



DESEMPENHO DE UMA LAGOA DE MATURAÇÃO NA ETE DE TRINDADE (GO): ESTUDO DE CASO

Emmanuel Bezerra D'Alessandro¹, Nora katia Saavedra²

(1 – Universidade Federal de Goiás, Dr. em Ciências Ambientais, emmanuel_dalessandro@hotmail.com, 2 – Universidade Federal de Goiás, Docente – Escola de Engenharia Civil, katia.saavedra@gmail.com)

Resumo: Lagoas de maturação têm a função de auxiliar no tratamento de esgoto produzido por uma cidade ou empreendimento, assim a eficiência do tratamento pode afetar toda sociedade uma vez que pode contaminar um corpo hídrico. Esta pesquisa teve como principal objetivo investigar os processos envolvidos no tratamento do efluente de uma lagoa de maturação, em períodos sazonais diferentes. As coletas foram realizadas na entrada e saída da lagoa, e também dentro, em diferentes profundidades. As variáveis envolvidas foram: DQO, SST, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , PT, TDH, OD, pH, CND, temperatura, clorofila *a* e feofitina. Foi feito também uma ACP (análise de componentes principais), que mostrou ser uma ferramenta estatística útil na caracterização dos processos. A lagoa apresentou eficiência média de 19,0, 20,4, 19,5, 9,7 e 37,3%, respectivamente de DQO, SST, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , e TDH médio de 5,6 dias. Em apenas dois meses foi registrada a estratificação térmica, e verificou-se perfil clinogrado durante todo o estudo. As médias de clorofila *a* foram acima de $864,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ e não foi detectado feofitina no período que sucede o chuvoso, abril e maio de 2011, justamente o período com maior concentração de PT e NH_4^+ .

Palavras-chave: eficiência, esgoto, nutrientes, sazonalidade.

PERFORMANCE OF A MATURATION POND IN THE WWSP OF TRINDADE (GO): CASE STUDY

Abstract: The function of maturation ponds is to help in treatment of sewage produced by a city or enterprise, so the efficiency of the treatment can affect every society since it



can contaminate a receiving water body. This research had as main objective to investigate the involved processes in maturation pond behavior, in different seasons. The samples were collected at inlet and outlet of the pond and also inside, at different depths. The variables involved were: COD, TSS, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , HDT, DO, pH, CND, temperature, chlorophyll *a*, and pheophytin. Were made to a PCA (principal component analysis), which proved to be a very useful statistical tool in characterization of processes. The pond had an average efficiency of 19.0, 20.4, 19.5, 9.7 and 37.3%, respectively of COD, TSS, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , and a HDT average of 5.6 days. In just two months was recorded thermal stratification, and found clinogrado profile in all the study. The averages of chlorophyll *a* were above $864.6 \mu\text{g.L}^{-1}$ and wasn't detected pheophytin in period after the rainy season, April and May 2011, just the period with higher concentration of PT and NH_4^+ .

Keywords: efficiency, wastewater, nutrients, seasonal.

DESEMPEÑO DE UNA LAGUNA DE MADURACIÓN EN LA ETE DE TRINDADE (GO): ESTUDIO DE CASO

Resumo: Las lagunas de maduración tienen la función de auxiliar en el tratamiento de aguas residuales producidas por una ciudad o industria, así la eficiencia del tratamiento puede afectar a toda sociedad debido a que puede contaminar un cuerpo hídrico. Esta investigación tuvo como principal objetivo investigar los procesos involucrados en el tratamiento del efluente de una laguna de maduración, en períodos estacionales diferentes. Las colectas fueron realizadas en la entrada y salida de la laguna, y también dentro, en diferentes profundidades. Las variables evaluadas fueron: DQO, SST, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , PT, TDH, OD, pH, CND, temperatura, clorofila *a* y feofitina. Fue realizado también una ACP (análisis de componentes principales), que mostró ser una herramienta estadística útil en la caracterización de los procesos. La laguna presentó una eficiencia media de 19,0, 20,4, 19,5, 9,7 y 37,3%, respectivamente de DQO, SST, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , y TDH medio de 5,6 días. En apenas dos meses fue registrado estratificación térmica, y se verificó perfil clinogrado durante todo el estudio. Las medias de clorofila *a* fueron superiores a $864,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ y no se detectó



feofitina en el período que sucede la época de lluvia, abril y mayo de 2011, justamente el período con mayor concentración de PT y NH_4^+ .

Palabras clave: eficiencia, alcantarillado, nutrientes, estacionalidad.

Introdução

Lagoas de maturação são usadas em estações de tratamentos de esgotos (ETE) principalmente para remoção de organismos patogênicos e de nutrientes. O efeito bactericida nestas lagoas é devido a vários fatores naturais, incluindo sedimentação, radiação solar ultravioleta, altos valores de temperaturas e de pH, predadores, toxinas liberadas por alguns microrganismos (WHO, 1987). O funcionamento incorreto dessas lagoas pode liberar efluentes à um corpo receptor, que geralmente é algum rio ou córrego, em concentrações superiores ao exigido pela legislação brasileira (BRASIL, 2011), o que afeta negativamente toda a sociedade.

Como em todos os sistemas biológicos de tratamento de esgotos, as bactérias são as principais responsáveis pelo processo de reciclagem dos elementos, entretanto, as algas também exercem papel fundamental. Sua principal função é a produção de oxigênio pela fotossíntese, o qual fica disponível às bactérias para a decomposição da matéria orgânica. Outro papel suplementar desempenhado pelas algas é a remoção de nutrientes, tais como nitrogênio, fósforo e carbono (VON SPERLING, 2002).

Algo que influencia negativamente na eficiência da lagoa é a estratificação térmica. A principal causa para estratificação térmica nas lagoas de estabilização é o aquecimento da camada superficial devido à incidência da radiação solar, entretanto a desestratificação tem sido atribuída ao resfriamento desta camada e também a homogeneização provocada pelos ventos. Para identificar estratificação térmica Kellner e Pires (2002) relataram ser satisfatória o gradiente limite de $0,6^{\circ}C.m^{-1}$ em lagoas de estabilização que possuem temperaturas entre 24 e $25^{\circ}C$, entretanto em lagoas com temperaturas maiores este gradiente pode ser ainda menor.

A ocorrência da estratificação térmica na lagoa de maturação pode trazer grandes problemas para um bom funcionamento do sistema. Quando há gradiente térmico, a lagoa fica separada por diferentes camadas com densidades distintas, e como as lagoas foram projetadas para trabalhar com toda a coluna de água de forma uniforme, a divisão da massa líquida não



proporciona uma boa eficiência de tratamento, pois esta diferença geralmente resulta na variação do oxigênio dissolvido (OD) e do potencial hidrogeniônico (pH) (SOLER *et al.*, 1991). Este estudo é pioneiro em relação ao perfil vertical da lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade, conhecida também como ETE Barro Preto, e como há vários fatores que influenciam nas condições hidráulicas e biológicas das estações de tratamento de esgotos, como temperatura, radiação solar, precipitação, velocidades dos ventos, vazão, carga orgânica (VON SPERLING, 2012), o estudo visou avaliar o desempenho da lagoa de maturação da ETE de Trindade em diferentes períodos de seca e chuva, em relação ao perfil vertical das variáveis: temperatura da água (temp.), OD, pH, condutividade elétrica da água (CND), sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrato (NO_3^-), amônia (NH_4^{+3}), ortofosfato (PO_4^{-3}), fósforo total (PT), clorofila *a* (cla) e feofitina (feo).

