

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## TRATAMIENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO SEGUIDO DE REATOR COM ALGAS IMOBILIZADAS

\*Dayane de Andrade Lima<sup>1</sup>  
José Tavares de Sousa<sup>1</sup>  
Jéssyca de Freitas Lima<sup>1</sup>  
Tales Abreu Tavares de Sousa<sup>1</sup>  
Israel Nunes Henrique<sup>2</sup>

SEWAGE TREATMENT IN DOMESTIC REACTOR  
ANAEROBIC REACTOR OF HYBRID FOLLOWED WITH  
ALGAE IMMOBILISED

Recibido el 4 de febrero de 2015; Aceptado el 19 de junio de 2015

### Abstract

This study was performed aiming to evaluate the fecal contamination indicator and nutrient removals in immobilized algae reactor in post-treatment of anaerobic effluent. An Hybrid Anaerobic Reactor (HAR) fed with sewage was installed and its effluent post treated with Immobilized Algae Reactor (IAR). The IAR operated with moving-bed biofilm characteristics, and the support medium was polyurethane foam cut in cubes. The experiments were operated in three distinct phases at a greenhouse. The first one was characterized by a low insolation and temperature at a range from 22.4 to 30.2 °C. At second phase ammonium sulfate was added to stimulate the nitrification. At the third phase the reactor was exposed to a greater insolation with temperature between 23.4 and 33.3°C. The HAR provided an expressive organic matter and suspended solids removals, with 77 and 88% efficiency respectively. The IAR the N-NTK removal efficiency were respectively 96, 79 and 62% for the three phases. Nitrification occurred at first and second phases, at these phases the phosphorus removal was not efficient. On the other hand the third phase obtained a removal efficiency of 87% for orthophosphate and 99.98% for *E. coli*. The polyurethane was revealed as a good support medium for algae immobilization, being possible to efficiently remove the nutrients and the fecal contamination indicator organisms.

**Key Words:** indicadores de contaminación fecal, nutrientes, reactor de algas inmobilizadas.

<sup>1</sup> Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

<sup>2</sup> Universidade Federal do Oeste do Para - UFOPA

\*Autor correspondente: Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas, 351, Bairro Universitário, Campina Grande-PB, CEP 58429-500, Campina Grande, Paraíba. Brasil. Email: [dayane\\_eld@hotmail.com](mailto:dayane_eld@hotmail.com)

## Resumo

O objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção de nutrientes e de indicadores de contaminação fecal em reator de algas imobilizadas no pós-tratamento de efluente anaeróbio. Nesse contexto foi instalado um Reator Anaeróbio Híbrido (RAH) alimentado com esgoto sanitário e o seu efluente foi pós- tratado em Reator com Algas Imobilizadas (RAI). O RAI operou com características de biofilme com leito móvel usando meio suporte de espuma de poliuretano cortada em cubos. O experimento foi instalado em uma casa de vegetação e operado em três fases distintas. A primeira caracterizada pela baixa insolação diária, temperatura variando 22.4 a 30.2 °C. Na segunda fase foi adicionado sulfato de amônio que estimulou a nitrificação, na terceira fase o reator foi exposto a maior insolação com temperatura ambiente variando 23.4-33.3 °C. O RAH proporcionou uma expressiva remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, cuja eficiência foi de 77 e 88%, respectivamente. Com relação ao RAI a eficiência na remoção de N-NTK para as três fases foram respectivamente de 96, 79 e 62%, nas três fases. Na primeira e segunda fase ocorreu nitrificação. A remoção de fósforo mostrou-se pouco significativos na primeira e segunda fase, contudo na terceira fase, a eficiência foi em torno 87% de remoção para ortofosfato e 99.98% em relação a remoção de *E. coli*. O poliuretano mostrou-se um considerável meio suporte para imobilização de algas, sendo possível remover de forma eficiente os nutrientes e organismos indicadores de contaminação fecal.

**Palavras chaves:** indicadores de contaminação fecal, nutrientes, reator de algas imobilizadas.

## Introdução

O tratamento de esgotos sanitários em sistemas anaeróbios tem ganhado destaque no Brasil nos últimos anos. As tecnologias anaeróbias apresentam diversas vantagens, como simplicidade operacional, baixa produção de lodo excedente, lodo estabilizado, baixo requerimento de área e baixa necessidade de nutrientes (Latif *et al.*, 2011).

O tratamento anaeróbio embora bastante eficiente na remoção de matéria orgânica biodegradável e de sólidos suspensos totais, a qualidade do efluente de reatores anaeróbios geralmente não atende às normas ambientais impostas, tornando-se necessário aplicar o pós-tratamento para obter uma remoção satisfatória, podendo ser apontado como uma desvantagem do sistema (Metcalf e Eddy, 2003).

As perspectivas atuais com base em experiências recentes no tratamento biológico de águas residuárias apontam a necessidade de investimentos em alternativas de pós-tratamentos e de sistemas compactos unindo dois ou três tratamentos distintos, com o objetivo de garantir mais eficiência do metabolismo microbiano, com exigência de pequenas áreas e efluentes de qualidade adequada aos padrões ambientais (Tonetti *et al.*, 2012).

O reator anaeróbio híbrido (RAH) combina as vantagens do UASB e do filtro anaeróbio em um único reator e reduzir as desvantagens destes reatores quando funcionam separadamente. Assim, torna-se uma configuração apropriada para acumular elevadas concentrações de biomassa na parte inferior formando-se o lodo granular, no qual parte do material carbonáceo é

degradada, acoplado ao UASB vem o filtro anaeróbio que realiza o polimento da DBO particulada no efluente que ocorre pela retenção física nos interstícios do material suporte e posterior digestão (Passig, 2005).

