

Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização

Influence of seasonality in stabilization ponds

D'Alessandro, E.B.^{a1}, Saavedra, N.K.^{a2}, Santiago, M.F.^c, D'Alessandro, N.C.O.^d

^aDepartamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Praça Universitária, Setor Universitário, 1488, Goiânia, Goiás (Brasil).
E-mail: ^{a1} dalessandro.e.b@gmail.com, ^{a2} katia.saavedra@gmail.com.

^cFaculdade de Farmácia - Rua 240, esquina com 5ª Avenida, s/n, Setor Leste Universitário, CEP: 74605-170, Goiânia, Goiás (Brasil).
E-mail: mariangelafs@gmail.com.

^dInstituto de Química 1, sala 225, Campus Samambaia, CEP 74001-970, Goiânia, Goiás (Brasil).
E-mail: nco.ambiental@gmail.com.

Recibido: 23/11/2014

Aceptado: 27/07/2015

Publicado: 26/10/2015

RESUMO

O estudo avaliou a influência da sazonalidade na eficiência das lagoas de estabilização de um módulo da ETE de Trindade, durante seis meses, que contém períodos de estiagem e chuvosos. Foram analisadas as seguintes variáveis: vazão, temperatura da água residual, profundidade, TDH, pH, OD, CND, Cl_a, PT, PO₄⁻³, NH₄⁺, NO₃⁻, DBO₅^{20°C}, DQO, SST, SSF, SSV e também variáveis climáticas. Não houve remoção de DQO e SST no período de chuva. A Análise de Componentes Principais (ACP) indicou que existiram agrupamentos entre o afluente bruto e a lagoa anaeróbia, e entre a lagoa facultativa e a de maturação, ou seja, houve variação espacial. Indicou também que o afluente bruto em nov/10 e dez/10 formou um grupo separado, isto porque nestes meses sofreu bastante diluição caracterizando-o como se fosse outro ambiente. A influência da sazonalidade fez com que as concentrações de algumas variáveis aumentassem e outras diminuíssem o que influenciou na eficiência das lagoas.

Palavras chave | Anaeróbia; DBO; Facultativa; Lagoas; Maturação.

ABSTRACT

The study evaluated the influence of seasonality in efficiency of Trindade Wastewater Treatment Plant (WWTP), during six months, that had dry and rainy seasons. The following variables were analyzed: flow rate, wastewater temperature, depth, HDT, pH, DO, CND, Chl_a, TP, PO₄⁻³, NH₄⁺, NO₃⁻, BOD₅^{20°C}, COD, TSS, FSS, VSS and also climatic variables. There was no removal of COD and TSS during the rainy season. The Principal Component Analysis (PCA) indicated that there were groupings of raw affluent and the anaerobic lagoon, and between facultative pond and maturation, in other words, there was spatial variation. ACP also indicated that raw affluent in Nov/10 and Dec/10 formed a separate group, because these months suffered enough dilution characterizing it as another environment. The influence of seasonality caused increase in concentrations of some variables and decrease in others, which has influenced the efficiency of ponds.

Key words | Anaerobic; Bod; Facultative; Ponds; Maturation.

INTRODUÇÃO

O tratamento dos sistemas de água e esgoto no Estado de Goiás é realizado pela Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO). Esta empresa atua com 13 ETEs na região metropolitana e com aproximadamente 59 ETEs nos interiores do Estado, totalizando 72 ETEs.

Com relação à configuração das estações de tratamento de esgoto, o sistema Australiano (anaeróbia+facultativa+maturação) é o mais adotado no estado (30%), apresentando 22 sistemas. Sistemas compostos por lagoa facultativa primária e uma lagoa de maturação consistem no segundo mais predominante, com 15 sistemas (21%), enquanto que 8 sistemas (11%) apresentam reator anaeróbio do tipo UASB. Sistema envolvendo apenas lagoa facultativa é um dos menos utilizados, representando cerca de 4% dos sistemas existentes (Saneago, 2012).

O principal objetivo das lagoas do sistema Australiano é a remoção da matéria carbonácea e a remoção de organismos patogênicos, contudo ainda removem nutrientes como fósforo e amônia. Essa tecnologia não necessita de mão de obra especializada, é barata em relação às outras tecnologias e muito usada mundialmente, porém tem a desvantagem de sofrer influência direta do clima da região o que pode alterar a eficiência do tratamento, por exemplo, a precipitação pode aumentar o volume da lagoa, a temperatura pode ocasionar estratificações térmicas durante o dia com gradientes de temperaturas inferiores a $0.6^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ (Kellner *et al.*, 2009). A profundidade é um fator importante para o bom funcionamento das lagoas de estabilização, pois interfere na extensão da zona eufótica e conseqüentemente na taxa fotossintética das algas, e também interfere no tempo de detenção hidráulico.