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade (

Figura 1), GO (16°39'09''S e 49°31'50''O), durante seis meses, sendo três períodos de seca (setembro de 2010, abril e maio de 2011) e três períodos de chuva (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 de maturação possui de acordo com o dimensionado: área de 13.975 m², profundidade de 1,25 m, volume útil de 17.468,75 m³ e tempo de detenção hidráulico (TDH) de 2,5 dias (SANEAGO, 2008).

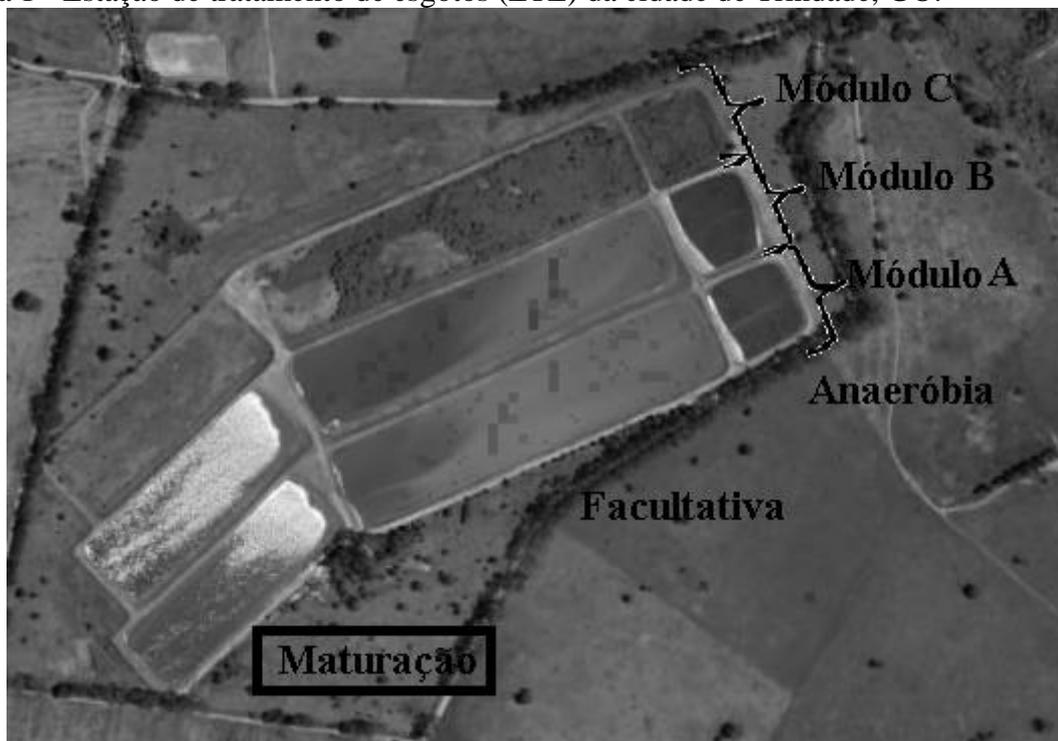
Os valores de vazão e profundidade média da lagoa registrados durante o período de estudo estão descritos no trabalho de D'Alessandro *et al.* (2015).

Variáveis climáticas

Precipitação, temperatura do ar são as mesmas descrita por D'Alessandro *et al.* (2015).

Os dados de radiação solar e velocidades dos ventos foram obtidos da Secretaria de Ciências e Tecnologia (SECTEC). A estação climatológica desta secretaria está localizada no município de Goiânia, aproximadamente 17 km de Trindade.

Figura 1 - Estação de tratamento de esgotos (ETE) da cidade de Trindade, GO.



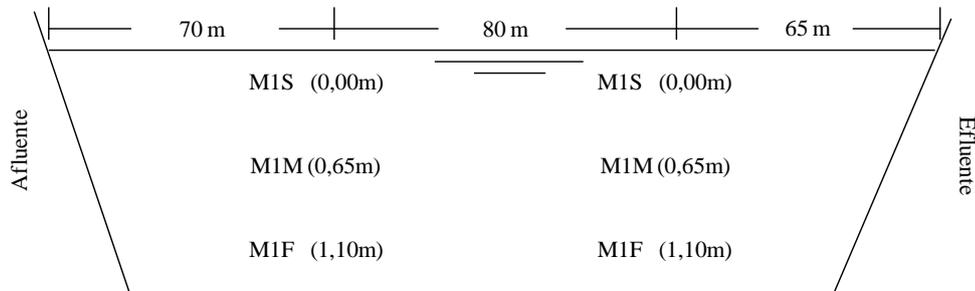
Fonte: Google Earth Pro, versão 7.3.1.

A ETE é composta por três módulos contendo cada: uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação. O experimento foi realizado na lagoa de maturação do Módulo A.

Amostragens

As coletas das amostras foram realizadas na lagoa de maturação aproximadamente das 10:50 às 12:00 horas, com auxílio de um barco, em dois pontos horizontais, um no início a 70 m da entrada e outro no final a 150 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.

Figura 2 - Pontos de coleta na lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade.



M1: ponto 1, localizado a 70 m da entrada da lagoa; M2: ponto 2, a 150 m da entrada da lagoa; S: superfície; M: meio; F: fundo.

Metodologia de análises físico-químicas e biológicas

A temperatura da água e o oxigênio dissolvido (OD) foram aferidos *in locu* por meio do oxímetro. 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), tais como: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica do esgoto (CND), sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrato (NO_3^-), ortofosfato (PO_4^{3-}) e fósforo total (PT). As amostras de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} foram filtradas à vácuo em membranas de acetato de celulose de 0,45 μm de porosidade. As amostras de SST foram filtradas em membranas de microfibras de vidro de 0,45 μm de porosidade.

As coletas das amostras para as análises de clorofila *a* (*cla*) e feofitina (*feo*) foram realizadas com garrafas escuras 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 das análises de DQO, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , PT, *cla* e *feo* foram feitas no espectrofotômetro Hach DR5000.

Análises Estatísticas



Foi adotado o teste T para verificar a possibilidade de amostrar os dados com as médias dos dois pontos horizontais (M1 e M2) e assim construir os gráficos de perfis.

As variáveis foram correlacionadas por meio de uma análise de componentes principais (ACP), (TER BRAAK, 1995) com objetivo de detectar na lagoa de maturação a existência de alguma variação temporal, espacial e metabólicas. Previamente, a transformação logarítmica ($y=\log(x+1)$) foi aplicada em todas as variáveis, excetuando-se o pH. Para realização da análise estatística utilizou-se o software PC-ORD 5 da mjm software.

Resultados e Discussão

De acordo com o teste T todos os valores das variáveis físico-químicas e biológicas foram, com exceção do pH, significativamente semelhantes no perfil horizontal, isso quer dizer que os valores das amostras coletadas nos pontos horizontais M1 e M2 foram similares. Já no perfil vertical alguns valores das variáveis: temperatura, OD, SSF, PO_4^{-3} e DQO apresentaram diferença significativa (Tabela 1). Conclui-se então através das análises de teste T que é estatisticamente possível juntar os valores das variáveis físico-químicas e biológicas dos pontos horizontais M1 e M2 e realizar a média, pois o valor de p calculado foi maior que o nível de significância adotado (0,05) na maioria das variáveis. Assim, os valores apresentados neste trabalho foram formulados com a média destes dois pontos horizontais (M1 e M2) e suas respectivas profundidades.

