

II-208 - INFLUÊNCIA DA PRÉ-DESINFECÇÃO UV NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA

Aníbal da Fonseca Santiago⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2006). Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (2008). Doutor em Engenharia Civil, área Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2013) - UFV.

Maria Lúcia Calijuri⁽²⁾

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo - USP (1977). Doutora em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo, área de concentração Geotecnia (1988). Professora Titular, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa - UFV.

Maria do Carmo Calijuri⁽³⁾

Bióloga pela Universidade Federal de São Carlos (1982). Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento EESC/USP (1988). Professora Titular, Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento EESC/USP.

Paula Peixoto Assemany⁽⁴⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2010). Mestre em Engenharia Civil, área de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Viçosa (2013). Doutoranda em Engenharia Civil, Engenharia Sanitária e Ambiental - UFV.

Nirlane Cristiane Silva⁽⁵⁾

Graduanda em ciências biológicas pela Universidade Federal de Viçosa

Endereço⁽¹⁾: Av. PH Rolfs, s/n – Campus Universitário, DEC/CCE, sala 320 – Viçosa – Minas Gerais - CEP: 36570-000 - País - Tel: +55 (31) 9322-0813 - e-mail: anibalsantiago@gmail.com.

RESUMO

A produção de biomassa algal com reúso de água residuária é usualmente feita em lagoas de alta taxa que são, concomitantemente, usadas para tratamento desse efluente. Todavia, a maioria das águas residuárias contém grande número de bactérias que podem inibir o crescimento da biomassa algal por competição. Dessa forma, o objetivo desse estudo foi avaliar a influência da pré-desinfecção ultravioleta (UV) no desempenho de lagoas de alta taxa para tratamento de água residuária e produção de biomassa algal. Foram testadas duas lagoas de alta taxa: uma lagoa que recebeu efluente do reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) sem desinfecção prévia (LAT) e outra com efluente do reator UASB previamente desinfetado por radiação ultravioleta (UVLAT). Foram monitoradas variáveis físicas, químicas e microbiológicas do afluente e efluente das lagoas, além do comportamento diário e nictemeral do pH e OD. A porcentagem de clorofila *a* em relação da biomassa (SSV) foi maior na UVLAT, contudo valores superiores de biomassa total (SSV) foram obtidos na lagoa sem desinfecção prévia. Na LAT, as eficiências de remoção de COTf, DQOf, N-NH₄, P solúvel e *Escherichia coli* foram de 55%, 30%, 74%, 19% e 2,10 unidades logarítmicas, respectivamente. Já na unidade com pré-desinfecção (UVLAT), as eficiências para as mesmas variáveis foram de 52%, 26%, 71%, 14% e 1,11 unidade log. Em geral as eficiências de remoção apresentaram-se estatisticamente iguais em 5% de significância, exceto *E. coli*, mostrando que, em relação ao tratamento, a UVLAT apresentou eficiência de remoção semelhante, entretanto, maior porcentagem de clorofila *a* na biomassa e maiores valores de OD, pH e clorofila *a*.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoas de alta taxa, água residuária, pré-desinfecção ultravioleta, biomassa algal

INTRODUÇÃO

O uso de insumos, como água e nutrientes, baratos é um dos principais desafios da produção economicamente viável de biomassa algal para suas diferentes finalidades. Segundo WIJFFELS e BARBOSA (2010), a produção de biocombustível de microalgas, por exemplo, necessita em torno de 0,75 L de água por kg de biocombustível produzido. O uso de água abrange perdas por evaporação em sistemas abertos e o seu gasto para resfriamento de sistemas fechados. O consumo de água em sistemas abertos para produção de microalgas é da ordem de 11–13 milhões de L ha⁻¹ de lagoa por ano (CHINNASAMY et al., 2010). Portanto, ressalta-se a importância do aproveitamento de água residuária, possibilitando, ainda, a reciclagem de nutrientes.

A produção de biomassa algal por meio do reúso de água residuária é, via de regra, feita em lagoas de alta taxa (LAT) que são, ao mesmo tempo, usadas para o tratamento desse efluente (PARK et al., 2011). Tais unidades,

assim como as lagoas de estabilização em geral, são projetadas para promoverem o tratamento de águas residuárias e, ou, a produção de biomassa algal. Elas possuem pequena altura de coluna d'água (0,2–0,5 m), são construídas em formato de pistas de corridas ovais e contam com pedais giratórios que movimentam lentamente a massa líquida e possuem baixo tempo de detenção hidráulica (TDH = 3-10 dias) (OSWALD, 1988; PARK e GRAGG, 2010; CRAGGS et al. 2012;). A fotossíntese promovida pelas algas produz o oxigênio que garante a degradação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas. O CO₂ proveniente da oxidação e os nutrientes são assimilados pelas algas. A leve circulação da massa líquida objetiva o revolvimento lento, e consequentemente, a não ocorrência de estratificação, favorecendo o crescimento de algas maiores e em colônias que apresentam melhor sedimentabilidade. Além disso, promove uma melhor distribuição de nutrientes, melhor utilização da luz e atua na remoção do oxigênio produzido, melhorando a transferência ar-líquido e evitando a inibição da fotossíntese pelo excesso desse elemento (KETHEESAN e NIRMALAKHANDA, 2011).

Para Fallowfield et al. (1996) as adaptações de formato e dos sistemas de pedais objetivam a eficiência no tratamento de águas residuárias com redução da área utilizada e otimização das condições de produção fotossintética de oxigênio. Apesar de terem essas alterações em relação às outras lagoas de estabilização, segundo Craggs et al. (2012), as lagoas de alta taxa continuam, com certa ponderação, sendo simples e baratas, mas trazem as desvantagens de apresentarem variação na qualidade dos efluentes e baixa remoção de nutrientes e patógenos.

Craggs et al. (2012) apresentaram um conceito de sistemas de LAT utilizado no tratamento de água residuária e produção de biomassa algal com a finalidade da obtenção de energia (Figura 1). De acordo com esse conceito, em uma primeira etapa, ocorre a remoção de sólidos em suspensão em um decantador; posteriormente, os sólidos removidos são encaminhados para um digestor anaeróbico para obtenção de biogás. Na segunda etapa, as LATs recebem adição de CO₂ proveniente da queima do biogás. Na terceira, ocorre a colheita das microalgas, em um sistema de decantação, com a biomassa podendo ou não passar por um processo de digestão. Segundo os mesmos autores, uma quarta etapa poderia ser o tratamento terciário do efluente.

As opções apresentadas no diagrama esquemático conceitual são definidas de acordo com as necessidades de reúso do efluente ou de lançamento no corpo d'água. Conhecendo-se a necessidade e capacidade dos processos unitários pode-se definir a combinação dos mesmos para se chegar ao desempenho global desejado.

