

TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE ARROZ PARBOILIZADO EM REATORES EGSB

SCHULZ, Cintia K.; SANTOS, Magda S. dos ; KOETZ, Paulo R.; VSCHORNCK, Felipe

UFPel/FAEM/Dept^o de Ciência e Tecnologia Agroindustrial – Campus Universitário -C.P.354, CEP - 96.010-900 Pelotas, RS
Tel. (053)2757278 FAX (053)2759031
(Recebido para publicação em 07/12/2000)

RESUMO

Estudou-se o uso de um reator anaeróbio de leito granular expandido (EGSB) para o tratamento do efluente da indústria de arroz parboilizado. Avaliou-se a eficiência de remoção de DQO solúvel para diferentes cargas orgânicas. A temperatura do sistema foi mantida em $30 \pm 3^\circ\text{C}$ e o tempo de detenção hidráulico foi de cinco horas. A velocidade ascensional foi de 4m.h^{-1} , conseguida através da recirculação do efluente. A eficiência de remoção de DQO solúvel foi de 72, 83, 63 e 73%, para as cargas orgânicas de 1, 5, 9 e $11\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, respectivamente.

Palavras chave: digestão anaeróbia, EGSB, efluente de parboilização de arroz.

ABSTRACT

RICE WASTEWATER TREATMENT IN EGSB REACTORS. An expanded granular sludge bed (EGSB) was tested to treat parboiled rice industrial wastewater. The efficiency of the reactor's COD removal with different organic load rates was studied. Experiment hydraulic retention time (HRT) was 5 hours and the temperature was 30°C . The upflow liquid velocity, obtained with the effluent recycle, was 4m.h^{-1} . The COD removal efficiencies were 72, 83, 63 and 73%, with the organic load rates of 1, 5, 9 and $11\text{kgCOD.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, respectively.

Key words: anaerobic digestion, EGSB, parboiled rice industrial wastewater.

INTRODUÇÃO

A indústria de arroz parboilizado gera efluentes com concentrações de DQO (demanda química de oxigênio) que variam de 2.000 a 4.500mg.L^{-1} (ISOLDI & KOETZ, 1998). Esse efluente resulta da água de maceração, na proporção de 4m^3 por tonelada de grão processado (KOETZ *et al.*, 1996).

As tecnologias adequadas e de baixo custo são essenciais para o tratamento de efluentes. Os processos anaeróbios oferecem grande potencial para esse tratamento, mostrando sucesso na aplicação para grande número de efluentes. Eles são alternativas adequadas e preenchem os seguintes requisitos: simplicidade de projeto, uso de equipamentos e instalações simples, baixo consumo de energia e alta eficiência de tratamento (KATO *et al.*, 1997).

Os reatores anaeróbios com maior êxito, na prática, são aqueles que utilizam o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Bed*), que podem acomodar altas cargas orgânicas (KATO *et al.*, 1996). A principal razão do sucesso do reator UASB é com relação a capacidade de tratamento de efluentes de alta carga orgânica, quando comparado com outros sistemas, o que permite o emprego de uma planta de tratamento de efluentes econômica e compacta (DRIESSEN & YSPEERT, 1999).

O tratamento de águas diluídas a baixas temperaturas, nesses reatores, não levam a resultados satisfatórios devido a limitações tanto físico-químicas como de projeto. A baixa concentração de DQO do efluente leva a baixos níveis de substrato dentro do reator e, conseqüentemente, a uma baixa produção de biogás. Portanto, pode-se esperar uma baixa intensidade de mistura e um pobre contato entre o substrato e a biomassa (GUZMÁN *et al.*, 1998).

HULSHOFF POL *et al.* (1999), discutiram a aplicação potencial do tratamento anaeróbio para efluentes de baixa concentração ($\text{DQO} < 1500\text{mg.L}^{-1}$), pois nas últimas décadas o tratamento anaeróbio de efluentes mostrou-se uma tecnologia bem aceita para o tratamento de média ($\text{DQO } 1500\text{-}1000\text{mg.L}^{-1}$) e alta ($\text{DQO} > 10000\text{mg.L}^{-1}$) concentrações de efluentes industriais. Eles concluíram que é possível tratar anaerobicamente efluentes diluídos, desde que haja uma alta mistura hidráulica no reator para promover um maior contato entre biomassa e substrato.

Experimentos prévios para otimização do contato biomassa-efluente resultaram no desenvolvimento de um reator anaeróbio de leito granular expandido (EGSB - Expanded Granular Sludge Bed) (REBAC *et al.*, 1995).