O uso de microalgas na biotecnologia tem aumentado nos últimos anos. A utilização de células de algas imobilizadas nos processos de tratamento de águas residuárias tem sido uma alternativa para promover a remoção de macros nutrientes e de substancias potencialmente perigosas com metais pesados, as microalgas através de processos de bioquímicos consegue remover parte destes poluentes (Moreno-Garrido, 2007).

Segundo Mallick (2002), existe um grande número de técnicas para a imobilização de microalgas em uma variedade de suportes naturais e sintéticos. A escolha do suporte, assim como a técnica depende da natureza do substrato e sua aplicação final. A aplicação de técnicas de imobilização de algas apresenta-se como uma importante vantagem nos processos biológicos de tratamentos de águas residuárias, oferecendo eficiência significativa na remoção de nutrientes e no decaimento de coliformes termotolerantes, as algas proporcionaram a elevação do pH, responsável pelas reações químicas e modificações biológicas dentro do ambiente aquático, promovendo a elevação da eficiência na remoção de nutrientes e organismos patogênicos (Das, 2011).

De acordo com Olgúin (2003), as maiores limitações práticas no tratamento de águas residuárias utilizando algas é a separação e a coleta da biomassa proveniente da descarga de água tratada, desta maneira, a técnica de imobilizar algas para este intuito permite uma maior flexibilidade na configuração e construção de biorreatores, quando comparado com sistemas convencionais que utilizam algas em suspensão. O meio suporte utilizado na imobilização promove grande área superficial na qual se agrega à biomassa de algas, favorecendo os processos metabólicos em um espaço reduzido quando comparado à lagoas de estabilização convencionais.

Este trabalho visa investigar a eficiência de um reator anaeróbio híbrido seguido de um reator com algas imobilizadas no tratamento de esgoto doméstico na remoção de material carbonáceo, nutrientes e indicadores de contaminação fecal.

### **Material e Métodos**

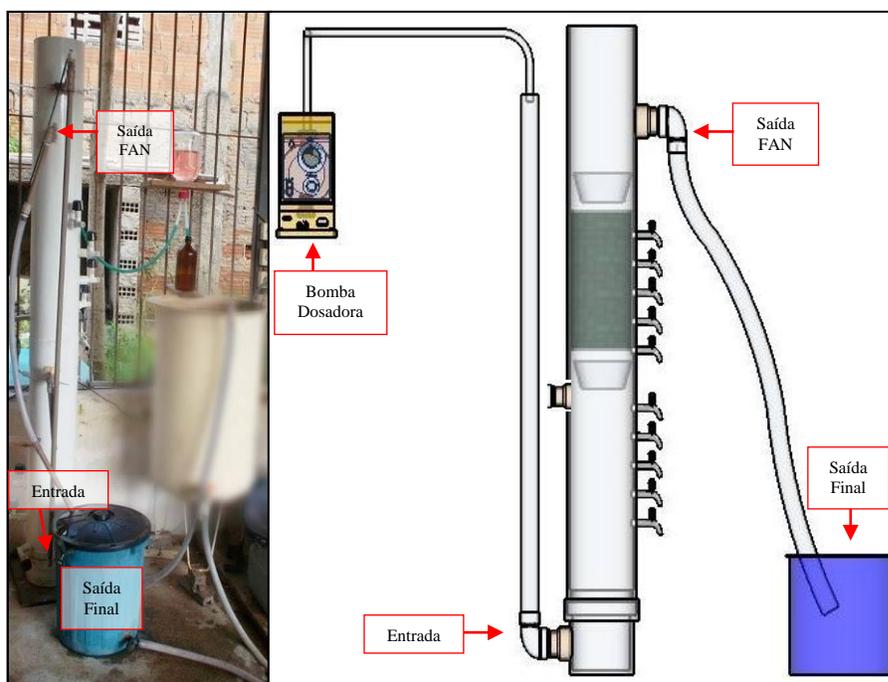
O sistema experimental foi instalado e monitorado em uma área vinculada à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), onde estão localizadas as instalações da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande - PB (7º 13' 11" S e 35º 52'31" W e altitude média de 550 m).

### Instalação, Partida e Operação do Reator

O sistema experimental era constituído por duas unidades de tratamento: a primeira era um Reator Anaeróbio Híbrido – RAH, formado por um UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) acoplado ao Filtro Anaeróbio - FAN. A segunda unidade constitui-se de um Reator com Algas Imobilizadas – RAI, com a finalidade de fazer o polimento do efluente do RAH. Ambos os reatores foram construídos em escala de laboratório. O reator anaeróbio híbrido foi alimentado com esgoto doméstico, o RAI era alimentado com o efluente gerado pelo RAH.