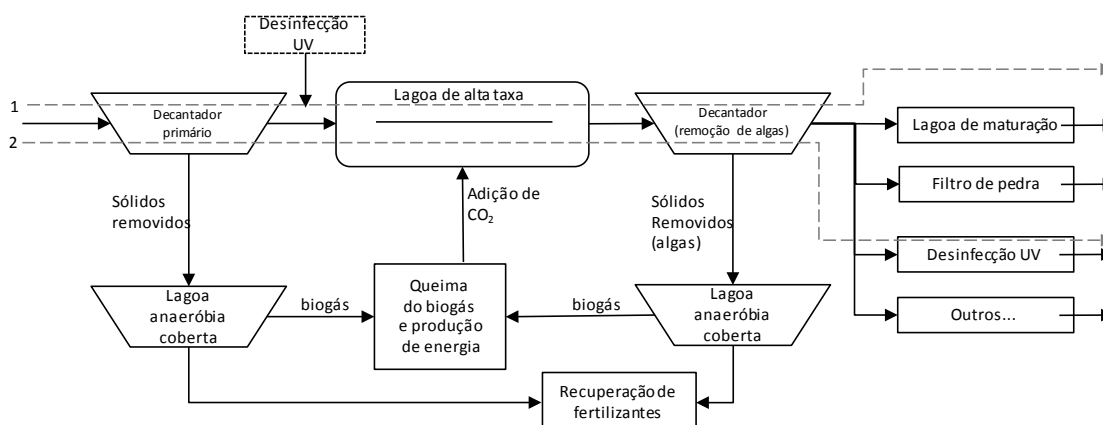


Figura 1. Diagrama esquemático conceitual de sistema de LAT utilizado no tratamento de água residuária e na produção de biomassa algal para obtenção de energia. Fonte: Adapt. de Craggs et al. (2012).

Supondo a necessidade arbitrária de um efluente com qualidade microbiológica de 10^{-10} NMP (100 mL)⁻¹ de *Escherichia coli*, um efluente com 10^7 NMP (100 mL)⁻¹ de *E. coli*, em LAT, poderia ter a redução de 2 unidades logarítmicas, e ainda precisaria de remoção adicional de mais 2. Nesse caso se fosse escolhido um sistema de desinfecção UV (seta número 2, Figura 1), chegar-se-ia a tal qualidade. No entanto, se o sistema de desinfecção fosse implantado antes das LATs, obter-se-ia a qualidade microbiológica necessária e ainda um aumento da produtividade das microalgas (seta número 1, Figura 1), hipótese baseada no estudo de Cho et al. (2011).

A água residuária, ao passar por este processo de pré-desinfecção, possui menor carga de bactérias e protozoários que afetam negativamente o crescimento das microalgas. Segundo Cho et al. (2011), as águas residuárias contêm grande número de bactérias que podem inibir o crescimento de microalgas, pois competem por espaço e nutrientes, sendo que o crescimento bacteriano é mais rápido que o das microalgas. Esses pesquisadores, inclusive, já apresentaram estudos em escala de laboratório, e concluíram que um método de pré-tratamento adequado para remover microrganismos que competem com as microalgas por nutrientes pode ser aplicado para a produção eficaz de biomassa algal.

Dessa forma, como são escassas as informações de sistemas de tratamento de águas residuárias com pré-tratamento, operados em escala piloto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a influência da pré-desinfecção ultravioleta no desempenho do tratamento de água residuária e na produtividade algal de lagoas de alta taxa.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram desenvolvidos no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), na Unidade Experimental Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira, mantida e operada pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em parceria com o Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE – Viçosa).

O município de Viçosa caracteriza-se por uma precipitação média anual de aproximadamente 1221 mm, e temperatura média anual que oscila entre 19 °C e 20 °C. A umidade relativa do ar é, em média, de 81%. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, tropical de altitude com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos (ROCHA et al., 2012).

Descrição da unidade experimental

O experimento foi instalado ao lado de uma Estação de Tratamento de Esgoto em escala real, constituída por um reator UASB, em escala real, pré-fabricado em aço, vazão média = 115 m³ dia⁻¹, volume = 48 m³, altura = 5,7 m e tempo de detenção hidráulica = 7 h. Parte do efluente deste reator foi encaminhada para o sistema piloto de lagoas de alta taxa avaliado neste estudo. O estudo da combinação de LAT com UASB foi escolhido pela grande difusão deste reator em países em desenvolvimento, uma vez que se trata de uma opção barata e operacionalmente simples. A LAT recebeu efluente do reator UASB e a ^{UV}LAT, recebeu o mesmo efluente depois de ser submetido ao processo de desinfecção UV, conforme mostrado na Figura 2.

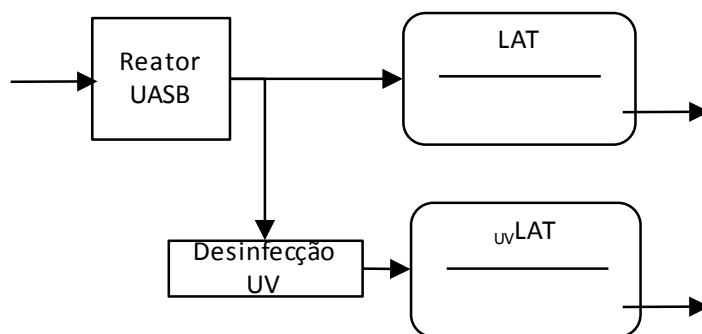


Figura 1. Diagrama esquemático do experimento.

As lagoas de alta taxa experimentais possuíam as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total=0,5 m, profundidade útil=0,3 m, área superficial = 3,3 m², volume útil = 1 m³ e TDH de 4 dias. Tais unidades foram encaixadas no solo cerca de 0,20 m. Essas lagoas foram confeccionadas em fibra de vidro e os pedais em PVC, com duas lâminas. Os pedais foram movimentados por correntes ligadas a um motor elétrico de 1cv. A rotação foi reduzida por um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), que garantiram velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m s⁻¹. Valores semelhantes foram utilizados em diferentes pesquisas com LAT (PARK et al., 2011b; PICOT et al., 1991) e asseguraram o revolvimento necessário. Para Oswald (1988), o regime de velocidade de 0,12 a 0,15 m s⁻¹, profundidade de 0,3 m e TDH de 4 dias são vantajosos neste tipo de sistema, visando máxima produtividade de biomassa e mínimo custo. Para controle do tempo de detenção hidráulica a vazão foi

periodicamente regulada em $0,25 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ para cada lagoa, cinco vezes por semana, e o nível dos tanques de abastecimento foram mantidos constante para que a vazão fosse o mais constante possível.

O sistema de desinfecção ultravioleta foi dimensionado para atingir $10^3 \text{ NMP (100mL)}^{-1}$ de *E. coli*, com dose efetiva adotada de 21 mJ cm^{-2} e absorvância de 42%, sugeridas por Gonçalves et al. (2003), que estudaram a remoção de *E. coli* por desinfecção UV em efluentes de UASB. Portanto, a unidade de desinfecção possuiu dose aplicada de $203,1 \text{ mJ cm}^{-2}$ e densidade de potência $73,1 \text{ Wh m}^{-3}$. As dimensões do reator de desinfecção eram de: largura = 0,16 m, comprimento = 0,76 m, lâmina d'água = 0,10 m, TDH= 35 s. Foram instaladas, no sentido longitudinal, três lâmpadas emersas de radiação UVC ($<290 \text{ nm}$), de baixa pressão, fabricadas em tubo de quartzo, potência de 15 W cada, com dimensões de 436 mm de comprimento e 26 mm de diâmetro.

