

II-055 - DESEMPENHO DE REATOR DE ALGAS IMOBILIZADAS NO PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA REMANESCENTE

Dayane de Andrade Lima⁽¹⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental e Técnica em Meio Ambiente pelo Instituto Federal do Ceará (IFCE). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Doutoranda em Engenharia Civil - Saneamento pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Jéssyca de Freitas Lima⁽²⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará (IFCE). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Doutoranda em Engenharia Civil - Saneamento pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Tales Abreu Tavares de Sousa⁽³⁾

Engenheiro Sanitária e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Doutorando em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Israel Nunes Henrique⁽⁴⁾

Químico Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA (UEPB/UFPB). Doutor em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Pós Doutorado pelo Edital 028/PNPD/CNPq. Professor da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA).

José Tavares de Sousa⁽⁵⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professor da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Endereço⁽¹⁾: Rua Armando Oliveira, 200 – CS 24 - Parquelândia - Fortaleza - CE- CEP: 60.450-060 - Brasil - Tel: (88) 9983-9406 - e-mail: dayane_eld@hotmail.com

RESUMO

O aporte de esgotos sem tratamento em corpos aquáticos causa sérios problemas à qualidade de vida e coloca em risco o abastecimento de água da população, como consequência a eutrofização das águas e disseminação de doenças. A necessidade de preservar os recursos hídricos impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento para minimizar os efeitos adversos ocasionados com o lançamento de esgoto no meio ambiente. O objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção nutrientes e matéria orgânica remanescente em reator de algas imobilizadas realizando pós tratamento de efluente anaeróbico. Nesse contexto foi instalado um Reator Anaeróbico Híbrido (RAH), constituído de um reator anaeróbico de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) seguido de filtro anaeróbico (FA) alimentado por esgoto doméstico, onde efluente desse reator era conduzido a um Reator de Algas Imobilizadas (RAI) para fins de pós-tratamento. Foram analisados parâmetros físicos e químicos dando suporte a avaliar remoção de nutrientes e matéria orgânica. O RAI foi monitorado em três fases, a primeira foi caracterizada pelas baixas taxas de fotossíntese, na segunda fase foi adicionado sulfato de amônio, na terceira fase de operação observou-se elevação nas taxas fotossintéticas. Na primeira fase de operação do RAI observou-se uma remoção de DQO bruta de 27% em relação ao efluente do RAH. Na segunda e terceira fases de operação os valores da DQO bruta e filtrada foram superiores ao afluente, esse acréscimo de DQO se dá pelas algas presentes no efluente. O RAI apresentou eficiência na remoção de N-NTK para as três fases respectivamente de 96%, 79 % e 62%, para a amônia foram de 99%, 89% e 80% sequência das três fases de operação. Na primeira e na segunda fase ocorreu nitrificação, o nitrito manteve-se baixo em todas as fases. A remoção de ortofosfato foi pouco significativa nas duas primeiras fases, contudo na terceira fase atingiu valores em torno 87% de remoção de ortofosfato e de 70% de fósforo total, resultante principalmente da precipitação química. De acordo com os resultados obtidos, o reator com algas imobilizadas mostrou-se uma alternativa eficiente no pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbico.

PALAVRAS-CHAVE: Reator de Algas Imobilizadas, Nutrientes, Matéria Orgânica.

INTRODUÇÃO

O lançamento indiscriminado de esgoto “*in natura*” em corpos hídricos causam diversos impactos ao meio ambiente. Sendo necessário o tratamento desses para reduzir os impactos ocasionados. O emprego de tratamentos anaeróbios tem ganhado destaque no Brasil nos últimos anos. As tecnologias anaeróbias apresentam diversas vantagens, como economia no processo, simplicidade operacional, baixa produção de lodo excedente e lodo estabilizado, baixo requerimento de área e baixa necessidade de nutrientes (CHERNICHARO, 2007).

O tratamento anaeróbio de esgoto doméstico remove parcialmente os poluentes como material carbonáceo e sólidos em suspensão gerando efluente que ainda apresentam constituintes indesejáveis e não atende as exigências da legislação ambiental vigente, portanto, a utilização de sistemas de pós-tratamento é ideal para uma remoção satisfatória. A combinação de processo anaeróbio/aeróbio de tratamento de águas residuárias domésticas, além de completar a remoção da matéria orgânica, remove os nutrientes como nitrogênio e fósforo e os organismos patogênicos. Todavia, permitir a utilização de menores áreas de instalação, menor geração de lodo e menores custos com tratamento e destinação final do lodo produzido (TONETTI *et al.*, 2012).

Os estudos e experiências atuais mostram que tratamentos biológicos de águas residuárias têm focado em investimentos para alternativas de pós-tratamentos e de sistemas compactos unindo diferentes tipos de tratamentos biológicos, resultando em uma eficiência maior do que o uso de cada uma delas separadamente para obter melhores resultados e diminuindo as falhas individuais de cada tecnologia, de forma que a desvantagem de um processo acaba sendo aproveitada como vantagem para o outro. Com isso o uso de reatores anaeróbios associados a outras tecnologias tem a finalidade de promover um sistema mais eficiente para tratar águas residuárias domésticas (FORESTI *et al.*, 2006).

O uso de lagoas de polimento é uma alternativa muito empregada no pós-tratamento de efluentes digeridos por processos anaeróbios, pois as algas exercem um importante papel no tratamento, aumentam a concentração de oxigênio dissolvido através da fotossíntese, que é necessário ao metabolismo das bactérias aeróbias e consomem o dióxido de carbono produzido pela oxidação bacteriana da matéria orgânica, elevando o pH do meio e possibilitando a remoção de nutrientes das águas através de seu metabolismo consorciado ao crescimento celular. A técnica de imobilização de algas consiste em aprisionar os microrganismos em material suporte com a finalidade de obter melhor desempenho (MARCON, 2005).

De acordo com Silva (2007), as maiores limitações praticadas 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 no desempenho e na construção de biorreatores, quando comparado com sistemas convencionais que utilizam algas em suspensão. O meio suporte promove área superficial onde agrega-se a biomassa de algas realizando esse processo em um espaço reduzido quando comparado à lagoa de estabilização.

Nesse sentido o presente trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de um reator com algas imobilizadas (RAI) no pós-tratamento de efluente anaeróbio para verificação da remoção de nutrientes e matéria orgânica remanescente.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi instalado e monitorado o Reator Anaeróbio Híbrido (RAH) e o Reator de Algas Imobilizadas (RAI) ambos em escala de bancada. Os sistemas experimentais foram operados em uma área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), nas instalações físicas da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários - EXTRABES - Campina Grande – PB.