### Reator Anaeróbio Híbrido – RAH

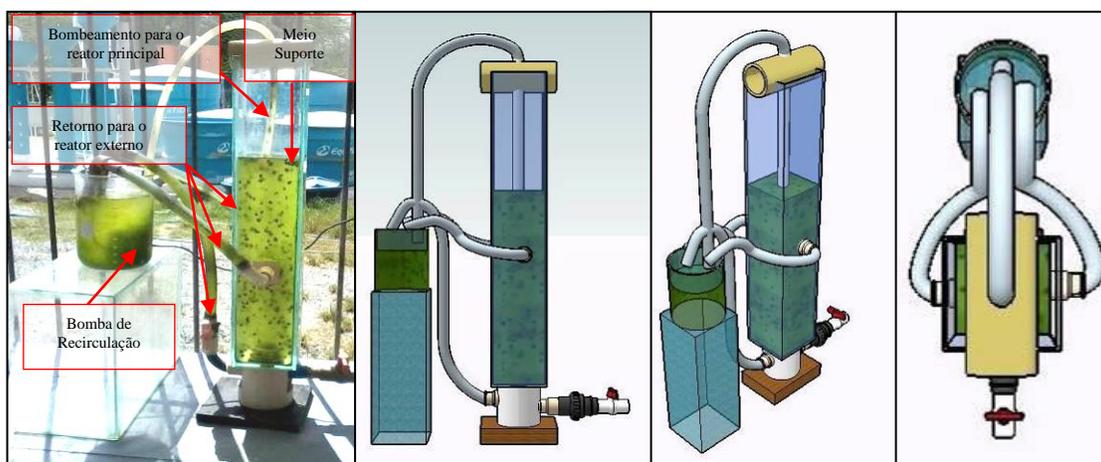
O Reator Anaeróbio Híbrido foi construído em tubos PVC com diâmetro de 200mm e altura de 2 metros. A parte que compreendia o UASB tinha um volume útil de 27 litros e foi operado com um Tempo de Detenção Hidráulico - TDH de 6 horas, o filtro anaeróbio era conjugado ao UASB, tendo um volume de 25 litros e um TDH de 5.5 horas, o filtro era recheado com meio suporte de cubos de esponja de poliuretano representando 97% de volume de vazios. O volume total do RAH era 52 litros, operado com um TDH total de 11.5 horas tratando 108 litros por dia. Na Figura 1 encontra-se a foto e um esquema da estrutura do sistema dimensionado e projetada em escala de bancada.



**Figura 1.** Reator Anaeróbio Híbrido – RAH.

### Reator de Algas Imobilizadas – RAI

O RAI foi construído para promover o pós-tratamento em nível terciário do efluente produzido no RAH. O RAI com volume total de 6 litros, sendo 4 litros no reator principal que continha o meio suporte e 2 litros no reator externo (becker), para promover contato do líquido com meio suporte foi utilizada na base do reator externo uma bomba de aquário a qual deslocava a massa líquida na vazão de 5 litros de efluente por minuto. O RAI operou com características de biofilme com leito móvel usando meio suporte de espuma de poliuretano cortada em cubos. Na Figura 2 está apresentada a foto do RAI montado seguido de esquemas com vista lateral, frontal e superior.



**Figura 2.** Foto do RAI, esquemas das vistas lateral, frontal e superior.

### Meio suporte do RAI

O meio suporte usado para imobilizar as microalgas foi a espuma de poliuretano, tipo comercial, cortadas em cubos apresentando em média 0.5cm de aresta, foram colocadas aproximadamente 420 unidade de cubinhos no sistema, foi utilizado 1.5g de suporte por litro de reator. Na Figura 3 encontra-se a espuma cortada em cubos.

### O RAI foi operado em três fases:

O RAI foi instalado em uma casa de vegetação e operado com TDH de 6 dias em três fases distintas. A primeira fase foi caracterizada por pouca insolação diária, temperatura variando 22.4-30.2°C. Na segunda fase experimental foi adicionado sulfato de amônio  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  na concentração de 15mg N- $\text{NH}_4$ .L<sup>-1</sup> no esgoto com a finalidade de testar a capacidade do reator quanto ao aumento da carga de nitrogênio, temperatura variando 21.2-32.1 °C. Na terceira fase foi suspensa a adição do sulfato de amônio testado na fase anterior, nessa fase foi trocada a

localização do reator dentro da própria casa de vegetação, para uma área mais iluminada, essa mudança, aumentou a temperatura ambiente (variando 23.4-33.3 °C), garantindo maiores taxas de fotossíntese ressaltada nos resultado.



**Figura 3.** Espuma de poliuretano cortada, usada como meio suporte do RAI.

#### Análises Físico-Químicas e Microbiológicas

Foram realizadas coletas das amostras: esgoto bruto (EB), no efluente do reator UASB, no efluente final do filtro anaeróbio (FAN) e no efluente do reator com algas imobilizadas (RAI) as análises foram realizadas com frequência semanal, na Tabela 1 encontram-se as variáveis, métodos analíticos e as referências.

**Tabela 1.** Parâmetros físico, químicos e microbiológicos avaliados

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA <i>et al.</i> (2012)
pH (-)	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Temperatura (°C)	-	2550 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico Diazotização	4500-NO <sub>2</sub> B. / APHA <i>et al.</i> (2012)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	4500-NH <sub>3</sub> / APHA <i>et al.</i> (2012)
*NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	Semi-Macro Kjeldahl	4500-NTK / APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo e Frações (mg.L <sup>-1</sup> )	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA <i>et al.</i> (2012)
*SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540 D. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	Oximétrico	4500 B. / APHA <i>et al.</i> (2012)
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	Membrana de filtração	9221F / APHA <i>et al.</i> (2012)

\*DQO-Demanda Química de Oxigênio; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nitrogênio Amoniacal; NTK-Nitrogênio Total Kjeldahl; pH-Potencial Hidrogeniônico; SST-Sólidos Suspensos Totais; SSV-Sólidos Suspensos Voláteis; SSF-Sólidos Suspensos Fixos.

### Levantamento das comunidades fitoplanctônicas

A identificação dos organismos foi feita utilizando microscópio binocular Olympus CBA, em até 400 vezes de aumento. O sistema de classificação para classes e gêneros seguiu recomendações de Bicudo e Menezes (2006) e para as espécies foram utilizadas chaves de identificação específicas de cada grupo.

## Resultados e Discussão

### Desempenho do reator anaeróbio híbrido – RAH

Na Tabela 2 são apresentados os resultados experimentais obtidos através das análises físico-químicas dos parâmetros analíticos: DQO, DQO Filtrada, Sólidos e frações, pH e alcalinidade.

**Tabela 2.** Desempenho do reator anaeróbio híbrido – RAH, quanto na remoção de material carbonáceo, sólidos totais e suspensos.

