

II-339 - COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE LAGOAS DE ALTA TAXA UTILIZADAS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO E PRODUÇÃO DE BIOMASSA ALGAL PARA FINS ENERGÉTICOS

Nirlane Cristiane Silva ⁽¹⁾

Graduanda em Ciências Biológicas na Universidade Federal de Viçosa - UFV

Aníbal Santiago ⁽²⁾

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 ⁽³⁾

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.

Adriana B. Sales de Magalhães ⁽⁴⁾

Graduada em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz. Mestre em Botânica, Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutora em Botânica, UFV, Pós-doutoranda em Saneamento Ambiental, DEC-UFV.

Paula Peixoto Assemany ⁽⁵⁾

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.

Endereço ⁽¹⁾: Av. PH Rolfs, s/n – Campus Universitário, DEC/CCE, sala 320 – Viçosa – Minas Gerais - CEP: 36570-000 - País - Tel: +55 (31) 3899-3098 - e-mail: nirlane.silva@ufv.br

RESUMO

O conhecimento da estrutura fitoplanctônica e a sua variabilidade temporal são relevantes, pois tais organismos são responsáveis pela produtividade primária e produção de oxigênio em sistemas de tratamento de esgoto, notadamente em lagoas. O presente estudo objetivou analisar a composição da comunidade fitoplanctônica em lagoas de alta taxa, relacionando com as variáveis ambientais e com a qualidade do afluente. O sistema de tratamento foi constituído por um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) em escala real seguido de doze lagoas de alta taxa. Nestas lagoas, operadas em paralelo, foram testadas diferentes condições de luz. Uma linha de seis delas recebeu efluente direto do reator UASB e a outra linha recebeu efluente que passou por um prévio processo de desinfecção ultravioleta após o reator. A amostragem e análises dos dados para determinação da composição da comunidade fitoplanctônica nas lagoas, foram realizadas através de análises qualitativas e quantitativas no período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012. Os resultados mostraram que o fitoplâncton esteve composto e distribuído entre as classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Chlamydomonadophyceae, Bacillariophyceae, Zignemaphyceae e Euglenophyceae, sendo que a classe Chlorophyceae apresentou maior riqueza ao longo da série de lagoas. Observou-se que as classes Cyanophyceae e Chlorophyceae predominaram em relação as demais. Houve uma sucessão de organismos de acordo com a época do ano, com o desaparecimento de alguns gêneros e predomínio de outros ausentes em determinados períodos. Como exemplo, pode-se citar o gênero *Scenedesmus*, mais frequente no verão comparado ao inverno. Também foi observada a baixa diversidade na variação de gêneros entre lagoas. Como não foi encontrado um padrão que explicasse o comportamento do fitoplâncton, estudos complementares são necessários para elucidar dúvidas e facilitar o entendimento da dinâmica desses organismos em lagoas de alta taxa.

PALAVRAS-CHAVE: Comunidade fitoplanctônica, Microalgas, Esgoto doméstico, Lagoas de alta taxa

INTRODUÇÃO

A biomassa algal pode ser utilizada para várias finalidades, incluindo a alimentação humana e animal, o setor agrícola (biofertilizantes), o de saúde e também o de cosméticos. Associada a estas finalidades, uma importante aplicação é a produção de energia (Markou e Georgakakis, 2011). As microalgas têm sido, atualmente, consideradas uma fonte alternativa de combustível, graças aos avanços tecnológicos em

biotecnologia e por não apresentar concorrência entre a produção de microalgas e alimentos (Wijffels e Barbosa, 2010).

Com o cultivo de microalgas realizadas em águas residuárias, consequentemente, têm-se outros benefícios ambientais juntamente ao uso de fontes alternativas de energia. O tratamento de efluentes que permite uma diminuição no aporte de cargas poluidoras nos corpos d'água e a reciclagem das águas residuárias, são alguns exemplos. Lagoas de alta taxa (LAT) utilizadas para tratamento de esgoto são os sistemas mais estudados para a produção de biomassa algal, desde o início da década de 1950 (Rawat et al., 2011). Tais reatores assemelham-se a canais, de baixa profundidade em circuito fechado, nos quais ocorre movimentação constante da massa líquida promovida por um conjunto de pás giratórias a determinada velocidade. Esse movimento representa o diferencial desses reatores, à medida que expõe continuamente toda a biomassa à radiação solar, o que permite altas taxas de conversão fotossintética.

Segundo Park et al. (2011), a produção de microalgas em lagoas de alta taxa é controlada por fatores tais como pH, CO₂, OD e nutrientes. Além de fatores biológicos como pastagem por zooplâncton e interferência de patógenos como vírus e fungos. Cho et al. (2011), incluem também a contaminação por bactérias. Atualmente, sabe-se que a produção de microalgas em lagoas de alta taxa é otimizada controlando tais fatores.

Segundo Casali (2008), o conhecimento da estrutura fitoplanctônica e a avaliação de sua variabilidade temporal são relevantes, pois tais organismos são vantajosos ao sistema de tratamento de esgoto, principalmente em lagoas, pois são responsáveis pela produtividade primária e produção de oxigênio. O entendimento da dinâmica da estrutura fitoplanctônica em tais sistemas auxilia na compreensão de seu funcionamento e, portanto, tal informação pode contribuir para possíveis melhorias tecnológicas.

