

DINÂMICA E SAZONALIDADE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DE UMA LAGOA FACULTATIVA

Dynamics and seasonality of physico-chemical and biological variables in facultative pond

Emmanuel Bezerra D'Alessandro ¹, Nora Kátia Saavedra ², Mariângela Fontes Santiago ³,
Maura Francisca da Silva ⁴

Recebido em 29 de abril de 2014; recebido para revisão em 06 de agosto de 2014; aceito em 18 de agosto de 2014; disponível on-line em 08 de outubro de 2014.



PALAVRAS CHAVE:

Tratamento de esgoto;
Fitoplâncton;
Remoção de nutrientes;
Lagoa facultativa.

KEYWORDS:

Nutrients removal;
Phytoplankton;
Wastewater treatment;
Facultative pond.

RESUMO: Esta pesquisa teve como principal objetivo investigar os processos envolvidos na eficiência da lagoa facultativa do módulo A da ETE de Trindade (GO), num período de seis meses com diferenças sazonais. As coletas foram realizadas na entrada da lagoa, em diferentes profundidades no seu interior e, também, na saída da mesma. Foram feitos estudos do perfil das variáveis físico-químicas e biológicas. Assim como também, uma análise de componentes principais a fim de verificar a eficiência de remoção da DBO e de nutrientes pelo fitoplâncton. A lagoa mostrou sofrer influência da sazonalidade da região. Registrou-se perfil de oxigênio dissolvido do tipo clinogrado e estratificação térmica em três meses de coleta. Em dois períodos consecutivos, foram registradas concentrações de oxigênio dissolvido muito baixas ($<1,0 \text{ mg.L}^{-1}$). A análise de componentes principais mostrou que as variações da comunidade fitoplanctônica tiveram influência direta do pH, CND e, possivelmente do TDH. Este processo correlacionou-se com a eficiência de remoção de DBO ($r=0,85$) e ortofosfato ($r=0,98$). A remoção de amônia esteve relacionada com a temperatura.

ABSTRACT: This research had as main objective to investigate the involved processes in facultative pond efficiency of A module in Trindade WWTP, a period of six months with seasonal differences. The samples were collected at inlet and outlet of pond, also on the surface, at different depths. Studies of profile were made from physico-chemical and biological variables. It was also made a principal component analysis, to verify the efficiency of BOD and nutrients removal by phytoplankton. The pond showed undergoes influence by seasonality of region. It was recorded DO profile of type clinograde, and thermal stratification in three months of collect. In two consecutive periods, were registered very low concentrations of DO ($<1.0 \text{ mg.L}^{-1}$). The principal component analysis showed that variations of the phytoplankton community had a direct influence of pH, CND, and possibly with HDT. This process was correlated with removal efficiency of BOD ($r=0.85$) and orthophosphate ($r=0.98$). The ammonia removal was associated with temperature.

* Contato com os autores:

¹ e-mail : dalessandro.e.b@gmail.com (E. B. D'Alessandro)

Mestre em Engenharia do Meio Ambiente – Universidade Federal de Goiás, UFG, Goiânia, GO, Brasil.

² e-mail : katia.saavedra@gmail.com (N. K. Saavedra)

Pós-doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos – UFSC. Professor adjunto da Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, UFG, Goiânia, GO, Brasil.

³ e-mail : mariangela@gmail.com (M. F. Santiago)

Doutora em Química pela Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. Professor associado III da Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, UFG, Goiânia, GO, Brasil.

⁴ e-mail : maura@saneago.com.br (M. F. Silva)

Especialista em Saúde Pública. Saneamento de Goiás S.A – SANEAGO, Goiânia, GO, Brasil.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional desordenado, fontes de poluidores, principalmente as difusas, pois geralmente não possuem tratamento, e a falta de medidas adequadas para a sustentabilidade ambiental urbana e rural têm propiciado a expansão e aceleração da eutrofização dos ecossistemas aquáticos no Brasil e no mundo. A cidade de Trindade possui 104.448 habitantes (IBGE, 2010) sendo que a ETE foi projetada para 71.483 habitantes. Devido a este panorama alarmante, há a necessidade de novos métodos para restauração de recursos hídricos degradados sem promover efeitos colaterais sobre organismos e interações ecológicas no meio ambiente.

As características dos esgotos gerados por uma população é em função dos usos ao qual a água foi submetida. Esses usos, e a forma com que são exercidos, variam com o clima, tempo, situação social e econômica, além dos hábitos populacionais.

A eficiência do tratamento nas lagoas de estabilização é função do transporte hidráulico assim como dos processos químicos e biológicos que ocorrem em seu interior. Autores como Chu e Soong (1997), por exemplo, mostram que esses processos são influenciados pela estratificação térmica e pela geometria das lagoas. Lau et al. (1995) incrementam que fatores bióticos como densidade algal também influenciam na eficiência as lagoas.

As algas têm um papel importante nas lagoas de estabilização decorrente do consumo de dióxido de carbono, subproduto da respiração das bactérias heterotróficas e proveniente dos bicarbonatos do próprio meio líquido, que modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato e, em consequência a formação dos íons hidróxidos OH⁻, eleva o pH do líquido, cujos valores variam entre 8 e 11 (UEHARA e VIDAL, 1989). O elevado pH das lagoas favorece a redução do número de bactérias patogênicas, a precipitação dos fosfatos de cálcio e a volatilização da amônia.

Devido à diferença de temperatura ou

salinidade entre as camadas líquidas das lagoas, as camadas mais leves tendem a se sobrepor às mais densas criando condição de estratificação. Essa estratificação pode ser quebrada pelo vento que sopra sobre a superfície da água (TADESSE et al., 2004). As camadas superficiais do corpo d'água são misturadas graças aos efeitos cisalhantes e de mergulho que o vento exerce sobre o líquido e, no decorrer do tempo, as camadas mais densas e menos turbulentas misturam-se às menos densas (CHU e SOONG, 1997).

2. OBJETIVOS

Como há vários fatores que influenciam nas condições hidráulicas e biológicas das estações de tratamento de esgotos, o estudo visou avaliar o comportamento das variáveis físico-químicas, clorofila *a* e feofitina, em perfil vertical, na lagoa facultativa do módulo A, da ETE de Trindade (GO) em diferentes períodos de coleta e, também, verificar por meio de uma Análise de Componentes Principais (ACP), a influência da densidade algal e de cianobactérias sobre a eficiência de tratamento da lagoa facultativa.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na lagoa facultativa do módulo A da ETE de Trindade, GO (16°39'09''S e 49°31'50''O), durante seis meses com períodos de estiagem (setembro de 2010, abril e maio de 2011) e chuvoso (outubro, novembro e dezembro de 2010). A ETE apresenta, de acordo com os dados do projeto, vazão média de 161,6 L.s⁻¹, e eficiência de remoção da DBO de 84%. A lagoa facultativa do módulo A possui de acordo com o dimensionado: área de 27000 m², profundidade de 1,25 m, volume de 33.750 m³ e TDH de 4,8 dias (SANEAGO, 2008).