Parâmetros	Esgoto Bruto –EB $\bar{x} \pm \sigma$	Afl. do Reator UASB $\bar{x} \pm \sigma$	Afluentes do Filtro Anaeróbio – FAN $\bar{x} \pm \sigma$	Remoção Total (%)
*DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	490 ± 154	195 ± 48	114 ± 36	77
*DQO Filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	185 ± 54	96 ± 44	80 ± 29	57
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	1143 ± 174	963 ± 107	908 ± 124	21
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	375 ± 154	294 ± 148	233 ± 101	38
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	179 ± 86	67 ± 37	22 ± 12	88
SSV (m.L <sup>-1</sup> )	146 ± 74	49 ± 31	17 ± 10	88
pH (-)	7.6 ± 0.3	7.6 ± 0.2	7.9 ± 0.3	-
Ácidos Graxos Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	72 ± 35	30 ± 17	21 ± 17	-
Alcalinidade Total (mg.L <sup>-1</sup> )	363 ± 79	394 ± 97	391 ± 68	-

Na Tabela 2 encontram-se os resultados da DQO bruta e filtrada para o Esgoto Bruto – EB, para o ponto de coleta do reator UASB e para o Filtro Anaeróbio – FAN. Pode-se observar que o esgoto bruto apresentou consideráveis variações em suas concentrações de material carbonáceo a DQO total variou de 228-788 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, com média de 490±154mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, considerado esgoto médio (Metcalf & Eddy, 2003).

Os resultados apresentados na Tabela 2 mostraram remoção de 60% do material carbonáceo no UASB e de 43% no FAN, os 43% removidos no FAN são referentes a carga recebida (efluente do UASB) que já se encontrava digerido com cargas de material carbonáceo reduzidas, dessa forma, considerando a de DQO do esgoto bruto, o FAN atingiu uma remoção de 17%, que totaliza em uma remoção total de 77% no RAH, para sistemas anaeróbios essa remoção é significativa.

Quanto as remoções da DQO filtrada o UASB conseguiu remover 48% produzindo efluente com  $96 \pm 44 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , enquanto o efluente do FAN manteve-se na média  $80 \pm 29 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , com eficiência adicional de 9%, totalizando uma remoção de DQO filtrada de 57%.

A remoção dos sólidos totais voláteis foi de 38%, sendo 21% no UASB e 17% no FAN. A eficiência do RAH na remoção dos sólidos suspensos totais e suspensos voláteis mostraram-se bastante elevadas atingindo 88% para ambas as frações, a remoção dos sólidos suspensos apresentam desempenhos apreciáveis, mas deve-se levar em consideração a baixa concentração sólidos no afluente.

Pimenta *et.al.*, (2005), utilizando um reator anaeróbio híbrido tratando esgoto sanitário encontraram efluentes produzido pelo reator, com valores abaixo de  $30 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$ , valores idênticos aos encontrados na pesquisa em questão (Tabela 2).

Desempenho do Reator com Algas Imobilizadas, nas três fases distintas:

Na Tabela 3 apresentam-se dados operacionais nas fases de operação do RAI, como o período operacional que compõem cada fase, as temperaturas externa (do meio ambiente, referente a médias de temperatura diárias de horas luminosas, temperatura na casa de vegetação onde se encontrava o RAI instalado, temperatura do líquido (medida *in loco*), dados de pH que eram monitorados diariamente e de alcalinidade, dessa forma foi verificado a variação dos processos da remoção de matéria orgânica, nutrientes e indicadores de contaminação fecal.

**Tabela 3.** Dados operacionais médio das fases do RAI

	Período Operacional	T°C Externa	T°C C.de vegetação	T°C Líquido	pH	Alc. Total (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )
1ª Fase	80 dias	25.3	23.7	23.3	7.9	138
2ª Fase	40 dias	25.8	25.6	25.2	6.0	50
3ª Fase	40 dias	28.2	23.8	27.2	10.5	174

Esses dados possibilitam melhor compreensão dos processos predominantes nas diferentes fases de operação do RAI, os fatores ambientais estão diretamente relacionados com o desempenho do sistema e com os mecanismos de remoção dos poluentes presentes.

Durante os períodos de horas clara observou-se elevada oscilação do pH no RAI ocasionada pela atividade das algas presentes durante o processo intenso de fotossíntese. Isto provavelmente deveu-se ao consumo de CO<sub>2</sub>, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias e, até mesmo a respiração das próprias algas.

**Tabela 4.** Resultados do pH e alcalinidade para as três fases distintas de operação do RAI

Parâmetros	1ª Fase		2ª Fase		3ª Fase	
	RAH ( $\bar{X} \pm \sigma$ )	RAI ( $\bar{X} \pm \sigma$ )	RAH ( $\bar{X} \pm \sigma$ )	RAI ( $\bar{X} \pm \sigma$ )	RAH ( $\bar{X} \pm \sigma$ )	RAI ( $\bar{X} \pm \sigma$ )
pH (-)	7.7 ± 0.2	7.9 ± 0.6	7.6 ± 0.1	6.0 ± 1.7	8.1 ± 0.2	10.5 ± 0.9
Alcalinidade Total (mg.L <sup>-1</sup> )	416 ± 61	79 ± 24	407 ± 35	50 ± 60	358 ± 57	174 ± 57

Na primeira fase o pH do efluente do RAI variou muito, apresentando uma média de 7.9 nota-se que ocorreu consumo da alcalinidade quando se compara a alcalinidade afluente (Tabela 4), o consumo ocorreu devido o processo de nitrificação realizado pelas bactérias autotróficas nitrificantes, essas bactérias usam o oxigênio dissolvido que é produzido pelas algas durante a fotossíntese.