Os reatores EGSB são uma modificação da tradicional tecnologia UASB. Ambos usam lodo granular, mas o EGSB opera com altas velocidades superficiais ($4\text{-}10\text{m.h}^{-1}$), produzidas por altas taxas de recirculação e uma elevada relação entre altura e diâmetro do reator. Isso causa uma elevada mistura hidráulica que promove o contato do efluente com a biomassa, havendo necessidade de material suporte, o que pode ser uma qualidade importante para algumas aplicações (JEISON & CHAMY, 1999).

O desenvolvimento industrial desses reatores exige um conhecimento aprofundado dos parâmetros de operação, justificando pesquisa em reatores pilotos e a experimentação dos mesmos para efluentes específicos.

O objetivo do trabalho foi desenvolver tecnologia de reatores EGSB para tratamento de efluentes da parboilização de arroz, estudando-se parâmetros de operação, influência da carga orgânica na forma de remoção de DQO e retenção da biomassa em função da elevada velocidade ascensional do líquido no sistema.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento durou 125 dias em quatro fases. A primeira fase foi do 1^o ao 37^o dia com carga orgânica de $1\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Na segunda fase, com carga orgânica de $5\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, a duração foi do 37^o ao 72^o dia. A terceira fase foi do 72^o até o 94^o dia com carga orgânica de $9\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. A quarta e última etapa, 94^o até o 125^o dia, foi com carga orgânica de $11\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

Efluente: Proveniente da indústria de arroz parboilizado e recolhido na saída do tanque de maceração, semanalmente e estocado a 4° C.

Parâmetros operacionais: a velocidade ascensional foi de 4m.h⁻¹, a vazão de alimentação de 19,2L.d⁻¹, a de recirculação do efluente de 17,3L.h⁻¹ e o tempo de detenção hidráulico de cinco horas.

Biomassa: O reator EGSB foi inoculado com biomassa proveniente de um reator UASB de uma indústria de parboilização de arroz, ocupando 30% do volume do reator. A biomassa apresentou na posta em marcha 40200 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos totais e 22500 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos voláteis.

Posta em marcha: o sistema teve um período de adaptação, durante o qual foi adicionado ao efluente na alimentação uma solução de macro e micronutrientes proposta por GUZMÁN *et al.* (1998).

Alimentação dos reatores: o efluente foi diluído no momento da alimentação para DQO de 200, 1000, 1800 e 2300 mg.L⁻¹, para as cargas orgânicas de 1, 5, 9 e 11 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, respectivamente.

Esquema do reator EGSB



Figura1- Esquema do reator piloto EGSB

O sistema (Figura 1) foi constituído de um reator EGSB de 4,35L com um decantador de 2L na parte superior e um decantador secundário de 3L, de onde é realizada a recirculação da biomassa..

Coleta de amostras: as amostras foram coletadas na alimentação e na descarga do reator EGSB duas vezes por semana, para realização das análises.

Análises: as análises físico-químicas realizadas foram: pH, alcalinidade (ALC), acidez volátil total (AVT), demanda química de oxigênio total e solúvel (DQO_t e DQO_s), nitrogênio total Kjeldahl (N-NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo, sulfatos, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) de acordo com o *Standard Methods for Examination of Waters and Wastewater*, 1998.

Monitoramento da temperatura: a temperatura foi monitorada em três pontos, sendo dois no reator EGSB (topo e fundo) e um externo aos reatores e foi mantida em 30±3° C.

Eficiência do sistema: a eficiência de remoção de DQO_s foi determinada pela Equação 1 .

$$E(\%) = 1 - \frac{C_f}{C_o} \cdot 100 \quad (\text{Equação 1})$$

E (%) = eficiência

C_o = concentração inicial

C_f = concentração final

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2 observa-se a evolução da eficiência de remoção de carbono em relação ao tempo de experimento. Pode-se observar que na primeira fase do experimento, B=1 kg.m⁻³.d⁻¹, a eficiência de remoção de DQO variou de 71,8% a 481,4%. É provável que seja pela progressiva adaptação da biomassa (SSV de 22.500 mg.L⁻¹) à baixa concentração de substrato.