Reator Anaeróbio Híbrido – RAH

O Reator Anaeróbio Híbrido – RAH foi configurado para tratar esgoto sanitário, sendo constituído por um reator UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) acoplado ao um Filtro Anaeróbio. O processo de alimentação foi realizado por uma bomba dosadora responsável pela manutenção do fluxo contínuo. O Reator Anaeróbio Híbrido foi construído em PVC com diâmetro de 200mm e altura de 2 metros.

A parte que compreendia o UASB apresentava volume útil de 27 litros e foi operado com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 6 horas, o filtro anaeróbio que sobrepunha o UASB teve parâmetros semelhantes tendo um volume de 25 litros e um TDH de 5,5 horas. O volume total do RAH era 52 litros, operado com um TDH total de 11,5 horas tratando 108 litros por dia. O meio suporte utilizado, consistia de cubos de esponja de poliuretano com aresta de 2cm e ocupavam 70 cm da altura do filtro. Na Figura 1 encontra-se o detalhamento do RAH.



Figura 1: Detalhamento do Reator Anaeróbio Híbrido – RAH

Reator de Algas Imobilizadas – RAI

O Reator com Algas Imobilizadas – RAI foi construído para promover o pós-tratamento em nível terciário do efluente produzido no Reator Anaeróbio Híbrido – RAH. O RAI possuía volume total de 6 litros, sendo 4 litros estavam contidos no reator principal que tinha o meio suporte e os 2 litros restantes estavam no reator externo (becker). Utilizou-se uma bomba de aquário no fundo do reator externo para promover a recirculação do líquido. Eram recirculados 5 litros de efluente por minuto. O RAI operou com características de *moving bed biofilm reactor* (Reator com biofilme de leito móvel). Na Figura 2 encontra-se a foto do RAI seguido de esquemas com vista lateral, frontal e superior.

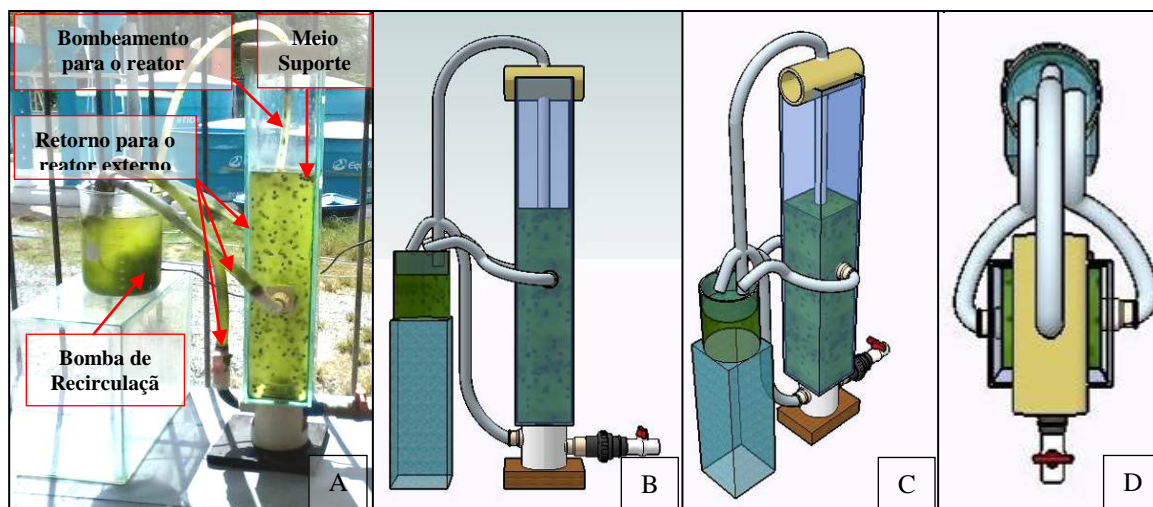


Figura 2: Foto do Reator de Algas Imobilizadas – RAI montado (A), esquemas das vistas lateral (B), frontal (C) e superior (D).

Fases de operação do RAI:

O RAI foi instalado em um galpão com teto que não permitia a entrada de luz de cima, entrando apenas pelas laterais, foi operado com TDH de 6 dias em três fases distintas.

Primeira Fase: A primeira fase foi caracterizada por pouca insolação diária, considerando que a localização do RAI dentro do galpão nessa fase não possibilitava receber mais insolação, temperatura variando 22,4-30,2 °C.

Segunda Fase: Na segunda fase experimental foi adicionado sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 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.

Terceira Fase: Na terceira fase foi suspensa a adição do sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ testado na fase anterior, nessa fase foi trocada a localização do reator dentro do próprio galpão, para uma área mais iluminada, essa mudança promoveu maiores taxas de fotossíntese e consequentemente melhor desempenho do sistema, temperatura variando 20,4-33,3 °C.

Métodos Analíticos

Ocorridos 15 dias após a partida do reator, iniciou-se à fase de monitoramento do desempenho do RAI enfatizando a remoção de matéria orgânica e dos nutrientes. Foram realizadas semanalmente análises dos parâmetros listados na Tabela 1. Essas análises foram realizadas no afluente (efluente do RAH) e no efluente do RAI.

Tabela 1: Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho do reator, métodos e referências.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DQO (mg.L^{-1})	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA et al. (2012)
N – NH_4^+ (mg.L^{-1})	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH ₄ / APHA et al. (2012)
N – NTK (mg.L^{-1})	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NTK / APHA et al. (2012)
Nitrato - N- NO_3 (mg.L^{-1})	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
Nitrito - N- NO_2 (mg.L^{-1})	Colorimétrico Diazotização	4500-NO ₂ B / APHA et al. (2012)
Fósforo e Frações (mg.L^{-1})	Ácido Ascórbico	4500-P E. / APHA et al. (2012)
pH (-)	Potenciométrico	4500 / APHA et al. (2012)
Alcalinidade Total (mg.L^{-1})	Kapp	BUCHAUER (1998)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N- NH_4^+ - Nitrogênio amoniacal; N-NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; pH- Potencial Hidrogeniônico.

RESULTADOS DISCUSSÃO

Desempenho do Reator com Algas Imobilizadas – RAI para as três fases:

Na Tabela 2 são apresentados os dados operacionais das três fases durante o tempo de monitoramento do RAI, como o período operacional que compõem cada fase, as temperaturas externa (do meio ambiente, referente a médias de temperatura diárias), temperatura do laboratório onde se encontrava o RAI instalado, temperatura do líquido (medida *in loco*), dados de pH que eram monitorados diariamente e de alcalinidade que eram analisados semanalmente.