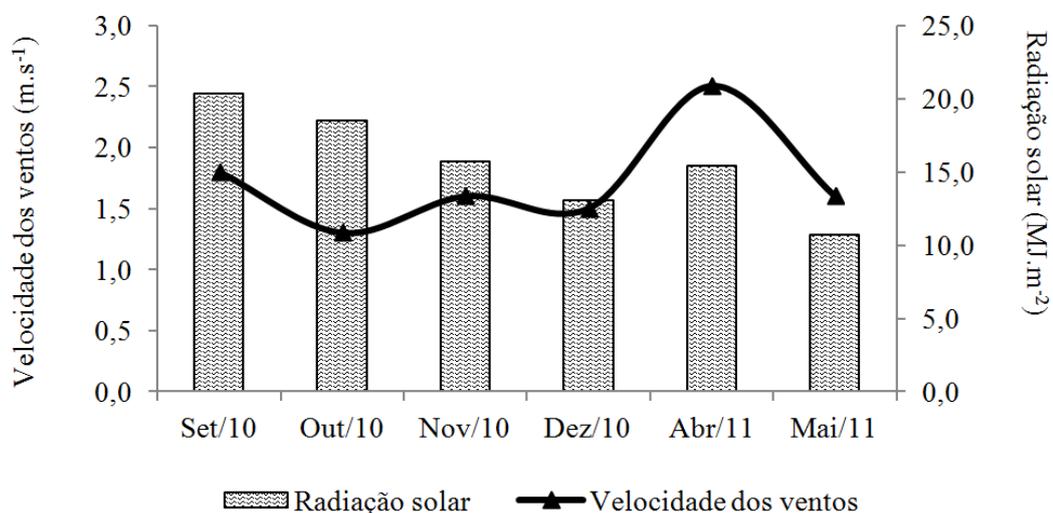
Tabela 1 - Teste T das médias das variáveis físico-químicas e biológicas em relação ao perfil horizontal e vertical da lagoa de maturação ($p=0,05$). Os resultados em negrito apresentaram diferenças significativas.

Variáveis	Pontos			
	Perfil Horizontal	Perfil Vertical		
	M1xM2	SxM	SxF	MxF
Temp.	0,281	0,076	0,018	0,019
OD	0,503	0,047	0,031	0,016
pH	0,001	0,607	0,415	0,135
CND	0,571	0,638	0,191	0,431
SST	0,050	0,294	0,158	0,170
SSV	0,058	0,152	0,164	0,233
SSF	0,763	0,072	0,155	0,004

PT	0,770	0,354	0,863	0,158
PO ₄ ⁻³	0,898	0,027	0,794	0,226
NO ₃ ⁻	0,394	0,516	0,082	0,341
NH ₄ ⁺	0,424	0,089	0,215	0,927
DQO	0,283	0,368	0,081	0,012
Cl _a	0,224	0,178	0,127	0,367
Fe _o	0,873	0,392	0,838	0,231

A radiação solar apresentou um perfil decrescente durante o estudo e foi maior em set/10 (18,0 MJ.m⁻².dia⁻¹) e menor em mai/11 (13,1 MJ.m⁻².dia⁻¹), o que está de acordo com a média brasileira de 5kW.m⁻² (MARTINS et al. 2012), o que equivale a 18,0 MJ.m⁻².dia⁻¹. A velocidade dos ventos oscilou entre 1,3 (dez/10) a 2,0 m.s⁻¹ (set/10) predominando para o sudeste (Figura 3).

Figura 3 - Valores registrados da velocidade dos ventos e da radiação solar durante o período de estudo.



Fonte: SECTEC.

A radiação solar e a temperatura do efluente são parâmetros fundamentais no monitoramento de lagoas de estabilização, pois influenciam diretamente na comunidade de algas. As algas precisam de luz para produzir energia através do processo de fotossíntese, ou seja, quanto mais luz disponível para a fotossíntese mais energia irão produzir (VON

SPERLING, 2002) e assim mais energia terão para se multiplicar e com isso há aumento da densidade fitoplanctônica, o que aumenta a necessidade de nutrientes para produção dos metabolitos secundários, como os carboidratos. Esse consumo de nutrientes pelas algas aumenta a eficiência da lagoa.

A Tabela 2 a seguir apresenta as médias do perfil vertical de todos os parâmetros avaliados.

Tabela 2 - Média do perfil (\bar{x}) e desvio padrão (DP) das variáveis analisadas dentro da lagoa de maturação nos períodos de 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	Seca	Chuva	
Temp. (°C)	24,9	27,6	27,1	27,4	26,0	23,0	24,6	27,4	x
	0,3	0,5	0,5	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	DP
OD (mg.L ⁻¹)	9,1	6,7	5,3	3,5	1,8	2,5	4,5	5,2	x
	1,7	6,4	5,0	1,9	1,3	2,0	1,7	1,3	DP
CND (µS.cm ⁻¹)	1345,7	1098,3	716,6	775,9	838,5	959,1	1047,8	863,6	x
	25,3	33,6	4,2	6,3	8,1	31,2	21,5	205,4	DP
pH	7,8	8,1	7,6	7,8	7,4	7,5	7,6	7,8	x
	0,1	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,3	DP
PT (mg.L ⁻¹)	3,7	4,8	3,8	3,7	5,1	6,0	4,9	4,13	x
	0,9	0,5	0,2	0,3	0,4	0,2	0,5	0,60	DP
PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	0,6	0,4	0,3	1,4	0,7	1,2	0,8	0,7	x
	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,6	DP
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	9,3	9,1	6,1	7,1	11,3	11,1	10,6	7,4	x
	0,8	1,0	0,2	0,1	1,2	0,3	0,8	1,5	DP
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	1,2	1,1	0,8	0,8	0,9	0,9	1,0	x
	-	0,6	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	DP
DQO (mg.L ⁻¹)	426,3	322,5	299,8	284,2	305,8	313,7	349	302,2	x
	15,7	79,3	29,5	24,1	27,1	33,8	25,5	19,3	DP
SST (mg.L ⁻¹)	157,8	148,7	130,8	116,5	-	115,3	136,5	132,0	x
	23,2	23,1	13,7	5,1	-	15,4	19,3	16,1	DP
Cla (µg.L ⁻¹)	1019,4	930,0	1348,3	864,7	1234,5	999,2	1084,4	1047,7	x
	490,8	694,5	712,5	501,3	204,3	82,8	259,3	262,4	DP
Feo (µg.L ⁻¹)	471,2	1200,9	501,5	86,4	0,0	0,0	157,1	596,3	x
	669,6	472,2	674,8	82,7	0,0	0,0	223,2	563,3	DP

Durante o estudo, a temperatura variou em média de 23,0 °C a 27,6 °C (Tabela 2), sendo que a faixa ideal para o crescimento das algas varia de 16 a 27 °C (BARSANTI; GUALTIERI, 2006). Mascarenhas, Von Sperling e Chernicharo (2004) registraram valores