O tempo de detenção é um parâmetro de verificação resultante da determinação de volume da lagoa e diz respeito ao tempo necessário para que os microrganismos procedam à estabilização da matéria orgânica na lagoa (Von Sperling, 2002).

A eficiência das lagoas de estabilização se dá por vários fatores como temperatura, tempo de detenção hidráulico, profundidade, bactérias e algas. No caso das algas em uma lagoa de estabilização, o crescimento algal e a assimilação dos nutrientes não são somente afetados pela viabilidade de nutrientes, pois também dependem de interações complexas entre os fatores físicos como pH, intensidade da luz, temperatura, vento, radiação solar (Von Sperling, 2002) e fatores bióticos como densidade algal (Lau *et al.*, 1995).

Como há vários fatores que influenciam nas condições hidráulicas e biológicas das estações de tratamento de esgotos, o estudo visou avaliar através de uma análise de componentes principais (ACP) as relações entre as variáveis físico-químicas e biológicas no módulo A da ETE de Trindade (GO), em seis meses (setembro, outubro, novembro, dezembro de 2010 e abril e maio de 2011), composto por períodos de estiagem e chuvosos. Foi feito também uma avaliação da eficiência das lagoas de estabilização.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O município de Trindade possui 104448 habitantes (Ibge, 2010) e apenas 39.3% da população tem rede de esgoto, sendo que 48.7% do esgoto gerado é coletado e 100% dele é tratado (SNIS, 2008).

A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Trindade ($16^{\circ}39'09''\text{S}$ e $49^{\circ}31'50''\text{O}$) conhecida também como ETE Barro Preto, localiza-se no Município de Trindade (altitude de 756 m), Estado de Goiás (Brasil). Esta foi projetada pelo Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO).

A ETE de Trindade (Figura 1) é composta por tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha Parshall) seguido, inicialmente, por três módulos em paralelo (A, B e C), contendo cada, uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação em série, sendo o efluente lançado no córrego Barro Preto (classe 2). Por motivos de infiltração, o módulo C foi desativado. Os dois módulos entraram em funcionamento em 1997.

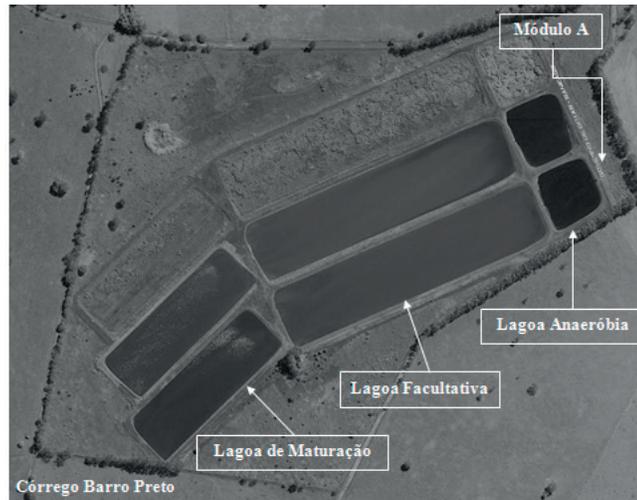


Figura 1 | Lagoas de estabilização da ETE de Trindade destacando o módulo A (Fonte: Google Earth 2011).

O sistema apresenta, de acordo com os dados do projeto, vazão média de $242.38 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, carga orgânica média de $3860 \text{ kg DBO}\cdot\text{dia}^{-1}$, $\text{DBO}_{\text{bruta-afluente}}$ de $184.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $\text{DBO}_{\text{bruta-efluente}}$ de $29.95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ totalizando uma eficiência de 84% (Saneago, 2008). As características morfométricas do módulo A estão sintetizadas na Tabela 1.

Tabela 1 | Características morfométricas do módulo A da ETE Trindade.

Lagoa	Anaeróbia	Facultativa	Maturação
Área média (m^2)	3750	27000	13975
Profundidade (m)	4.00	1.25	1.25
Volume útil (m^3)	15000	33750	17469
Tempo de Detenção Hidráulico (dias)	2.2	4.8	2.5

Como a cidade de Trindade ainda não possui estações meteorológicas, as informações climáticas (temperatura do ar e precipitação) adotadas foram obtidas da Secretaria de Ciências e Tecnologia (SECTEC). A estação climatológica desta secretaria está localizada no município de Goiânia, aproximadamente 17 km de Trindade.