3.2. AMOSTRAGEM

Na lagoa facultativa os procedimentos para as coletas das amostras de esgoto para realização

das análises físico-químicas foram feitos aproximadamente das 09h40 às 11h00 da manhã. Com auxílio de um barco (Figura 1), foram coletados três pontos horizontais, sendo um no início a 90 m da entrada da lagoa, um no meio a 180 m da entrada e outro no final da lagoa a 270 m da entrada, e cada um com três profundidades (superfície, meio e fundo com ± 20 cm antes de tocar o fundo) (Figura 2). As amostras foram coletadas com uma garrafa de van Dorn de cinco litros. Na elaboração dos gráficos foi usada a média dos três pontos horizontais.

A temperatura da água e o oxigênio dissolvido (OD) foram aferidos *in loco* por meio do oxímetro (Thermo Scientific/Orion 5 star). As amostras de amônia (NH_4^+) foram analisadas de acordo com Silva e Oliveira (2001) pelo método de nesslerização direta. As outras variáveis foram aferidas de acordo com APHA (1998). São elas: potencial hidrogeniônico (pH/método potenciométrico), condutividade elétrica do esgoto (CND/potenciométrico), sólidos suspensos totais (SST/gravimétrico), demanda bioquímica de oxigênio (DBO/diluição), demanda química de oxigênio (DQO/colorimétrico), nitrato (NO_3/UV), ortofosfato (PO_4^{3-} /ácido ascórbico) e fósforo total (PT/ ácido ascórbico).

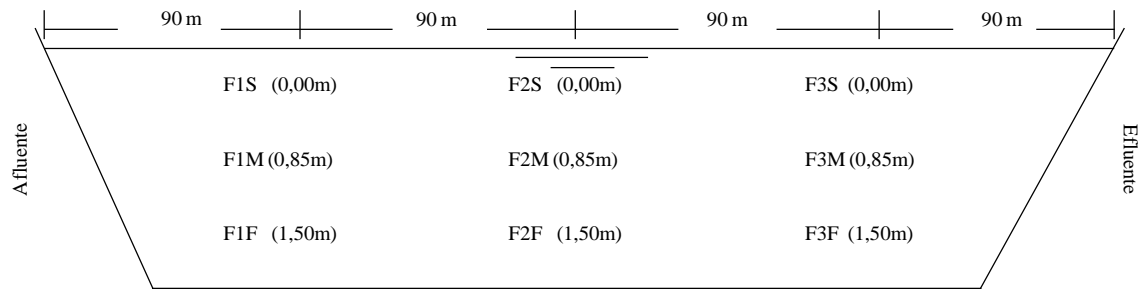
As coletas de clorofila *a* e feofitina foram realizadas com garrafas escuras plásticas de um litro. O método adotado foi o de extração com acetona 90% (APHA, 1998). As amostras foram filtradas em membranas de microfibras de vidro de 47 mm de diâmetro (Milipore AP 20 de 0,8 a

8,0 μm de porosidade) por meio de bomba de vácuo Primar (modelo 141) juntamente com o kitasato completo. As leituras foram feitas no espectrofotômetro Hach DR5000.

No processo de quantificação do fitoplâncton, as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar de 100 mL e fixadas com lugol (Bicudo e Menezes, 2006) e analisadas em microscópio óptico invertido Olympus CKX41 através da câmara de sedimentação de acordo com o método Utermöhl (1958), a partir de campos distribuídos aleatoriamente (Üheling, 1964). Devida à elevada concentração dos organismos foram realizadas diluições de 1:2 e 1:3. Devido ao tempo consumido em cada quantificação e o número de amostras coletadas a quantificação dos organismos foi feita até alcançar, sempre que possível 250 organismos (unicelulares, coloniais e filamentosos) da segunda espécie mais frequente, que limita-se a 10 ou 15 campos, e adotou-se também uma eficiência de contagem de no mínimo 97%, em que a eficiência é a probabilidade que um número necessário de indivíduos tenha sido contado sem que haja possibilidade de aparecer uma nova espécie (PAPPAS e STOERMER, 1996). Desse modo o erro de contagem será inferior a 20%, em um nível de significância de 95% (LUND et al., 1958). Para efeito de contagem, cada célula, colônia cenóbio, tricoma ou filamento foi considerado como um organismo.



FIGURA 1: procedimento de coleta na lagoa facultativa.

**Legenda:**

F1: ponto 1, localizado a 90 m da entrada da lagoa;

F2: ponto 2, a 180 m da entrada da lagoa;

F3: ponto 3, a 270 m da entrada da lagoa;

S:superfície;

M: meio;

F: fundo.

FIGURA 2: pontos de coleta na lagoa facultativa.

3.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA

As variáveis foram correlacionadas por meio de uma análise de componentes principais (ACP), (Ter Braak, 1995) a fim de detectar se existe alguma variação temporal, espacial e relações metabólicas nas lagoas de estabilização. Previamente, a transformação logarítmica foi aplicada (Equação 1) em todas as variáveis, excetuando-se o pH. Para realização da análise estatística utilizou-se o software PC-ORD 5 da mjm software.

$$y = \log(x+1) \quad \text{Eq.[1]}$$

Onde:

y = variável logaritmizada;

log = logaritmo na base 10;

x = variável;

Esta análise é geralmente aplicada quando se quer saber se existe diferença espacial e temporal, e quais as variáveis que foram importantes (correlacionadas). Nesta análise alguns termos são criados, como autovalores, autovetores e “broken-stick”. Autovalores é a porcentagem de explicação de cada eixo, ou a porcentagem de variação nos dados que o eixo explica; Autovetores são os coeficientes das combinações lineares produzidos a fim de maximizar a variância dos dados, e assim discriminar as unidades amostrais. Serão maiores para aquelas variáveis que foram mais importantes na formação do eixo; “Broken-stick” é para saber

quantos eixos devem ser usados na interpretação dos resultados. São utilizados os eixos que possuem Autovalores maiores que o “broken-stick”.

4. RESULTADOS

Em relação aos meses coletados, a precipitação apresentou o maior volume no mês de dezembro de 2010 (389,6 mm), e menor em maio de 2011 (0,0 mm), porém em setembro de 2010 até o dia da coleta (dia 22 de setembro de 2010) a precipitação acumulada também foi de 0,0 mm. A maior temperatura do ar foi registrada em setembro de 2010 (26,7°C) e a menor em maio de 2011 (22,8°C). A temperatura média do mês mais frio foi registrada em junho de 2011 com 21,6°C (mês não coletado). Por estes motivos setembro de 2010, abril e maio de 2011 foram caracterizados como estação de estiagem e os meses de outubro, novembro e dezembro de 2010 como estação chuvosa (Figura 3).

No mês de setembro de 2010, outubro 2010 e maio de 2011 não houve precipitação registrada no dia da coleta, já em novembro de 2010, dezembro de 2010 e abril de 2011 sim (47,8, 44,7 e 1,6 mm, respectivamente). No dia anterior a cada coleta, apenas em outubro, novembro e dezembro 2010 registrou-se precipitação, ou seja, no dia 25 de outubro (0,8 mm), em 28 de novembro (7,6 mm) e em 27 de dezembro (15,0 mm). A temperatura do ar nos

dias de coletas variou de 27,6°C em setembro de 2010 a 20,6°C em abril de 2011.