Monitoramento

A amostragem dos efluentes foi realizada semanalmente, entre 31 de janeiro a 23 de novembro de 2012, o que engloba períodos de clima quente e chuvoso (fevereiro-março), intermediário (abril), frio e seco (maio-setembro) e início do período chuvoso (outubro-novembro).

A coleta de amostras para análise laboratorial das variáveis físicas e químicas foi realizada de forma composta com frequência de duas horas (de 8h às 18h). Para análises de clorofila *a* e *E. coli*, a amostragem foi pontual, às 10h e às 12h, respectivamente. Adicionalmente, nas datas de monitoramento e amostragem, a cada duas horas eram realizadas as medições de campo de pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (Cond) e temperatura (Temp). Para tais variáveis utilizou-se sensor da marca Hach modelo HQ40d (*Luminescent Dissolved Oxygen* – LDO – para oxigênio dissolvido). Também se mediu radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) (400-700 nm) na superfície da água utilizando-se radiômetro LI-COR - LI-193 *Underwater Spherical Quantum Sensor*. As vazões foram reguladas por medição direta (método volumétrico) semanalmente.

As análises físicas e químicas dos afluentes e efluentes das unidades seguiram, essencialmente, os seguintes métodos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005): demanda química de oxigênio DQO filtrada (5220D – a amostra filtrada a $0,45 \mu\text{m}$), alcalinidade total (Alc) (2320B), turbidez (TUR) (2130A), sólidos suspensos totais (SST) (2540D), sólidos suspensos voláteis (SSV) (2540E), nitrogênio amoniacal (N-NH_4) (4500 – NH_3C), nitrogênio kjeldahl total (NTK) (4500-NorgB), Norg foi determinado pela diferença entre NTK e N-NH_4 , nitrato (N-NO_3) (4500- NO_3A), fósforo total solúvel (Ps) (4500 P C - amostras filtradas a $0,45 \mu\text{m}$). Além disso, analisou-se *E. coli* com o emprego de método cromogênico-fluorogênico (Colilert®). Para determinar Carbono Orgânico Total (COT) utilizou-se o equipamento TOC 5000 Shimadzu (as amostras filtradas a $0,45 \mu\text{m}$, portanto mediu-se COT filtrado-COTf). A análise de clorofila *a* foi realizada utilizando-se técnica de extração com etanol 80% a quente como descrito em norma holandesa (NEDERLANDS NORM, 1981), com base em Nush e Palmer (1975), Moed e Hallegraef (1978) e Nush (1980).

Para as variáveis OD e pH realizou-se também amostragem nictemeral nos dias 25/05, 22/07 e 23/11/2012, com coletas de 2 em 2 horas ao longo de 24 horas. A determinação dessas variáveis obedeceu ao mesmo procedimento já descrito anteriormente.

Análise quantitativa e qualitativa do fitoplâncton

A amostragem para análise do fitoplâncton foi realizada com frequência quinzenal. Para a análise qualitativa foram feitas coletas com arraste de rede de $20 \mu\text{m}$ ao longo das lagoas. As amostras foram conservadas em solução de formol a 4%. Utilizaram-se chaves de identificação, bibliografia apropriada e consulta a especialistas para a identificação das espécies presentes nas unidades.

Para análise quantitativa coletaram-se amostras de aproximadamente 1L do efluente que foram armazenadas em frascos âmbar e conservadas em solução de lugol. A contagem das células foi realizada em câmara Sedgwick-Rafter sob microscópio binocular da marca OLYMPUS IX70. Após o período de decantação das amostras, o sobrenadante foi descartado, resultando em concentrado de aproximadamente 100 mL que foi homogeneizado e 1 mL transferido com pipeta para câmara de Sedgwick-Rafter. Após 15 minutos, a câmara era levada ao microscópio e a contagem foi feita em aumento de 400x.

Variáveis Climatológicas

As variáveis climatológicas (irradiância solar total incidente e temperatura do ar) foram obtidas da estação meteorológica da UFV, que está a uma distância de aproximadamente 3,5 km do local onde foi instalado o experimento.

Análise estatística

Foi utilizado o *software* R®, versão 2.15.2, desenvolvido por R Foundation for Statistical (R Development Core Team, 2012) para se verificar a diferenças das médias das variáveis medidas nas lagoas (teste t). O *software* Microsoft®Excel (MICROSOFT, 2010) foi utilizado para confecção dos gráficos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 3 são apresentados os valores de irradiância solar total incidente, PAR e temperatura do ar, verificados no período do experimento. Ao longo do período monitorado, como esperado, a temperatura atmosférica sofreu decréscimo do período de verão chuvoso (início do monitoramento) para o inverno seco, e depois voltou a crescer (até final do monitoramento).

A PAR incidente medida em campo está apresentada na Figura 4, juntamente com a temperatura do efluente das unidades. As temperaturas dos efluentes das LATs apresentaram-se semelhantes estatisticamente ($p < 0,05$) (Tabela 1).

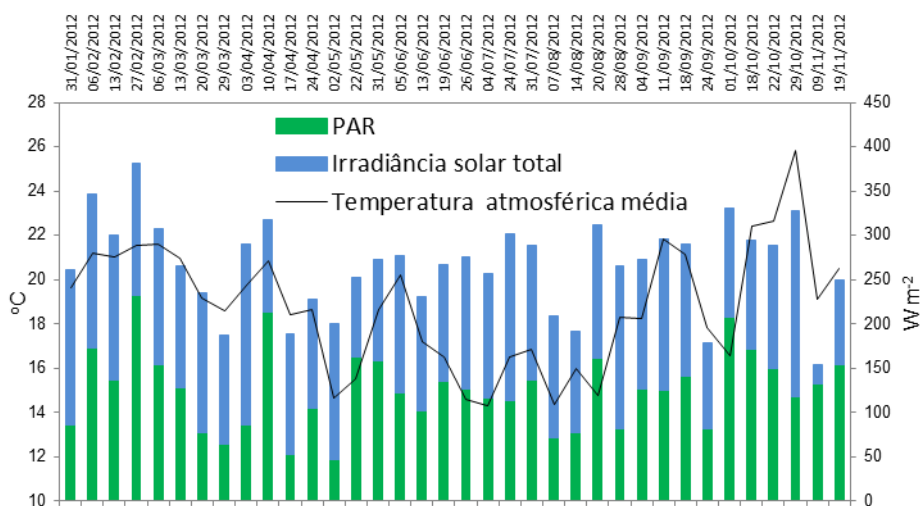


Figura 2. Características climáticas durante o período de experimentação: temperatura atmosférica, irradiância solar total e PAR.

