

# TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN REACTORES DE UNA Y DOS FASES A BAJA TEMPERATURA.

**Paula González Contreras** <sup>(1)</sup>

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Ingeniero de Ejecución en Bioprocesos  
Tesis MSc con mención en Ingeniería Bioquímica  
Research training Wageningen University



**Rolando Chamy Maggi**

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Doctor en Ingeniería Química. Universidad de Santiago de Compostela  
Profesor titular de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Vice-Decano Facultad de Ingeniería. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

**Paola Poirrier González**

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Doctor en Ingeniería Química. Universidad de Santiago de Compostela  
Profesor auxiliar de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

**Dirección (1):** General Cruz 34 – Valparaíso - 234-0950 - Chile - Tel.: (+56) 32-273819 - Fax: (+56) 32-273803 - e-Mail: [paula.gonzalezcontreras@wur.nl](mailto:paula.gonzalezcontreras@wur.nl)

## RESUMEN

El tratamiento anaerobio de Aguas Residuales Urbanas (ARU) se lleva a cabo exitosamente en climas donde las temperaturas superen los 20°C. Pero a temperaturas menores se mezclan varios factores que no hacen posible que un sistema tradicional como el reactor UASB logre obtener satisfactorias remociones de materia orgánica. En esta investigación se usa un sistema de dos fases, en el cual el primer reactor incrementa la solubilización de materia orgánica particulada (modalidad tanque agitado) y un segundo reactor metanogénico realiza la remoción de la materia orgánica disuelta (reactor UASB). El sistema de dos fases se compara con un reactor UASB tradicional. El ARU utilizada tenía una fracción de sólidos suspendidos del 70% y la temperatura varió entre 11 y 23°C. El sistema de dos fases obtiene mejores remociones que el sistema de una fase, y esto es debido a que el reactor de solubilización a bajas temperaturas logra incrementar la fracción soluble inicial a partir de la hidrólisis de los sólidos suspendidos. De esta forma ingresa al reactor UASB-dos fases mayoritariamente productos de fermentación y materia orgánica disuelta que pueden ser degradados eficientemente a bajas temperaturas en este reactor. A pesar de tener una baja concentración de biomasa en el reactor de solubilización y ser completamente floculenta, posee una actividad hidrolítica que se incrementa a través del tiempo de operación. Por otra parte la biomasa del reactor UASB-dos fases se mantiene granular con buena actividad hidrolítica y metanogénica, destacándose la alta actividad acidogénica en este reactor y la alta  $V_s$  de 0,9 m/h con la cual opera sin producirse lavado de biomasa. En cambio en el sistema de una fase no puede operar con una  $V_s$  mayor de 0,5 m/h sin lavar el reactor, y a pesar de obtener una biomasa de alta concentración esta es totalmente floculenta y con bajas actividades hidrolítica, acidogénica y metanogénica, lo cual explica por que este sistema no es capaz de soportar sobrecargas orgánicas ni tampoco obtener remociones satisfactorias de materia orgánica a diferencia del sistema de dos fases.

## PALABRAS CLAVE

**Reactor de solubilización, Reactor UASB, Aguas Residuales Urbanas, bajas temperaturas.**

## INTRODUCCION

La tecnología anaerobia se ha utilizado exitosamente para el tratamiento de aguas residuales urbanas (ARU) en zonas de clima cálido. Sin embargo, esta tecnología presenta algunas limitaciones en zonas donde las temperaturas son inferiores, como es el caso de gran parte del territorio Chileno. Ello sumado a que el ARU presenta una baja concentración (300 mg DQO<sub>total</sub>/l) y

una alta concentración de SS, cercana al 50-60%. Al operar un reactor anaerobio a baja temperatura y además con una alta concentración de material particulado provoca que la etapa limitante del sistema no sea la fase metanogénica sino las enzimas hidrolíticas extracelulares encargadas de llevar a cabo la etapa de solubilización de los SS. A pesar de estos inconvenientes la digestión anaerobia continúa siendo una alternativa económicamente atractiva frente a las convencionales.