A diversidade das microalgas e as variações na biomassa são decorrentes das modificações da qualidade físico-química e biológica da água, em ambiente aquático. Em lagoas de estabilização, a diversidade e a densidade das espécies são também muito influenciadas pela carga orgânica aplicada na lagoa e variam de acordo com as estações do ano, clima, latitude e qualidade do esgoto afluente (König, 1998).

Considerado um dos grupos mais diversificados entre os microrganismos e, devido à produção de oxigênio, as microalgas são responsáveis pela continuidade dos processos aeróbios; além disso, removem nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono para suprir suas necessidades nutricionais (Senna, 1979; Voltolina, 1998; Masseret et al., 2000).

Diante da importância do entendimento da dinâmica da estrutura fitoplanctônica em tais sistemas, esse trabalho teve como objetivo, analisar a composição da comunidade fitoplanctônica nas lagoas de alta taxa, relacionando com as variáveis ambientais e com a qualidade do afluente.

MATERIAIS E MÉTODOS

Descrição da unidade experimental

As lagoas de alta taxa foram instaladas na Unidade Experimental de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (ETE Violeira), no município de Viçosa, MG. Durante o período de estudo as lagoas foram alimentadas continuamente com efluente do reator UASB (*Up-flow Anaerobic Sludge Blanket*) construído em escala real para o tratamento do esgoto de aproximadamente 600 habitantes do bairro da Violeira ($Q_{med} = 115 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, volume = 48 m^3 , altura = 5,70 m e tempo de detenção hidráulica (TDH) = 7 h). De toda a vazão efluente do reator, uma parte, em torno de $2 \text{ a } 4 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, foi encaminhada ao sistema de lagoas.

Foram construídas doze lagoas de alta taxa em fibra de vidro com 1,28 m de largura, 2,86 m de comprimento e 0,5 m de altura, sendo a altura útil de 0,3m, área superficial de $3,3 \text{ m}^2$ e volume útil de 1 m^3 . A Figura 1 apresenta o desenho esquemático de uma lagoa de alta taxa. Para prover o fluxo nas unidades, foram instaladas pás giratórias impulsionadas por um conjunto motor redutor que teve sua velocidade angular controlada por um inversor de frequência WEG CFW10. O TDH de 4 dias foi ajustado através do controle manual da vazão em $10,4 \text{ L.h}^{-1}$.

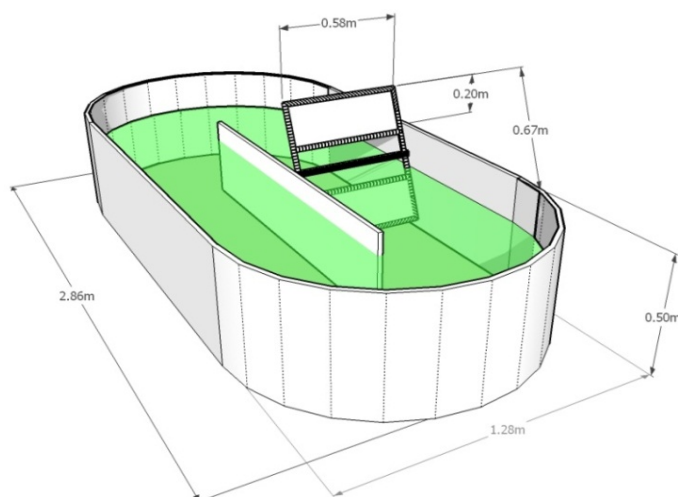


Figura 1: Desenho esquemático de uma lagoa de alta taxa

As doze LATs instaladas operaram em paralelo. Uma linha era composta de seis lagoas que receberam efluentes diretamente do reator UASB, e a outra linha de outras seis lagoas que tiveram como substrato efluente doméstico do UASB que passou por processo prévio de desinfecção ultravioleta. A unidade de desinfecção possuiu dose aplicada de 203,1 mJ. cm⁻² e densidade de potência de 73,1 Wh.m⁻³.

De forma a avaliar a influência de diferentes intensidades de radiação solar no processo de crescimento da biomassa, as LATs receberam uma cobertura com telas de sombreamento. As primeiras lagoas, tanto da linha sem, quanto da linha com a desinfecção, LAT1 e a UV1, respectivamente, foram consideradas testemunhas e, portanto, operaram sem cobertura. A cobertura da radiação cresceu em intensidade da LAT2 e UV2 para a LAT6 e UV6, de forma que as LAT2 e UV2 tinham 9% de bloqueio da luz solar, as LAT3 e UV3 18%, as LAT4 e UV 4 30%, LAT5 e UV5 60% e LAT6 e UV6 80%.

Na Figura 2 é apresentado um diagrama esquemático do experimento instalado.