Amostragem, profundidade, vazão e tempo de detenção hidráulico

As coletas foram realizadas mensalmente no afluente bruto antes da calha Parshall (AFB), no efluente da lagoa anaeróbia (ANA), no efluente da lagoa facultativa (FAC), e no efluente da lagoa de maturação (MAT) (Figura 2). As amostras foram acondicionadas em frascos apropriados conforme análise a ser realizada e mantidas em caixas térmicas, com gelo seco até chegar ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás - UFG – Goiânia.

A profundidade da lagoa facultativa foi medida em três pontos sendo um no início, um no meio e outro no final da lagoa, com uma trena presa a uma haste rígida. Na lagoa de maturação adotou-se o mesmo procedimento, porém, com apenas dois pontos de medição, um no início e outro no final (Figura 2). A profundidade mensal de cada lagoa foi dada como uma média entre os respectivos pontos.

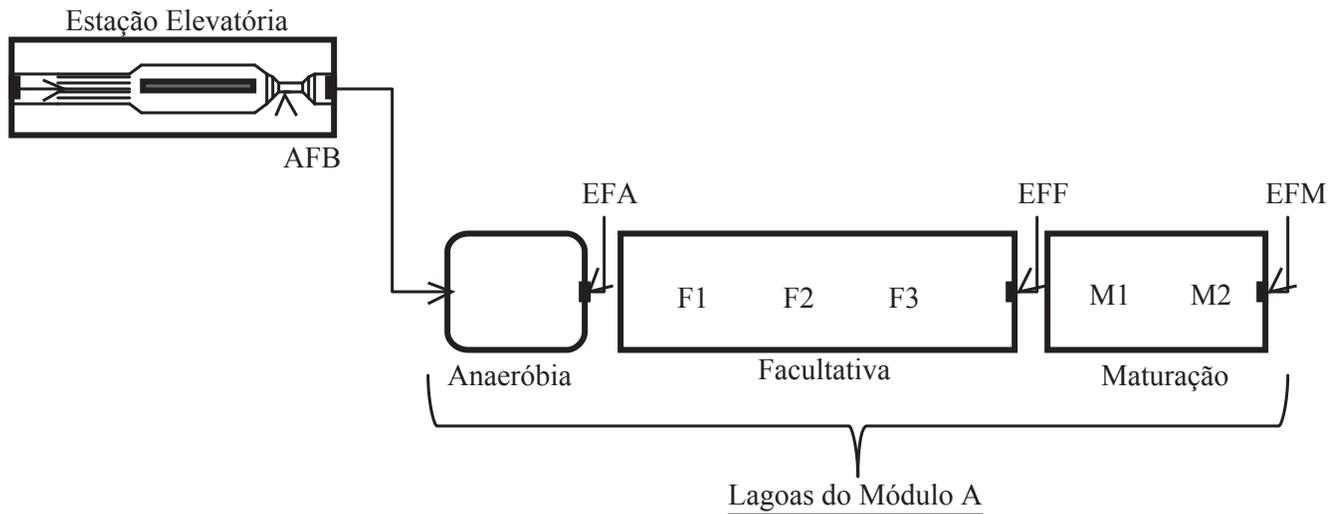


Figura 2 | Pontos amostrais do módulo A da ETE Trindade (GO) e das profundidades nas lagoas.

Obs.: AFB: afluente bruto; EFA: efluente da lagoa anaeróbia; EFF: efluente da lagoa facultativa; EFM: efluente da lagoa de maturação; F1, F2 e F3: pontos de medição da profundidade na lagoa facultativa; M1 e M2: pontos de medição da profundidade na lagoa de maturação.

A vazão (Q) foi medida com a utilização de uma equação dada pelo fabricante da calha Parshall. Nesta equação necessita-se da altura da lâmina d'água na calha, que foi medida com uma régua. Os dados das vazões mínimas, médias e máximas mensais foram fornecidos pela SANEAGO S/A. Estas vazões são medidas apenas em um dia do mês, de hora em hora, tendo início às 07:00 horas e terminando às 18:00 horas.