## OBJETIVO

Comparar la eficiencia de operación en el tratamiento de ARU a bajas temperaturas mediante la implementación de un sistema anaerobio de una y dos fases.

## METODOLOGÍA

Se utiliza un sistema de dos fases compuesto de un reactor de solubilización en la modalidad tanque agitado, seguido de un reactor UASB metanogénico. El otro sistema es de una fase conformado por un reactor UASB metanogénico. Ambos sistemas se operan por 42 días en las mismas condiciones de temperatura y con la misma ARU cruda esta se obtiene directamente del alcantarillado de la zona central del país.

Las condiciones de operación del reactor de solubilización son Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de 12 h, agitación de 100 rpm, Velocidad de Carga Orgánica (VCO) de 0,6 kgDQO/m<sup>3</sup>d y en modalidad de tanque agitado. El reactor UASB que compone el sistema de dos fases se opera a Vs de 0,9 m/h y TRH de 13 h. La operación del sistema de dos fases se compara con un reactor UASB de una fase a una Vs de 0,5 m/h, VCO de 1,2 kgDQO/m<sup>3</sup>d; este reactor llevaba 57 días de operación previos a una VCO de 0,6 kgDQO/m<sup>3</sup>d.

Tanto para la caracterización del ARU y de los efluentes de los reactores se monitorearon los siguientes parámetros: temperatura, pH, demanda química de oxígeno, nitrógeno amoniacal, fósforo, alcalinidad, sólidos suspendidos totales y volátiles, se realizaron según los métodos estándares (APHA, 1992). Azúcares totales mediante el método colorimétrico de Dubois *et al.*, 1956, proteínas mediante Lowry modificado por Peterson (Kit Sigma TP0300). Las actividades Hidrolítica, Acidogénica, y Metanogénica se realizan según Soto *et al.*, 1993. Los resultados se presentan con un intervalo de confianza del 95%.

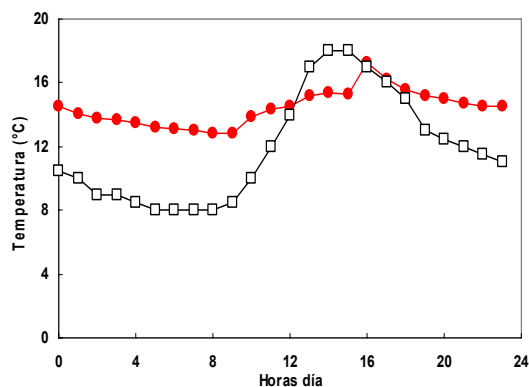
## RESULTADOS

La tabla 1 muestra la caracterización del ARU de Placilla durante el período de operación de los reactores. En esta se aprecia que contiene una alta fracción de materia orgánica particulada debida a sólidos suspendidos, mayor del 50 %. Esta ARU contiene una cantidad suficiente de fósforo y nitrógeno amoniacal, ambas concentraciones suplen la demanda para digestión anaerobia que se necesitaría para la fuente de carbono según la relación DQO<sub>7</sub>/N/P: 250/7/1 (Speece, 1996).

**Tabla 1. Caracterización de ARU de Placilla. Los datos se presentan con un intervalo de confianza del 95%.**

| Parámetro                    |             |
|------------------------------|-------------|
| Temperatura ambiental        | 11-23°C     |
| Tiempo muestreo (d)          | 42          |
| DQO total mg/L               | 368 ± 50    |
| DQO Sólidos suspendidos mg/L | 281 ± 43    |
| DBO <sub>5</sub> /DQO        | 0,61 ± 0,03 |
| pH                           | 7,6 ± 0,15  |
| Nitrógeno amoniacal mg/L     | 55 ± 6      |
| Fósforo mg/L                 | 17 ± 1,6    |