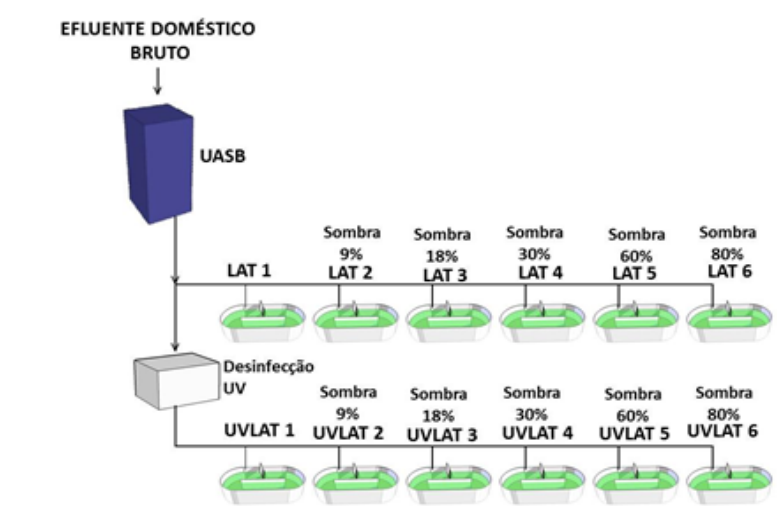


Figura 2: Diagrama esquemático do experimento

AMOSTRAGEM E ANÁLISE DOS DADOS

Análises físicas, químicas e biológicas

No período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012, foram realizadas coletas de água semanalmente, a cada duas horas (das 08 às 18 horas) para determinação das variáveis abióticas e bióticas das doze lagoas de alta taxa.

As variáveis físicas e químicas mensuradas in situ foram pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura e condutividade elétrica utilizando sensor da Hach modelo HQ40d (Luminescent Dissolved Oxygen (LDO) e turbidez com turbidímetro HACH MODELO 2100Q. Mediu-se também a radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) (400-700 nm) na superfície da água utilizando-se radiômetro LI-COR - LI-193 Underwater Spherical Quantum Sensor.

Além das lagoas, também foram coletadas amostras compostas do efluente do reator UASB para análise das seguintes variáveis: DBO₅, DQO, SST, CT, SSV, turbidez, N-NH₃, N-org, N-NO₃, P_{total}, P_{solúvel}, alcalinidade total e clorofila a. Tais análises foram feitas em laboratório e seguiram as disposições do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Para determinação do carbono orgânico total (COT) e carbono inorgânico (CI) utilizou-se o TOC 5000 Shimadzu. O carbono total (CT) foi considerado como sendo a soma do carbono orgânico total e do carbono inorgânico.

ANÁLISE DO FITOPLÂNCTON

Procedimento de amostragem

As coletas foram realizadas quinzenalmente em cada uma das lagoas de alta taxa durante o período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012. Para análise quantitativa foram coletadas amostras na subsuperfície da água, em seguida foram fixadas com solução de lugol acético 5%. Para análises qualitativas as amostras foram coletadas pela filtração da água e concentração com rede de plâncton, com abertura de malha de 20 µm, em seguida foram fixadas com formol 4%.

Análise qualitativa

Foi utilizado um microscópio binocular AXIOSTAR – PLUS, ZEISS. As características morfológicas e morfométricas da vida vegetativa e reprodutiva de valor taxonômico para as espécies foram analisadas de acordo com bibliografia especializada. A identificação taxonômica foi feita, quando possível, em nível específico. Foram consultadas as seguintes bibliografias: Bourrelly (1970), Parra *et al.* (1982), Bicudo e Menezes (2005). Para identificação das cianobactérias foi utilizado o sistema de classificação de KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS (1986, 1989, 1998) para a ordem Chroococcales, ANAGNOSTIDIS e KOMÁREK (1988) para a ordem Oscillatoriales, KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS (1989) para a ordem Nostocales e ANAGNOSTIDIS e KOMÁREK (1990) para a ordem Stigonematales.

Análise quantitativa

A análise quantitativa de microalgas e cianobactérias foi realizada por meio de contagens de células, em câmara Sedgwick-Rafter, de acordo com a Norma Técnica L5.303 CETESB (1991). Após o período de decantação, o sobrenadante foi descartado, resultando em concentrado de aproximadamente 100 mL. Este concentrado foi homogeneizado e 1 mL transferido com pipeta para câmara de Sedgwick-Rafter. Após 15 minutos, a câmara foi levada ao microscópio (OLYMPUS IX70) e analisada em aumento de 400x.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Condições Ambientais e Qualidade da Água nas Lagoas

Tradicionalmente, as variáveis que controlam a dinâmica de crescimento das comunidades aquáticas são: radiação solar, mistura da água e nutrientes (Sand -Jensen, 1989; Makkay et al., 2008). A Tabela 1 apresenta os valores médios e desvio padrão da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), pH, OD e temperatura encontrados no UASB e nas lagoas durante o período de estudo. Com exceção da radiação, pode-se assumir que os demais recursos foram fornecidos sem nenhuma variação entre as lagoas.