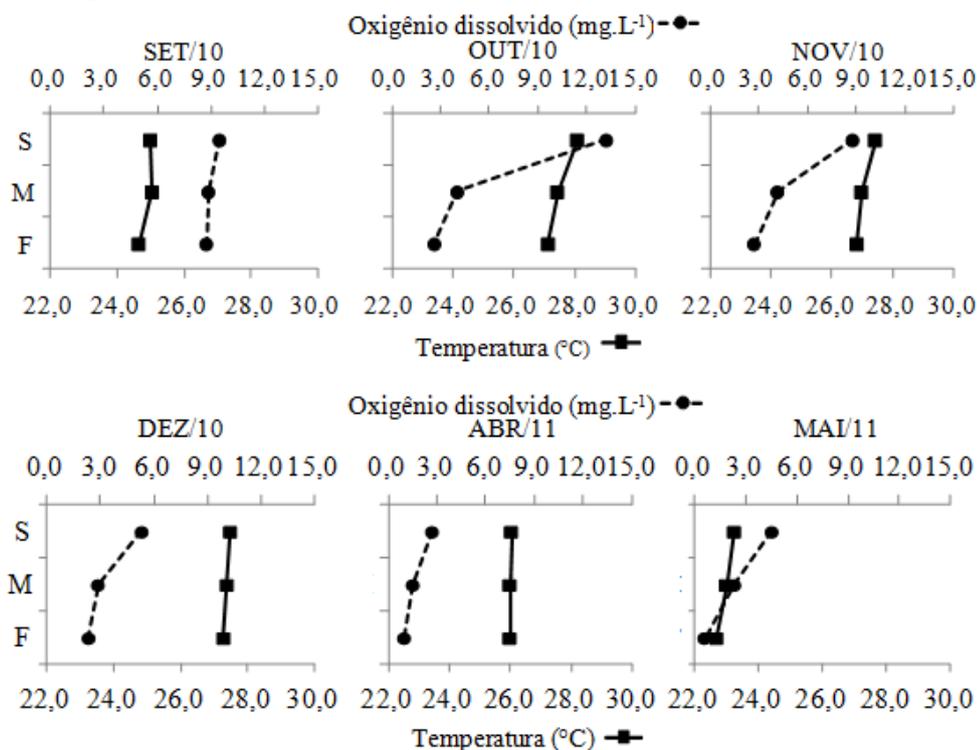


médios de temperatura variando de 21,9 °C a 23,5 °C em lagoa sem chicanas, no período da manhã, às 8h, e de 23,9 °C a 26 °C no período da tarde, às 14hs.

A Figura 4 apresenta os valores de temperatura e OD registrados no perfil vertical da lagoa de maturação. Os valores de temperatura variaram na coluna d'água, sendo o maior valor registrado em out/10-S (28,1 °C) e o menor valor registrado em mai/11-F (22,7 °C). De acordo com o gradiente térmico de Kellner e Pires (2002) a lagoa de maturação apresentou estratificação térmica em out/10 e nov/10 (variação de 1,0 e 0,6°C, respectivamente), que coincidiu com o início das chuvas, e apresentou perfil isotermal nos meses restantes. Kellner, Moreira e Pires (2009) registraram estratificação térmica em uma lagoa de maturação da ETE Novo Horizonte (SP), porém não duradoura, além de observar homogeneização térmica no período noturno. Naval, Queiroz e Silva (2002) também constataram estratificação térmica em uma lagoa de maturação da cidade de Palmas (TO), no período de maior insolação, tanto na estação seca como na chuvosa. Portanto, em lagoas de maturação é provável que haja um período mínimo de estratificação, durante o tempo de detenção, que a torne desprezível (SWEENEY *et al.*, 2005).

Os valores de OD registrados na lagoa de maturação foram variados, predominando regiões com oxigênio. O maior valor de OD na superfície, foi registrado em out/10-S (13,2 mg.L⁻¹) e menor em abr/11-S (2,7 mg.L⁻¹). A lagoa apresentou perfil clinogrado durante todo o período de estudo. Em nenhum momento foi observado a anoxia, porém nos meses de abr/11 e mai/11 o OD foi próximo de zero no fundo da lagoa (Figura 4). A concentração de OD na lagoa também é influenciada pelas algas, pois é um composto gerado pela fotossíntese. Em alguns momentos registrou-se 14 mg.L⁻¹ de OD na superfície da lagoa de maturação (out/2010), sendo que o ideal na zona de mistura é de no mínimo 5 mg.L⁻¹ (CONAMA, 2008).

Figura 4 - Valores de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) do perfil vertical na lagoa de maturação.



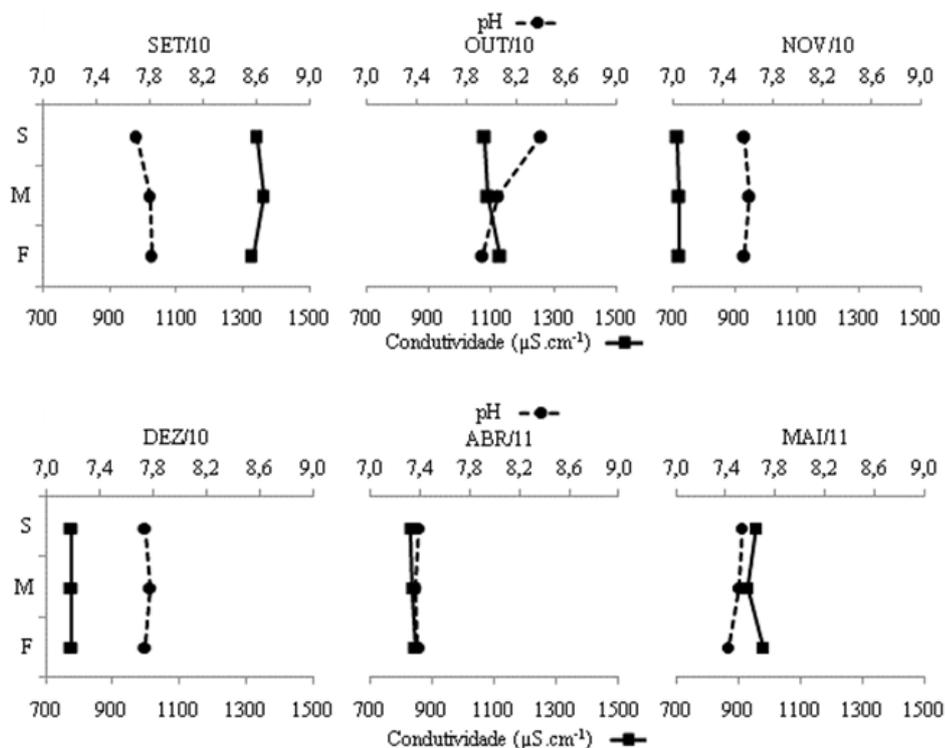
Na estação seca registrou-se a menor média de temperatura (24,6 °C) em relação à chuvosa (27,4 °C), sendo que em set/10 registrou-se a maior média de OD e abr/11 a menor (9,1 e 1,8 mg.L⁻¹, respectivamente), Tabela 2.

O pH é um parâmetro influenciável pela densidade das algas, dado que no processo da fotossíntese há consumo de gás carbônico dissolvido na água (CO₂) e assim o pH aumenta. Valores de pH a partir de 6,3 favorece a sedimentação de compostos (LETTERMAN, 1999), que se junta ao lodo da lagoa e assim auxiliam a remoção de nutrientes, além disso pH inibe o crescimento de bactérias indesejáveis, como coliformes. Essa remoção de coliformes é uma das principais funções da lagoa de maturação, sendo que o declínio de coliformes fecais é maior em lagoas de estabilização onde o pH excede 9 (BITTON, 2003).

O pH registrado na lagoa de maturação, durante o período de seca, variou de 7,8 (set/10-M;F) a 7,4 (abr/11-S;M;F e mai/11-F). No período chuvoso, o pH oscilou entre 8,4 (out/10-S) a 7,6 (nov/10-S;M;F) (Figura 5). Em out/10 foi registrada a maior média de pH (8,1) e em abr/11 a menor (7,4) (Tabela 2). Segundo Cheremisinioff (1996), o valor de pH

para o crescimento ótimo de microrganismos varia de 6,5 a 7,5, entretanto as algas verdes possuem crescimento ótimo em pH maior que 7,0. Portanto, a lagoa de maturação apresentou ser propícia para o crescimento fitoplanctônico, corroborando-se como a característica desse tipo de lagoa. As lagoas de maturação podem apresentar altos valores de pH devido ao seu dimensionamento, condições climáticas e características do afluente, que favorecem o crescimento da comunidade fitoplanctônica e conseqüentemente o consumo de CO₂ dissolvido no efluente aumenta provocando o aumento o valor do pH, também há aumento da concentração de OD no efluente provocado pela fotossíntese (REYNOLDS, 2006). De fato, as algas podem produzir cerca de 15 vezes mais oxigênio do que produzem (VON SPERLING, 2012).