Na segunda fase destaca-se a grande variação do pH com valor médio em torno de 6.0±1.7, (Tabela 4) essa queda no pH ocorreu pela predominância do processo de nitrificação, nesse caso a alcalinidade chegou a ser quase totalmente consumida, a nitrificação esteve fortemente presente nessa fase de operação devido a adição de sulfato de amônia, que aumentou consideravelmente a carga de nitrogênio no reator. Na terceira fase o pH alcançou valores máximo de 11.7, com média de 10.5±0.9 esse pH elevado é resultante das altas taxas fotossintéticas exibidos na Figura 6, o consumo de alcalinidade se mostra mais sutil devido ao processo de nitrificação ter sido limitado na presença de pH elevado.

No RAI é possível observar considerável diferença entre as três etapas, tendo sido verificado um consumo de alcalinidade de 81% na primeira etapa, indicando consumo devido ao processo de nitrificação. Na segunda etapa com concentração média de 50mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, indicando a ocorrência de maior nitrificação, o processo efetuado consome teoricamente 7.14gCaCO<sub>3</sub> por g de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidada a nitrato. Este fato que ocorre devido à produção de íons de hidrogênio (Van Haandel, 1999).

O comportamento do nitrogênio no RAH não difere dos resultados obtidos em efluentes de reatores tipo anaeróbios convencionais, ocorre amonificação que é o aumento da amônia, entretanto as formas mais oxidadas como nitrito e o nitrato apresentam-se em traços. Nas Figuras 4, 5 e 6 encontram-se os resultados obtidos para o comportamento do N-NKT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para o efluente do RAH e do RAI para as três fases.

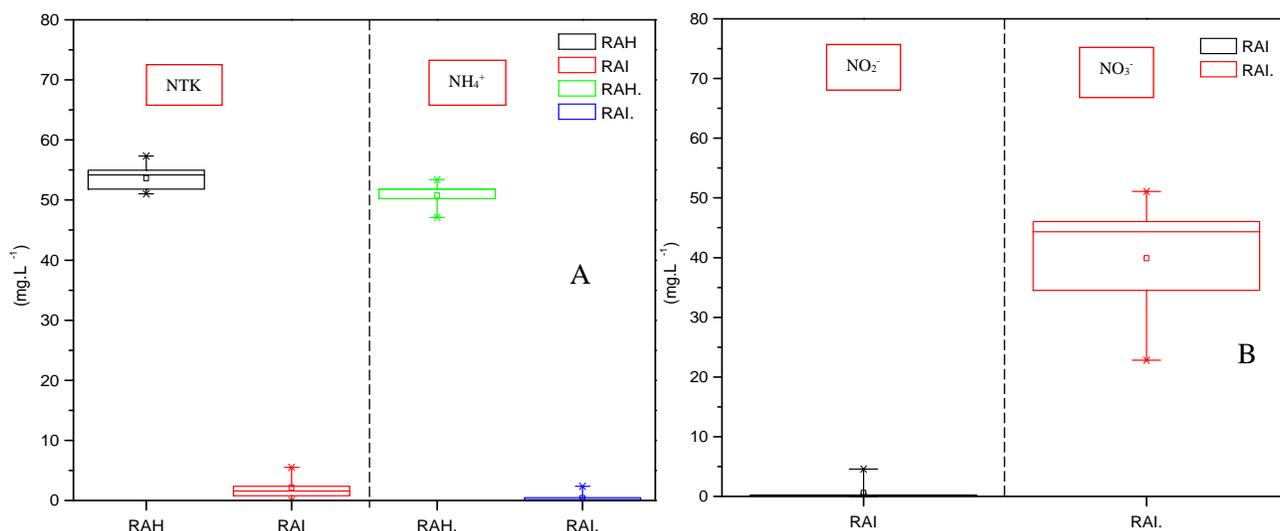


Figura 4. Comportamento do N-NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na primeira fase de operação do RAI.

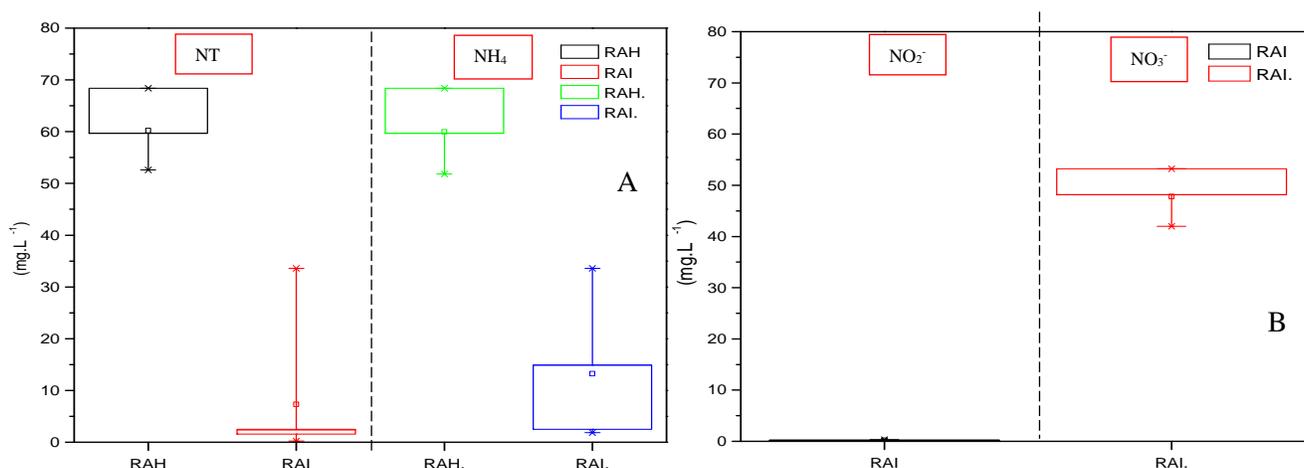


Figura 5. Comportamento do N-NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na segunda fase de operação do RAI.