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), pH, OD e temperatura encontrados no UASB e nas lagoas estudadas durante o período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012

	PAR (W/m ²)	pH	OD (mg.l ⁻¹)	Temp.(°C)
UASB		7,0±0,32	1,8±0,69	23,7±2,26
UV1	99,40±80,51	7,9±1,05	8,5±3,22	23,7±2,89
UV2	78,54±62,90	8,2±0,99	9,8±3,58	23,4±2,76
UV3	79,30±103,01	8,2±0,93	10,6±3,55	23,1±2,73

Tabela 1 (continuação): Valores médios e desvio padrão da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), pH, OD e temperatura encontrados no UASB e nas lagoas estudadas durante o período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012.

	PAR (W/m ²)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Temp.(°C)
UV4	63,55±51,53	8,3±1,11	10,4±3,18	22,9±2,71
UV5	37,94±36,10	7,6±1,09	8,4±2,95	22,2±2,42
UV6	23,43±29,52	7,7±5,26	7,6±2,65	21,9±2,27
LAT1	102,56±81,98	7,5±0,82	6,8±3,19	23,9±2,97
LAT2	82,20±67,49	7,6±0,94	7,1±3,34	23,6±2,78
LAT3	76,90±60,46	7,6±0,96	8,3±3,09	23,4±2,70
LAT4	64,88±51,33	7,7±1,01	7,7±3,95	24,5±16,30
LAT5	37,14±33,02	7,2±0,77	6,5±3,16	22,4±2,46
LAT6	24,79±23,94	7,2±1,03	6,2±2,85	22,1±2,61

À medida que se aumentou a intensidade da cobertura, notou-se uma diminuição no parâmetro de radiação fotossinteticamente ativa (PAR). Como era de se esperar, as unidades UV6 e LAT6 apresentaram a menor radiação (PAR) incidente, seguida das unidades UV5 e LAT5, fato devido às coberturas instaladas. A temperatura da água também apresentou o mesmo comportamento entre as lagoas, independente da presença da pré-desinfecção. Ou seja, pode-se afirmar que quanto maior a interceptação, menor a PAR incidente e a temperatura.

Considerando o comportamento do pH e do OD, observou-se que nas lagoas UVs, o pH e o OD mostraram maior aumento em relação as LATs, implicando numa atividade fotossintética ainda mais elevada nessas lagoas. A atividade fotossintética consome do meio aquático CO₂ e libera O₂, contribuindo respectivamente com o aumento do pH e do OD. Além disso, com a fotossíntese, a capacidade de fixação do carbono é maior do que a dissolução do CO₂ atmosférico na interface ar-água, contribuindo ainda mais com o aumento do pH (Rodrigues et al., 2010; Holland et al., 2012).

Em relação à remoção de nutrientes nas unidades, ressalta-se a maior remoção de nitrogênio amoniacal nas lagoas UV4 e LAT3. A lagoa com a presença da pré-desinfecção registrou remoção média de 34,1 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e a unidade sem a prévia desinfecção registrou remoção média de 30 mg.L⁻¹. Essa remoção é principalmente, devida à conversão de amônia em nitrato pelas bactérias nitrificantes, à volatilização da amônia e à assimilação pela biomassa algal, gerando nitrogênio orgânico. A remoção de fósforo solúvel total foi pequena e não variou significativamente entre as unidades.

Os valores médios das variáveis bióticas e abióticas encontrados no UASB e nas lagoas durante o período de estudo estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Valores médios das variáveis bióticas e abióticas encontrados no UASB e nas lagoas estudadas durante o período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012.

	UASB	LAT 1	LAT 2	LAT 3	LAT 4	LAT 5	LAT 6	UV 1	UV 2	UV 3	UV 4	UV 5	UV 6
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	97,7	73,1	62,0	75,8	76,3	61,4	59,0	58,2	64,6	68,4	63,2	58,1	64,4
DQO (mg L ⁻¹)	184	376	275	261	234	161	177	238	249	338	269	228	225
SST (mg L ⁻¹)	51	184	196	165	161	191	157	134	173	147	212	143	136
CT (mg.L ⁻¹)	88,9	32,9	35,7	27,9	36,4	30,2	28,9	30,6	32,6	33,6	26,3	31,0	30,4
NTK (mg L ⁻¹)	34,9	19,7	18,4	14,9	20,5	25,0	16,6	15,1	16,8	17,2	17,5	14,7	13,4
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	29	6	6	6	7	13	9	5	5	6	3	4	5
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	2,5	15,1	13,9	17,2	13,1	11,0	12,5	18,8	21,1	23,3	20,5	21,9	18,5
P Total (mg L ⁻¹)	3,5	3,8	4,1	4,0	3,5	3,9	2,7	3,1	3,4	3,2	3,9	3,2	3,5

Tabela 2 (continuação): Valores médios das variáveis bióticas e abióticas encontrados no UASB e nas lagoas estudadas durante o período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012.