Por não ter o comprimento do recalque para calcular o volume real das lagoas facultativa e de maturação, utilizou-se apenas a equação do projeto para recalculá-las substituindo apenas a profundidade. Como na lagoa anaeróbia não foi feita a medição da profundidade utilizou-se a do projeto (4.0 m). No cálculo do tempo de detenção hidráulico (TDH) foi adotada a vazão média mensal e o volume recalculado.

Variáveis físico-químicas

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). São elas: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica do esgoto (CND), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrato (NO_3^-), ortofosfato (PO_4^{-3}) e fósforo total (PT). As amostras foram filtradas nas análises de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{-3} e sólidos.

Variáveis biológicas

As coletas de clorofila *a* 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 foram feitas no espectrofotômetro Hach DR5000.

Análise estatística

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

RESULTADOS

Precipitação, temperatura do ar e vazão

A precipitação apresentou o maior volume no mês de dez/10 (389.6 mm), e menor em mai/11 (0.0 mm), porém em set/10 até o dia da coleta (dia 22) a precipitação acumulada também foi de 0.0 mm. A maior temperatura do ar foi registrada em set/10 (26.7°C) e a temperatura de nov/10 e dez/10 foram bem próximas, em torno de 24.0°C. Por estes motivos set/10, abr/11 e mai/11 foram caracterizados como estação de seca e os meses de out/10, nov/10 e dez/10 como estação chuvosa (Figura 3).

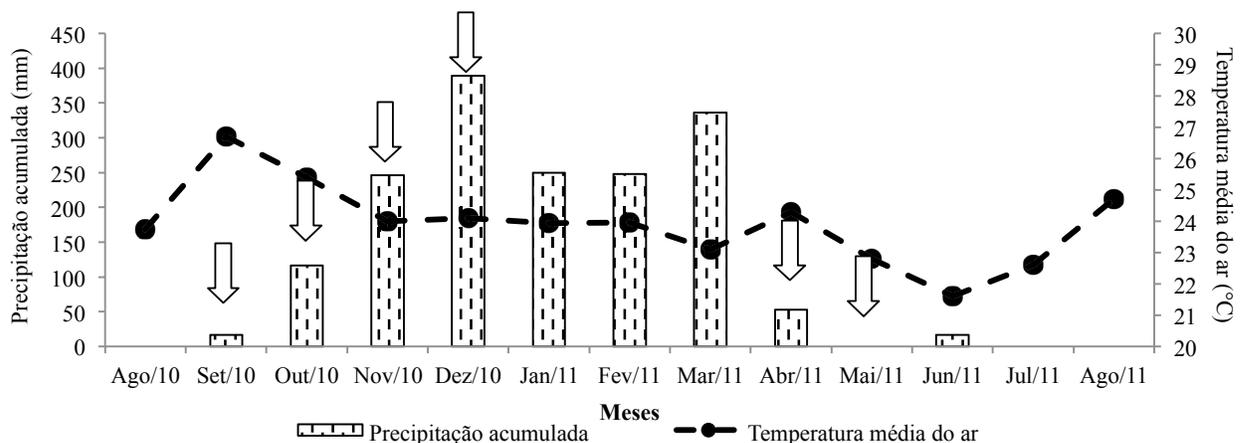


Figura 3 | Valores de precipitação mensal acumulada e de temperatura atmosférica no mês anterior, durante e posterior às coletas. As setas indicam os meses de coleta.

Na Figura 4 estão representados os dados de vazão de esgoto bruto da ETE de Trindade medidos nos dias de coleta, além das vazões mínimas, médias e máximas mensais. A vazão média mensal foi menor em out/10 (49 L.s⁻¹) e maior em abr/11 (117 L.s⁻¹).

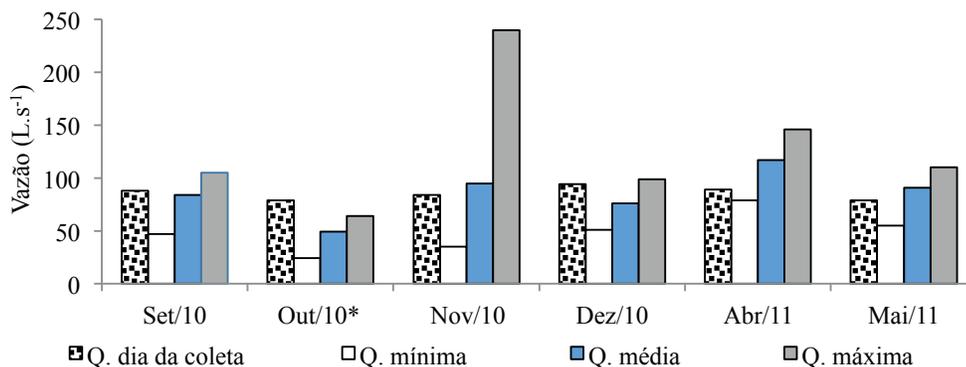


Figura 4 | Vazão medida nos dias de coleta, e vazões mínimas, médias e máximas mensais.