	<i>Período Operacional</i>	<i>T°C Externa</i>	<i>T°C Galpão</i>	<i>T°C Líquido</i>	<i>pH</i>	<i>Alc. Total (mgCaCO₃L⁻¹)</i>
<i>1ª Fase</i>	80 dias	25,3	23,7	23,3	7,9	138
<i>2ª Fase</i>	40 dias	25,8	25,6	25,2	6,0	50
<i>3ª Fase</i>	40 dias	28,2	23,8	27,2	10,5	174

Tabela 2: Dados operacionais para as três fases do RAI.

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.

Material carbonáceo

O comportamento do material carbonáceo nas três fases de operação do RAI é apresentado nas Figuras 3, 4 e 5. Os resultados são referentes ao efluente do reator anaeróbico híbrido, na sua totalidade (UASB + FAN) e aos dados do efluente do RAI para cada respectiva fase.

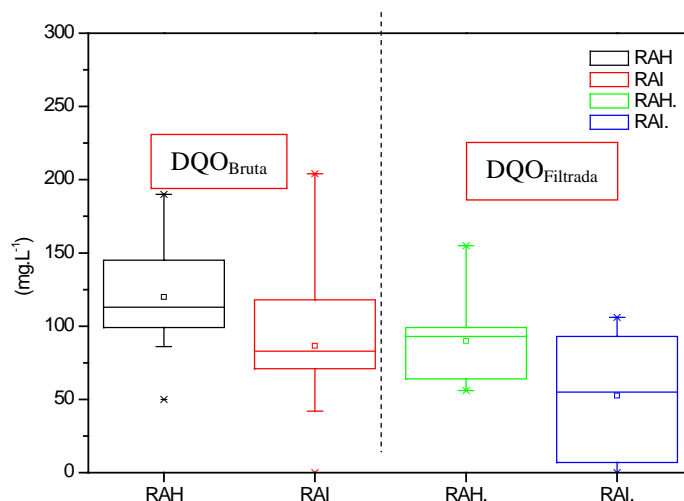


Figura 3: Comportamento do material carbonáceo primeira fase de operação do RAI.

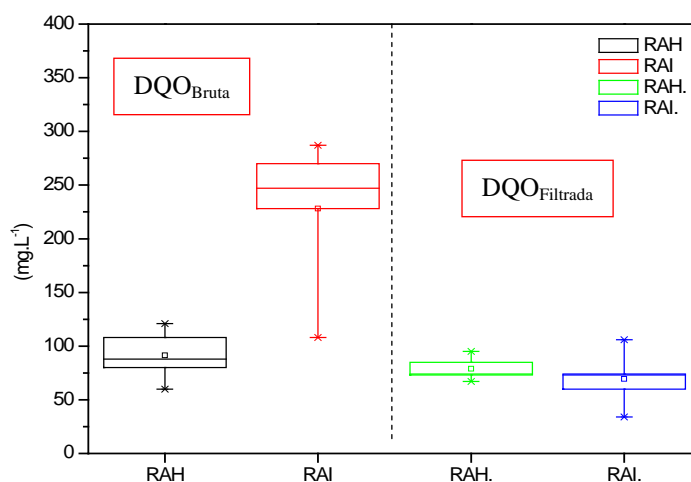


Figura 4: Comportamento do material carbonáceo segunda fase de operação do RAI.

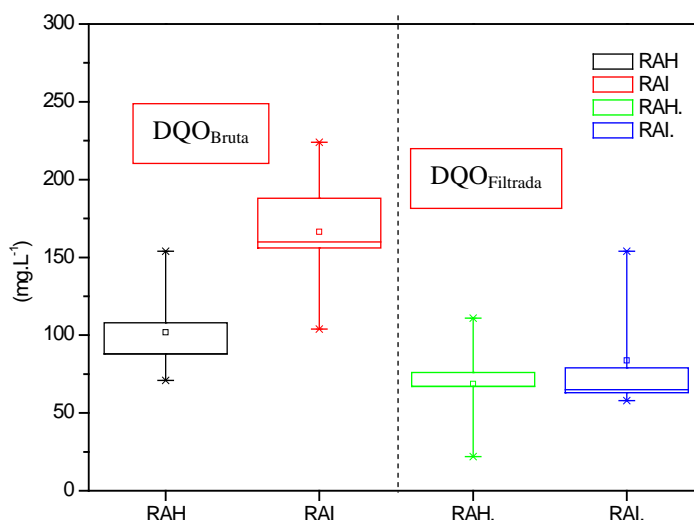


Figura 5: Comportamento do material carbonáceo terceira fase de operação do RAI.

Na primeira fase de operação do RAI observou-se uma remoção de DQO bruta de 27% em relação ao efluente do RAH que já se apresentava com baixas cargas orgânicas (Figura 6). Na segunda e terceira fases de operação os valores da DQO bruta e filtrada foram superiores ao afluente, esse acréscimo de DQO se dá pelas algas presentes no efluente.

O valor da DQO afluente (efluente do FAN) no RAI durante o período em estudo, manteve-se com a média de 114 mg.L^{-1} variando entre a concentração de $46\text{-}190 \text{ mg.L}^{-1}$. Esta variação observada nos valores da DQO efluente do reator anaeróbico foi devido ao efeito de diluição provocado pelas chuvas, entretanto o valor médio de concentração de DQO pode ser considerado usual para efluente de reatores anaeróbios.

Os resultados obtidos nas condições operacionais na segunda e terceira fase de operação, indicaram valores de eficiência de remoção de DQO total negativos, ou seja, a concentração média de matéria orgânica efluente do RAI apresentou valores superiores ao efluente proveniente do reator anaeróbico podendo ser observado nas Figuras 4 e 5.

As concentrações relativamente altas de DQO total no efluente final do RAI foram atribuídas em grande parte à presença de algas, este aumento pode ser explicado devido a elevada taxa de multiplicação celular, $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Novas células} + \text{O}_2$. Esta equação mostra de forma resumida que a produção de oxigênio, necessariamente é acompanhada pela produção de novas células de algas (DQO).

pH e Alcalinidade

Durante os períodos de horas claras observou-se elevada oscilação do pH no RAI ocasionada pela atividade das algas presentes durante o processo de fotossíntese. Isto provavelmente deveu-se ao consumo de CO_2 . O CO_2 pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias e, até mesmo a respiração das próprias algas. Como consequência, há uma elevação do pH nestas horas, devido à dissociação dos íons bicarbonato em dióxido de carbono (fonte de carbono utilizado pelas algas) e íons hidroxila (responsável pela alteração do pH).