	UASB	LAT 1	LAT 2	LAT 3	LAT 4	LAT 5	LAT 6	UV 1	UV 2	UV 3	UV 4	UV 5	UV 6
P Sol. (mg L ⁻¹)	2,9	2,3	2,4	2,3	2,2	2,0	1,7	2,0	1,8	2,2	2,1	2,0	2,2
Alcalin. (mg L ⁻¹)	148,9	45,9	45,1	51,1	55,4	98,6	58,7	47,6	47,0	35,7	42,2	39,4	39,1
Turb. (NTU)	48,3	105,9	174,5	131,3	174,7	110,1	68,9	90,6	129,2	88,7	155,3	103,0	70,4
Clorof.a (mg L ⁻¹)	1,7	1,5	1,6	1,6	1,0	0,6	2,1	2,3	1,8	2,0	2,1	1,3	1,7

O nitrogênio é um dos principais elementos para o desenvolvimento microalgal, podendo ser assimilado através de várias fontes, como N₂, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, ureia, aminoácidos, purinas e pirimidinas (Lourenço, 2006). O fósforo tem importantes funções na célula, estando envolvido em transferência de energia e constituição de moléculas como o ATP, açúcares fosfatados, ácidos nucleicos e fosfoenzimas (Lourenço, 2006). O carbono é o elemento necessário em maiores quantidades para as algas, pois constitui em torno de 50% da biomassa seca (Derner, 2006).

Hillebrand e Sommer (1999) afirmaram que para meio de cultivo com quantidades balanceadas de nitrogênio (N) e fósforo (P), uma relação mássica ótima de C:N:P 46,1:7,7:1 é desejada para microalgas bentônicas. Segundo Woertz et al. (2009), relações típicas de C:N e C:P no esgoto doméstico, de 3,5:1 e 20:1, respectivamente, comparadas as exigidas para um crescimento algal rápido, são baixas. No presente estudo, o esgoto bruto como meio de cultivo apresentou uma relação mássica C:N:P próximo a 28:10:1, para o carbono total como fonte de carbono. Essa relação apresenta uma deficiência de carbono, caracterizando-o como um fator limitante. Comparando a remoção de nutrientes e carbono nas lagoas, percebeu-se que a remoção de nitrogênio amoniacal e de carbono orgânico foi maior nas lagoas UV4 e LAT3. No entanto, a remoção de fósforo solúvel total manteve-se praticamente constante.

A composição de microalgas em ambientes aquáticos está relacionada com a integração de vários processos envolvidos na captação e assimilação de compostos tais como o nitrogênio, o fósforo e o carbono. É conhecido que a deficiência de um nutriente leva o microrganismo a aumentar a captação do mesmo, assim como a eficiência metabólica dos processos em que este está envolvido.

A determinação da produtividade da biomassa algal foi feita com base na análise de clorofila *a*. As concentrações de clorofila *a* para todas as unidades avaliadas estão apresentadas na Figura 3. A título de comparação entre as lagoas, esta medida foi utilizada, com o intuito de determinar qual lagoa possuía maior produção de biomassa algal.

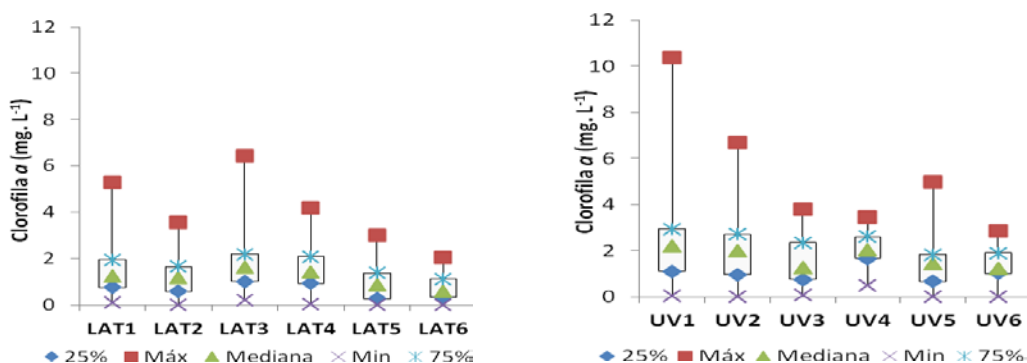


Figura 3: Variação das concentrações de clorofila *a* para todas as unidades avaliadas

As lagoas com a presença da desinfecção apresentaram maiores concentrações de clorofila *a*, e consequentemente maiores valores de produtividade algal. Como esperado, houve de fato o efeito positivo da

desinfecção UV no crescimento e produção de microalgas no esgoto doméstico. Provavelmente, esse efeito deveu-se à eliminação de certa quantidade de microrganismos, principalmente bactérias, que se tornariam possíveis concorrentes das microalgas por nutrientes, espaço e luz (Cho et al., 2011).

Análise do fitoplâncton

A comunidade microbiológica de sistemas de tratamento de esgoto doméstico está continuamente exposta a *stress* e a poluentes, dessa forma, há uma grande variabilidade da sua composição qualitativa e quantitativa. A Figura 4 apresenta o quantitativo médio (%) da concentração de microalgas por mL para cada lagoa estudada. As LATs 3 e 4 apresentaram maior quantidade de indivíduo em relação as demais e a lagoa UV5 foi a que apresentou a menor densidade média de indivíduos.