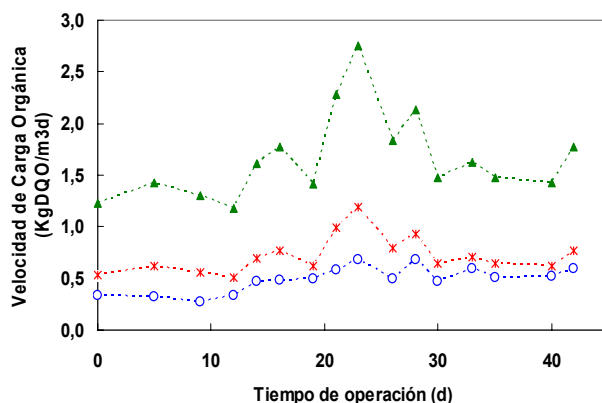
Un factor importante durante este estudio es la variación de la temperatura del ARU, la cual varía de manera diferente a la ambiental. En la figura 1 se muestra la variación de la temperatura ambiental y del ARU cruda en 24 horas de un día de Junio. Se observa que la mínima del ARU es muy superior que la mínima ambiental, incluso la temperatura del afluente de los reactores promedia durante el día los 14°C con una variación de 0,49.



**Figura 1. Monitoreo de temperatura ambiental y del ARU cruda durante 24 horas. Simbología:** □ Temperatura ambiental, ● Temperatura del ARU cruda (afluente reactores).

Además se cuantifico la fracción de proteínas y azúcares totales presentes en el ARU cruda. Se determino que el  $57 \pm 11\%$  de la materia orgánica total corresponde a proteína y el  $14 \pm 5\%$  a azúcares totales. El ARU tiene una alta fracción del DQO debido a Sólidos Suspendedos como se muestra en la tabla 1 y una alta concentración de materia orgánica debido a proteínas. Con el fin de establecer si este aporte de proteínas era alto también en material particulado se analizó la fracción particulada de las mismas muestras observándose que la fracción de DQO correspondiente a SS, el  $54 \pm 13\%$  corresponde a proteína particulada y el  $15 \pm 6\%$  a azúcares totales.

De la caracterización realizada al ARU se puede definir esta agua residual como: agua residual de muy baja concentración de materia orgánica, la cual tiene una alta fracción que corresponde a material particulado y la mayoría de este aporte es debido a las proteínas. Además se sabe que esta ARU varía durante las 24 horas en concentración de materia orgánica lo cual implica que la condición de carga orgánica constante a los reactores no será posible mantener esto influye directamente sobre los tiempos que los reactores necesitan para estabilizarse. En la figura 2 se muestran las VCO experimentales a las cuales operaron los reactores, el sistema de dos fases opera a una VCO menor que el de una fase, sin embargo el primer reactor amortigua las variaciones de la VCO experimental permitiendo que el UASB del sistema opere con una VCO mas uniforme.

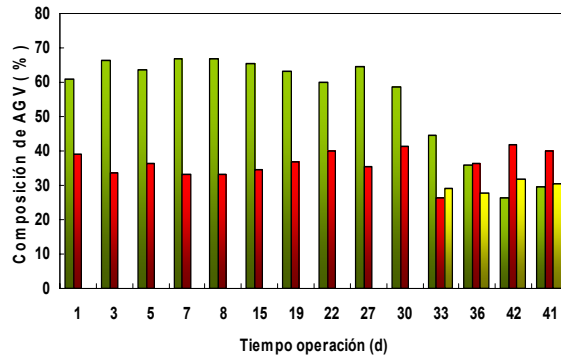


**Figura 2. Variación de la VCO experimental en los reactores. Simbología:** \* Reactor Solubilización, ○ Reactor UASB del sistema de dos fases, ▲ Reactor UASB del sistema de una fase.

El reactor de solubilización opera sin ajuste de pH, y durante los primeros días se produce un aumento en este valor debido a la acidificación del reactor. En el transcurso de la operación el pH de los efluentes no varía mayormente manteniéndose en un valor cercano al del ARU cruda.