O pH depende da fotossíntese e da respiração, através das seguintes relações, na fotossíntese há consumo de CO_2 e o íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a formar OH^- fazendo com que o pH se eleve. Já no processo de respiração após utilizar o oxigênio ocorre a liberação de CO_2 e o íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a formar H^+ fazendo com que o pH se reduza. O equilíbrio do pH em sistemas com algas é altamente dependente das taxas fotossintéticas, podendo atingir valores de pH iguais a 11 ao meio-dia, devido à conversão de íons

H⁺. Nas Figuras 6, 7 e 8 apresentam-se os resultados de pH e da alcalinidade para cada fase de operação do RAI.

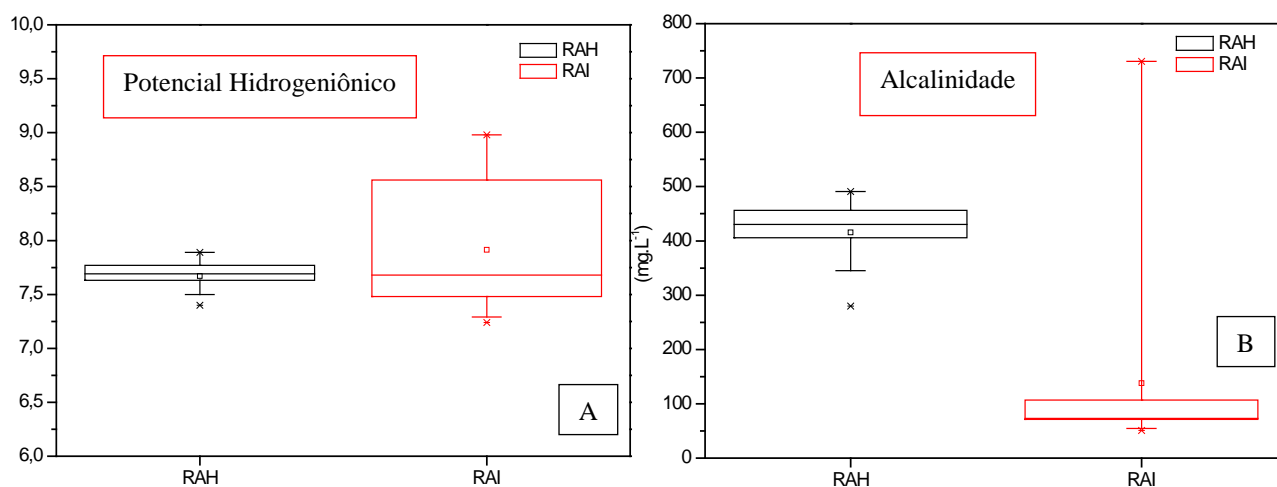


Figura 6: Comportamento do pH e da alcalinidade na primeira fase de operação do RAI.

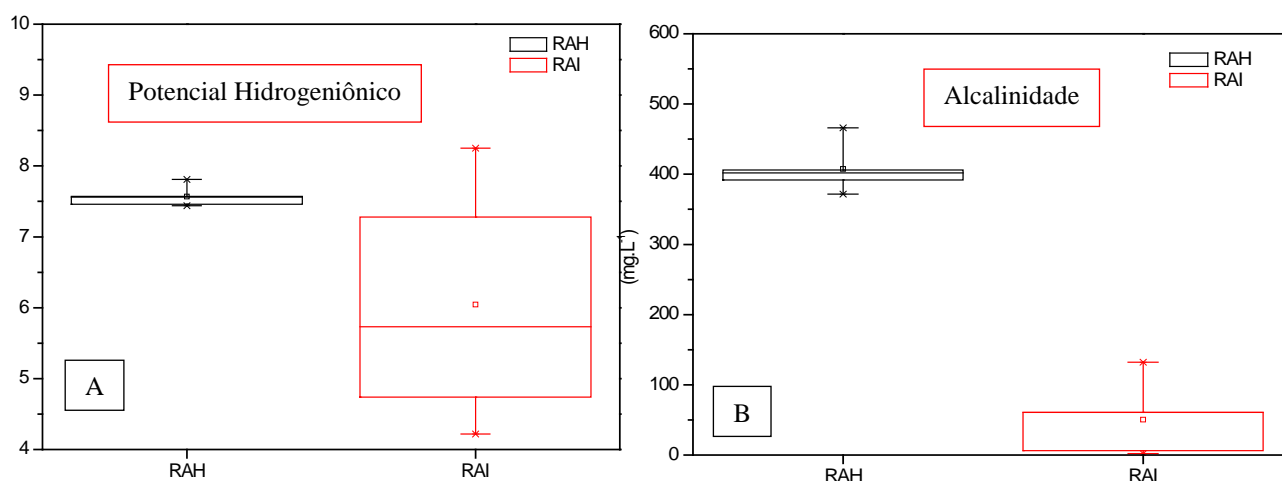


Figura 7: Comportamento do pH e da alcalinidade na segunda fase de operação do RAI.

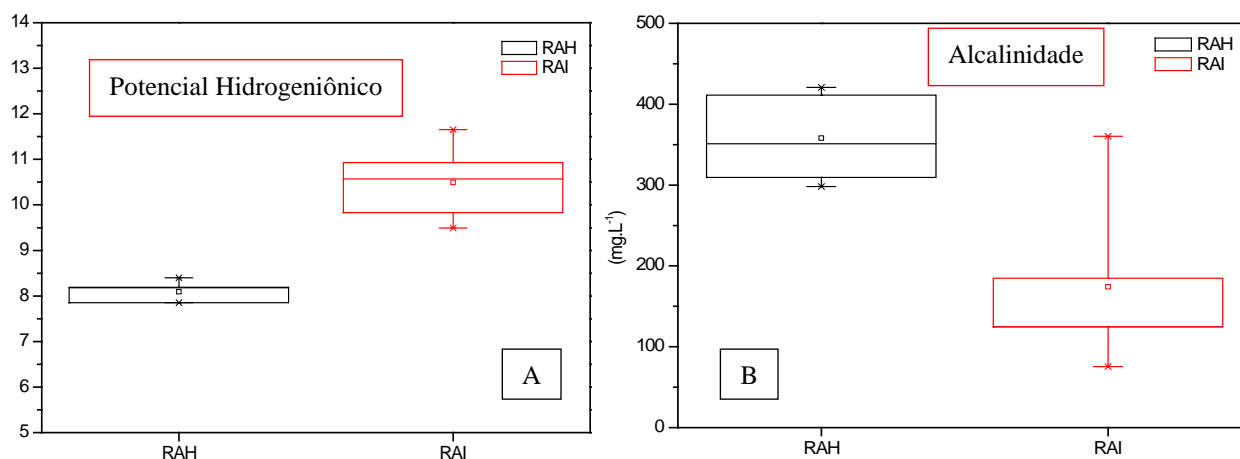


Figura 8: Comportamento do pH e da alcalinidade na terceira fase de operação do RAI.