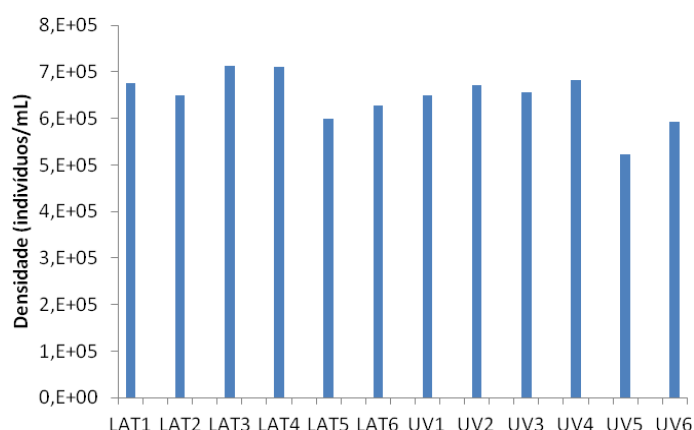


Figura 4: Variação da densidade média de microalgas (ind/mL⁻¹) nas lagoas de alta taxa durante o período de 31 de janeiro a 18 de setembro de 2012.

Dos 44 gêneros identificados, a maioria foi pertencente às classes Chlorophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae. Assim como em ambientes naturais, observou-se uma tendência para flutuações sazonais na comunidade fitoplanctônica das lagoas de alta taxa. Os representantes da classe Chlorophyceae, foram os mais frequentes nas lagoas durante o período de análise, com dominância dos gêneros *Chlorella* e *Desmodesmus* nas LATs e UVs.

A abundância desses gêneros alternou-se de acordo com variações sazonais, com tendência geral de maior número de indivíduos do gênero *Desmodesmus* no verão (coletas 1-4) e outono (coletas 5-10) e do gênero *Chlorella* no inverno (coletas 11-16) e primavera (coletas 17-19). Nas lagoas UV5 e UV6 essa tendência não foi tão forte e na lagoa UV3 essa tendência não foi observada. As lagoas LAT3 e LAT4 destacaram-se pela baixa diversidade de gêneros (Figura 5).

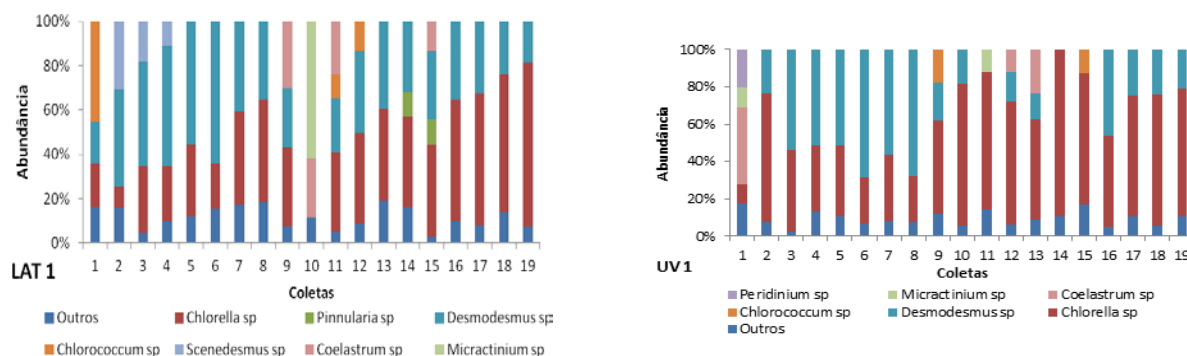


Figura 5: Variações na comunidade fitoplanctônica das lagoas de alta taxa ao longo do período amostral (abundância de indivíduos, %).