Se evalúa la variación de los AGV en los efluentes de los reactores metanogénicos para descartar la acidificación de estos sistemas. Los valores obtenidos son muy bajos para ambos reactores (menores de 15 mg/L de AGV), incluso son inferiores al rango de detección del cromatógrafo. Por

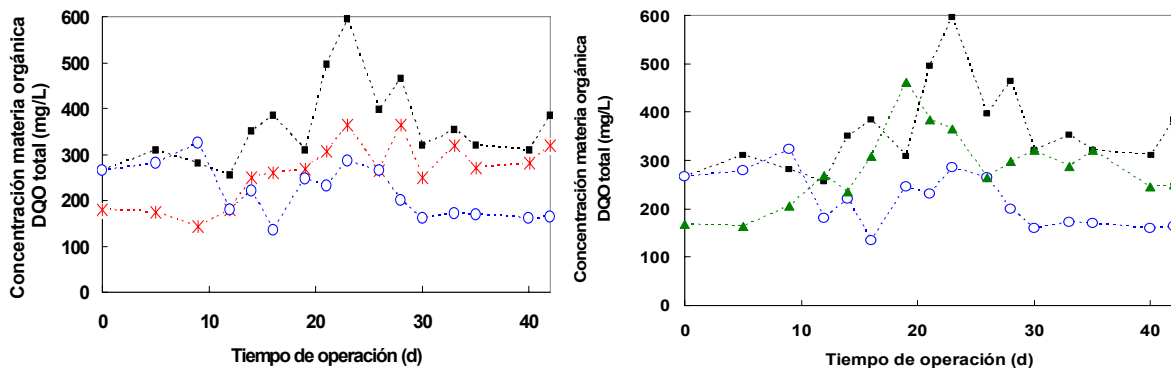
otro lado, en el reactor de solubilización se confirma la acidificación del sistema a través de la producción de AGV, predominando la producción de ácido propiónico y acético (figura 3). Esto se relaciona con la composición del afluente, ya que de la fermentación de proteínas se esperaría que se produjese en mayor proporción ácido propiónico y acético que butírico.



**Figura 3. Monitoreo en el efluente del reactor de solubilización de la composición porcentual de AGV. Simbología: ■ Ac.Acético, ■ Ac.Propiónico, ■ Ac.Butírico.**

El reactor UASB del sistema de dos fases sufre un cambio en fermentación, inicialmente en los productos predominaba el ácido acético, y en pequeña proporción el butírico y propiónico. Luego la proporción cambia hacia ácido acético y propiónico casi en igual razón. Este cambio se debe a que el reactor provenía de una puesta en marcha con lactosa y etanol, y fue sometido al efluente del reactor de solubilización operando con ARU cruda con un alto contenido en proteínas. Este cambio de sustrato produce el cambio en los productos de fermentación en este reactor. En cambio, el sistema de una fase presenta una composición variada de AGV en las que predomina el ácido propiónico, acético y bajas concentraciones de butírico. Esta composición se debe a que este reactor llevaba 57 días previos operando con ARU cruda con un alto contenido de proteínas.

En cuanto a la remoción de materia orgánica la operación de los reactores se divide en tres zonas: la primera del día 0 al 20, la segunda del día 20 al 30, y la tercera del día 30 al final de la operación.

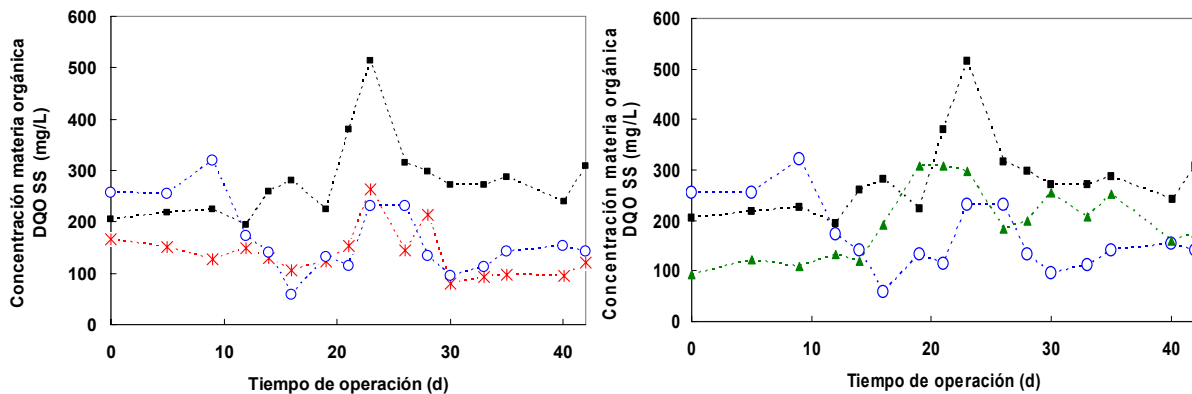


**Figura 4. Variación de la concentración de DQO total. Sistema de dos etapas (Izquierda), sistema de dos etapas y una etapa (derecha). Simbología: ■ Afluente ARU, \* Efluente Reactor Solubilización, ○ Efluente Reactor UASB-dos fases, ▲ Efluente Reactor UASB-una fase.**