Os valores de pH no efluente do reator híbrido apresentaram pequenas variações, fato este repetido na concentração da alcalinidade total. Esse comportamento diferiu para o RAI que apresentou variações de pH de 4,2 até valores de 11,7, com a média de $7,9 \pm 0,6$ na primeira fase.

Na primeira fase o pH do efluente do RAI variou muito, se manteve com média de $7,9 \pm 0,6$ nota-se que ocorreu consumo da alcalinidade quando se compara a alcalinidade afluente, o consumo ocorre devido o processo de nitrificação realizado pelas bactérias autotróficas nitrificantes essas bactérias usam o CO_2 como fonte de carbono inorgânico (Figura 6 A).

Na segunda fase destaca-se a grande variação do pH com valor médio em torno de $6,0 \pm 1,7$, e com o valor mínimo de 4,2 (Figura 7 A) essa queda no pH ocorreu devido a predominância do processo de nitrificação no qual a alcalinidade chegou a ser totalmente consumida, a nitrificação esteve fortemente presente nessa fase de operação o fato ocorreu devido a adição de sulfato de amônia, que aumentou consideravelmente a carga de nitrogênio no reator (Figura 7 AB).

Na terceira fase conforme a Figura 8 A, o pH alcançou valores de 11,7, com média de $10,5 \pm 0,9$ esse pH elevado é resultante das altas taxas fotossintéticas, o consumo de alcalinidade se mostra mais sutil devido ao processo de nitrificação ficar um pouco limitado na presença de pH tão elevado (Figura 8 B).

No RAI é possível observar considerável diferença entre as três etapas, tendo sido verificado um consumo de alcalinidade de 65% na primeira etapa, com concentração média no efluente de $138 \text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, indicando consumo devido ao processo de nitrificação. Na segunda etapa com concentração média de $50 \text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, indica ocorrência de maior nitrificação, o processo efetuado consome teoricamente $7,14 \text{ g CaCO}_3$, por g de N-NH_4^+ oxidada a nitrato. Este fato que ocorre devido à produção de íons de hidrogênio (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal

O comportamento do nitrogênio no reator anaeróbio híbrido não difere dos resultados obtidos em efluentes de reatores tipo UASB convencionais, ocorre amonificação, ou seja, aumento da amônia, as formas mais oxidadas como nitrito e o nitrato apresentam-se apenas em traços, portanto o RAI era alimentado com efluente rico em nitrogênio nas formas de N-NTK e N-NH_4^+ . Nas Figuras 9, 10 e 11 encontram-se os resultados obtidos para o comportamento do N-NTK e N-NH_4^+ , dessas formas de nitrogênio para o efluente do RAH e do RAI.

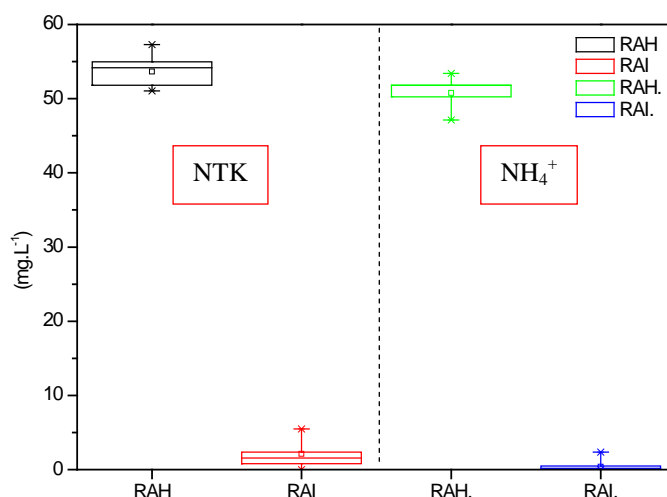


Figura 9: Comportamento do N-NTK e N-NH_4^+ na primeira fase de operação do RAI

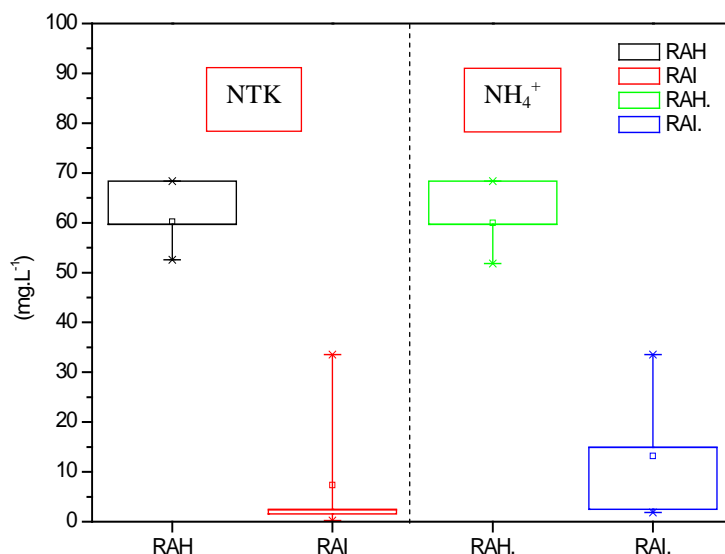


Figura 10: Comportamento do N-NTK e N-NH₄⁺ na segunda fase de operação do RAI.

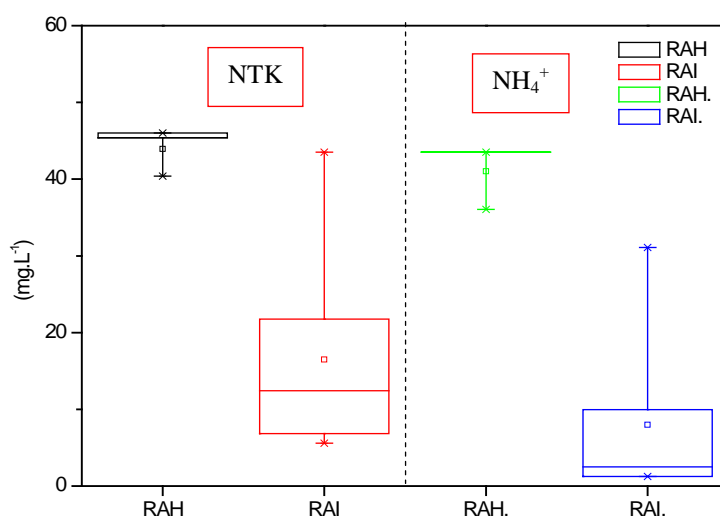


Figura 11: Comportamento do N-NTK e N-NH₄⁺ na terceira fase de operação do RAI.