Os resultados da eficiência de tratamento da lagoa facultativa e TDH encontram-se na Tabela 1. É notável a boa eficiência de remoção de DBO (média de 74%) e dos nutrientes (média de 44% para nitrato, de 36% para amônia e de 48% para ortofosfato), e a precária eficiência de remoção de DQO (média de 12%) e SST (média de

1%). A lagoa facultativa da ETE de Trindade teve boa remoção de DBO durante o estudo. Algumas lagoas facultativas registradas na literatura não chegam a remover tanto, como é o caso de Amengual-Morro et al. (2012) que removeu aproximadamente 13%. Este mesmo autor também registrou, durante dois anos, ausência de remoção de nitrato, como aconteceu em setembro de 2010 na lagoa facultativa da ETE Trindade.

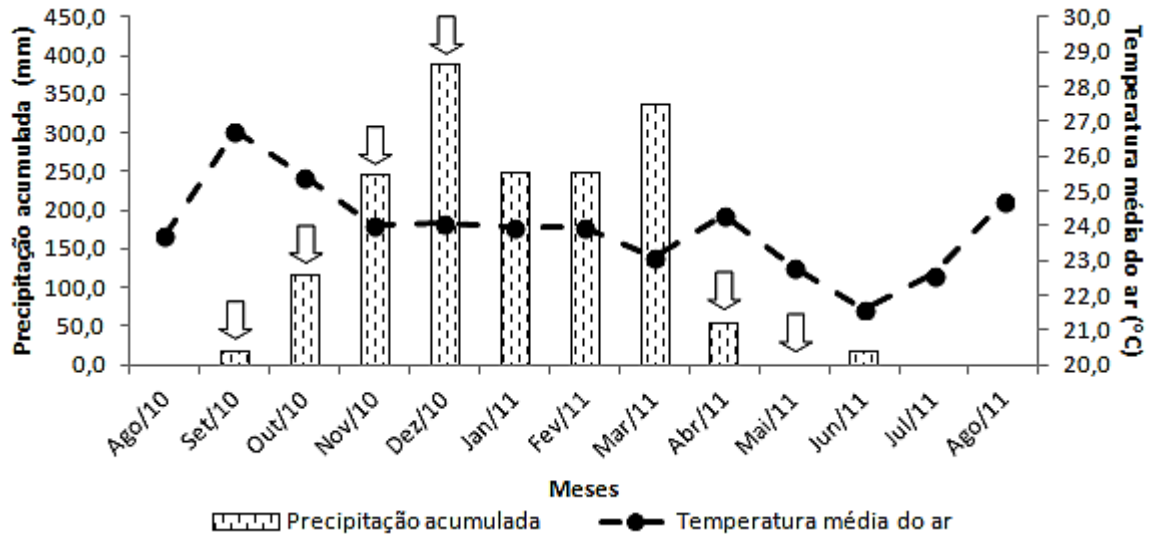


FIGURA 3: Valores de precipitação mensal acumulada e de temperatura média atmosférica no mês anterior, durante e posterior às coletas. As setas indicam os meses de coletas.

FONTE: SECTEC (2011).

TABELA 1: Eficiência de remoção das variáveis físico-químicas da lagoa facultativa (%) e tempo de detenção hidráulico (dias).

Variáveis físico-químicas	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11
Demanda bioquímica de oxigênio	85	79	70	67	75	67
Demanda química de oxigênio	16	05	00	22	17	10
Sólidos Suspensos	04	00	00	00	00	00
Nitrato	-	49	38	34	48	50
Amônia	25	47	36	39	38	29
Ortofosfato	76	87	28	24	36	37
Tempo de detenção hidráulico	13,1	21,7	12,1	13,9	9,2	11,9

De acordo com a Figura 4, os valores de temperatura variaram na coluna d'água e, também, durante os dias de coleta, sendo que, o maior valor registrado na superfície, foi em outubro de 2010 (28,2°C) e o menor valor foi em maio de 2011 (24,2°C). A temperatura do esgoto variou no meio e no fundo da lagoa de 27,4 (dezembro de 2010-Meio; Fundo) a 23,1°C (maio de 2011-Fundo). Os valores de oxigênio dissolvido registrados na lagoa facultativa aumentaram com o início das chuvas (outubro e novembro de 2010) e diminuíram no auge das chuvas (dezembro de 2010), em seguida, começaram a aumentar no início da estação estiagem (abril e maio de 2011). O maior valor de oxigênio dissolvido foi registrado em maio de 2011-Superfície e o menor em outubro de 2010-Fundo e dezembro de 2010-Meio; Fundo (10,3 e 0,1 mg.L⁻¹, respectivamente).

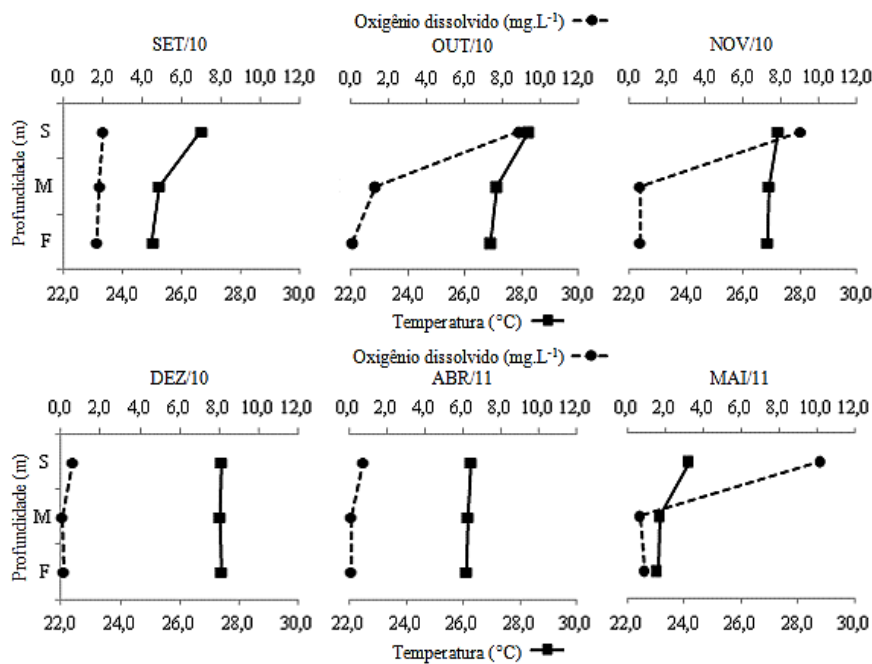
No período de estiagem foram registrados as menores médias de temperatura do esgoto (25,7, 26,2 e 23,5°C) e no período chuvoso as maiores médias (27,4 e 27,0°C), sendo que em maio de 2011 registrou-se a maior média de oxigênio dissolvido (4,0 mg.L⁻¹) e em dezembro de 2010 e abril de 2011 a menor (0,3 mg.L⁻¹) (Tabela 2). Pasqualetto et al. (2005) também registraram, na lagoa facultativa do Parque Atheneu (Goiânia, GO), valores de oxigênio

dissolvido semelhantes ao do estudo variando de 0,0 a 4,4 mg.L⁻¹.

Um ponto importante que deve ser destacado é o horário da coleta, que foi realizada no período da manhã (09h40 às 11h00). Entretanto, o déficit de oxigênio pode ser explicado pelo processo de decomposição da matéria orgânica no ciclo noturno, quando não ocorre compensação através de produção pela atividade fotossintética (KAYOMBO et al., 2002).