* No mês de outubro o sistema de bombeamento EEE Bruacas ficou inoperante por algum tempo, pois a linha de recalque foi rompida.

Profundidade das lagoas e tempo de detenção hidráulico

A lagoa facultativa e de maturação apresentaram, durante a batimetria, que os pontos mais rasos foram os mais próximos da entrada da lagoa, ou seja, F1 e M1 (1.71 e 1.32 m, respectivamente) e os mais profundos foram os mais distantes da entrada, ou seja, F3 e M2 (1.77 e 1.40 m, respectivamente). Esta diferença de nível geralmente é provocada pelo acúmulo de lodo na entrada da lagoa. Em média a lagoa facultativa e de maturação apresentaram profundidade de 1.74 e 1.36 m, respectivamente.

As lagoas apresentaram profundidades acima daquelas dimensionadas no projeto (ambas com profundidade útil de 1.25 m), o que indica que as lagoas estão funcionando com o volume acima do que foi projetado inicialmente, provavelmente por conta do módulo C ter sido desativado. Assim, parte do volume deste módulo foi dividido para os outros dois módulos, o que alterou a profundidade dos mesmos. Também, são notáveis as oscilações da profundidade durante os meses de coleta. Em outubro, no começo das chuvas, a profundidade diminuiu em relação a setembro, isto porque uma das elevatórias (Bruacas) apresentou defeito e não lançou o esgoto até a ETE de Trindade interferindo na vazão do sistema (Figura 5). O aumento da profundidade na lagoa facultativa e de maturação no mês de nov/10 e dez/10 foi devido a própria estrutura do módulo A.

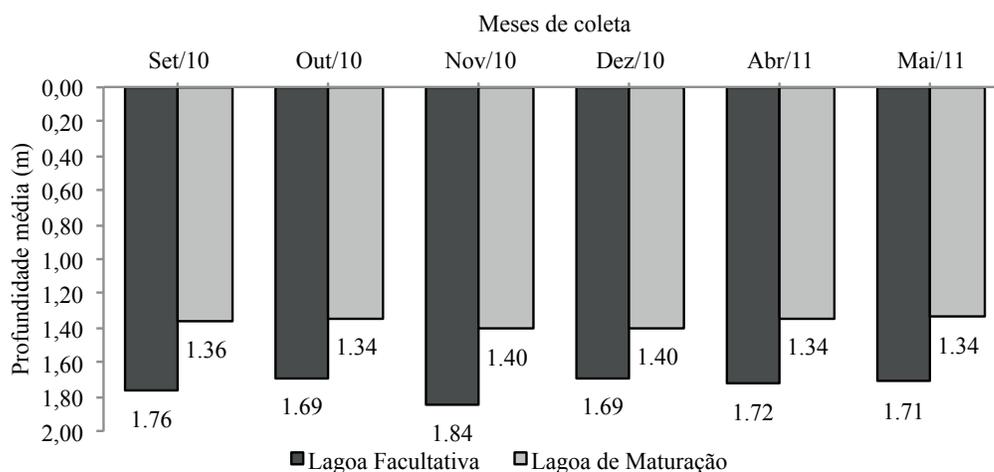


Figura 5 | Profundidade média da lagoa facultativa e da lagoa de maturação do módulo A da ETE de Trindade durante o período de estudo.

O TDH das lagoas foi bem superior àqueles do projeto. A lagoa anaeróbia teve o TDH variando de 3.0 a 7.1 dias com média de 4.4 dias; a lagoa facultativa de 9.2 a 21.7 dias com média de 13.6 dias e a de maturação de 3.7 a 8.9 dias com média de 5.6 dias. O TDH do módulo A da ETE de Trindade variou de 15.9 a 37.7 dias. O TDH total aumentou cerca de 8 dias no período chuvoso em relação ao período de seca (Tabela 2).

Tabela 2 | Variação do TDH (dias) do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.