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



A análise de CND mede a quantidade de compostos positivos e negativos, como Na⁺, Mg⁺, Ca⁺, Cl⁻, e que, em solução, permitem a passagem da eletricidade. É comum ter altos



valores de CND em lagoas de maturação, e esgotos em geral, devido a interação que possui com a concentração de sólidos dissolvidos totais. Oliveira *et al.* (1999) registraram relações lineares significativas entre condutividade e sólidos totais dissolvidos para amostras de esgoto bruto e de efluentes de lagoas de estabilização.

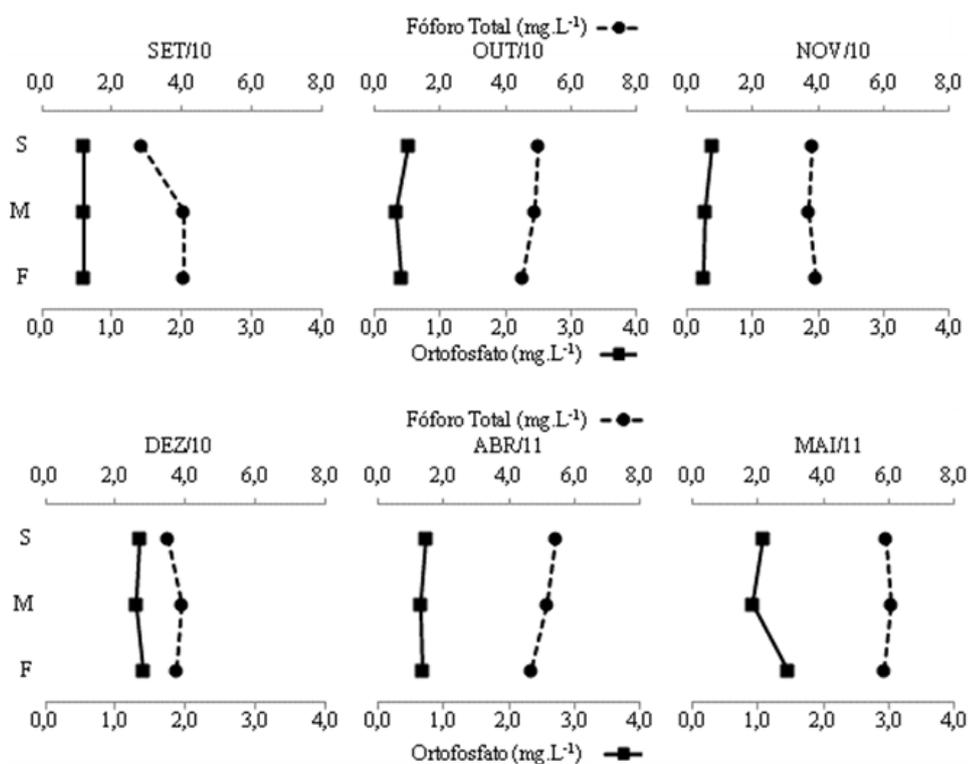
Os valores de CND foram elevados, sendo o valor máximo de $1364,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (set/10-M) e o mínimo de $712,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (nov/10-S) (Figura 5). Em toda lagoa de maturação, os valores mais altos da CND foram registrados no período de seca, entre estes, setembro foi o que possuiu os maiores valores. Já os menores valores foram registrados em nov/10 e dez/10. O mês de novembro apresentou a menor média ($716,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) enquanto que em setembro registrou-se o maior valor médio ($1345,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) (Tabela 2). Os valores menores de CND no período de chuva podem ser justificados pelo efeito de diluição que a chuva provocou na lagoa de maturação.

O PT é soma de todas as formas de fósforo encontradas no ambiente. O fósforo regula a produtividade das algas em razão de seu papel intracelular de sínteses moleculares e transporte de íons, estando disponível para as algas sob a forma de PO_4^{-3} (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Com base na Figura 6, a concentração de PT no período de seca variou de 6,1 (mai/11-M) a $2,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (set/10-S), sendo que o PO_4^{-3} oscilou de 1,5 (mai/11-M2M) a $0,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (set/10-S;M;F). No período chuvoso, o PT variou de 5,0 (out/10-S) e $3,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (dez/10-S), sendo que o PO_4^{-3} oscilou de 1,4 (dez/10-F) a $0,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (out/10-M e nov/10-M;F). Em set/10 e dez/10 foram registradas as menores médias de PT, ambas com $3,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e em mai/11 a maior com $6,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Em média, a concentração do PO_4^{-3} diminuiu com o início das chuvas, com exceção de dezembro que registrou a maior média de todo período amostral com $1,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, que coincidiu com a menor concentração de *cla* ($865 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Tabela 2) e com a menor velocidade dos ventos ($1,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, Figura 3).

Entre os principais nutrientes que podem limitar a reprodução e o crescimento das populações de algas está o nitrogênio, sendo que as principais formas disponíveis para o consumo estão na forma de NH_4^+ e NO_3^- (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

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

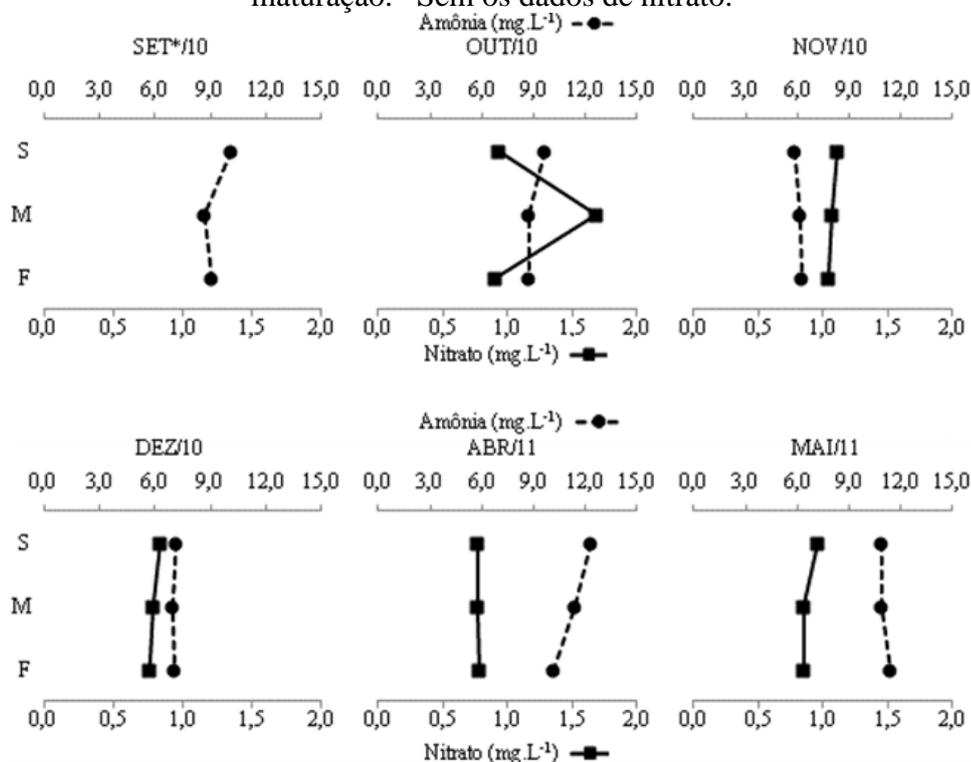


Observando os valores de NH_4^+ e NO_3^- aferidos na lagoa de maturação, verificou que as mesmas tiveram pouca variação ao longo da coluna d'água (Figura 7). Em abr/11 e mai/11 foram registradas as maiores concentrações de NH_4^+ (11,3 e 11,1 mg.L^{-1} , respectivamente), enquanto que a de NO_3^- ocorreu em out/10 (1,2 mg.L^{-1}) (Tabela 2). O NO_3^- tem relação com o OD já que possibilitam ocorrência de processos de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal e dos processos de amonificação e desnitrificação (KALFF, 2002). Apesar dos perfis de NH_4^+ apresentarem-se homogêneos na coluna d'água, com exceção de abr/11, houve pouca remoção desta variável durante o estudo sendo que as maiores ocorreram em nov/10 e dez/10 (21,9 e 24,2%, respectivamente) (Tabela 3).