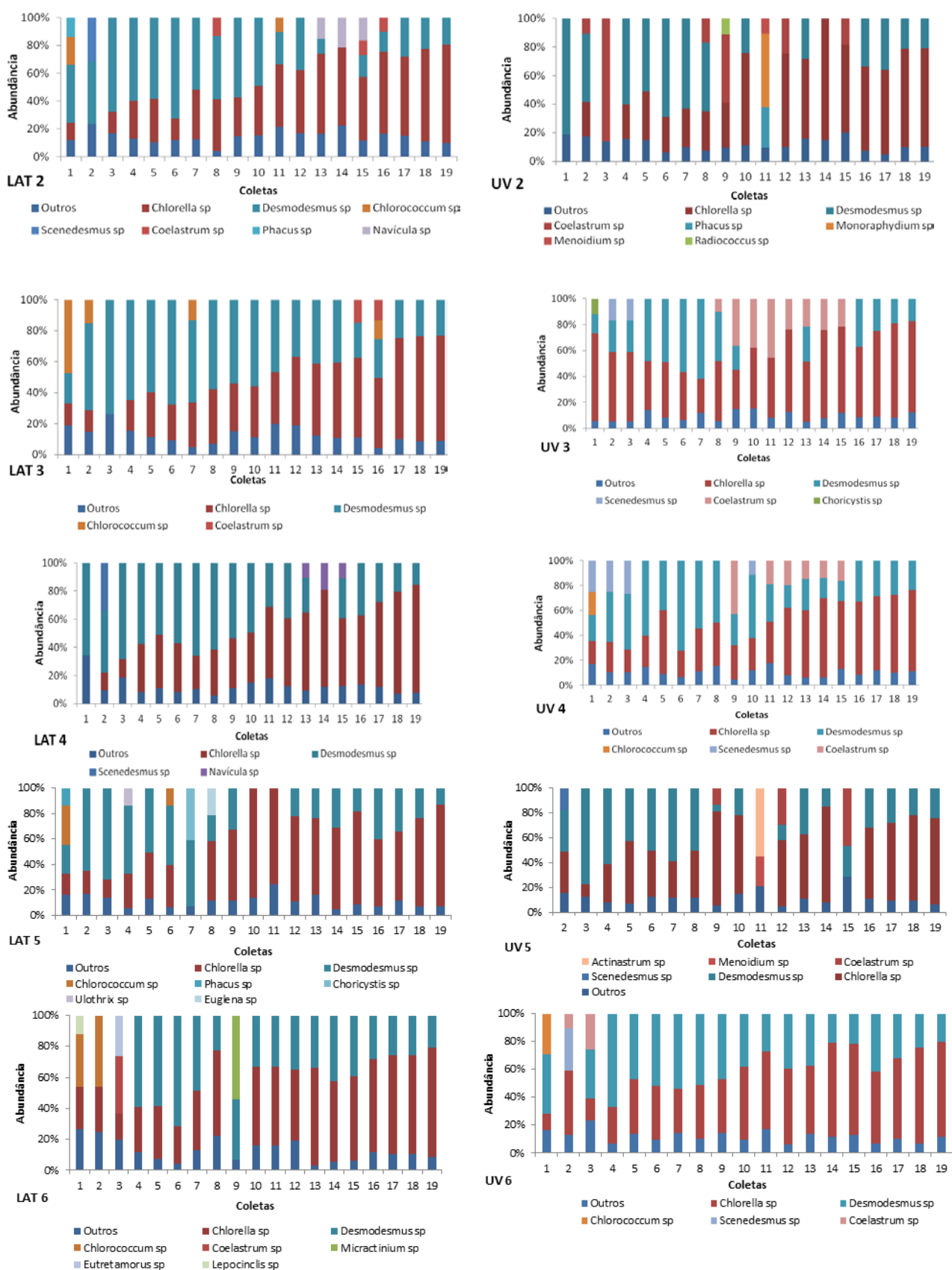


Figura 5 (continuação): Variações na comunidade fitoplactônica das lagoas de alta taxa ao longo do período amostral (abundância de indivíduos, %).

Segundo Craggs et al. (2011), lagoas de alta taxa tratando esgoto doméstico, são na maioria das vezes dominadas por pequenas colônias de algas de gêneros como: *Scenedesmus*, *Micractinium*, *Actinastrum* e *Pediastrum*. Park et al. (2011) citaram como espécies principais encontradas em lagoas de alta taxa tratando esgoto doméstico, as espécies *Desmodesmus* sp, *Micractinium* sp, *Actinastrum* sp, *Pediastrum* sp, *Dictyosphaerium* sp. e *Coelastrum* sp. Há gêneros que preferem ambientes ricos em nutrientes, como a *Chlorella* e o *Monoraphidium*, e outros que sobrevivem em ambientes pobres em nutrientes, variando sua abundância de acordo com as mudanças climáticas. Assim, a relação entre nutrientes e a comunidade algal em sistemas de águas residuárias não é muito bem entendida (Chinnasamy et al., 2010).

CONCLUSÕES

O meio de cultivo apresentou deficiência em carbono, porém se mostrou adequado para satisfazer as necessidades da biomassa algal em termos de fornecimento de nutrientes.

As lagoas com a presença da desinfecção apresentaram maiores concentrações de clorofila *a*, e consequentemente maiores valores de produtividade algal.

A comunidade fitoplanctônica apresentou variação ao longo do período de estudo, com predomínio das classes Cyanophyceae e Chlorophyceae. Houve uma baixa diversidade de gêneros em todas as lagoas, sendo *Chlorella* e *Desmodesmus* os mais representativos e apresentaram alternância de acordo com a época do ano. As unidades sem a prévia desinfecção UV tiveram maiores densidades, entretanto não foi observada uma relação entre a pré-desinfecção e a densidade total de organismos.

Também não foi encontrada uma relação entre a radiação solar e a concentração de nutrientes com a densidade de organismos, ou seja, não houve um padrão que explicasse o comportamento do fitoplâncton.

Estudos complementares são necessários para elucidar dúvidas e facilitar o entendimento da dinâmica desses organismos em lagoas de alta taxa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANAGNOSTIDIS, K., KOMAREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 5 - Stigonematales. Algological Studies 59, p.1-73, 1990.
2. ANAGNOSTIDIS, K., KOMAREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 - Oscillatoriales. Algological Studies 50-53, p.327-472, 1988.
3. APHA, A. P. H. A. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: Byrd Prepress Springfield, p.1134, 2005.
4. BEARDALL, J., YOUNG, E., ROBERTS, S. Approaches for determining phytoplankton nutrient limitation. Aquatic Sciences, 63, p. 44-69, 2001.
5. BICUDO, C. E., MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Editora RIMA. p. 508, 2005.
6. BOURRELY, P. Les Algues d'Eau Douce. III. Les Algues Bleus et Rouges. Editions N. Boube'e & Cie, Paris.1970.
7. CASALI, S. P.; Variabilidade Temporal da Comunidade Fitoplanctônica em lagoas facultativas de dois sistemas de tratamento de esgoto com diferentes configurações. São Carlos: USP, 2008. 124 p. Dissertação (Mestrado)-Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.
8. CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Norma Técnica L5.303: fitoplâncton de água doce - métodos qualitativo e quantitativo (método de ensaio). São Paulo, 1991.
9. CHINNASAMY, S., BHATNAGAR, A., HUNT, R.W., DAS, K.C. Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biofuel applications. Bioresour. Technol., v. 101, p 3097-3105. 2010.
10. CHO, S., LUONG, T. T., LEE, D., OH, Y. K., LEE, T. Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. Bioresource Technology, v. 102, p. 8639-45. 2011.
11. CRAGGS, R.J., HEUBECK, S., LUNDQUIST, T.J., BENEMANN, J.R. Algae biofuel from wastewater treatment high rate algal ponds. Water Science and Technology 63, p. 660-665. 2011.