Durante la etapa 1 y 2 el reactor de solubilización remueve materia orgánica total, lo cual indicaría que durante este período aún existe la presencia de bacterias metanogénicas en el reactor que no han sido lavadas debido a la degradación completa de materia orgánica a productos finales. En la etapa 2 el reactor de solubilización amortigua la sobrecarga producida por el incremento de la concentración de materia orgánica en el ARU. Sin embargo, durante la etapa 3 de operación el reactor disminuye la remoción de materia orgánica en el reactor de solubilización. El reactor UASB del sistema de dos fases se ve beneficiado por la amortiguación dada por el reactor de solubilización en la etapa 2, y hacia el final de la operación el reactor se estabiliza en un valor que rodea los 150 mg DQOtotal/L manteniendo un estado pseudos-estacionario por 22 TRH del reactor.

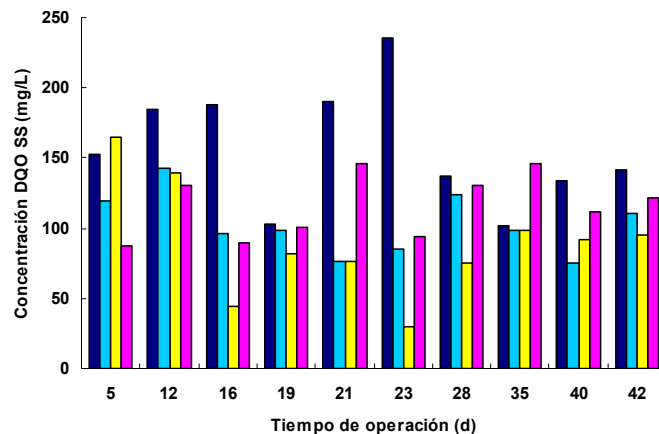
El sistema de una fase durante la sobrecarga orgánica no se estabiliza durante el período de operación, junto con ello es claro en la figura 4 que el sistema de dos fases remueve mas materia orgánica total.

En cuanto a la remoción de materia orgánica particulada, a partir del día 30 cuando se estabiliza el reactor de solubilización se comienza a observar que no hay remoción de DQO Total, y que sí hay una solubilización de la materia orgánica particulada que se mantiene en un rango constante cercana a una remoción de 200 mgDQO total/L (figura 5). En cambio en el reactor UASB del sistema de dos fases no ocurre la solubilización de sólidos suspendidos. Al comparar ambos sistemas en la remoción de materia orgánica particulada (figura 5), es claro que el sistema de dos fases remueve mayor cantidad de sólidos suspendidos.



**Figura 5. Variación de la concentración de DQO sólidos suspendidos. Sistema de dos fases (Izquierda), ambos sistemas (derecha). Simbología: ■ Afluente ARU, \* Efluente Reactor Solubilización, ○ Efluente Reactor UASB-dos fases, ▲ Efluente Reactor UASB- una fase.**

Al analizar la fracción particulada de las proteínas (figura 6) se puede observar que el reactor de solubilización disminuye esta fracción, incluso en los días de sobrecarga la disminuye. A su vez el reactor UASB del sistema de dos fases disminuye la fracción pero en menor proporción que el reactor de solubilización. El sistema de una fase, al contrario del de dos, disminuye en mucho menos la fracción de proteína, incluso hacia el final de la operación la remoción es casi nula.