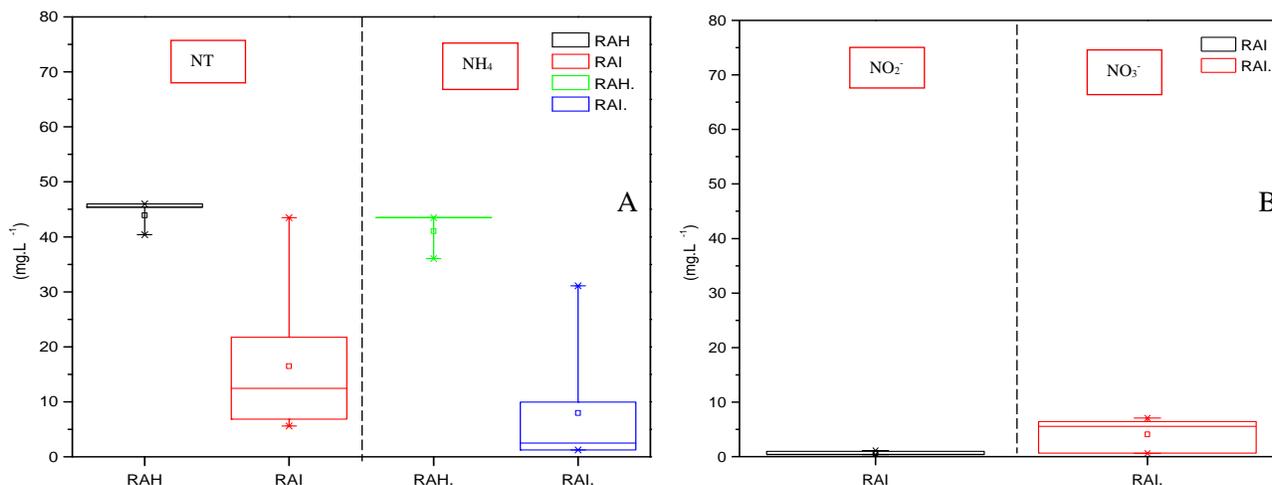


Figura 6. Comportamento do N-NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na terceira fase de operação do RAI.

Os resultados de N-NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> para as três fases do RAI mostram remoções satisfatórias, os mecanismos de remoção foram diferenciados da primeira e segunda fase em relação a terceira, sendo que nas duas primeiras fases notou-se o expressivo processo de nitrificação resultando em concentrações elevadas de nitrato no efluente final, já na terceira fase (Figura 5) o mecanismo de remoção foi a volatilização, sendo isso notado por não apresentar concentrações significativas de nitrito e nitrato no efluente final.

O efluente do RAH que alimentava o RAI, teve suas características modificadas em relação ao nitrogênio na segunda fase de operação considerando a adição de sulfato de amônio ouve um aumento da concentração de amônia com um acréscimo de 15% no nitrogênio total.

O efluente do RAH durante o período experimental apresentou variação de 44 a 64 mgN-NTK.L<sup>-1</sup> enquanto o nitrogênio amoniacal variou de 41-a 64mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>, foi possível observar considerável diferença entre as etapas de operação quanto ao parâmetro nitrogênio, apresentando as concentrações médias de 2, 13 e 16mgN-NKT.L<sup>-1</sup> para primeira, segunda e terceira fases respectivamente. No nitrogênio amoniacal as concentrações na primeira, segunda e terceira fase foram as respectivas, 0,5, 6 e 8mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>. Em termos de eficiência de remoção de nitrogênio o RAI apresentou um bom desempenho 96, 79, 62% quanto a remoção de N-NTK para as três fases, e de 99, 89 e 80% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Figuras 4A, 5A e 6A).

Grande parte da remoção de nitrogênio ocorrida na terceira fase foi realizada via assimilação ou volatilização, Resultados similares foram obtidos por Craggs *et al.* (2003) e El Hamouri *et al.* (1994).

Os valores da concentração de nitrito e nitrato obtida no efluente do RAI para as três fases de operação encontram-se nas Figuras (4, 5 e 6) ficando dispensado a apresentação dos resultados de nitrato e nitrito para o afluente (efluente do RAH) tendo em vista que no afluente as formas do nitrogênio presentes N-NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Nas fases iniciais (Figuras 4 e 5) pode-se observar pelas altas concentrações de nitrato no efluente do RAI, que o nitrogênio amoniacal foi oxidado a nitrato, somente na última fase que as concentrações de nitrato foram baixas (Figura 6), isso porque na última fase, devido à alta irradiância solar favorecendo o aumento da taxa fotossintética da biomassa algal elevou o nível pH (Tabela 4) propiciando o desprendimento da amônia e também apresentando condições desfavoráveis as bactérias autotróficas nitrificantes. Durante a primeira e segunda fase de operação, observou-se o processo de nitrificação, as bactérias nitrificantes utilizam o oxigênio produzido pelas algas no processo de nitrificação.

O fósforo presente nos esgotos é composto de fósforo orgânico e fosfatos, sendo que os fosfatos são encontrado em maiores concentrações. Para Van Haandel e Lettinga (1994), os principais mecanismos de remoção de fósforo em sistemas com algas são: Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e precipitação de fosfatos em condições de elevado pH; Na Figura 7 encontra-se o comportamento do fósforo total e do ortofosfato para as três fases de operação do RAI. De acordo com a Figura 7A pode-se observar que a remoção média de fósforo total e ortofosfato foram de 27 e 28%, respectivamente para a primeira fase, essa remoção relativamente baixa deve-se ao pH que não teve valores tão elevados como é de se esperar em tratamentos que se utiliza algas, isso deve-se ao processo de fotossíntese que nessa fase não alcançou taxas muito elevadas. Segundo Mara (1996), a precipitação de fósforo inicia-se com pH 8.2. A segunda fase não difere muito da primeira, contudo apresenta remoções ainda menores em torno de 20 e 3% para fósforo total e ortofosfato (Figura 7B), essa remoção tão baixa justifica-se pela presença de pH muito baixos resultante do elevado processo de nitrificação observado nessa fase observados na Tabela 4. Na terceira fase a remoção de fósforo e do ortofosfato apresentou-se muito significativa com valores próximos a 70% para o fósforo total e 87% para o ortofosfato (Figura 7C). O principal mecanismo de remoção foi precipitação química devido à elevação de pH que nessa fase alcançou valores chegando a 11.7, caracterizando a formação de sais de cálcio e magnésio, como a estruvita e hidroxapatita (Picot *et al.*, 1991; Cavalcanti *et al.*, 2001).