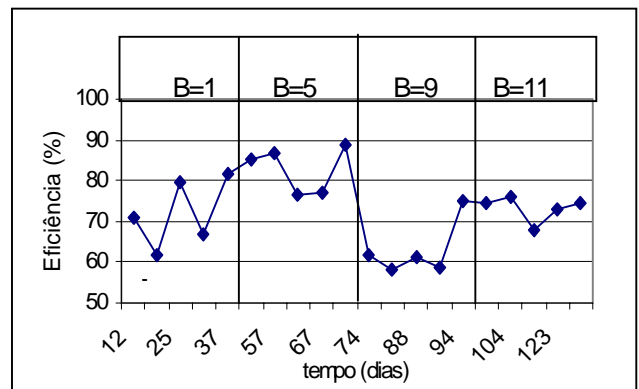


Figura 2- Eficiência de remoção de DQO solúvel em função do tempo de operação – B em kgDQO.m⁻³.d⁻¹

A DQO da alimentação ficou em torno de 200mg.L⁻¹, conforme Figura 3, valor considerado baixo, que dificultou a remoção total, de acordo com HULSHOFF POL *et al.* (1998). A alcalinidade na descarga manteve-se próxima a 145,5 mg.L⁻¹ (Figura 4) enquanto a AVT ficou em 63,3 mg.L⁻¹ (Figura 5). Isto faz com que a relação ALC/AVT seja 2,3 (Figura 6), o que não é conveniente para a digestão anaeróbia, conforme CHERNICHARO (1997).

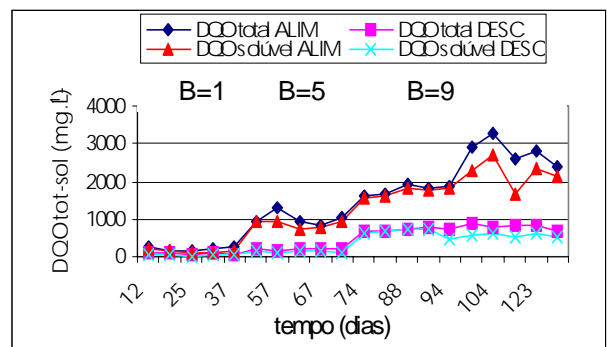


Figura 3- Valores de DQO total e solúvel em função do tempo de operação - B em kgDQO.m⁻³.d⁻¹

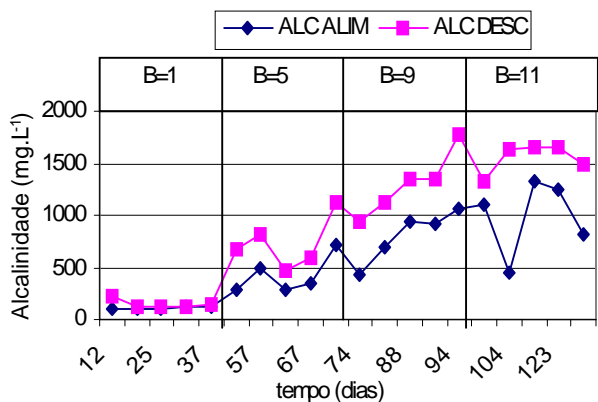


Figura 4- Valores de Alcalinidade em função do tempo de operação - B em $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

Nesta fase a relação DQO/SO₄ (Figura 8) também ficou abaixo do recomendado, que é acima de dez, para que não ocorra inibição das bactérias metanogênicas pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), segundo REBAC *et al.* (1996).

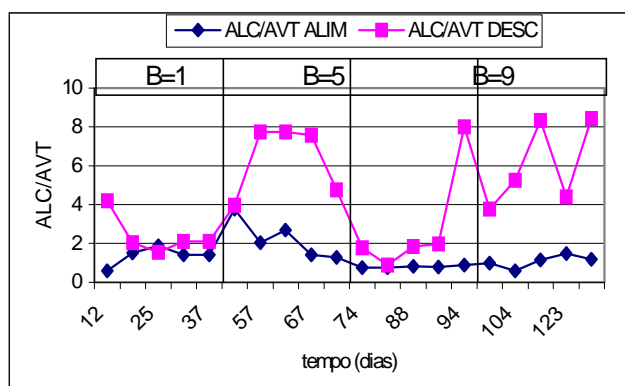


Figura 5- Valores de AVT em função do tempo de operação - B em $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

Na segunda fase obteve-se a melhor eficiência de remoção de DQO do experimento, com $B=5 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ (Figura 2). É possível que seja pelo fato da relação ALC/AVT na descarga ter sido em torno de 6,3 (Figura 6), mantendo o pH na descarga em 7,3 (Figura 7).