Von Sperling (2002), cita que em lagoas de maturação em série a eficiência de remoção de amônia pode variar entre 70 e 80%. Reed (1985) observa que a remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas de lagoas de estabilização depende da ação sinérgica entre pH, temperatura e tempo de residência. Reddy (1983) usou um isótopo de amônia ($^{15}\text{NH}_4^+$)

como um traçador em um reservatório com 27 dias de detenção hidráulico, e concluiu que, aproximadamente 21% da amônia sedimentou, 5% foi absorvido pelas algas, 21% manteve-se distribuído no líquido e 53% não foram explicadas, esta porcentagem pode estar ligada a volatilização da amônia e desnitrificação. Zimmo, van der Steen e Gijzen (2003) afirmam que a nitrificação e a desnitrificação são os mais importantes mecanismos de remoção de nitrogênio.

Figura 7 - Valores de amônia (mg.L^{-1}) e nitrato (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa de maturação. *Sem os dados de nitrato.



A Tabela 3 apresenta os dados de eficiência da lagoa de maturação e também do tempo de detenção hidráulico (TDH).

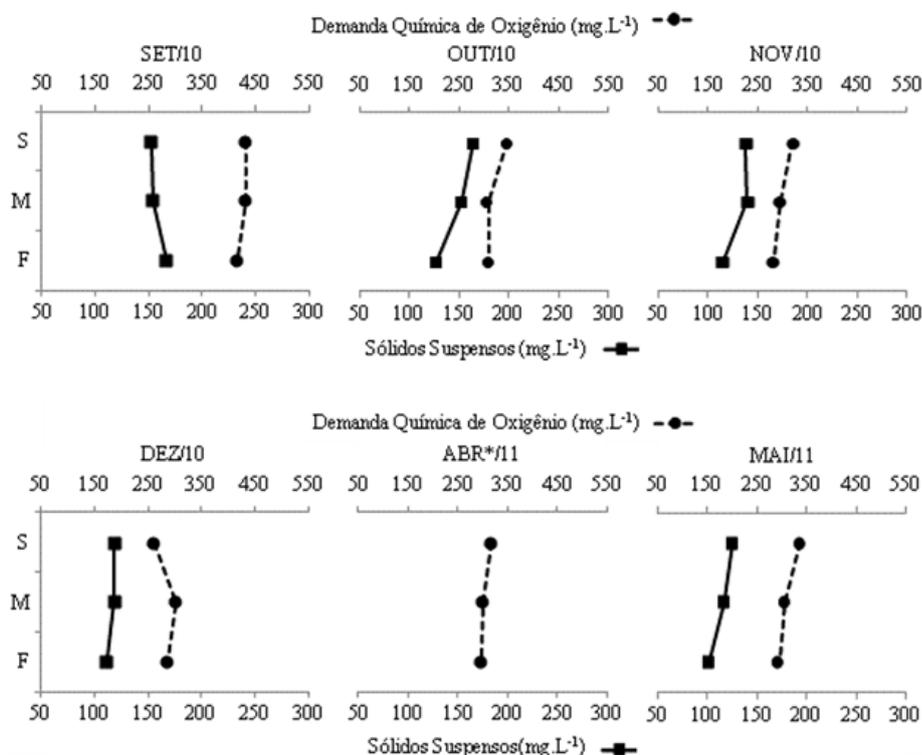
Tabela 3 - Eficiência da lagoa de maturação (%) e TDH (dias).

Variáveis	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
DQO	15,9	22,5	13,5	5,0	25,0	32,3	19,0
SST	0,0	21,0	12,3	6,7	-	62,0	20,4
NO_3^-	-	21,4	0,0	18,1	32,1	26,0	19,5
NH_4^+	0,0	2,2	21,9	24,2	4,0	6,0	9,7
PO_4^{3-}	29,1	17,1	81,9	22,7	18,0	55,0	37,3
TDH	5,2	8,9	4,8	6,0	3,7	4,8	5,6

A DQO avalia a quantidade de OD consumido em meio ácido que leva à degradação de matéria orgânica. A análise dos valores de DQO em efluentes é uma das mais expressivas para determinação do grau de poluição da água, esta análise reflete a quantidade total de componentes oxidáveis, seja carbono, hidrocarbonetos, nitrogênio (de proteínas, por exemplo), ou enxofre e fósforo de detergentes.

A concentração da DQO, no período de seca, oscilou de 431,7 a 295,7 mg.L⁻¹ (set/10-S e mai/11-F, respectivamente), enquanto que a de sólidos suspensos variou de 167,1 a 102,5 mg.L⁻¹ (set/10-F e mai/11-F, respectivamente). No período chuvoso a concentração da DQO oscilou de 347,8 a 262,5 mg.L⁻¹ (out/10-S e dez/10-S), enquanto que a de sólidos suspensos variou de 165,0 a 111,5 mg.L⁻¹ (out/10-S e dez/10-F) (Figura 8).

Figura 8 - Valores da demanda química de oxigênio (mg.L⁻¹) e de sólidos suspensos (mg.L⁻¹) do perfil vertical na lagoa de maturação.



*sem dados de sólidos suspensos

Em média, tanto as concentrações da DQO quanto as de SST decresceram com o começo das chuvas (Tabela 2). Mascarenhas, Von Sperling e Chernicharo (2004) encontraram



concentrações de DQO que variaram de 142 a 147 mg.L⁻¹ e SST de 53 a 83 mg.L⁻¹ (em uma lagoa de polimento), entretanto, Destro e Amorim (2007) registraram valor de DQO de uma lagoa de maturação de 230,8 mg.L⁻¹ e SST de 117,9 mg.L⁻¹, ou seja, valores mais aproximados aos apresentados pela lagoa de maturação da ETE de Trindade. Também, foi possível perceber que o perfil vertical da DQO mostrou ser semelhante ao de SST ($r=0,6$; $n=30$; $p=0,001$). Porém ainda é preocupante a concentração de SST, pois cerca de 90% de SST são algas e cada mg de algas gera 0,45 mg de DBO (VON SPERLING, 2002), ou seja, a lagoa lançou em média 55,2 mg.L⁻¹ de DBO no período de seca e 53,2 mg.L⁻¹ no período de chuva.

A biomassa das algas também pode ser representada pela *cla*, uma vez que a maioria das algas possui esse tipo de clorofila (VON SPERLING, 2002). A feofitina representa a degradação da *cla*, e assim o estado fisiológico das algas. Amostras com razão de 1,7 entre a *cla* e feofitina são consideradas por conter excelentes condições fisiológicas para as algas (APHA, 1998).