Miwa et al. (2007) constataram em uma lagoa facultativa tendência de anaerobiose em toda a coluna d'água (2,0 mg.L⁻¹ até a profundidade de 0,5 m, e nulas no restante do perfil, em apenas uma vez durante o estudo) quando realizaram a coleta às 08h00 da manhã, e entre às 14h00 e 20h00 apresentaram maiores valores de oxigênio dissolvido (9,96 mg.L⁻¹).

Perfil de oxigênio dissolvido do tipo clinogrado (outubro de 2010, novembro de 2010 e maio de 2011) foi observado na lagoa facultativa (Figura 4), que pode ser atribuído a processos de decomposição ou respiração no metalímnio, os quais seriam mais intensos, por unidade de volume, que no epilímnio. O hipolímnio possui oxigênio dissolvido mais baixo que o metalímnio por conta da relação água-sedimento, onde a decomposição bacteriana é mais intensa (WETZEL, 1981).



Legenda: S: superfície(0,2m); M: meio (0,85m); F:fundo (1,5m).

FIGURA 4: Valores médios de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) do perfil vertical na lagoa facultativa.

Observou-se perfil isotermal em dezembro de 2010 e abril de 2011 na lagoa, quando foi registrada a maior velocidade dos ventos (abril de 2011) e precipitação (dezembro de 2010), homogeneizando-a. Tadesse et al. (2004) registraram gradiente de estratificação térmica em lagoas facultativas e de maturação de 3 a 5°C/m. A ETE Trindade apresentou na lagoa facultativa variação de 1,6°C em setembro de 2010, 1,3°C em outubro de 2010 e 1,2°C em maio de 2011 (Figura 4).

Durante o estudo o pH registrado na lagoa facultativa variou de 7,7 (setembro de 2010-Superfície; Meio; Fundo e outubro de 2010-Meio)

a 7,3 (abril 2011-Meio; Fundo e novembro de 2010-Meio; Fundo), ou seja, o pH teve uma variação de 0,4 (Figura 5). Em novembro de 2010 foi registrada a menor média de pH (7,3), e em setembro e outubro de 2010 as maiores (7,7) (Tabela 2). Silva (1977) afirma que os organismos presentes no tratamento biológico dos esgotos são exigentes em relação ao pH, normalmente inibem-se em pH menor que 6,0 e superior a 9,0. Entretanto, o pH deste estudo esteve dentro da faixa adequada para a vida aquática encontrada em lagoas de estabilização. Resultado semelhante também foi registrado no trabalho de KÖNIG et al. (1999).

TABELA 2: Média (x) e desvio padrão (DP) das variáveis analisadas na lagoa facultativa durante setembro a dezembro de 2010 e abril a maio de 2011. (-) valores inexistentes.

Variáveis	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Estiagem	Chuvoso	
Temp. da água (°C)	25,7	27,4	27,0	27,4	26,2	23,5	25,1	27,3	x
	1,6	0,6	0,3	0,1	0,1	0,6	0,8	0,2	DP
OD (mg.L ⁻¹)	1,9	3,4	3,4	0,3	0,3	4,0	2,1	2,4	x
	0,4	4,8	4,8	0,3	0,5	4,8	1,9	1,8	DP
pH	7,7	7,7	7,3	7,5	7,4	7,5	7,5	7,5	x
	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	DP
CND (µS.cm ⁻¹)	1343	1052	731	858	948	1024	1105	881	x
	7	11	5	6	20	24	17	161	DP
Nitrato (mg.L ⁻¹)	-	1,3	1,4	1,0	1,0	1,2	1,1	1,2	x
	-	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	DP
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	0,6	1,2	1,1	1,9	3,0	2,0	1,9	1,4	x
	0,2	0,8	0,3	0,2	0,4	1,1	0,5	0,4	DP
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	3,7	5,8	4,9	4,8	5,3	6,6	5,2	5,2	x
	0,5	0,3	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	0,6	DP
Amônia (mg.L ⁻¹)	11,6	11,8	7,3	9,2	11,4	12,3	11,8	9,4	x
	2,0	0,5	0,5	0,4	1,0	0,7	1,2	2,30	DP
DQO (mg.L ⁻¹)	390,9	365,4	346,0	312,5	283,0	396,0	356,6	341,3	x
	39,0	100,8	36,9	47,0	22,4	80,5	47,3	26,8	DP
SS (mg.L ⁻¹)	164,0	169,3	181,8	111,9	-	104,9	134,5	154,3	x
	27,3	26,2	34,2	17,7	-	33,6	30,5	37,3	DP
Clorofila <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	691	322	909	981	960	1540	1064	737	x
	475	275	505	636	98	803	459	362	DP
Feofitina (µg.L ⁻¹)	1008	1674	1294	52	0	1	336	1007	x
	875	744	813	47	0	4	293	849	DP

Legenda:

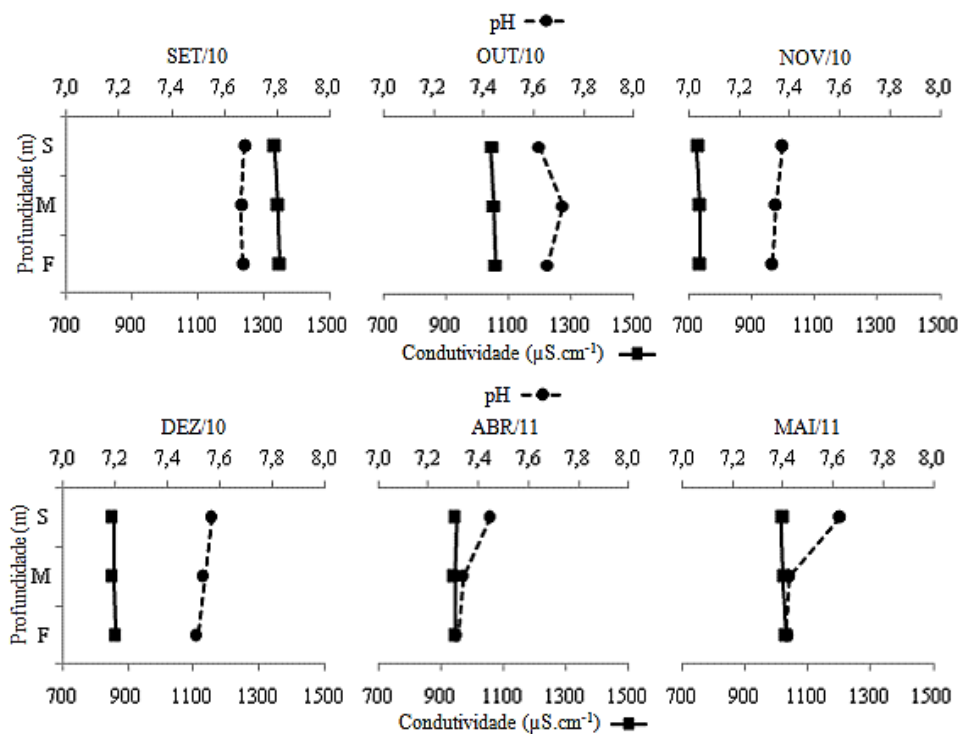
Temp.: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; pH: potencial hidrogeniônico; CND: condutividade elétrica da água; DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos.

A neutralidade do pH pode ser justificada aos intensos processos de decomposição e respiração, bem como ao processo de fotossíntese provocado pelo fitoplâncton (Shimada et al.,1987), e também, esta pequena variação de pH pode estar ligada ao sistema de tamponamento da lagoa e a valores de alcalinidade, que permitiram manter o pH relativamente estável. É possível perceber durante o estudo que o pH próximo ao sedimento diminui, possivelmente devido a decomposição da matéria orgânica (PENG et al., 2007).