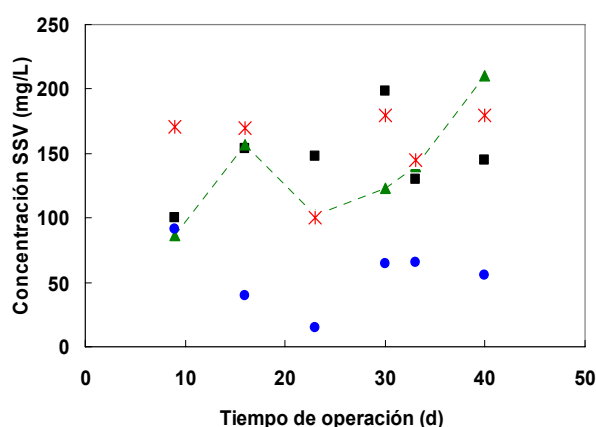


**Figura 6. Variación de la concentración de proteínas particulada expresadas como DQO<sub>SS</sub> durante la operación los sistemas. Simbología: ■ Afluente ARU, ■ Efluente reactor solubilización, ■ Efluente Reactor UASB-dos fases, ■ Efluente Reactor UASB-una fase.**

Los azúcares que aportan a la materia orgánica particulada son eficientemente disminuidos en el sistema de dos fases, en donde la mayor remoción ocurre en el reactor de solubilización. Al contrario, el sistema de una fase no presenta una remoción considerable de azúcares particulados, generalmente hay una disminución del orden de los 10 mgDQO/L al igual que ocurre con los azúcares totales.

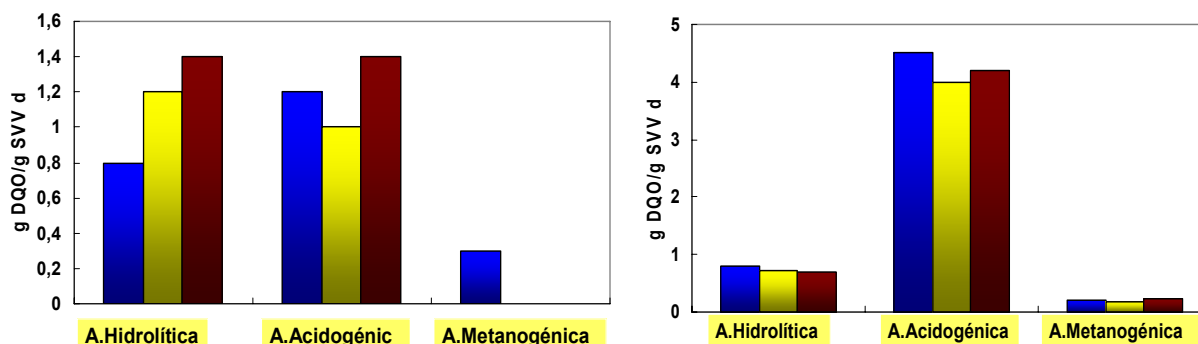
Se evaluó la variación de nutrientes en ambos sistemas. Durante los 10 primeros días de operación del reactor de solubilización se registra en el efluente un aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal. Sin embargo, a partir del día 20 de operación el sistema de dos fases no sufre mayores variaciones y sigue las variaciones del ARU. La misma situación ocurre en el sistema de una fase. El fósforo en todos los reactores sigue las variaciones del fósforo del ARU cruda. Solo a partir del día 30 de operación se registra un aumento en la concentración de fósforo en los efluentes de los tres reactores, este aumento va de la mano con un aumento en la concentración de fósforo en el ARU.

Se monitoreo los SSV en el ARU y en efluente de los tres reactores de modo de verificar si hay un lavado de biomasa. En el caso del reactor de solubilización se mantiene una baja concentración que constantemente se encuentra lavándose del reactor. En el reactor UASB del sistema de dos fases la concentración de biomasa en el efluente es baja durante todo el período. En el efluente del reactor UASB del sistema de una fase la concentración de biomasa fue baja aunque en el período de sobrecarga al reactor, el día 20 el lavado de biomasa aumento en el efluente y continua una tendencia en aumento indicada con línea punteada en la figura 7.

