveira R.A. 2011. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbico em série seguido de filtro biológico percolador. *Eng. Sanit. Ambient* 16(1): 91-100.
- EPA. 2010. Method 1664, Revision B: n-Hexane Extractable Material (HEM; Oil and Grease) and Silica Gel Treated n-Hexane Extractable Material (SGT-HEM; Non-polar Material) by Extraction and Gravimetry.
- EPA. 1994. Method 200.8, Revision 5.4: Determination of Trace Elements in Waters and Wastes by Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry.
- EPA. 1993. Method 300.0, Revision 2.1: Determination of Inorganic Anions By Ion Chromatography.
- Foresti, E.; Oliveira, R.A. 1995. Anaerobic treatment of piggery wastewater in UASB reactors. In *Proceedings of the 7th International Symposium on Agriculture and Food Processing Wastes*. Chicago, Illinois.
- Garzón-Zúñiga, M.A.; Buelna, G. 2014. Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. 2104. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 30(1): 65 – 79.
- Hickey, R.F.; Wu, W.M.; Veiga, M.C.; Jones, R. 1991. Start-up, operation, monitoring and control of high-rate anaerobic treatment systems. *Water Science and Technology* 24(8): 207-255.
- INEI – Instituto Nacional de Estadística e Informática. 2012. Resultados definitivos. IV censo nacional agropecuario. 2012. Disponible en: <http://proyectos.inei.gov.pe/web/DocumentosPublicos/ResultadosFinalesIVCENAGRO.pdf>
- Jung, K.W.; Cho, S.K.; Yun Y.M.; Shin H.S. 2013. Rapid formation of hydrogen-producing granules in an up-flow anaerobic sludge blanket reactor coupled with high-rate recirculation. *International Journal of Hydrogen Energy* 38: 9097-9103.
- Lettinga, G.; Hulshoffpol, L.W. 1991. UASB - process design for various types of wastewaters. *Wat.Sci. Tech.* 24(8): 87-107.
- Lu, X.; Zhen, G.; Estrada, A.L.; Chen, M.; Nic, J.; Hojo, T.; Kubota, K.; Li, Y-Y. 2015. Operation performance and granule characterization of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating wastewater with starch as the sole carbon source. *Bioresource Technology* 180: 264-273.
- MINAGRI - Ministerio de Agricultura y Riego. 2011. Resolución Ministerial N° 0240-2011-AG. Lima, Peru.
- MINAGRI - Ministerio de Agricultura y Riego. 2015. Ministro Juan Benites promueve el consumo de cerdo para mejorar la alimentación de los consumidores. Disponible en: <http://www.minagri.gob.pe/portal/noticias-antiores/notas-2015/12954-ministro-juan-benites-promueve-el-consumo-de-cerdo-para-mejorar-la-alimentacion-de-los-consumidores>
- Ortiz, G.; Villamar, C.A.; Vidal, G. 2014. Odor from anaerobic digestion of swine slurry: influence of pH, temperature and organic loading. *Sci. Agric.* 71(6): 443-450.
- Pacco, A.; Vela, R.; Miglio, R.; Quipuzco, L.; Juscamaíta, J.; Álvarez, C.; Fernández-Polanco, F. 2018. Propuesta de parámetros de diseño de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Scientia agropecuaria* 9(3): 381-391.
- Pereira, E.L.; Campos, C.M.; Moterani, F. 2010. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. *Revista Ambiente & Água* 5(1): 79-88.
- Pereira, E.L.; Campos, C.M.; Moterani, F. 2009. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbico de manta de lodo tratando efluentes de suinocultura. *Revista Ambiente & Água* 4(3): 157-168.
- Pereira-Ramirez, O.; Quadro, M.S.; Antunes, R.M.; Koetz, P.R. 2004. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. *R. bras. Agrociência* 10 (1): 103-110.
- Pinto, A.C.A.; Rodrigues, L.S.; Oliveira, P.R.; Sperling, M.V.; Crisóstomo, C.M.; Silva, I.J. 2014. Eficiência de lagoas de polimento no pós-tratamento de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec* 66(2): 360-366.
- Rico, C.; Montes, J.A.; Rico, J.L. 2017. Evaluation of different types of anaerobic seed sludge for the high rate anaerobic digestion of pig slurry in UASB reactors. *Bioresource Technology*.
- Ripley, L.E.; Boyle, W. C.; Converse, J.C. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal WPCF* 58(5): 406-411.
- Rizvi, H.; Ahmad, N.; Abbas, F.; Bukhari, I.H.; Yasar, A.; Ali, S.; Yasmeen, T.; Riaz, M. 2015. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*. 8(6): 780 – 786.
- Santana, M.A.; Oliveira, R.A. 2005. Desempenho de reatores anaeróbicos de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. *Eng. Agric. Jaboticabal* 25(3): 817-830.
- Serafine, N.C.; Montenegro, C.C.; Lopes, P.E.; Vilas, B.R. 2015. Partida de reator anaeróbico compartimentado em série com um reator anaeróbico de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. *Eng. Sanit. Ambient* 20(4): 623-634.
- Soto, M.; Méndez, R.; Lema, J.M. 1992. Determinación de toxicidad y biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales. *Tecnología del agua* 92: 70-80.
- Speece, R.E. 1996. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Nashville, Tenn: ArchaePress.
- Urbinati, E.; Oliveira, R.A. 2014. Anaerobic-Aerobic treatment of swine wastewater in UASB and batch reactors in series. *Eng. Agric., Jaboticabal* 34(1):124-142.
- Urbinati, E.; Duda, R.M.; De Oliveira, R. A. 2013. Performance of UASB reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual waters of swine farming. *Eng. Agric., Jaboticabal* 33(2): 367-378.
- Xu, J.; Adair, C.W.; Deshusses M.A. 2016. Performance evaluation of a full-scale innovative swine waste-to-energy system. *Bioresource Technology* 216: 494-502.