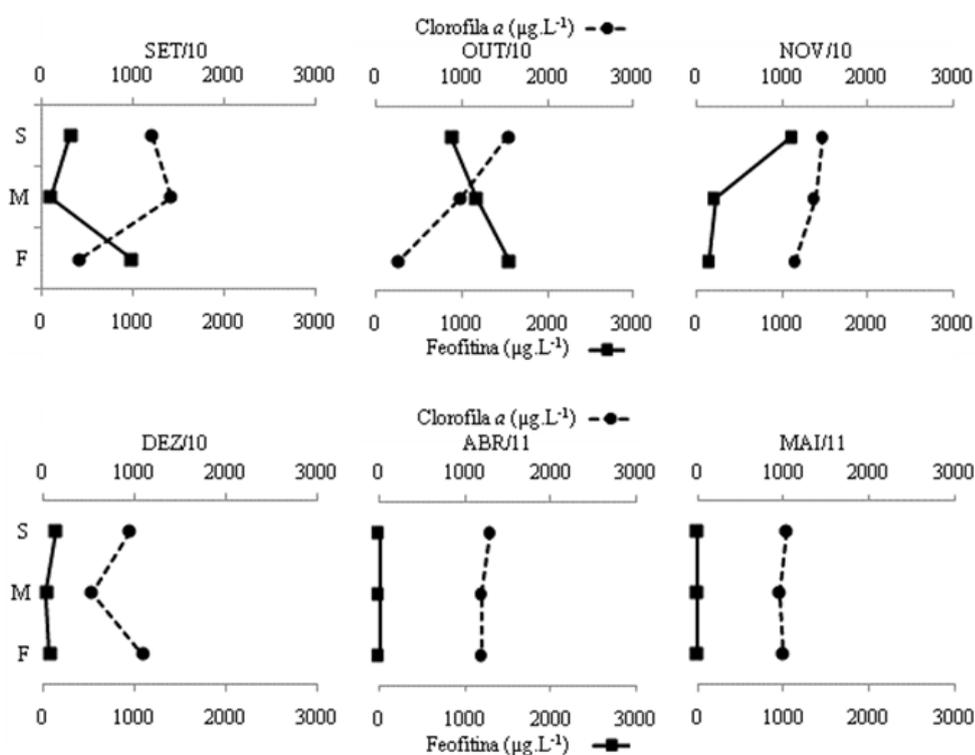
A Figura 9 apresenta os valores de concentração da *cla* e feo no perfil vertical da lagoa de maturação. Os valores de *cla*, no período de seca, variaram de 1419,0 (set/10-M) a 424,1 µg.L⁻¹ (set/10-F) e os de feo foram detectados apenas em set/10 que variaram de 986,9 (set/10-F) a 104,9 µg.L⁻¹ (set/10-M). No período chuvoso os valores de *cla* variaram de 1542,8 (out/10-S) a 266,1 µg.L⁻¹ (out/10-F) e os de feo de 1557,9 (out/10-F) a 42,0 µg.L⁻¹ (dez/10-M).

Em set/10 foi possível perceber que no meio da lagoa registrou-se um aumento da concentração de *cla*, isto porque este mês apresentou a maior temperatura do ar (D'ALESSANDRO et al., 2015) e, também, a maior taxa de radiação solar (Figura 3). Por conta disso, a temperatura no meio da lagoa esteve um pouco maior em relação à superfície (Figura 4).

A maior média de *cla* foi registrada em nov/10 (1348,3 µg.L⁻¹) e a menor em dez/10 (865 µg.L⁻¹), as de feo foi em out/10 (1200,9 µg.L⁻¹) e a menor em média em abr/11 e mai/11 onde não foram detectadas feo (Tabela 2). Durante quase todo o estudo a *cla* prevalece sobre a feo, isto indica que o estado fisiológico das algas e cianobactérias estiveram em boas condições (razão *cla*/feo $\geq 1,7$), visto que a feo é um produto de degradação da *cla*, e que

ocorre principalmente pelo processo de foto-oxidação e perda do átomo de magnésio (WETZEL, 2001). Dessa forma, notou-se que a concentração de feo decresceu provavelmente por conta da diminuição da radiação solar (Figura 3) e também de outros fatores ambientais, como a precipitação, que pode influenciar na diluição de toxinas, e também na atividade de herbivoria.

Figura 9 - Valores de clorofila *a* (mg.L^{-1}) e feofitina *a* (mg.L^{-1}) do perfil vertical na lagoa de maturação.



Não houve eficiência de remoção de SST e NH_4^+ em set/10, e de NO_3^- em nov/10, entretanto, o maior resultado de SST foi em mai/10 (62,0%), de NH_4^+ foi em dez/10 (24,2%), e de NO_3^- foi em abr/11 (32,1%), sendo as respectivas médias de 20,4, 9,7 e 19,5% (Tabela 3).

De acordo com Von Sperling (2002), a eficiência de remoção da NH_4^+ em lagoas de maturação varia entre 70 a 80%, porém na lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade esta eficiência foi inferior. A eficiência de remoção da DQO variou de 5,0 (dez/10) a



32,3% (mai/11), de PO_4^{-3} variou de 17,1 (out/10) a 81,9% (nov/10), sendo as respectivas médias de 19,0 e 37,3%. O TDH da lagoa variou de 3,7 (abr/10) a 8,9 dias (out/10). Estes resultados quando comparados com os da lagoa facultativa da mesma ETE (D'Alessandro *et al.*, 2014), percebe-se que a lagoa de maturação teve melhor eficiência de remoção de DQO e SST, porém menor eficiência de remoção dos nutrientes, talvez por conta da TDH ser menor e apresentarem concentrações de *cla* semelhantes.

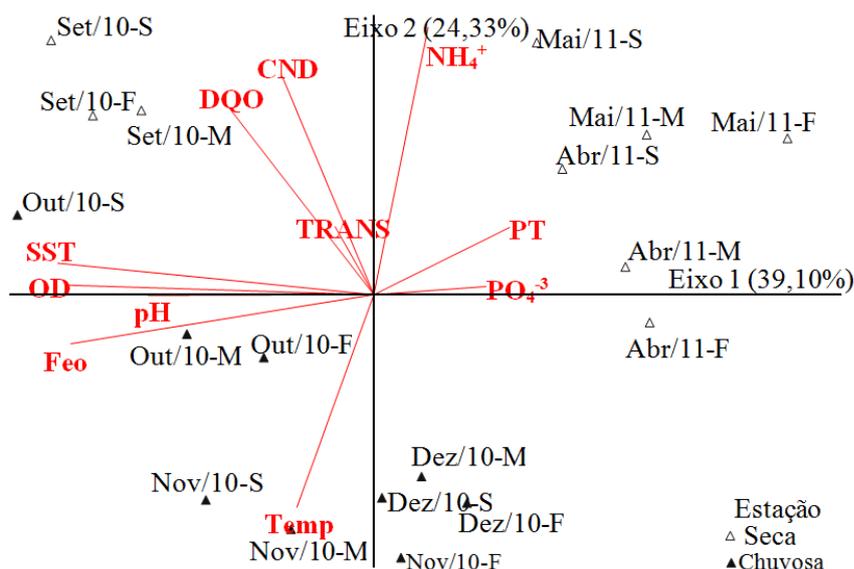
Considerando que a característica do efluente lançado no córrego receptor é a mesma que a coletada dentro da lagoa de maturação do módulo A, e de acordo com a Resolução n°357/05 (CONAMA, 2008) e o decreto n°1745/79 de Goiás, os parâmetros pH e temperatura se enquadram nas características estabelecidas pelas normas. Os valores das variáveis PT e *Cla* estiveram muito acima dos estabelecidos para qualidade da água do corpo receptor (limite de $0,05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente). Em dez/10, abr/11 e mai/11 o OD esteve abaixo dos limites estabelecidos ($>5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). De acordo com a resolução n° 430/11 (BRASIL, 2011), para tratamento de esgotos sanitários não é exigível o padrão de nitrogênio amoniacal, que anteriormente era de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mas se ainda fosse estaria dentro do limite, uma vez que o valor mais alto registrado na lagoa de maturação foi de $11,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O decreto 1745/79 do Estado de Goiás, determina $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NO_3^- como limite máximo para padrão de qualidade para corpo hídrico de classe 2 e 3, porém não determina esse parâmetro para lançamento de efluentes. Já as amostras analisadas apresentaram concentrações de NO_3^- variando de 0,8 a $1,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ou seja, não ultrapassa o limite do corpo receptor.