Os resultados de N-NTK e N-NH₄⁺ tiveram diferença nas três fases do RAI, devido à adição de sulfato de amônia na segunda fase, 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 resultou em concentrações elevadas de nitrato no efluente final. Na terceira fase o mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal foi a volatilização, sendo isso notado por apresentar concentrações insignificativas de nitrato e nitrato no efluente final.

Na segunda fase de operação foi adicionado sulfato de amônia ao esgoto bruto, que proporcionou o aumento da concentração de amônia, acréscimo de 15% no nitrogênio total, esse aumento modificou características do efluente em relação ao nitrogênio total e amoniacal do RAH que alimentava o RAI.

O efluente do RAH durante o período experimental apresentou variação de 44-64 mgN-NTK.L⁻¹ mantendo a média de 52 mgN-NTK.L⁻¹. O nitrogênio amoniacal variou de 41-64mgN-NH₄⁺.L⁻¹ com média de 47 mgN-

$\text{NH}_4^+.\text{L}^{-1}$, foi possível observar considerável diferença no efluente do RAI nas etapas de operação quanto ao parâmetro nitrogênio, apresentando as concentrações de 2 ± 2 ; 13 ± 14 ; $16\pm 14\text{mgN-NKT}.\text{L}^{-1}$ para primeira, segunda e terceira fase respectivamente, para o nitrogênio amoniacal as concentrações na primeira, segunda e terceira fase foram as respectivas, 1 ± 1 ; 6 ± 7 ; $8\pm 12\text{mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$. Em termos de remoção obteve-se 96%, 79%, 62% quanto a remoção de N-NTK para as três fases, e de 99%, 89% e 80% para N-NH_4^+ (Figuras 9, 10 e 11).

Santiago (2013), tratando águas residuárias em lagoa de alta taxa produziu efluentes com $11\pm 8 \text{ mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$, os valores médios de pH medidos ao longo do dia não ultrapassaram valores de 8,2 e o aumento na concentração de nitrato no efluente tratado foi expressivo, a remoção de N-NH_4^+ no estudo foi explicada pelo processo de nitrificação, podendo ser relacionada a primeira e a segunda fase de operação do RAI, onde também se identificou o processo de nitrificação.

Os resultados de Craggs *et al.* (2003) e el Hamouri *et al.* (1994), com eficiências de remoção de N-NH_4^+ com valores de 91% e 62%, respectivamente, considerando os valores baixos da concentração de nitrato no efluente tratado, demonstram que grande parte da remoção foi realizada via assimilação ou volatilização, que foi o mecanismo de remoção identificado na última fase de operação do RAI, que removeu 62% de N-NTK de e 80% de N-NH_4^+ e o efluente se encontrava com baixas concentrações de nitrato e nitrito.

Como a assimilação de nitrogênio pela biomassa pode ser verificada pelo incremento do N-orgânico a remoção de NTK perde parte da sua eficiência sem a adição de um processo para separação da biomassa. Para García *et al.* (2000), a volatilização é o mecanismo mais importante para a efetiva remoção de nitrogênio, visto que a transformação do mesmo para nitrato não constitui remoção.

Nitrito e Nitrato

Nas Figuras 12, 13 e 14 encontram-se um conjunto de dados agrupados em boxplot dos valores das concentrações de nitrito e de nitrato obtidos no efluente do RAI, para as três fases de operação. Fica dispensado a apresentação dos resultados de nitrato para o afluente (efluente do RAH) tendo em vista que não se removeu nitrato do afluente, no afluente o nitrogênio está presente em outras formas como nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico.

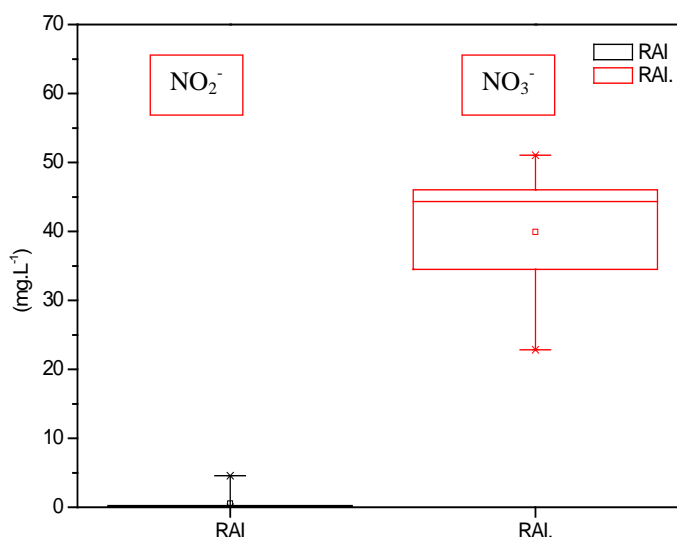


Figura 12: Comportamento do NO_2^- e NO_3^- na primeira fase de operação do RAI.