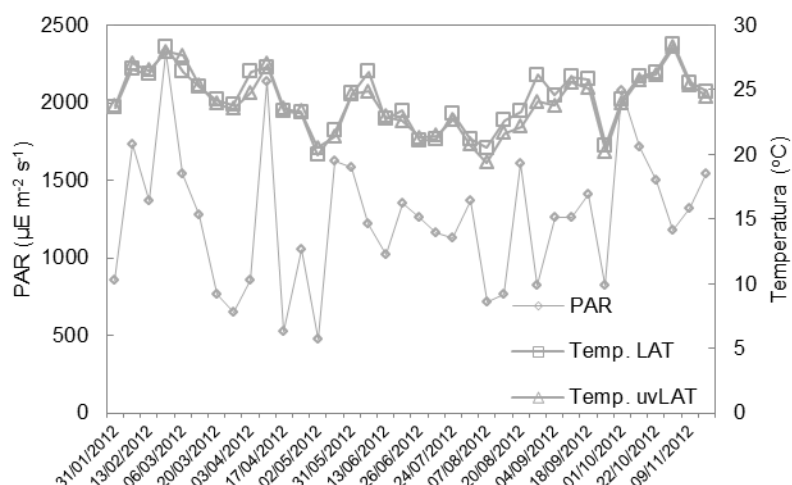


Figura 3. Temperatura do efluente das unidades avaliadas e PAR incidente (medida em campo).

Produtividade

Autores como Park e Craggs (2011) utilizaram a porcentagem de clorofila *a* na biomassa para inferir sobre a produtividade de biomassa algal em LATs. Aqui a porcentagem de clorofila *a* na biomassa das unidades foi em média 0,95% na LAT e 1,58% na _{uv}LAT, com diferença estatística ($p < 0,050$). Na Figura 5 apresenta-se a variação desta porcentagem ao longo do período amostrado. O desvio padrão da porcentagem foi o mesmo para as duas unidades avaliadas foi de $\pm 0,65\%$, porém, destaca-se que o coeficiente de variação de 41% na _{uv}LAT, e 68% na LAT, demonstrando maior homogeneidade da primeira.

Tabela 1. Concentração (média±desvio padrão) e valores de remoção das variáveis de qualidade da água dos afluentes e efluentes das LATs

	Afluente	Efluente LAT		Efluente _{UV} LAT		p
	média±desvio padrão	média±desvio padrão	remoção	média±desvio padrão	remoção	
Temp. (° C) (36)	23,9 ±1,7	24,3±2,2		23,9±2,3		>0,050
pH (36)	7,1±0,4	7,7±0,7		8,1±1,0		<0,001
OD (% sat.) (33)	23,2±4,4	86,5±26,2		112,3±31,3		<0,001
Cond (mS cm ⁻¹) (35)	799±31	655±367	18%	631±376	21%	>0,050
Alc. (mg CaCO ₃ L ⁻¹) (34)	221±71	60±54	73%	64±52	71%	>0,050
COTf (mg L ⁻¹) (34)	41,2±10,3	19,7±6,6	52%	18,5±6,2	55%	>0,050
DQOf (mg L ⁻¹) (35)	99±25	73±29	26%	69±25	30%	>0,050
NTK (mg L ⁻¹) (36)	48±18	28±25	42%	23±13	52%	0,0699
N-NH ₄ (mg L ⁻¹) (36)	40±13	11±8	71%	10±9	74%	>0,050
Norg (mg L ⁻¹) (36)	8±9	17±10	-113%	13±7	-62%	0,0608
N-NO ₃ (mg L ⁻¹) (34)	2,5±1,3	16,6±9,1	-564%	16,4±13,7	-556%	>0,050
Ps (mg L ⁻¹) (35)	4,05±1,14	3,47±1,30	14%	3,28±1,31	19%	0,1074
Turbidez (UT) (33)	56,8±25,9	95,3±61,8	-68%	72,6±43,5	-27%	0,0529
SST (mg L ⁻¹) (36)	96±149	200±79	-108%	145±54	-51%	<0,001
SSV (mg L ⁻¹) (36)	75±98	152±57	-102%	124±46	-65%	<0,001
Clorofila <i>a</i> (mg L ⁻¹) (31)	-	1,54±1,19		2,12±1,04		0,0497
<i>E. coli</i> NMP (100mL) ⁻¹ (30)	3,45 x 10 ⁶ ±5,95 x 10 ⁶ *	2,71 x 10 ⁴ ±7,96 x 10 ⁶ *	2,10 unid. log**	2,58 x 10 ³ ±1,03 x 10 ⁵ *	1,11 unid. log**	<0,001

*média geométrica ± desvio padrão; ** remoção em unidade logarítmicas; os valores negativos de % de remoção indicam incremento da variável; o número entre parênteses na primeira coluna se refere ao número de amostras; os valores de p, quando menor que 0,05, indicam diferença estatística de acordo com teste t realizado. O sistema de desinfecção UV proporcionou concentração média (geométrica)±desvio padrão de *E. coli* de 3,4 x 10⁴±3,8 x 10⁵ NMP (100mL)⁻¹.

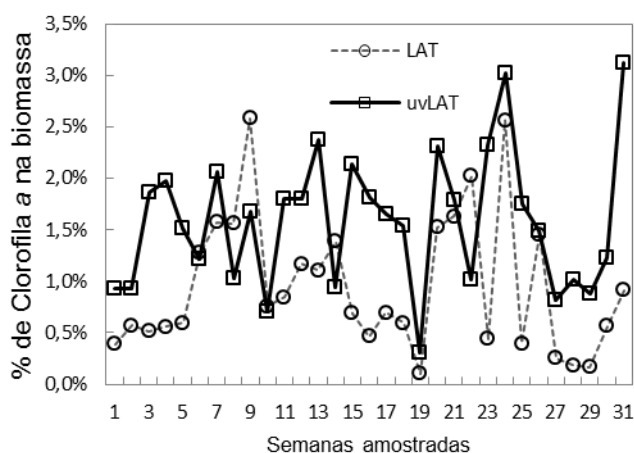


Figura 4. Valores de porcentagem de clorofila a na biomassa.