Os valores de condutividade foram elevados, o que é comum em lagoas de estabilização. Segundo Jordão e Pessoa (1995) a variabilidade química é a variável que mais influência na condutividade. O valor de máximo de CND foi de $1348 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (setembro de 2010-Fundo) e o mínimo de $726 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (novembro de 2010-Superfície) (Figura 5). Falco (2005) registrou na lagoa facultativa valores em torno de $950 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e Shimada et al.(1987) registraram uma média anual de $331,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Em geral, a variação da CND no perfil vertical foi pequena. Os valores mais altos da condutividade foram registrados

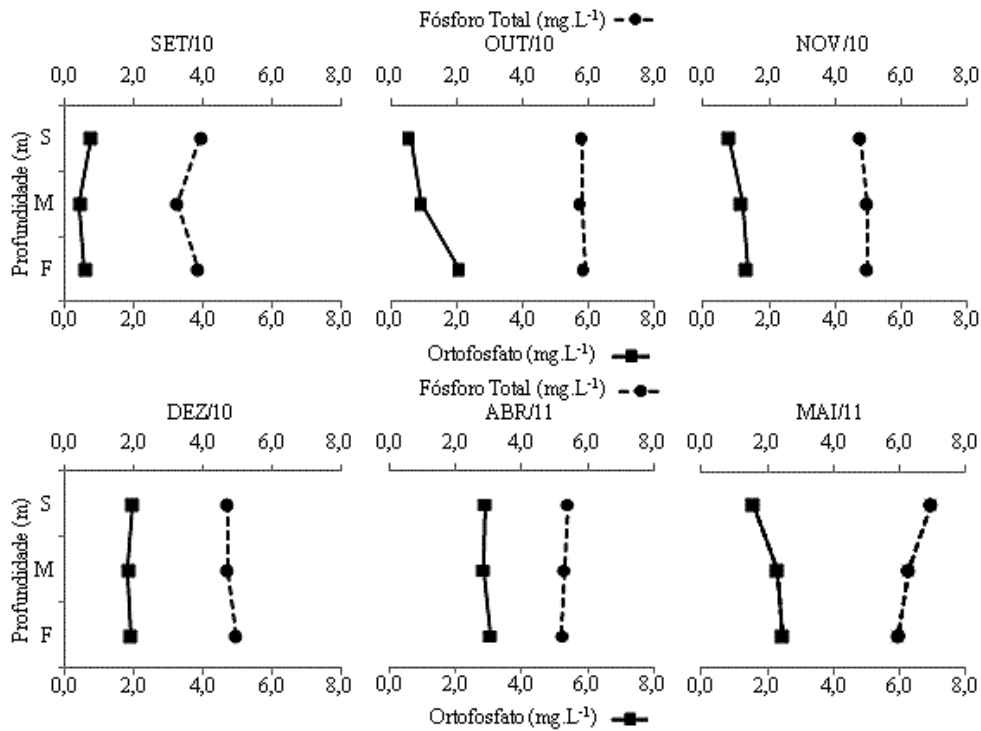
no período de estiagem, sendo o maior em setembro de 2010 ($1343 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Já os valores mais baixos foram registrados no período chuvoso, sendo o menor em novembro de 2010 ($731 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), com média mensal dos períodos amostrais de $1105 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para estiagem, e de $881 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para o chuvoso (Tabela 2).

A concentração de fósforo total (PT) no período de estiagem variou de 7,0 (maio 2011-Superfície) a $3,3 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (setembro de 2010-Meio), sendo que o ortofosfato oscilou de 3,1 (abril de 2011-Fundo) a $0,4 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (setembro de 2010-Meio). O fósforo total, no período chuvoso, variou de 5,9 (outubro de 2010-Fundo) a $4,7 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (dezembro de 2010-Superfície; Meio), sendo que o ortofosfato oscilou de 2,1 (outubro 2010-Fundo) a $0,6 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (outubro de 2010-Superfície) (Figura 6). O período de estiagem e o chuvoso apresentaram a mesma média de fósforo total ($5,2 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). A média do ortofosfato (Tabela 2) foi maior no período de estiagem ($1,9 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), porém Martins (2003) registrou maiores valores de ortofosfato no período chuvoso.



Legenda: S: superfície(0,2m); M: meio (0,85m); F:fundo (1,5m).

FIGURA 5: Valores de pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) do perfil vertical na lagoa facultativa.



Legenda: S: superfície(0,2m); M: meio (0,85m); F:fundo (1,5m).

FIGURA 6: Valores de fósforo total (mg.L^{-1}) e ortofosfato (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa facultativa.

A concentração de fósforo total, em geral, foi maior no fundo da lagoa o que indica que a remoção deste nutriente deu-se pela sedimentação de compostos. Este processo foi bem notável no mês de outubro de 2010, quando o TDH foi maior. A concentração de ortofosfato foi homogênea no perfil vertical, com exceção de setembro de 2010 e maio de 2011, períodos com estratificação térmica. Portanto a precipitação foi favorável para homogeneização do ortofosfato.

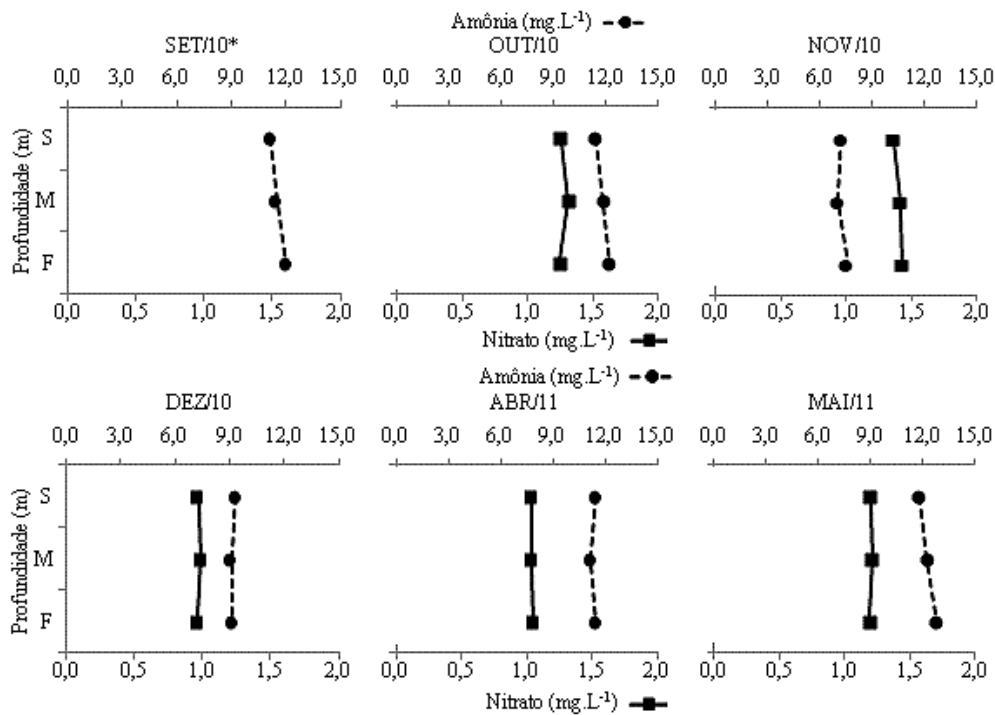
Segundo Peng et al. (2007), a remoção de fósforo, por meio da sedimentação, tem interação com o pH de forma que entre 7,0 e 8,0 é ideal para o armazenamento do fósforo, e pH ácido (em torno de 5) não é favorável para a adsorção do fósforo no sedimento da lagoa. No presente estudo verificou-se que o pH do fundo da lagoa facultativa variou de 7,3 a 7,7 indicando que a lagoa facultativa, possivelmente, favorece o armazenamento do fósforo no sedimento.