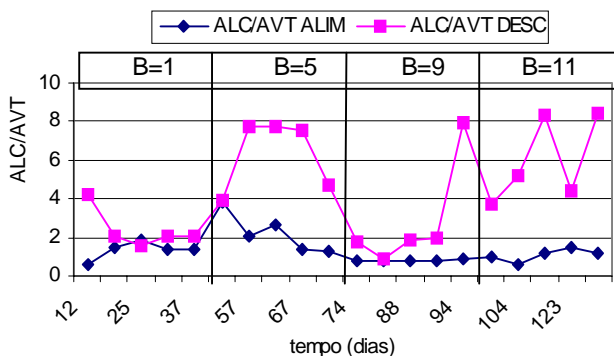


Figura 6- Relações de ALC/AVT em função do tempo de operação - B em $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

A melhor eficiência de remoção pode ser explicada pelo aumento da quantidade de substrato. Uma DQO de 1000 mg.L^{-1} (Figura 3) e uma relação DQO/N e DQO/P (Figura 9) considerada acima do mínimo exigido para efluentes com baixa concentração de DQO de acordo com SENDIC (1998), também podem ter sido favoráveis. A DQO na descarga (Figura 3) manteve-se estável.

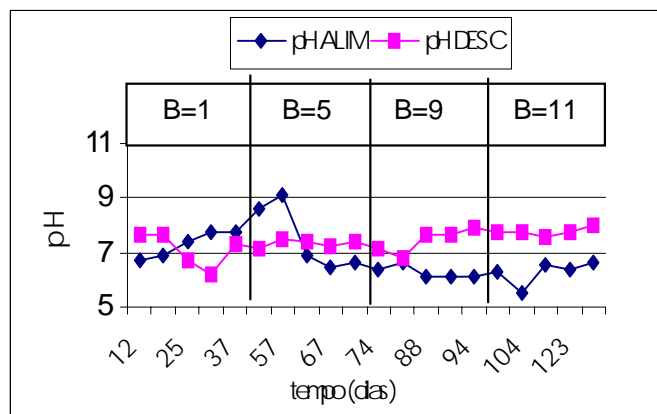


Figura 7- Valores de pH em função do tempo de operação - B em $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

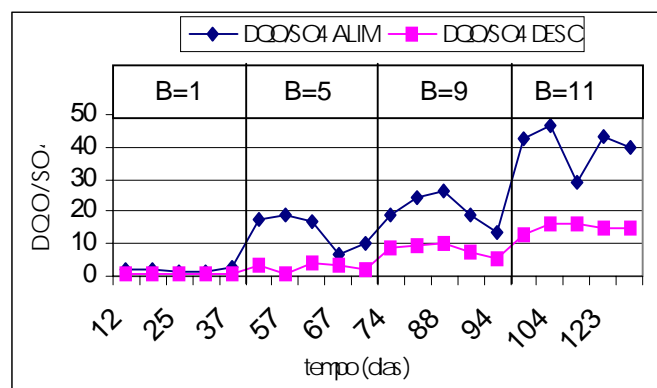


Figura 8- Relação DQO/SO₄ em função do tempo de operação - B em $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

A relação DQO/SO₄ (Figura 8) pode ter contribuído também para a melhor eficiência, pois ficou sempre acima de dez).

De acordo com a Figura 2, a terceira fase do experimento, com $B=9 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, não apresentou uma alta eficiência de remoção. Os parâmetros que afetaram a boa eficiência que do sistema, provavelmente foram o pH na alimentação, a relação ALC/AVT, a alta concentração de sólidos suspensos na alimentação e na descarga do efluente, uma vez que os outros parâmetros apresentaram valores adequados para o processo.

A relação ALC/AVT (Figura 6) foi baixa devido a alta produção de AVT (Figura 5) que pode ser resultado do pH do efluente na alimentação (Figura 7), que ficou abaixo dos valores considerados ótimos, segundo GUZMÁN *et al.* (1998). Assim, mesmo que a alcalinidade do sistema tenha se mantido alta (Figura 4), não houve consumo de AVT. Nesta fase o

efluente apresentou uma alta concentração de sólidos suspensos na alimentação (Figura 10), acima do limite máximo, conforme SENDIC (1998), principalmente por se tratar de efluentes com baixa carga orgânica. Outro fator que pode ter contribuído para diminuir a eficiência foi a perda de biomassa na descarga do efluente. Conforme a Figura 10, houve um aumento do parâmetro SSV na descarga do efluente, nesta fase.