12. DERNER, R.B. Efeito de fontes de carbono no crescimento e na composição bioquímica das microalgas *Chaetoceros muelleri* e *Thalassiosira fluviatilis*, com ênfase no teor de ácidos graxos polinsaturados. 158 fls. Tese (Pós-graduação em Ciência dos Alimentos). Universidade Federal de Santa Catarina. 2006.
13. HILLEBRAND, H., SOMMER, U. The nutrient stoichiometry of benthic microalgal growth: Redfield proportions are optimal. *Limnol. Oceanogr.*, v. 44, p 440-446. 1999.
14. HOLLAND, D.P., Pantorno, A., Orr, P.T., Stojkovic, S., Beardall, J. The impacts of a high CO₂ environment on a bicarbonate user: The cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Water Research*, 46, pp 1430-1437. 2012.
15. KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 1. –In: Ettl, H., Gärtner, G., Heyning, H., Mollenhauer (Hrsg.). Teil: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band.19/1. Gustav Fisher. 1998.
16. KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 2: Chroococcales. – *Arch. hydrobiol. Suppl.bd. Algol. Stud.* 73 (2) p.157–226, 1986.
17. KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 4: Nostocales. – *Arch. hydrobiol. Suppl.bd. Algol. Stud.* 82 (3) p. 247–345, 1989.
18. KÖNIG, A. Aspectos teóricos e práticos sobre algas e parasitas intestinais em estações de tratamento de esgoto. Vitória, Fundação Ecossistemas do Espírito Santo. 1998.
19. LOURENÇO, S.O. Cultivo de Microalgas Marinhas - princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2006.
20. MAKKAY, K., PICK, F.R., GILLESPIE, L. Predicting diversity versus community composition of aquatic plants at the river scale. *Aquatic Botany*, v. 88, p 338-346. 2008.
21. MARKOU, G., GEORGAKAKIS, D. Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-green algae) in agro-industrial waste and wastewater: A review. *Applied Energy*, v. 88, p 3389-3401. 2011.
22. MASSERET E, AMBLARD C, BOURDIER G, SARGOS D. Effects of a waste stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream. *Water Environ Res* 72, p.285-294 , 2000.
23. PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, v. 102, p 35-42. 2011.
24. PARRA, O., M. GONZÁLEZ, V. DELLAROSSA, P. RIVERA Y M. ORELLANA. 1982. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile. Tomo I. al V. Univ. Concepción, Concepción, Chile. Vol. 1, Cyanophyceae, 1982; Vol. 2, Chrysophyceae- Xanthophyceae, 1982; Vol. 3, Cryptophyceae, Dinophyceae y Euglenophyceae, 1982 ; Vol. 4, Bacillariophyceae, 1982; Vol. 5 (partes 1 y 2), Chlorophyceae, 1983.
25. RAWAT, I., KUMAR, R., MUTANDA, T., BUX, F. Dual role of microalgae: Phytoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, v. 88, p 3411-3424, 2011.
26. RODRIGUES, C.J., MERCANTE, C.T.J., CARMO, C.F., TUCCI, A., OSTI, J.A.S., DI GENARO, A.C. Diurnal dynamics of inorganic carbon and oxygen dissolved in a Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1978) fish pond, São Paulo, Brasil. *Limnologica Brasiliensia*, 22, pp 466-473. 2010.
27. SAND-JENSEN, K. Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquatic Botany*, 94, pp 5-25. 1989.
28. SENNA, P. A. C. *Cyanophyceae* da lagoa de estabilização de São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil, 1995. Dissertação de mestrado-Universidade de São Paulo, São Paulo, 1979.
29. VOLTOLINA, D. et al. Growth of *Scenedesmus sp* in artificial wastewater. *Bioresource Technology*, v.68, p. 265-268, 1998.
30. WIJFFELS, R. H., BARBOSA, M. J. An out on microalgal biofuels. *Science*, v. 329, p 796-799. 2010.
31. WOERTZ, I., FEFFER, A., LUNDQUIST, T., NELSON, Y. Algae Grown on Dairy and Municipal Wastewater for Simultaneous Nutrient Removal and Lipid Production for Biofuel Feedstock. *Journal of Environmental Engineering*, v. 135, p 1115-1122. 2009.