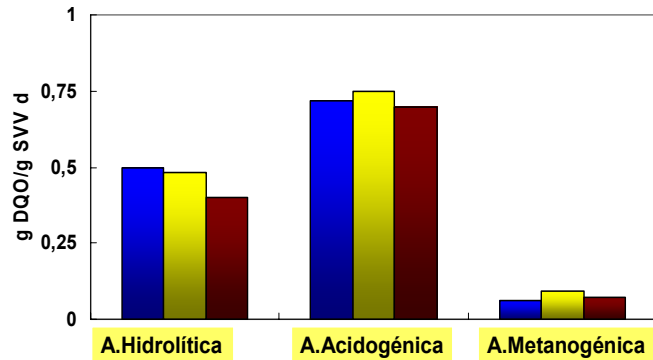


**Figura 7. Variación de la concentración de biomasa en el efluente de los reactores. Simbología:** ■ Afluente ARU, \* Efluente Reactor Solubilización, ○ Efluente Reactor UASB-dos fases, ▲ Efluente Reactor UASB-una fase.

Para evaluar los diferentes consorcios anaerobios en la biomasa de los tres reactores se realizaron ensayos de actividades hidrolítica, acidogénica y metanogénica. Estos se realizan con sustratos “modelos” para cada ensayo, y se realizaron a la temperatura óptima de la digestión anaerobia de modo de obtener las actividades máximas ya que en este caso la temperatura varía en los reactores constantemente. Los valores obtenidos se toman como un parámetro que permite evaluar si las bacterias se adaptan a las nuevas condiciones y cual se ve más favorecida.



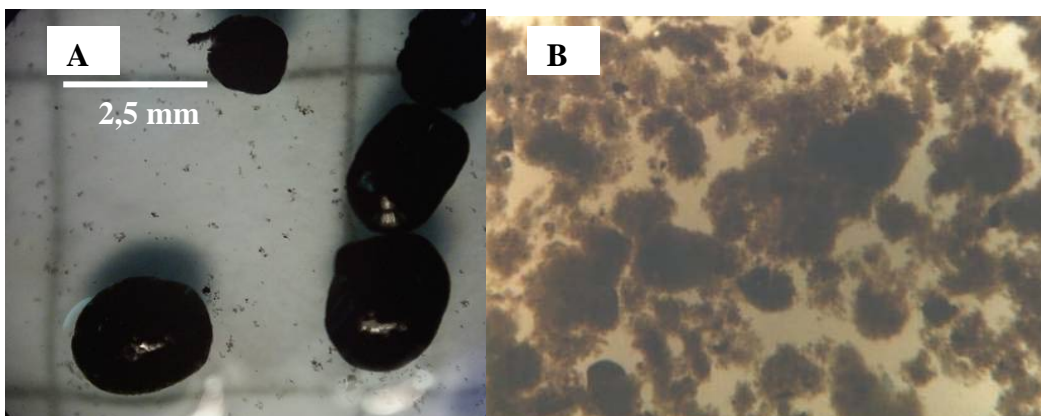
**Figura 8. Variación de las actividades de los consorcios bacterianos anaerobios durante la operación del sistema de dos fases. Reactor de solubilización (Izquierda), reactor de UASB (Derecha). Simbología:** ■ Día 10 de operación, ■ Día 20 de operación, ■ Día 40 de operación.



**Figura 9. Variación de las actividades de los consorcios bacterianos anaerobios durante la operación del reactor de UASB del sistema de una fase con ARU cruda. Simbología: ■ Día 10 de operación, ■ Día 20 de operación, ■ Día 40 de operación.**

En el reactor de solubilización (figura 8-izquierda) la actividad hidrolítica se incrementa con el tiempo lo cual coincide con la mayor capacidad de solubilización de material particulado de este reactor. Sin embargo la actividad acidogénica del consorcio no se incrementó como se esperaba al acidificar el reactor. Es claro que las bacterias metanogénicas cesan su actividad o bien han sido lavadas, esto ya se constata el día 20 de operación. La biomasa generada en el reactor de solubilización a pesar de tener suficiente actividad hidrolítica para solubilizar se estabiliza en una muy baja concentración de biomasa para un reactor anaerobio, alrededor de 1 gSSV/L. En la biomasa obtenida en el reactor UASB-dos fases destaca la alta actividad acidogénica mantenida por el consorcio y esto no afectó la actividad hidrolítica ni al consorcio metanogénico (figura 8-derecha). La mayor diferencia se produce entre ambos sistemas en los valores de actividades en los reactores UASB. Ya que el reactor UASB-una fase tiene actividades bajísimas de los consorcios, a pesar de tener casi la misma concentración de biomasa que el reactor UASB-dos fases.