Os valores de amônia e nitrato aferidos na lagoa facultativa apresentaram pouca variação ao longo da coluna d'água. No período de estiagem a amônia variou de 12,8 (maio de 2011-Fundo) a 11,2 mg.L^{-1} (setembro de 2010-Superfície), e o nitrato de 1,21 (maio 2011-

Superfície; Meio) a 0,5 mg.L^{-1} (setembro de 2010-Superfície; Meio; Fundo). Miwa et al. (2007) registraram valores de nitrato na lagoa facultativa, também com pouca variação no perfil vertical, de 2,69 mg.L^{-1} , na superfície, a 2,20 mg.L^{-1} , no fundo. No período chuvoso a amônia variou de 12,2 (outubro de 2010-Fundo) a 7,0 mg.L^{-1} (novembro de 2010-Meio) e o nitrato de 1,43 (novembro de 2010-Fundo) a 0,97 mg.L^{-1} (dezembro de 2010-Superfície; Fundo) (Figura 7).

No período de estiagem foi registrada a maior média de amônia (12,3 mg.L^{-1} , em maio de 2011), e de nitrato se deu no período chuvoso (1,4 mg.L^{-1} , em novembro de 2010) (Tabela 2).

Pode-se perceber que em setembro, outubro de 2010 e maio de 2011 a concentração de amônia esteve menor na superfície (11,2, 11,4 e 11,9 mg.L^{-1} , respectivamente) do que no fundo da lagoa (12,0, 12,2 e 12,8 mg.L^{-1} , respectivamente). Segundo Picot et al. (1992), esta redução na superfície se deve principalmente a assimilação na forma do íon amônio (NH_4^+), pelo fitoplâncton, e o aumento na concentração de amônia no fundo da lagoa, se deve ao acúmulo gerado pela fermentação anaeróbia da matéria orgânica nitrogenada (TADESSE et al., 2004).



Legenda: S: superfície (0,2m); M: meio (0,85m); F:fundo (1,5m).

FIGURA 7: Valores de amônia (mg.L⁻¹) e nitrato (mg.L⁻¹) do perfil vertical na lagoa facultativa.

De maneira geral, as maiores concentrações da DQO foram verificadas em outubro de 2010-Superfície e maio de 2011-Superfície (469 e 471 mg.L⁻¹, respectivamente), enquanto as de sólidos suspensos totais foram registradas em outubro de 2010-Superfície e novembro de 2010-Superfície (200 e 205 mg.L⁻¹, respectivamente) (Figura 8).

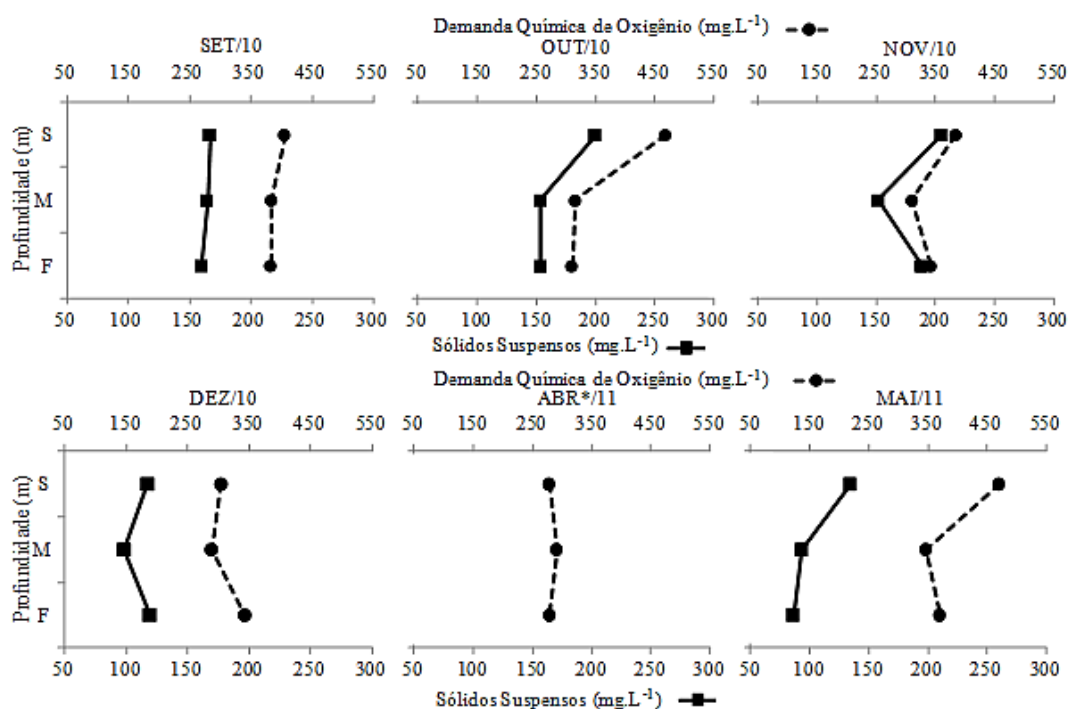
A DQO e SS se comportaram da mesma forma no perfil vertical ($r=0,40$ na estiagem e $0,75$ no chuvoso, $n=9$). Em média a DQO decresceu com o começo das chuvas (365,4 346,0 mg.L⁻¹, respectivamente) e as concentrações de SS aumentaram (169,3 e 181,8 mg.L⁻¹, respectivamente), com exceção de dezembro de 2010 (Tabela 2).

Silva e Mendonça (2003) fizeram alguns estudos em seis ETEs e registraram valores médios de DQO nos efluentes das lagoas facultativas variando de 183 a 274 mg.L⁻¹. Martins (2003) encontrou valores de DQO no perfil vertical, variando aproximadamente, de 150 a 350 mg.L⁻¹ na superfície e de 150 a 640 mg.L⁻¹ no fundo da lagoa facultativa.

Matheus et al. (1989) relacionaram sólidos totais voláteis (STV) com a biomassa fitoplanctônica. Talvez essa relação justifica a baixa ou ausência de remoção de SS (Tabela 1), pois a concentração de clorofila *a* foi crescente durante o estudo, com exceção de out/10 (Tabela 2).

Os valores de clorofila *a*, no período de estiagem, variaram de 2346 (maio de 2011-Superfície) a 429 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (setembro de 2010-Meio), e os de feofitina de 1698 (setembro de 2010-Meio) a 0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ou não detectado (abril e maio de 2011-Superfície;Meio). No período chuvoso os valores de clorofila *a* variaram de 1258 (dezembro de 2010-Fundo) a 208 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (outubro de 2010-Fundo), e os de feofitina de 2094 (outubro 2010-Superfície) a 24 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (dezembro de 2010-Superfície) (Figura 9).