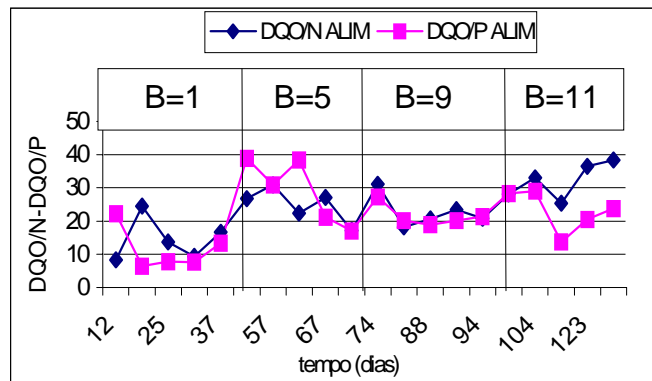


Figura 9- Relações DQO/N e DQO/P em função do tempo de operação - B em $\text{kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$

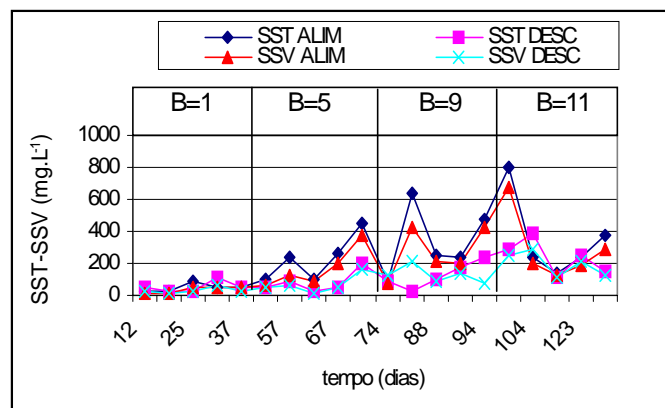


Figura 10- Valores de SST e SSV do efluente em função do tempo de operação - B em $\text{kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$

Na quarta e última etapa do experimento a eficiência de remoção aumentou novamente (Figura 2) e ficou em torno de 75%. A relação ALC/AVT foi a melhor obtida no experimento, apenas não se manteve tão constante como na segunda fase (Figura 6), com valores altos de alcalinidade (Figura 4) e baixos de AVT (Figura 5). O pH na descarga se manteve constante, mesmo com as variações apresentadas na alimentação (Figura 7). Nesta fase tínhamos as melhores condições de adaptação da biomassa, concentração de DQO (Figura 3), N e P (Figura 9), e relação DQO/SO₄ (Figura 8).

A eficiência não foi melhor devido a perda crescente da biomassa conforme o parâmetro SSV na descarga (Figura 10) e o parâmetro SSV da biomassa dentro do reator (Figura 11), que comprova que a concentração de SSV no final apresentava valores mais baixos do que no início do experimento.

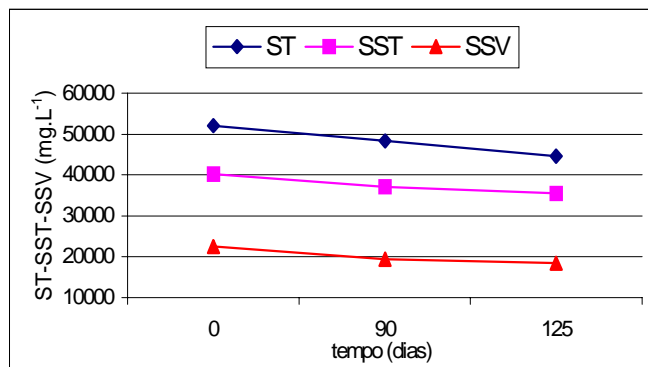


Figura 11- Valores de ST, SST e SSV na biomassa

A velocidade ascensional da mistura, mesmo ficando próxima aos valores usados por FLORES *et al.* (1999) e JEISON & CHAMY (1999) que foi de $5 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, e ainda menor do que o testado NÚÑEZ & MARTÍNEZ (1999) de $8 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, provavelmente trouxe como consequência o arraste de biomassa.

A perda de biomassa pode ter sido devida a desintegração dos grânulos, arraste dos grânulos, formação de bulking e até pela maior geração de gás (VERSTRAETE, 1996).