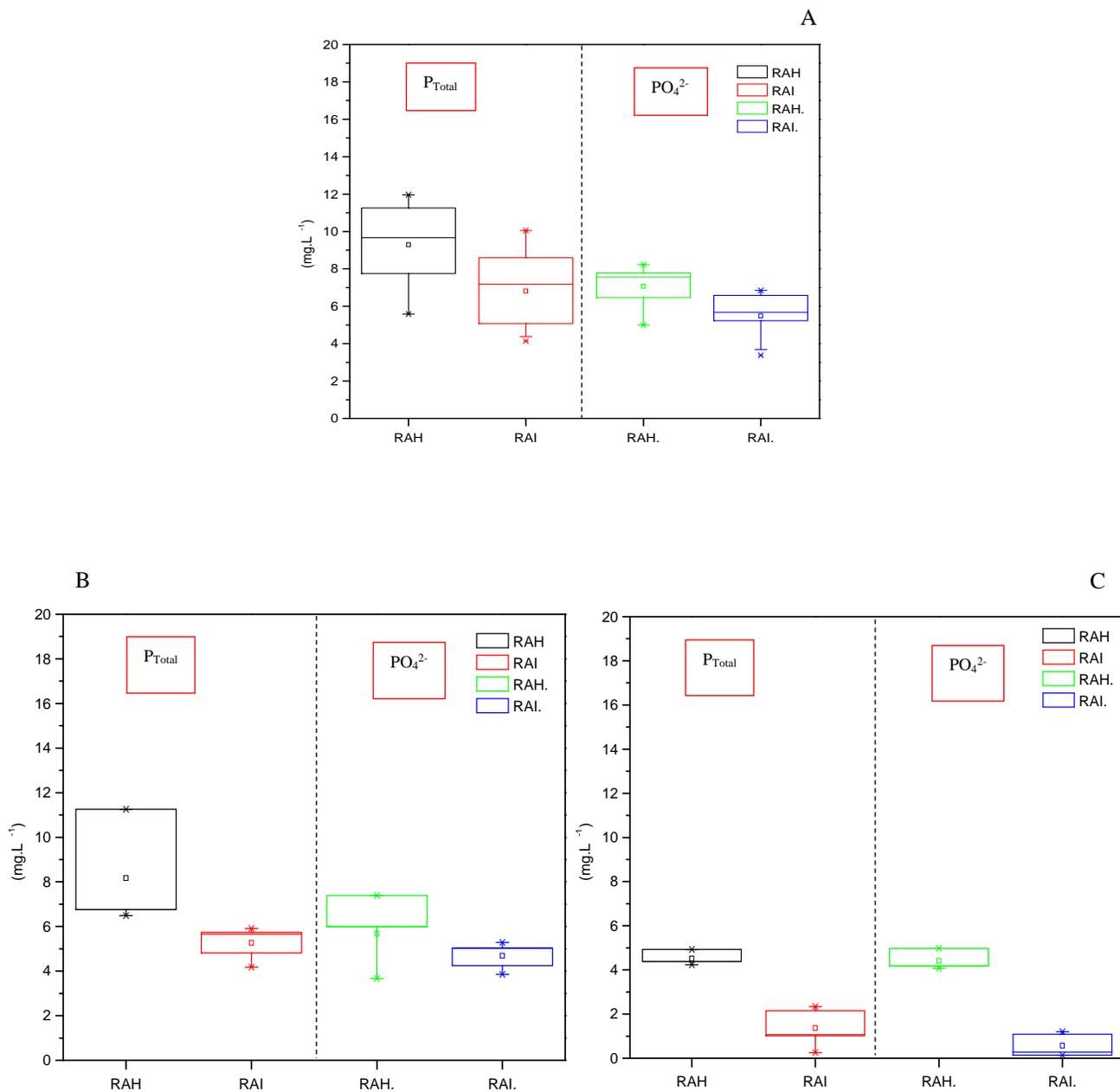


Figura 7. Comportamento do  $P_{Total}$  e  $PO_4^{2-}$  nas três fases de operação do RAI.

Apresentam-se na Tabela 5 os resultados para as três fases de operação do RAI, referentes as concentrações de *E.coli*.

**Tabela 5.** Remoção de *E.coli* na segunda e terceira fase de operação do RAI

		Efluente do Reator Anaeróbio Híbrido	Reator de Algas Imobilizadas	Eficiência (%)
1ª Fase	E. Coli* (UFC/100ml)	<i>Não foram feitas análises nesse período</i>		
2ª Fase	E.Coli* (UFC/100ml)	2.75E+06 ± 8.50E+05	1.96E+03 ± 2.59E+03	99.93
3ª Fase	E.Coli* (UFC/100ml)	1.68E+06 ± 1.06E+06	3.90E+02 ± 1.84E+02	99.98

\**E.Coli* - *Escherichia coli*;

Altas intensidades de luz promovem elevada atividade fotossintética, resultando em ambientes ricos em oxigênio dissolvido e a formação de oxigênio singleto e superóxido, que são fórmulas muito reativas de oxigênio e provocam danos no DNA, causando decaimento dos microrganismos (El Hamouri et al, 1994).