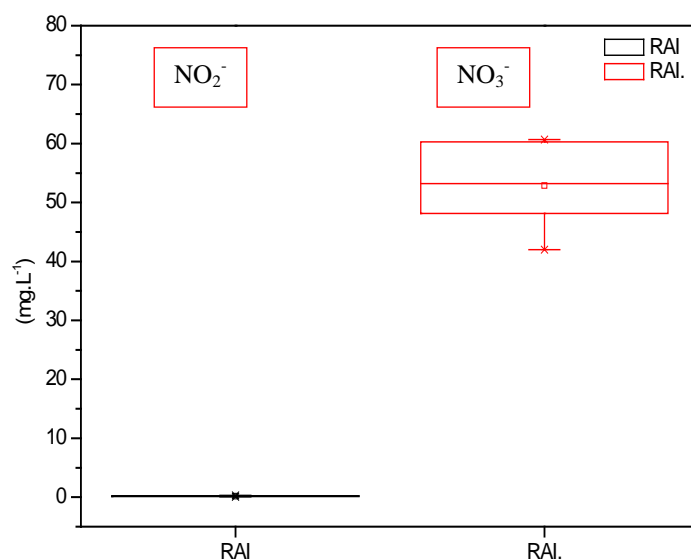


Figura 13: Comportamento do NO₂⁻ e NO₃⁻ na segunda fase de operação do RAI

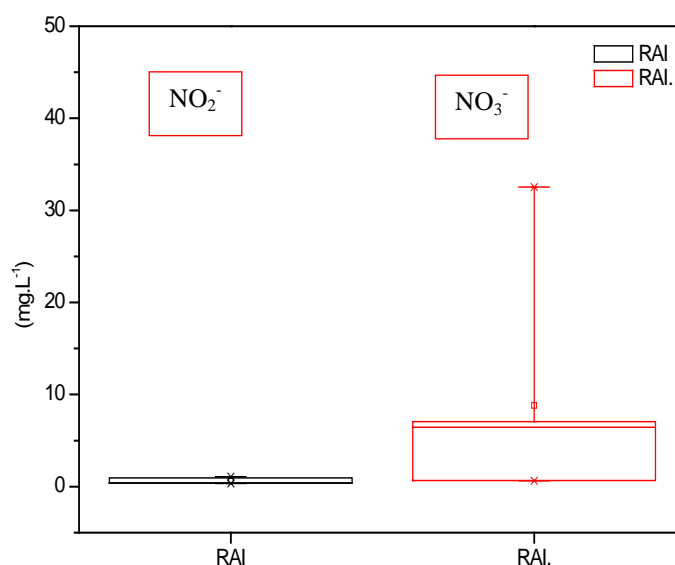


Figura 14: Comportamento do NO₂⁻ e NO₃⁻ na terceira fase de operação do RAI.

Na primeira e na segunda fase de operação observa-se altas concentrações de nitrato no efluente do RAI, na qual a amônia foi oxidada a nitrato pelo processo de nitrificação, somente na última fase que as concentrações de nitrato estão baixas, isso porque na última fase a taxa fotossintética estava muito elevada favorecendo o aumento pH 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, onde as bactérias nitrificantes utilizam o oxigênio produzido pelas algas transformando a amônia presente no afluente em nitrito (nitritação), o qual posteriormente passou de nitrito a nitrato (nitratação). Esse processo é chamado de nitrificação, sendo essas etapas, respectivamente, nitritação e nitratação. Quando o nitrogênio está na forma de nitrato fica possível removê-lo através do processo de desnitrificação.

Nas Figuras 12 e 13 o nitrato teve seu valor aumentado no efluente devido ao processo de nitrificação, principalmente na segunda fase, a concentração chegou a 52mg.L^{-1} , nessas fases também foi observada a redução do pH e da alcalinidade sendo esses relacionados com o processo de nitrificação. Quanto aos resultados de nitrito observam-se que em todas as fases as concentrações de nitrito eram nulas, percebe-se que mesmo nas fases onde houve nitrificação todo o nitrito foi convertido a nitrato.

Como pode ser observado na Figura 14 na qual se encontram os dados da terceira fase existe remoção de nitrogênio amoniacal e não há aumento do nitrato (com exceção de um único ponto), entende-se que prevaleceu o mecanismo de volatilização, a volatilização se dá principalmente pelos elevados valores de pH (8 à 10), outros fatores como a turbulência e aumento da temperatura também favorecem nesse mecanismo de remoção.

Fósforo Total e Ortofosfato

Diversos autores consideram o fósforo o nutriente que limita o crescimento das algas, ele não é encontrado em quantidades suficientes nos ambientes naturais. Mesmo sendo o elemento que proporcionalmente é requerido em menor quantidade, sua presença torna-se indispensável pois ele entra na formação do ATP, que é uma molécula da fase intermediária do processo de obtenção de energia para síntese de novas células e até mesmo para manutenção de sua vida (METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2009).

O fósforo presente nos esgotos é composto de fósforo orgânico e fosfatos, sendo que os fosfatos são encontrado em maiores concentrações. Inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos) – origem principal nos detergentes e outros produtos químicos domésticos; Orgânica (ligada a compostos orgânicos) – origem fisiológica;

Outra classificação do fósforo presente no esgoto é quanto à sua forma como sólidos, podendo ser: Fósforo solúvel (predominantemente inorgânico) – principalmente polifosfatos e ortofosfatos (fósforo inorgânico), acrescidos de uma pequena fração correspondente ao fósforo ligado à matéria orgânica solúvel do esgoto; Fósforo particulado (todo na forma orgânica) – ligado à matéria orgânica particulada do esgoto;

O fósforo oriundo dos detergentes pode representar até 50% da concentração de fósforo total no esgoto doméstico. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifosfatos se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, que apesar de lento, inicia-se no próprio sistema de coleta de esgoto. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo sem necessidade de conversões a formas mais “simples”.

Para Van Haandel e Lettinga (1994), os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são:

- Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final;
- Precipitação de fosfatos em condições de elevado pH;

A remoção de fósforo mais significativa pode ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, conforme Mara (1996), a precipitação de fósforo inicia-se com pH 8,2, e para cada uma unidade do pH acima deste valor, a concentração de fósforo decresce.

Nas Figuras 15, 16, e 17 encontra-se o comportamento do fósforo total e do ortofosfato para as três fases de operação do RAI.

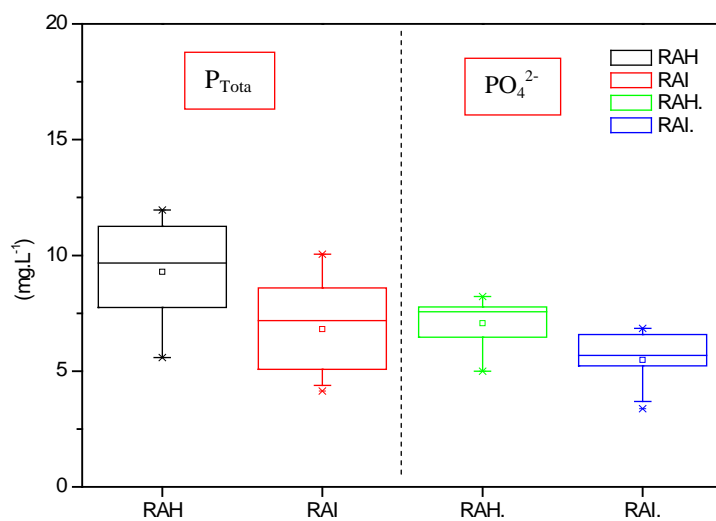


Figura 25: Comportamento do P_{Total} e PO_4^{2-} na primeira fase de operação do RAI.