CONCLUSÕES

O reator EGSB é viável para o tratamento do efluente da indústria de arroz parboilizado. A remoção de DQO varia entre 63% e 83%. A carga orgânica que apresenta melhor eficiência de remoção de DQO é de $5 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington, APHA, 1998.
- CHERNICARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997. 246 p. – (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 5).
- DRIESEN, W.; YSPERT, P. Anaerobic treatment of low, medium and high strength effluent in the agro-industry. *Water Science Technology*. v. 40, n. 8, p.221-228, 1999.
- GUZMÁN, C.; GUERRERO, L.; ALKALAY, D.; CHAMY, R.; SCHIAPPACASSE, C. Puesta en marcha y operación de un reactor granular de lecho expandido (EGSB) de laboratorio. In: V TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES", 27-30 out., 1998. Viña del Mar. *Anales*, Viña del Mar: Universidad Católica de Valparaíso, Universidad Técnica Federico de Santa María y International Association on Water Quality (IAWQ). 1998.
- HULSHOFF POL, L.; REBAC, S.; KATO, M.; VAN LIER, J.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment of low-strength wastewater. In: V TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES", 27-30 out., 1998. Viña del Mar. *Anales*, Viña del Mar: Universidad Católica de Valparaíso, Universidad Técnica Federico de Santa María y International Association on Water Quality (IAWQ). 1998.

- JEISON, D.; CHAMY, R. Comparison of the behaviour of EGSB and UASB reactors in dilute and concentrated wastewater treatment. *Water Science Technonology*. v.40, n. 8, p. 91-97, 1999.
- KATO, M. T.; REBAC, S.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. Anaerobe tolerance to oxygen and potentials of anaerobic cocultures for wastewater treatment. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. v. 14, n. 4. São Paulo, 1997.
- KATO, M. T.; REBAC, S.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de águas residuárias em reatores RELGE. In: IV SEMINARIO-TALLER LATINOAMERICANO SOBRE "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES", 19-22 nov., 1996, Bucaramanga. *Anales*. Bucaramanga: RCBA/ Universidad Industrial de Santander, 1996, p. 175-185.
- ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R. Remoción de nitrógeno de aguas residuales de la industrialización de arroz en reactores performantes. In: V TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES", 27-30 out., 1998. Viña del Mar. *Anales...*, Viña del Mar: Universidad Católica de Valparaíso, Universidad Técnica Frederico de Santa Maria y International Association on Water Quality (IAWQ). 1998.
- KOETZ, P. R.; FARIA, O. L.; NUNES, W. A. Tratamento de efluentes da parboilização de arroz em reator UASB. In: IV SEMINARIO-TALLER LATINOAMERICANO SOBRE "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES", 19-22 nov., 1996, Bucaramanga. *Anales...*Bucaramanga: RCBA/ Universidad Industrial de Santander, 1996, p. 279-282.
- NÚÑEZ, L. A.; MARTÍNEZ, B. Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in an EGSB reactor. *Water Science Technonology*. v.40, n. 8, p. 99-106, 1999.
- RAZO-FLORES, E.; SMULDERS, P.; BOLDÚ, F. P.; LETTINGA, G.; FIELD, J. Treatment of anthranilic acid in na anaerobic expanded granular sludge bed. *Water Science Technonology*. v.40, n. 8, p. 187-194, 1999.
- REBAC, S.; RUSKOVA, J.; GERBENS, S.; VAN LIER, J. B.; STAMS, A. J. M.; LETTINGA, G. Hight-rate anaerobic treatment of wastewater under psychrophilic conditions. *Journal of Fermentation and Bioengineering*. v. 80, n. 5, p. 499-506, 1995.
- REBAC, S.; VISSER, A.; GERBENS, S.; VAN LIER, J. B.; STAMS, A. J. M.; LETTINGA, G. The effect of sulphate on propionate and butyrate degradation in a psychrophilic anaerobic expanded granular sludge bed (EGSB) reactor. *Environmental Technonology*. v. 17, n. 8, p. 9997-1095, 1996.
- SENDIC, M. V. Design of anaerobic reactors. In: V TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES", 27-30 out., 1998. Viña del Mar. *Anales...*, Viña del Mar: Universidad Católica de Valparaíso, Universidad Técnica Frederico de Santa Maria y International Association on Water Quality (IAWQ). 1998.
- VERSTRAETE, W.; de BEER, D.; PENA, M.; LETTINGA, G. and LENS, P. Anaerobic bioprocessing of organic wastewater. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*. v. 12, n. 3, p. 221-238, 1996.