Visualmente las diferencias en la biomasa son drásticas, en el sistema de una fase opera con biomasa que inicialmente era granular y producto de la operación con ARU cruda se convierte en biomasa completamente floculenta (figura 10-B). En cambio, la biomasa del reactor UASB-dos fases mantiene y continúa desarrollando gránulos anaerobios que no se desintegran, manteniéndose compactos y de un tamaño adecuado (figura 10-A).



**Figura 10. Biomasa anaerobia de reactores UASB operando con ARU cruda y a bajas temperaturas. Las fotografías son tomadas a través de un estereomicroscopio. (A) Sistema de dos fases, (B) Sistema de una fase.**

Otros autores han mencionado en sus experiencias que los organismos acidogénicos dispersos presentes en la alimentación de los reactores pueden iniciar la flotación del lodo granular. Sin embargo, el reactor UASB-dos fases a pesar de operar con el afluente de un reactor acidificado no se ve perjudicado ni en su capacidad de remoción, ni en las actividades de los consorcios. Incluso este fenómeno ha sido asociado a la operación de reactores a bajas temperaturas, en donde una

capa de biomasa acidogénica rodearía los gránulos impidiendo que el gas salga del gránulo, como consecuencia los gránulos flotarían (Lettinga, *et al.*, 2001). Sin embargo, en el reactor UASB-dos fases no se evidencia gránulos flotando, esto puede deberse a que con tan bajas concentraciones de sustrato el biogás producido es mínimo. Visualmente, los gránulos no muestran presencia de biomasa acidogénica rodeando los gránulos, sino que mantienen una apariencia y color normal.

Ambos reactores UASB operan con bajas concentraciones de sustrato, y generalmente se atribuye que esta es la causa de la desintegración de gránulos anaerobios debido a la lisis producida por las limitaciones de transporte de sustrato que se originarían. Sin embargo, el UASB-dos fases opera con bajísimas concentraciones de sustrato y mantiene gránulos que no evidencian ningún tipo de lisis. Por lo tanto, los quiebres y lisis celular tendrían mayor relación con la composición del afluente que con la concentración, y en este caso se hace fundamental la solubilización previa de los sólidos suspendidos presente en el ARU cruda.

## **CONCLUSIÓN**

Es posible implementar un sistema anaerobio para tratar ARU crudas a bajas temperaturas ambientales por medio de un sistema de dos fases, compuesto por un reactor de solubilización del ARU cruda seguido de un UASB metanogénico, alcanzando eficiencias de degradación alentadoras tanto para la fracción soluble como particulada. Los resultados obtenidos en el sistema de una fase demuestran que este tipo de configuración no es adecuada para el tipo de agua residual considerada operando a baja temperatura debido a la baja remoción obtenida y a la desestabilización de biomasa anaerobia granular. Se espera que los resultados obtenidos con el sistema de dos fases mejoren al operar a temperaturas ambientales mayores y al aumentar la concentración de biomasa en el reactor de solubilización.

**Agradecimientos:** *los autores agradecen el soporte prestado por Conicyt al desarrollo de esta investigación a través del proyecto Fondecyt N° 1050320.*

## **REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS**

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1992. Standard Methods for the Examination of Water Wastewater. 18th Edition. Washington.
2. Lettinga.G, S.Rebac and G.Zeeman. 2001. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *TRENDS in Biotechnology*. 19 (9): 363-370.
3. Speece, R.E. 1996. Anaerobic digestion: for industrial wastewater. Tennessee: Archea Press.
4. Soto M., R.Mendez, and J.M. Lema. 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Research* 27 (8), pp: 1361-1376.