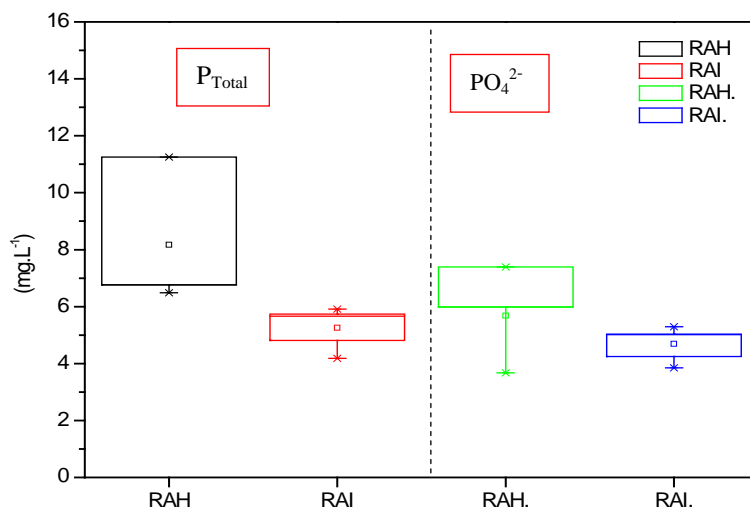


Figura 16: Comportamento do P_{Total} e PO_4^{2-} na segunda fase de operação do RAI.

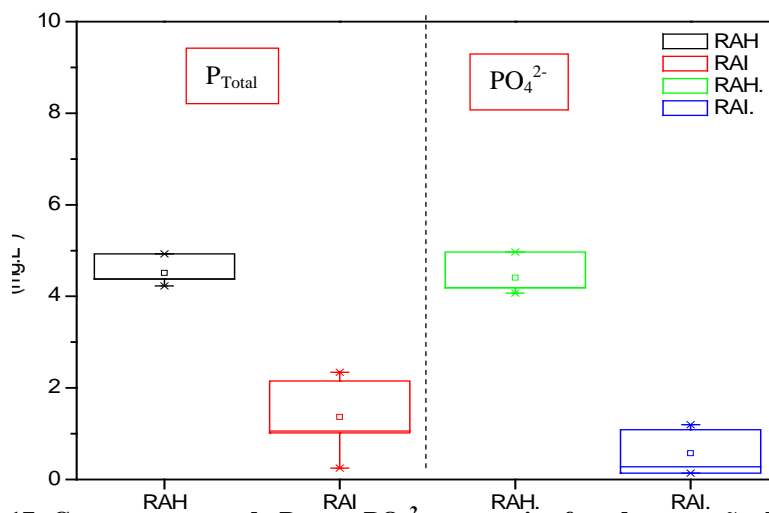


Figura 17: Comportamento do P_{Total} e PO_4^{2-} na terceira fase de operação do RAI.

De acordo com os resultados obtidos pode-se observar 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 apresentou valores elevados como é de se esperar em tratamentos que se utiliza algas, isso deve-se ao processo de fotossíntese que nessa fase não alcançou elevadas taxas (Figura 15).

Na terceira fase a remoção de fósforo e do ortofosfato mostrou-se significativa com eficiência de 70% para o fósforo total e 87% para o ortofosfato (Figura 17). O principal mecanismo de remoção é pela 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 hidroxiapatita (PICOT *et al.*, 1991; CAVALCANTI *et al.*, 2001).

CONCLUSÕES

A imobilização de algas possibilitou a remoção eficiente de nutrientes, identificou-se na primeira e segunda fases experimentais intenso processo de nitrificação no RAI. Na terceira fase o processo de nitrificação foi diminuído pela ação do pH elevado gerando condições desfavoráveis para as bactérias nitrificantes. A remoção de fósforo nessas primeiras fases foi pouco considerável. A remoção de fósforo na terceira fase foi significativa em torno de 87% de fósforo total, assim como a remoção do nitrogênio amoniacal (80%) que se nessa fase se deu pela volatilização da amônia. Os mecanismos de remoção de nutrientes observados na terceira fase tem o pH como principal mediador.

O poliuretano usado como material suporte não apresentou êxito total, pois não conseguiu agregar toda a biomassa algal, observou-se que parte das algas presentes no sistema agregou-se nas paredes do reator e apesar de ter atingido significativas eficiências na remoção de nutrientes, as algas dispersas presentes no efluente aumentaram a concentração da DQO total. Entende-se que há necessidade de mais estudos em busca de um meio suporte que melhor se adeque a imobilização de algas para aplicação em pós-tratamento de águas residuárias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, A. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater., 21 Ed., Washington, D.C. 2005.
2. CAVALCANTI, P. F.; VAN HANDELL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M. Tratamento de efluente de reatores. IN: Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. Projeto PROSAB. Belo Horizonte – MG, 2001.
3. CAVALCANTI, P.F.F. Aplicação de reatores UASB e lagoa de polimento no tratamento de esgoto doméstico. João Pessoa-PB, Gráfica Santa Marta; Universidade Federal de Campina Grande, p.38. 2009.
4. CHERNICHARO, C.A.L. Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 2ª ed, volume 5. Belo Horizonte – DESA –UFMG, 2007.
5. CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. Water Science and Technology, v. 48, n. 2, p. 259-267, 2003.
6. EL HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBA, N.; CHALABI, M. Highrate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. Water Science and Technology, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.
7. FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2006.
8. GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. Journal of Applied Phycology, n. 12, p. 331-339, 2000.
9. MARA, D.D. Waste stabilization ponds: Effluent quality requirements and implications for process design, Water Science & Technology. v.33, n.7, p.23-31, 1996.
10. METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse. 4a ed., McGraw-Hill, New York, USA, p.1334, 2003.
11. PICOT, B., HALOUANO, H.E., CASELLAS, C., MOERSIDIK, S., BONTUUX, J. Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France). Water Science Technology, n. 23, p. 1535-1541. 1991.

12. RODIER, J. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer. v.1, 5 ed. Dunod (Ed.) Paris. p. 692, 1975.
13. SANTIAGO, A. F; Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes níveis de radiação solar. Dissertação de Mestrado. Viçosa – MG: UFV; 38-48 p. 2013.
14. SILVA, S. A. P. Biorremediação em águas residuais: Remoção de fósforo utilizando microalgas *Chlorella vulgaris* imobilizadas em meio de alginato de sódio. 2007. 72.f. Dissertação (Mestre em Hidrobiologia) Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal, 2007.
15. TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; NICOLAU, C. E.; BARBOSA, M.; TONON, D. Tratamento de esgoto e produção de água de reuso com o emprego de filtros de areia. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 17, n. 3, p. 287-294, jul./set. 2012.
16. VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. Tratamento de lodos. In: Tratamento anaeróbio de esgotos, um manual para regiões de clima quente. Campina Grande, Paraíba, cap.6. 1994.
17. VAN HAANDEL, A; MARAIS, G. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações. Campina Grande: Epgraf, p. 111-126 1999.