A maior média de clorofila *a* foi registrada em maio de 2011 (1540 $\mu\text{g.L}^{-1}$) que coincidiu com a maior concentração de amônia (12,3 mg.L⁻¹), e a menor média se deu em outubro de 2010 (322 $\mu\text{g.L}^{-1}$), que coincidiu com a maior média de feofitina (1674 $\mu\text{g.L}^{-1}$).



Legenda: S: superfície (0,2m);M: meio (0,85m);F:fundo (1,5m).

FIGURA 8: Valores médios da demanda química de oxigênio (mg.L^{-1}) e de sólidos suspensos (mg.L^{-1}) na lagoa facultativa.*No mês de abril não foi possível fazer análise de sólidos suspensos.

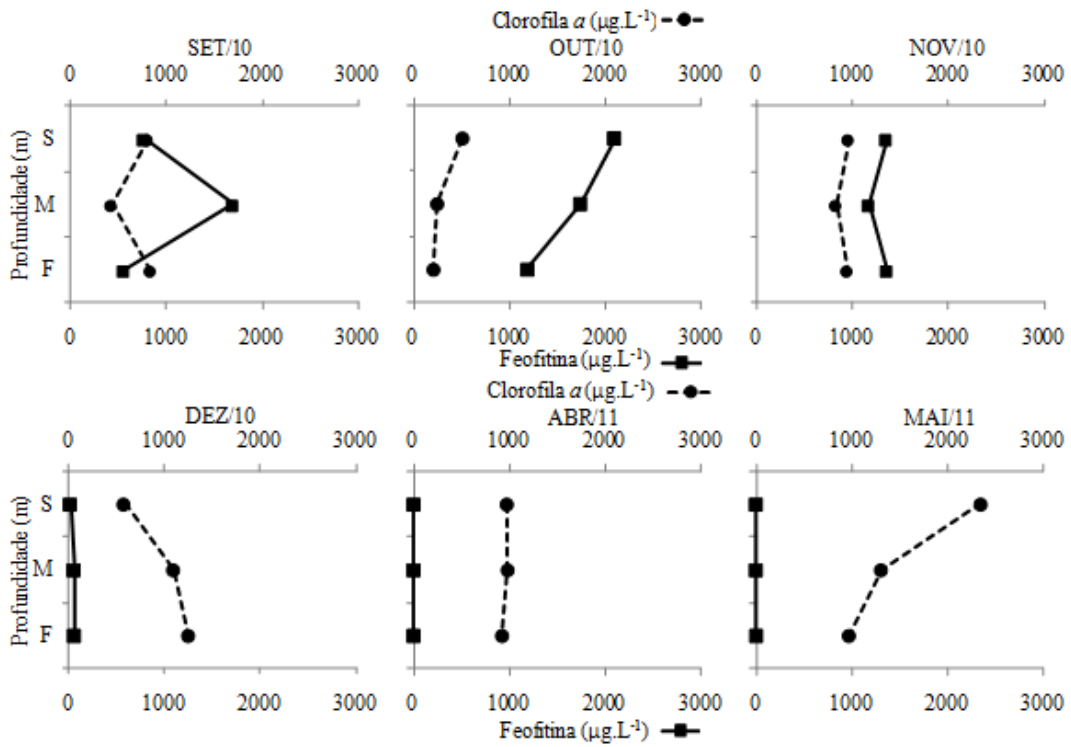
Durante os meses de setembro a novembro de 2010 percebeu-se que os níveis de feofitina prevaleceram sobre os de clorofila *a* indicando que o ambiente não estava favorável para as algas, já que a feofitina é um produto de degradação da clorofila *a*. Durante este período foram registradas as menores concentrações de ortofosfato (Tabela 2) e, maiores densidades algais, ou seja, neste período houve maior competição pelos nutrientes.

Nos meses de dezembro de 2010 a maio de 2011 (Tabela 2), a baixa concentração ou até mesmo a ausência de feofitina, e o aumento da concentração de ortofosfato podem estar relacionadas ao aumento da clorofila *a*, pois segundo Pereira et al. (2001) a concentração de clorofila tende a seguir as concentrações dos nutrientes.

Em dezembro de 2010 e abril de 2011 foi registrada a maior remoção de DQO (Tabela 1), provavelmente pela diminuição de sólidos suspensos, baixa concentração de feofitina (Figura 9), que indica um ótimo ambiente para as algas, e também, segundo Von Sperling (2005), pela desestratificação térmica seguida pela mistura

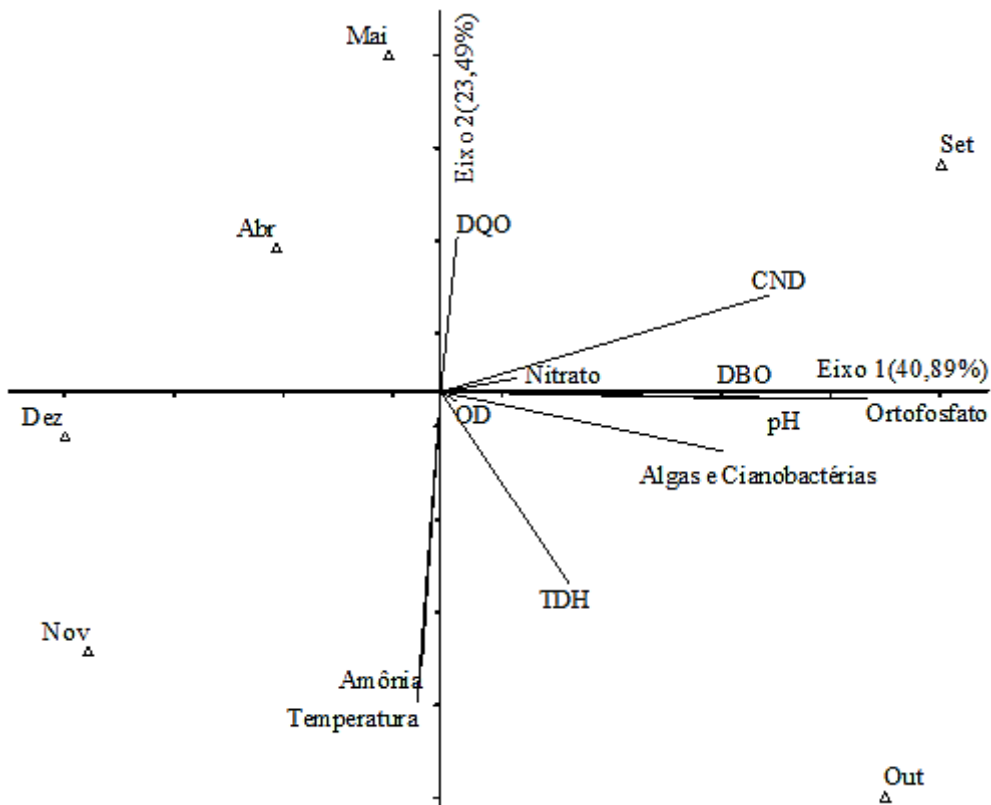
do oxigênio dissolvido (Figura 4), tanto é que neste período a concentração de oxigênio dissolvido foi mais baixa.