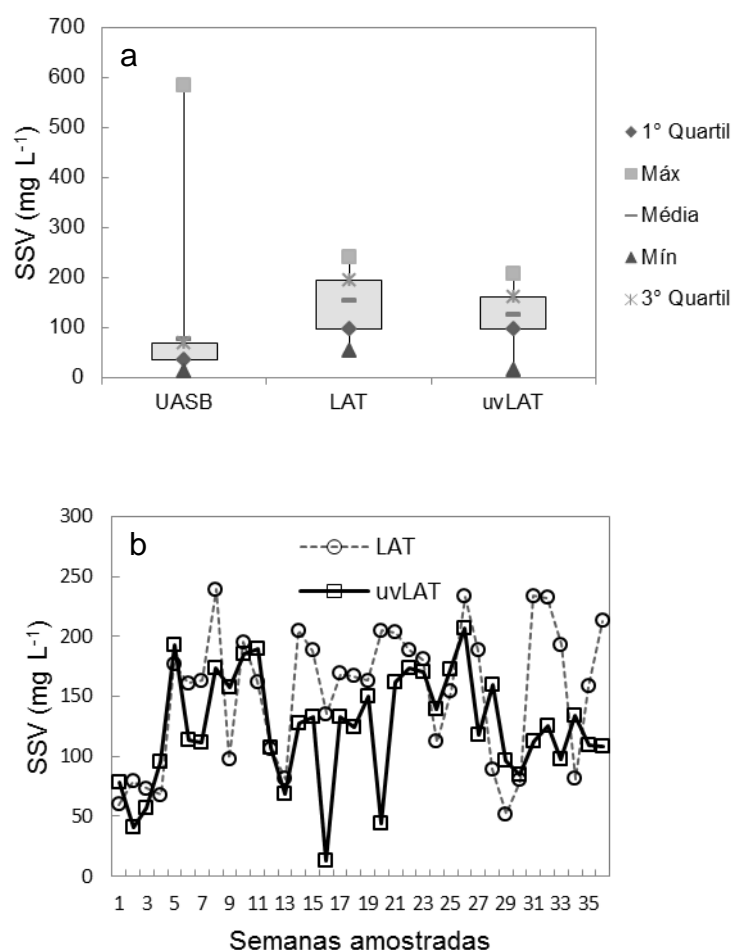


Figura 5. Valores de SSV no afluente e no efluente das lagoas: variabilidade do conjunto dos dados (a); e variação do SSV na LAT e na uvLAT ao longo do período de estudo (b).

A maior porcentagem de clorofila na biomassa na uvLAT permite inferir que nesta unidade houve maior eficiência na produção de biomassa algal, conseguida via pré-desinfecção. Esse é um dos principais objetivos do projeto das lagoas de alta taxa para diferenciá-las das lagoas de estabilização convencionais, e é o que as faz mais eficientes na remoção de poluentes e demandarem menor área. A maximização da atividade fotossintética é o que torna as LATs diferentes das demais lagoas de estabilização (FALLOWFIELD et al., 1996). A relação

ecológica de competição entre algas e bactérias (por espaço e nutrientes) é fator importante de se considerar para melhoramento da produção algal nesses sistemas.

Ao contrário dos dados de clorofila *a*, a produção de SSV foi maior na LAT do que na $_{UV}LAT$ ($p < 0,001$) apresentando concentrações médias de 152 mg L^{-1} na LAT e 124 mg L^{-1} na $_{UV}LAT$, como pode ser observado na Figura 6. Portanto, produtividade de SSV de $11,4$ e $9,3 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, para a LAT e para a $_{UV}LAT$, respectivamente. Valores na mesma ordem de grandeza que os apresentados por Craggs et al. (2012), o que mostra consonância dos valores aqui obtidos com a literatura.

Considerando que a variável SSV mensura não somente a biomassa algal, mas a biomassa total produzida nas lagoas, explica-se a menor produção de biomassa total pela $_{UV}LAT$, já que essa unidade recebeu um efluente desinfetado, menos abundante em bactérias. No presente estudo a ampla variação diurna do pH na $_{UV}LAT$, demonstrou que esse sistema esteve limitado, em termos CO_2 , para produção de algas, o mesmo aconteceu com Craggs et al. (2012). Assim, vislumbra-se que uma LAT com pré-desinfecção associada com a adição de CO_2 pode apresentar maior produtividade de SSV. Isso é objeto para pesquisa futura, visto também que a produtividade deste tipo de sistema pode ser limitada pelo fenômeno de autossombreamento indicado por Cromar et al. (1996) e Park e Craggs (2011).

Variabilidade temporal do OD e do pH das LATs

Os valores médios de porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido foram de $112,3\%$ para a $_{UV}LAT$ e $86,5\%$ para LAT (Figura 7). Craggs et al. (2012) observaram valores medianos máximo de $98,2\%$ e mínimo de $86,2\%$, nas unidades avaliadas em seu estudo.

Os valores máximos de % saturação durante o dia ocorreram por volta das 14h e chegaram a 145% e 118% para $_{UV}LAT$ e LAT, respectivamente. O mesmo aconteceu com o pH, cujo valor médio às 14h atingiu $8,2$ e $8,7$. Conforme pode ser observado na Figura 7, os valores médios de OD e pH medidos ao longo do dia foram maiores na $_{UV}LAT$ estatisticamente significativa com $p < 0,001$, indicando a influência da atividade da biomassa algal nessa unidade. Na $_{UV}LAT$ ocorre a manutenção de um patamar máximo de % de saturação OD entre 12 e 14 horas, o que pode indicar o processo de fotoinibição nessa unidade, durante o período de maior radiação. Isso não foi observado para a LAT, demonstrando maior proporção biomassa algal presente na $_{UV}LAT$.

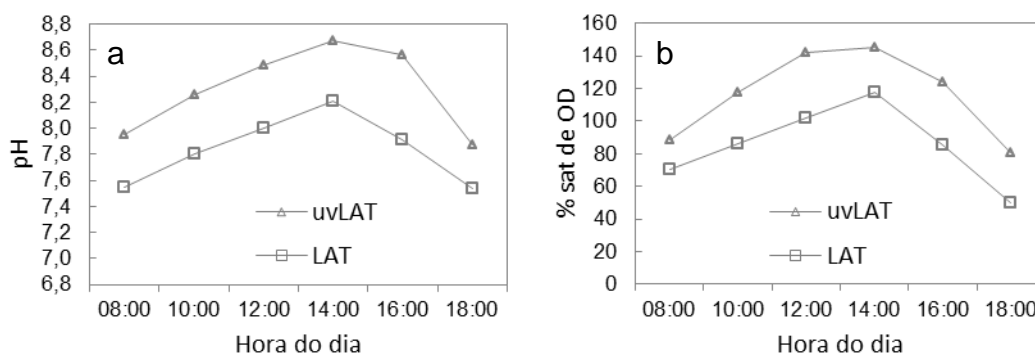
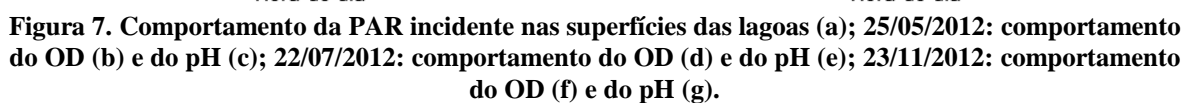


Figura 6. Comportamento diurno, em valores médios, do OD (a); e do pH(b).



Na variação nictemeral, como esperado, houve aumento nas concentrações de OD e pH no período do dia de maior radiação solar em decorrência da atividade fotossintética, e a noite, com o predomínio da respiração dos organismos, ocorreu significativo decréscimo nas concentrações dessas variáveis (Figura 8). Observando que muitas espécies de microalgas também podem apresentar alta taxa de respiração.