Segundo a resolução n° 430/11 (BRASIL, 2011), a concentração de DBO a ser lançada pode ter no máximo de $120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ou o sistema deve apresentar 60% de eficiência de remoção, porém este parâmetro não foi analisado neste trabalho. Entretanto, D'Alessandro *et al.* (2015) analisaram a eficiência de remoção da DBO no módulo A da ETE Trindade no mesmo período e constataram que a lagoa apresentou valores dentro do limite estabelecido.

Com a Análise dos Componentes Principais (ACP), ficou evidente o papel da sazonalidade registrada na ETE de Trindade, que mostrou que os dados de seca e de chuva estiveram distanciados entre si (Figura 10). No período de seca, set/10 foi influenciado pelos valores de DQO e CND, e abr/11 e mai/11 pelos valores dos nutrientes. No período chuvoso,

out/10 foram agrupadas pelos valores de SST, OD, pH e feo, enquanto que os nov/10 e dez/10 foram agrupadas pela Temp.

Figura 10 - Escores derivados da ACP aplicados aos dados ambientais.



CND - Condutividade elétrica; DQO – Demanda Química de Oxigênio; TRANS - Transparência; SST – Sólidos Suspensos Totais; OD - Oxigênio Dissolvido; pH - potencial hidrogeniônico; Feo – Feofitina; TEMP – Temperatura; PO_4^{3-} - Ortofosfato; PT - Fósforo Total; NH_4^+ - Amônia;

Os componentes principais explicaram 63,43% da variabilidade total dos dados, sendo que as variáveis que correlacionaram com o eixo 1 foram: PT, PO_4^{3-} , SST, OD, pH, Feo e DQO; e com o eixo 2: DQO, NH_4^+ , CND e Temp. No mês de outubro a PCA da lagoa de maturação revelou forte correlação entre as variáveis SST, OD e pH, isto porque a fotossíntese realizada pelas algas remove dióxido de carbono causando o aumento do pH (D’ALESSANDRO *et al.*, 2015), e também em outubro houve falha na estação elevatória o que aumentou o TDH da lagoa para 8,9 dias (Tabela 3)

Considerações finais

- A lagoa de maturação apresentou alta eficiência na remoção de ortofosfato (>80%) e também pH adequado. Por outro lado, houve baixa eficiência de remoção de DQO e amônia (média de 19,0 e 9,7%, respectivamente).



- O período que apresentou maior concentração de PT e NH_4^+ (abril e maio de 2011), também foi o período em que não foi detectado feofitina, o que indica uma ótima condição do ecossistema para as algas, que são as principais responsáveis pelo tratamento em lagoas de maturação. Portanto, feofitina é um indicador de eficiência do tratamento.
- Com os dados da ACP ficou demonstrado que a sazonalidade influencia no comportamento da lagoa, pois a maioria das variáveis apresentaram valores maiores na estação de seca e menores na estação chuvosa. Assim, as informações discutidas permitiram apresentar um bom desempenho da lagoa.

Recomendações

Como a lagoa de maturação apresentou alta concentração de clorofila *a*, o que representa a biomassa de algas. Essa biomassa pode ser retirada da lagoa para ser usada como matéria-prima para produção de biodiesel e/ou co-produtos, assim, minimizaria o impacto provocado pelo lançamento do efluente no corpo receptor.

Referências Bibliográficas

- APHA – American Public Health Association. 1998. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 20. Ed, Madrid: Ediciones Diaz de Santos S.A/American Public Health Association; American Water Works Association/Water Pollution Control Federation, Washington,USA.
- BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3ed.New Jersey: Wiley, 2005. 746p.
- BRASIL. Resolução n 430 -Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, v. 92, n. 1, p. 89-89, 2011.
- CHEREMISINOFF, N. P. **Biotechnology for waste and wastewater treatment**. Noyes Publications, 1996. 235p.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. In: CONAMA



Resoluções do Conama: resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008. 2. ed. Brasília: Conama, 280-303

D’ALESSANDRO, E.B.; SAAVEDRA, N.K.; SANTIAGO, M.F.; SILVA, M.F. Dinâmica e sazonalidade das variáveis físico-químicas e biológicas de uma lagoa facultativa. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 9, n. 2, p. 10-23, 2014.

D’ALESSANDRO, E.B.; SAAVEDRA, N.K.; SANTIAGO, M.F.; D’ALESSANDRO, N.C.O. Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização. **Ingeniería del Agua**, v. 19, n.4, p. 193-209, 2015.

DESTRO, C.A.M.; AMORIM, R. Avaliação do desempenho do sistema de Lagoas de Estabilização do Bairro CPA III em Cuiabá/MT, a partir de variáveis físico-químicas e biológicas. In: **Anais do I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste**. 2007. p. 1-13.

KALFF, J. **Limnology**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002. 592 p.

KELLNER, E.; MOREIRA, J.F.V.; PIRES, E.C. Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teórica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n.1, p. 129-138, 2009.

KELLNER, E.; PIRES, E.C. The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 45, n.1, p. 41-48, 2002.

LETTERMAN, R.D. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**. 5^a ed. New York: McGraw-Hill, 1999. 1220p.

MARTINS, F.R.; ABREU, S.L.; PEREIRA, E.B. Scenarios for solar thermal energy applications in Brazil. **Energy Policy**, v. 48, p. 640-649, 2012.

MASCARENHAS, L.C.A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.D.L. Avaliação do Desempenho de Lagoas de Polimento Rasas, em Série, para o Pós-Tratamento de Efluentes de Reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n.1, p. 45-54, 2004.

NAVAL, L.P.; QUEIROZ, S.C.B.; SILVA, V.M.D. Estratificação Térmica em Lagoas de Estabilização: Influência da Sazonalidade no Fenômeno. In: **Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2002. p. 1-5.



- OLIVEIRA, R. D. *et al.* Relação entre condutividade e sólidos totais dissolvidos em amostras de esgoto bruto e de lagoas de estabilização. In: **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 1999. p. 869-874.
- REDDY, K.R. Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes. **Journal of Environmental Quality**, v. 12, n.1, p. 137-141, 1983.
- REED, S.C. Nitrogen Removal in Wastewater Stabilization Ponds. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 57, n.1, p. 39-45, 1985.
- REYNOLDS, C.S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University Press, 2006. 535p.
- SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R.D. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande: O Autor, 2001. 266p.
- SOLER, A. *et al.* Changes in physicochemical parameters and photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self-depuration lagoon. **Water Research**, v. 25, p. 689-695, 1991.
- SWEENEY, D. G. *et al.* Profiling and modelling of thermal changes in large waste stabilisation pond. **Water Science and Technology**, v. 51, n.12, p. 163-172, 2005.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. Oficina de Textos. 2008. 632p.
- WETZEL, R. G. **Limnology: lake and rivers ecosystems**. 3º ed. San Diego: Academic Press. 2001. 1006p.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 3, 2002. 196p.
- WHO. **Wastewater stabilization ponds: Principles of planning and practice**. Alexandria: World Health Organization, v. 10, 1987. 138p.
- ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN, H.J. Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. **Water Research**, v. 37, p. 4587-4594, 2003.