Na Tabela 5 observa-se que a concentração final de *E.coli* na terceira fase proporcionou um percentual de remoção em torno de 99.98, vale ressaltar que a remoção de coliformes termotolerantes encontrou-se com valores menores que  $10^3$ , lembrando que na terceira fase o processo fotossintético foi mais significativo e promoveu elevados valores de pH, maiores concentrações de oxigênio dissolvido e temperaturas, esses são fatores importante quando se trata de decaimento de coliformes termotolerantes Bolton *et al.* (2011).

O levantamento das comunidades fitoplanctônicas do efluente dos sistemas de algas imobilizadas propiciou a identificação de dez táxons: *Chlorella sp*, *Monoraphidium arcuatum*, *Planktothrix agardhii*, *Cosmarium sp*, *Microcystis aeruginosa*, *Phormidium sp*, *Senedesmus sp*, *Gleiterinema sp*, *Chlorococcum sp*, *Lynblya sp*.

### Conclusões

O reator híbrido apresentou um bom desempenho, removendo em média 77% de DQO, sendo distribuído em 60% no UASB e 17% no filtro anaeróbio, 38% de STV e 88% de SST e SSV, respectivamente.

A imobilização de algas possibilitou a remoção eficiente de nutrientes e *E.coli*. Identificou-se na primeira e segunda fases forte processo de nitrificação no RAI, com altas concentrações de nitrato ( $48 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Na terceira fase esse processo de nitrificação foi diminuído devido à

elevação do pH, condições desfavoráveis as bactérias nitrificantes. A remoção do nitrogênio nessa fase se deu pela volatilização da amônia.

O desempenho do RAI na terceira fase experimental, foi significativo com relação a remoção de fosforo, a eficiência se manteve com valores próximos a 70% para o fósforo total e 87% para o ortofosfato. O principal mecanismo de remoção foi precipitação química devido à elevação de pH que nessa fase alcançou valores médios de 10.5 unidades de pH.

Em relação a *E. coli* a remoção alcançada foi de 99,98%, desempenho referente a terceira fase. O poliuretano mostrou-se um considerável meio suporte para imobilização de algas, sendo possível remover de forma eficiente os nutrientes e organismos indicadores de contaminação fecal.

### Referências bibliográficas

- APHA/AWWA/WEF (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22th ed., American Public Health Association, Washington DC., 1360pp.
- Bicudo, C.E.M., Menezes, M., (2006) *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil - chave para identificação e descrições*, 2ª ed., Rima Editora, São Carlos, 502 pp.
- Bolton, N.F., Buchanan, N.A., Cromar, N.J., Fallowfield, H.J. (2011) *The disinfection performance of a high rate algal pond (hrap) at kingston-on-murray, South Australia*, 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, Adelaide, Proceeding, IWA, 8p.
- Buchauer, K.A. (1998) comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process, *Water SA*, **24**(1), 49-56.
- Cavalcanti, P.F., Van Handell, A., Kato, M.T., Von Sperling, M. (2001) *Tratamento de efluente de reatores*. IN: Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento, Projeto PROSAB, Belo Horizonte–MG.
- Chernicharo, C.A.L. (2007) *Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, 2ª ed, vol. 5, DESA-UFGM, 379pp.
- Craggs, R.J., Daves-Colley, R.J., Tanner, C.C., Sukias, J.P. (2003) Advanced pond system: performance wuth high rate ponds of different depths and areas, *Water Science and Technology*, **48**(2), 259-267.
- Das, P., Aziz, S.S., Obbard, J.P. (2011) Two phase microalgae growth in the open system for enhanced lipid productivity, *Renew. Energy*, **36**, 2524–2528.
- El Hamouri, B., KhallayounE, K., Bouzoubaa, N., Chalabi, M. (1994) Highrate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals, *Water Science and Technology*, **28**(1), 171-174.
- Latif, M.A., Ghufraan, R., Wahid, Z.A., Ahmad, A. (2011) Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters, *Water Research*, **45**(16), 4683-4699.
- Mallick, N., (2002) Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review, *BioMetals*, **15**, 377–390.
- Mara, D.D. (1996) Waste stabilization ponds: Effluent quality requirements and implications for process design, *Water Science & Technology*, **33**(7), 23-31.
- Metcalf & Eddy. (2003) *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. 4a ed., McGraw-Hill, New York, USA, 1334pp.

- Moreno-Garrido, I., (2007) Microalgae immobilization: current techniques and uses, *Bioresource technology*, **99**, 3949-64.
- Olguín, E.J. (2003) Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes, *Biotechnol. Adv.*, **22**, 81–91.
- Passig, F.H., Campos, J.R. (2005) *Reator anaeróbico híbrido para o tratamento de esgotos sanitários*, XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais eletrônicos. ABES, Campo Grande-MS.
- Picot, B., Halouano, H.E., Casellas, C., Moersidik, S., Bontoux, J. (1991) Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France), *Water Science Technology*, **23**, 1535-1541.
- Pimenta, M., Kato, M.T., Gavazza, S., Florencio, L. (2005) *Desempenho de reatores piloto tipo UASB e híbrido para o tratamento de esgoto doméstico*, XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental. Anais eletrônicos. ABES, Campo Grande, MS.
- Rodier, J. (1975) *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduales, eaux de mer. v.1*, 5 ed., Dunod (Ed.), Paris, 692pp.
- Tonetti, A. L., Coraucci Filho, B., Nicolau, C. E., Barbosa, M., Tonon, D. (2012) Tratamento de esgoto e produção de água de reuso com o emprego de filtros de areia, *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **17**(3), 287-294, jul./set.
- Van Haandel, A.C., Lettinga, G. (1994) Tratamento de lodos. In: *Tratamento anaeróbico de esgotos, um manual para regiões de clima quente*, Cap.6. Campina Grande, Paraíba.
- Van Haandel, A., Marais, G. (1999) *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações*, Epgraf, Campina Grande.