Segundo Garcia et al. (2006), em pequenas unidades como as deste estudo é comum ocorrer concentrações de OD de aproximadamente 1 mg L^{-1} durante a noite devido à reaeração provocada pela mistura promovida pelos pedais no pequeno volume da unidade. Ainda segundo esses autores, a concentração do OD à noite independe da saturação máxima alcançada durante o dia, sendo altamente dependente da carga orgânica aplicada e do tipo de biomassa presente. Portanto as concentrações maiores de OD na $_{UV}LAT$ eram de certa forma esperadas.

No presente estudo foram observados valores noturnos maiores que 2 mg L^{-1} para a LAT e maiores que 4 mg L^{-1} para a $_{UV}LAT$ no dia 25/05/2012 (Figura 8b), comportamento que também ocorreu em 22/07/2012. Já em 23/11/2012 as duas unidades apresentaram, durante o período da noite, concentrações semelhantes de OD e, no início da manhã, a $_{UV}LAT$ apresentou maior concentração de OD (Figura 8f). No dia 25/05, durante as 24 horas, as maiores concentrações de OD foram observadas na LAT durante as horas mais quentes do dia, no entanto durante a noite, elas ocorreram na $_{UV}LAT$ (Figura 8b).

Em todos os períodos o pH alcançou valores maiores durante o dia na $_{UV}LAT$ que na LAT, o que pode não ter sido fator de limitação da remoção de matéria orgânica, tendo em vista que nessas unidades as disponibilidades de OD foi maior. Maior produção de biomassa algal proporciona maiores valores de pH e limitação da degradação de matéria orgânica (Oswald, 1988a). O controle do pH via adição de CO_2 já foi provado como eficiente por Park e Craggs (2011).

Remoção de poluentes

De maneira geral, as eficiências de remoção obtidas neste estudo foram próximas às encontradas na literatura. Apresentam-se na Tabela 1 as concentrações das variáveis medidas no afluente e efluentes às LATs. O **p** indica se houve diferença estatística entre as médias das duas unidades, de acordo com teste t realizado.

As remoções de DQOf foram de 26% e 30% para a LAT e $_{UV}LAT$, respectivamente sem diferença estatística ($p > 0,050$) (Tabela 1). Apesar disso, observa-se na Figura 9 maior homogeneidade das concentrações de DQOf da $_{UV}LAT$, que apresentou operação mais constante com menor variação dos resultados. Para COTf, a remoção da $_{UV}LAT$ foi de 55% contra 52% na LAT (estatisticamente iguais com $p > 0,050$).

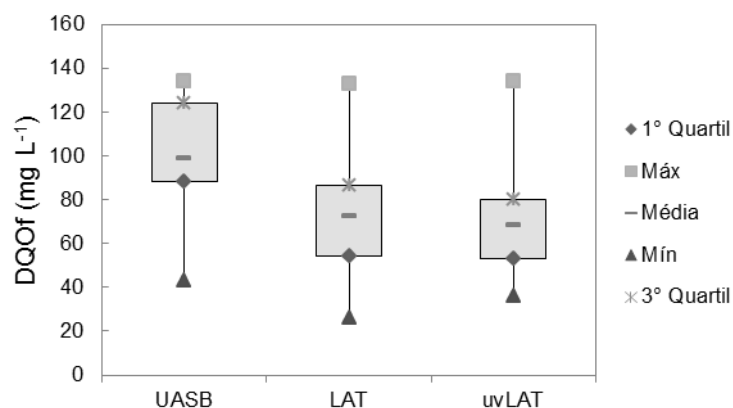


Figura 8. Variabilidade dos valores de DQOf afluente e efluente das lagoas.

Outros estudos, como o de Park e Craggs (2010) e de Craggs et al. (2012) demonstraram altas porcentagens de remoção de matéria orgânica, entre 84 a 91%. Porém, essas duas pesquisas apresentaram matérias orgânicas em termos de DBO_5 filtrada. Diferentemente, o afluente às LATs deste estudo, por ter passado por um sistema de tratamento anaeróbio, apresentou menor biodegradabilidade, portanto menor remoção. Esses resultados corroboram com os de García et al., (2006), que encontraram remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, de 35 a 38% para LATs operando com 3 e 7 dias de TDH, respectivamente. Eles também atribuíram esses valores de eficiência de remoção por utilizarem efluente urbano previamente tratado.

Neste estudo, as remoções de nitrogênio amoniacal foram de 71 e 74% para LAT e $_{UV}LAT$, respectivamente, sem diferença estatística ($p > 0,050$). Craggs et al. (2012) citaram remoção de 64-67% de N-NH_4 para LATs com TDH de 4 dias e García et al. (2000) relataram eficiências de remoção de N-NH_4 de 57 a 73 % em LATs operando com tempo de detenção hidráulica de 3 a 7 dias, respectivamente. Esses resultados corroboram os obtidos neste estudo em termos de ordem de grandeza. A Figura 10 ilustra os valores de N-NH_4 obtidos no afluente e efluente às lagoas.

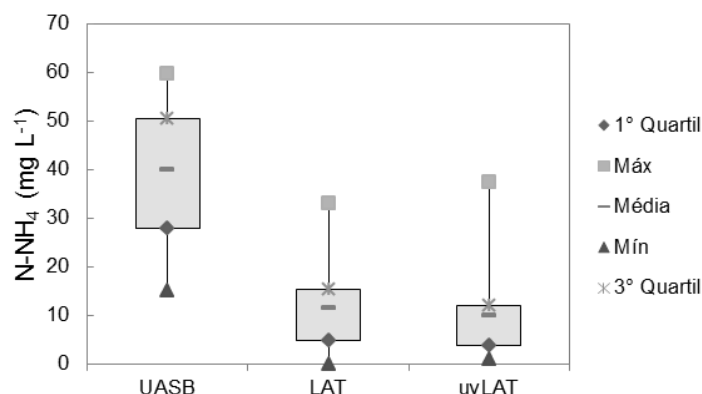


Figura 9. Variabilidade dos valores de N-NH₄ afluente e efluente das lagoas.

A LAT produziu efluentes com 11 ± 8 mg N-NH₄ L⁻¹ e a uvLAT com 10 ± 9 mg N-NH₄ L⁻¹. Em vista dos valores médios de pH medidos ao longo do dia, que não ultrapassaram valores de 8,2 na LAT e 8,7 na uvLAT e o aumento acentuado na concentração de nitrato no efluente tratado, em ambas as unidades (Tabela1), a remoção de N-NH₄ neste estudo, pode ser explicada, em grande parte, pelo processo de nitrificação. Também ocorre incremento de Norg, o que demonstrou que, para as condições avaliadas, os processos prevalentes de transformação de nitrogênio foram nitrificação e assimilação da biomassa. Diferentemente, os resultados de Craggs et al. (2003) e el Hamouri et al. (1994), com eficiências de remoção de até 91% e 62%, respectivamente, considerando os valores baixos da concentração de nitratos no efluente tratado, demonstram que grande parte da remoção de N-NH₄ foi realizada via assimilação ou volatilização.