A análise de componentes principais (ACP) (Figura 10) teve uma explicabilidade de 64,38% e mostrou que as variações da comunidade fitoplanctônica tiveram influência direta do pH, CND e, possivelmente, do TDH. Este processo interagiu na remoção de DBO e PO_4^{-3} . A temperatura apresentou boa correlação com a eficiência de remoção da amônia. Pano e Middlebrooks (1982) descrevem que a remoção de amônia na lagoa facultativa está relacionada com a temperatura, pH, tempo de detenção e biomassa algal, assim como altas concentrações de nitrato podem estar ligadas à remoção de amônia. Amengual-Morro et al. (2012) explica que a precipitação dos nutrientes podem ser provocados pela variação do pH provocada pela fotossíntese, que reduz a concentração de dióxido de carbono na água. Acima de pH 8, os fosfatos são precipitados como fosfato de cálcio, e em maiores valores de pH o nitrogênio pode ser perdido como amônia.



Legenda: S: superfície (0,2m); M: meio (0,85m); F:fundo (1,5m).

FIGURA 9: Valores de clorofila a (mg.L⁻¹) e feofitina a (mg.L⁻¹) do perfil vertical na lagoa facultativa.



Legenda: DQO: demanda química de oxigênio; CND: condutividade elétrica da água; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; pH: potencial hidrogeniônico; OD: oxigênio dissolvido; TDH: tempo de detenção hidráulico.

FIGURA 10: Análise de Componentes Principais (ACP) da eficiência de remoção da lagoa facultativa durante o estudo.

5. CONCLUSÕES

A lagoa apresentou perfil de oxigênio dissolvido do tipo clinogrado e estratificação térmica em três meses de coleta. Em dois períodos consecutivos a lagoa facultativa apresentou OD muito baixo. As variáveis pH e CND estiveram dentro do limite encontrado em lagoas de estabilização. DQO e SST tiveram perfis semelhantes durante o estudo e apresentaram baixa eficiência de remoção.

Os nutrientes foram bem removidos da lagoa. O período em que houve melhor remoção foi aquele que apresentou maior TDH (outubro de 2010), chegando a 87% para ortofosfato, 47% para amônia e 49% para nitrato.

A análise de componentes principais mostrou que as variações de densidade da comunidade fitoplanctônica tiveram influência direta do pH, CND e possivelmente do TDH. Este processo correlacionou com a boa eficiência de remoção de DBO e PO_4^{3-} . A remoção de amônia esteve relacionada com a temperatura.

Finalmente, esses resultados obtidos permitirão melhorar as condições de operação e manutenção dessa lagoa de estabilização, além de que as análises dos componentes principais foram muito úteis para caracterização dos processos envolvidos. Recomenda-se futuros estudos que considerem os dois módulos da ETE de Trindade com intuito de comparar a eficiência de remoção da matéria orgânica em ambos os módulos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMENGUAL-MORRO, C.; NIELL, G. M.; MARTÍNEZ-TABERNER, A. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. S71-S76, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.008>.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WPCF - WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Madrid: Ediciones Diaz de Santos S.A, 1998.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de algas de águas continentais do Brasil**. São Carlos: Rima, 2006. 502 p.

CHU, C. R.; SOONG, C. K. Numerical simulation of wind-induced entrainment in a stably stratified water basin. **Journal of Hydraulic Research**, v. 35, n. 1, p. 21-41, 1997. <http://dx.doi.org/10.1080/00221689709498642>.

FALCO, P. B. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal**, 2005. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005. 137 p.

IBGE. Ministério das Cidades: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Cidades@**, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat>> . Acessado em: 18 de julho de 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 932 p.

KAYOMBO, S; MBWETTE, T. S. A.; MAYO, A. W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. Diurnal cycles of variation of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 287-291, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00086-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00086-6)

KÖNIG, A.; SOUSA, M. S. M.; COSTA, N. A. F.; FREITAS, V. L. B.; CEBALLOS, B. S. O. Variação nictemeral da qualidade do efluente final de uma lagoa facultativa secundária e a influência das algas. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999, Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999, p. 587-595.

LAU, P. S.; TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of Algal Density on Nutrient Removal from Primary Settled Wastewater. **Environmental Pollution**, v. 89, p. 59-66, 1995. [http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00044-E](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(94)00044-E)

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00007865>.

MARTINS, N. R. **Dinâmica de algas e aspectos limnológicos em um sistema de lagoas de estabilização de esgotos sanitários em Goiânia-Goiás**. Dissertação (Mestrado em Biologia) Univerdidade Federal de Goiás, Goiania, 2003. 176 p.

MATHEUS, C. E.; GIANOTTI, E. P.; MORAES, A. J. D. Correlação entre clorofila, STV e DQO. **Revista DAE**, v. 49, n.154, p. 20-23, 1989.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 169-180, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200008>.

- PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 54, n. 4, p. 344-351, 1982. <http://www.jstor.org/stable/25041312>.
- PAPPAS, J. L.; STOERMER, E. F. Quantitative method for determining a representative algal sample count. **Journal of Phycology**, v. 32, p. 693-696, 1996. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-3646.1996.00693.x>.
- PASQUALETTO, A.; PAZ, F. E.; MEDRADO, S.; SATELES, W. P. Eficiência das lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgotos do Parque Atheneu, em Goiânia (GO). In: **Gestão das águas**. Goiânia: Editora da UCG, 2005. p. 37-52.
- PENG, J. F.; WANG, B. Z.; SONG, Y. H.; YUAN, P.; LIU, Z.. Adsorption and release of phosphorus in the surface sediment of a wastewater stabilization pond. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 2, p. 92-97, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.06.005>.
- PEREIRA, E.; ANNE, I.; FIDALGO, M. L.; VASCONCELOS, V. Phytoplankton and nutrient dynamics in two ponds of the Esmoriz wastewater treatment plant (Northern Portugal). **Limnetica**, v. 20, n. 2, p. 245-254, 2001.
- PICOT, B.; BAHLAOU, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONTOUX, J. Comparasion of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Water Science and Technology**, v. 25, n. 12, p. 197-206, 1992.
- SANEAGO. **Estação de Tratamento de Esgotos de Trindade: Dados Operacionais**. p. 1. 2008.
- SECTEC. Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás. **Sistema de Meteorologia e Hidrologia SIMEHGO do Estado de Goiás: Rede de Observações**. Disponível em: <http://www.simehgo.sectec.go.gov.br/>. Acessado em: 18 de agosto de 2011.
- SHIMADA, P.; BIDONE, F. R. A.; FILHO, M. A. Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico na região de Centro-Oeste. **Revista DAE**, v. 47, n.150, p. 268-274, 1987.
- SILVA, M. O. S. A. **Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: CETESB, 1977. 226 p.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. D. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande: O Autor, 2001. 266 p.
- SILVA, S. R. D.; MENDONÇA, A. S. F. Correlação entre DBO e DQO em esgotos domésticos para a região da grande Vitória– ES. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n.4, p. 213-220, 2003.
- TADESSE, I.; GREEN, F. B.; PUHAKKA, J. A. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system treating tannery effluent. **Water Research**, v. 38, p. 645-654, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.006>.
- TER BRAAK, C. J. F. Ordination. In: **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University, 1995. p. 91-173.
- UEHARA, M. Y.; VIDAL, L. W. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbicas e facultativas**. São Paulo: CETESB, 1989. 89 p.
- ÜHELINGER, V. Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences**, v. 17, p. 121-223, 1964.
- UTHERMÖL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, 2005. 452 p.
- WETZEL, R. G. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1981. 679 p.