Como a assimilação de nitrogênio pela biomassa pode ser verificada pelo incremento do Norg, a remoção de NTK não é efetiva sem a adição de um processo para separação da biomassa. Para García et al. (2000), esse mecanismo é o mais importante para a efetiva remoção de nitrogênio, visto que a transformação do mesmo para nitrato não constitui remoção. Park e Carggs (2011) avaliaram a remoção de nitrogênio total em decantador (6h de TDH) posterior à LAT e verificaram remoção de ~57% nesse sistema. Para o sistema LAT-Decantador eles obtiveram remoção efetiva de 74% de NT (LAT com 4 dias de TDH e com adição de CO₂).

A remoção de fósforo total solúvel na uvLAT foi de 19% contra 14% na LAT (Figura11) também sem diferenças estatísticas ($p=0,1074$). Nessa figura é possível verificar levemente maior homogeneidade da concentração de Ps no efluente da uvLAT. Craggs et al. (2012) encontraram maiores eficiências de remoção variando de 14 a 24%. Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de alta taxa são a incorporação pela biomassa algal e a precipitação química (PICOT et al., 1991). Esses dois mecanismos podem explicar a ligeira maior remoção de fósforo solúvel total na uvLAT, unidade que apresentou maior produtividade de biomassa algal e maiores valores de pH que permitem a precipitação química desse elemento.

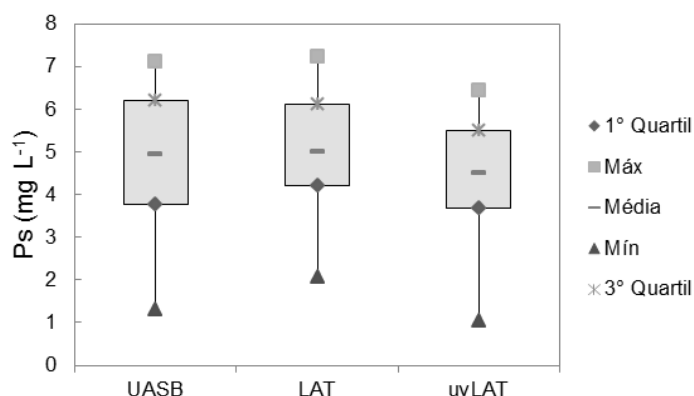


Figura10. – Variabilidade dos valores de Ps afluente e efluente das lagoas.

Quanto à remoção de *E. coli* na LAT, foi observada a remoção de 2,10 unidades logarítmicas. Esses valores foram próximos aos das pesquisas de Craggs et al. (2012) que avaliaram LAT em escala de hectares, mas diferentes de pesquisas em menores escalas que apresentaram remoção de aproximadamente 1,0 unidade logarítmica. Não ocorreu, portanto, como descrito por Craggs et al. (2012), problemas de curto circuito em razão do pequeno percurso da água na lagoa não permitir uma mistura eficiente antes de completar o circuito.

Na UV LAT a remoção foi de 1,11 unidades logarítmicas provavelmente pela menor concentração na entrada do sistema. Considerando que a remoção segue a cinética de primeira ordem, ou ainda, que os organismos aportados a esta unidade apresentam maior resistência, pois, presumidamente, os menos resistentes foram removidos no processo anterior. É possível inferir, então, que a pré-desinfecção interferiu na remoção da UV LAT, uma vez que a desinfecção UV removeu, anteriormente, 2,20 unidades logarítmicas. A remoção global foi maior na combinação pré-desinfecção + LAT, totalizando 3,13 unidades log de remoção.

Eficiências iguais ou até mesmo maiores poderiam ser obtidas se houvesse a utilização da desinfecção UV após as lagoas de alta taxa. Nesse caso, uma menor dose de UV após as lagoas seria necessária para se atingir a mesma eficiência, uma vez que o efluente a ser tratado apresentaria menor quantidade de sólidos em função da remoção da biomassa algal. Porém, é importante ressaltar que o objetivo foi avaliar a remoção de poluentes e a produtividade algal. Pretende-se avaliar se esta perda, invertendo a posição do sistema UV, interferiria no desempenho do tratamento de água residuária além de maior produtividade algal.

A abundância dos principais gêneros encontrados nas unidades avaliadas durante o período de monitoramento apresenta-se na Figura 12. Organismos da classe Chlorophyceae foram os mais frequentes nas unidades avaliadas.

Na LAT, *Chlorella* sp. e *Desmodesmus* sp. estiveram presentes em praticamente todo o período amostrado, sendo a abundância média de 34 e 36%, respectivamente. No mês de junho, com menores temperaturas, ocorreu abundância de *Coelastrum* sp. e *Micractinium* sp. e depois disso reaparecem dominantes *Chlorella* sp. e *Desmodesmus* sp. Abundâncias menores de *Scenedesmus* sp., *Chlorococcum* sp., *Coelastrum* sp. e *Pinnularia* sp. foram observados no início e final do período monitorado. Outros gêneros foram os que apresentaram abundâncias menores que 5%.

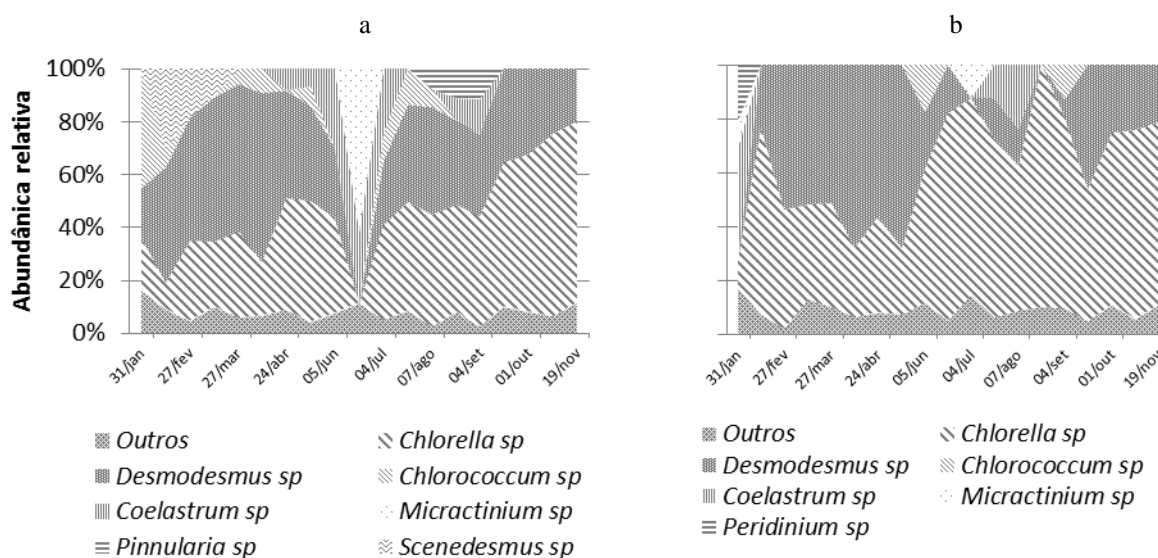


Figura 11. – Abundância dos principais gêneros encontrados nas unidades avaliadas durante o período de monitoramento na LAT (a) e na UV LAT (b).

Nas UV LAT também *Chlorella* sp. e *Desmodesmus* sp. estiveram presentes em praticamente todo o período amostrado. Até o mês de junho a abundância média para o primeiro foi de 40% e do segundo de 49%. Depois do mês de junho, esta abundância média se inverteu, sendo 68 % de *Chlorella* sp. e 21% de *Desmodesmus* sp. Notou-se, também, que em junho apareceu nesta unidade *Micractinium* sp., mas em menor abundância (12%). Nesta lagoa apareceu, em maior que 5% de abundância, *Peridinium* sp. e *Coelastrum* sp.

Os gêneros encontrados nas duas unidades são típicos de serem encontrados em lagoas deste tipo (PARK e CRAGGS, 2010; CRAGGS e PARK, 2011; PARK et al., 2011a), *Pediastrum* sp., que foi um gênero presente em muitos estudos em lagoas (CRAGGS e PARK, 2011) não o foi aqui. de Godos et al. (2009) encontraram em LAT, tratando efluentes de suinocultura, uma diversidade maior de gêneros como *Chlamydomonas* sp., *Microspora* sp., *Chlorella* sp., *Nitzschia* sp., *Achnanthes* sp., *Protoderma* sp., *Senellastrum* sp., *Oocystis* sp., *Ankistrodesmus* sp., sendo *Chlorella* sp. o único em comum com este estudo, porém, com a diferença do efluente e localização geográfica. Destaque para *Desmodesmus* sp., *Coelastrum* sp., *Micractinium* sp. que por serem organismos coloniais e geralmente com diâmetros maiores que 200 µm são interessantes pelo ponto de vista de sedimentabilidade, que é uma característica bem vinda para esse tipo de sistema (Park et al., 2011b).

A maior abundância de *Chlorella* sp. encontrada a partir de junho nas _{UV}LAT indica que a utilização da pré-desinfecção pode auxiliar na dominância de espécies nesses sistemas. Embora no caso de *Chlorella* sp. unicelular não é interessante frente a outros de maior tamanho e com melhores características de sedimentabilidade. Porém, o processo de recirculação da biomassa sedimentada avaliado por Park et al. (2011b), parece ser mais efetivo para tal fim, ficando para a pré-desinfecção o papel de manter maior proporção algas/bactérias.

CONCLUSÃO

A porcentagem de clorofila *a* em relação a biomassa total (SSV) foi maior nas _{UV}LAT, porém, em se tratando de produtividade de biomassa, a unidade sem a pré-desinfecção foi mais eficiente.

A eficiência do tratamento na _{UV}LAT foi semelhante ao da LAT, apesar da maior atividade fotossintética comprovada pela diferença dos valores de OD e pH e maiores valores de clorofila *a*.

Os resultados de performance no tratamento de água residuária foram próximos aos de outros resultados da literatura, demonstrando a replicabilidade dos sistemas (UASB-LAT ou UASB-_{UV}LAT). Considerando o vasto uso de reatores UASB, e principalmente em países de clima mais quente, fica claro a aplicabilidade de sistemas deste tipo.

A pré-desinfecção influenciou no aumento da produtividade de biomassa algal. A melhoria de produtividade apresentada neste estudo não considera a suplementação de CO₂. Se houvesse tal suplementação a produtividade poderia ser maior e a remoção de poluentes poderia se alterar mais substancialmente. Isso é tema para futuros estudos e demonstrações em escala piloto.

A maior abundância de *Chlorella* sp. encontrada a partir de junho nas _{UV}LAT indica que a utilização da pré-desinfecção pode auxiliar na dominância de espécies nesses sistemas, porém, o processo de recirculação da biomassa sedimentada parece ser mais efetivo para tal fim, ficando para a pré-desinfecção o papel de manter maior proporção algas/bactérias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard Methods for examination of water and wastewater. Washington: American Water Work Association, Water Environmental Federation. 2005.
2. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21.ed. Washington DC: APHA, 2005.
3. CHINNASAMY, SHETHIL; BHATNAGAR, ASHISH; HUNT, RYAN W.; DAS, K. C. Biomass and bioenergy production potential of microalgae consortium in open and closed bioreactors using untreated carpet industry effluent as growth medium. *Bioresource Technology*, n. 101, p. 3097-3105, 2010
4. CHO, S.; LUONG, T. T.; LEE, S.; OH, Y.; LEE, T. Reuse of effluent water from a municipal wastewater plant in microalgae cultivation for biofuel production. *Bioresource Technology*, n.102, p. 8639–8645, 2011.
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. CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *Journal of Applied Phycology*, n. 24, p. 329-337, 2012.
7. CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J.; MARTIN, N. J. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in high rate algal pond operated by continuous culture. *Water Science and Technology*, v. 34, n. 11, p.133-140, 1996.
8. de GODO, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, n. 100, p. 4332-4339, 2009.
9. el HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.
10. FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J.; EVISON, M. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operation and environmental variables. *Water Science Technology*, v. 34, n. 11, p. 141-147, 1996.
11. GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W. J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology*, n.97, p.1709-1715, 2006.
12. 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.
13. GONÇALVES, R.F.; FILHO, B.C.; CHERNICHARO, C.A.L.; LAPOLI, F. R. ; AISSE, M.M. ; PIVELI, R.P.; Desinfecção por radiação ultravioleta. In: GONÇALVES, Ricardo Franci. *Desinfecção de Efluentes Sanitários*. Vitória: ABES, 2003 .p. 209-276.
14. KETHEESAN, B.; NIRMALAKHANDA, N. Development a new airlift-driven raceway reactor for algal cultivation. *Applied Energy*, n. 88, p. 3370-3376, 2011.
15. NEDERLANDSE NORM.NEM 6520. Netherlands. 1981.
16. NUSH, E. A. (1980) Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. *Arch. hydrobiolol. Bech. Stuttgart*, v. 14, p. 14-36.
17. OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). *Micro-algal biotechnology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 305-328.
18. PARK, J. B. K., CRGGS, R. J., SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. *Water research*, n. 45, p. 6637-6649, 2011b.
19. PARK, J. B. K., CRGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Tecnology*, v.102, p. 35-42, 2011a.
20. PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 8, p.1758-1764, 2011.
21. PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science Technology*, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.
22. PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONToux, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). *Water Science and Technology*, n. 23, p. 1535-1541, 1991.
23. ROCHA, E. O.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; ASSIS, L. C.; ALVES, L. G. S. The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport of Nutrients at the Watershed Level. *Water Resources Management*, V. 26, N.13, p. 3831-3852, 2012.
24. WIJFFELS, R. H.; BARBOSA, M. J. An out on microalgal biofuels. *Science*, n. 329, p. 796-799, 2010.