Lagoa	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Seca	Chuva
Anaeróbia	4.1	7.1	3.7	4.6	3.0	3.8	3.6 ± 0.6	5.1 ± 2.0
Facultativa	13.1	21.7	12.1	13.9	9.2	11.9	11.4 ± 2.3	15.9 ± 5.8
Maturação	5.2	8.9	4.8	6.0	3.7	4.8	4.6 ± 0.9	6.6 ± 2.4
Total	22.5	37.7	20.5	24.4	15.9	20.5	19.6 ± 3.8	27.6 ± 10.2

Composição do afluente bruto

Em out/10 registrou-se o maior valor de temperatura (28.4°C), e também a menor concentração de OD (0.15 mg·L⁻¹). Nov/10 foi o mês com o menor valor de temperatura (25.7°C) e consequentemente com maior concentração de OD (5.49 mg·L⁻¹) (Tabela 3). Entretanto, nos períodos de seca a temperatura foi maior (27.4°C) e a concentração de OD foi menor (0.27 mg·L⁻¹), e nos períodos de chuva a temperatura foi menor (26.9°C) e a concentração de OD foi maior (3.37 mg·L⁻¹).

Tabela 3 | Composição do esgoto na entrada do módulo A da ETE de Trindade, durante o período de estudo.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
Horário (h)	08:20	08:40	08:30	08:13	08:30	08:30	08:27 ± 00:07
Temp. (°C)	28.3	28.4	25.7	26.6	27.3	26.6	27.2 ± 0.8
OD (mg·L ⁻¹)	0.32	0.15	5.49	4.47	0.19	0.30	1.82 ± 1.98
pH	7.4	7.3	7.3	7.4	7.1	7.4	7.3 ± 0.1
CND (μS·cm ⁻¹)	883.0	739.5	335.3	444.0	655.0	750.1	634.5 ± 164.9
SST (mg·L ⁻¹)	306.7	160.0	78.7	54.7	-	240.0	168.0 ± 93.3
SSF (mg·L ⁻¹)	36.7	21.0	28.0	11.3	-	37.3	26.9 ± 9.6
SSV (mg·L ⁻¹)	270.0	139.0	50.7	43.3	-	202.7	141.1 ± 85.6
DBO (mg·L ⁻¹)	262.5	245.3	109.5	93.0	189.0	513.0	235.4 ± 122.0
DQO (mg·L ⁻¹)	747.0	534.3	167.5	167.3	484.0	620.0	453.4 ± 191.0
NH ₄ ⁺ (mg·L ⁻¹)	18.0	17.3	5.2	8.2	18.7	22.6	15.0 ± 5.4
NO ₃ ⁻ (mg·L ⁻¹)	-	2.20	3.35	3.83	1.68	2.33	2.70 ± 0.88
PT (mg·L ⁻¹)	10.1	7.6	1.9	2.2	7.8	8.9	6.4 ± 2.8
PO ₄ ⁻³ (mg·L ⁻¹)	3.0	2.8	1.5	1.6	4.0	4.5	2.9 ± 1.0

Temp: temperatura do esgoto; OD: Oxigênio Dissolvido; pH: Potencial Hidrogeniônico; CND: Condutividade elétrica do esgoto; SST: Sólidos Suspensos Totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: sólidos suspensos fixos; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; NH₄⁺: amônia; NO₃⁻: nitrato; PT: Fósforo Total; PO₄⁻³: ortofosfato.

O pH variou entre 7.1 em abr/11 e 7.4 em set/10, dez/10 e mai/11. Os maiores valores no esgoto bruto de CND, SST, SSV, NH₄⁺, PT, DBO e DQO foram em setembro e maio, e menores em novembro e dezembro, provavelmente por conta ausência de precipitação, com exceção do NO₃⁻ (Tabela 3). Em relação a razão DQO/DBO, o esgoto bruto apresentou média de 2.0.

Efluente da lagoa anaeróbia

A temperatura do efluente da lagoa anaeróbia (ANA) foi maior em out/10 e dez/10 (27.5 e 27.3°C, respectivamente) e menor em set/10 e mai/11 (25.2 e 24.7°C, respectivamente). O OD variou entre 0.12 mg·L⁻¹ (out/10) a 0.26 mg·L⁻¹ (set/10). O pH variou entre 6.8 (set/10) a 7.2 (dez/10). Na Tabela 4 podem ser observadas outras características da ANA.

Os valores de CND, PO₄⁻³ e DQO foram diminuindo de acordo com o aumento da precipitação, com exceção de dezembro que houve um pequeno aumento em relação a novembro. Este aumento pode estar relacionado com a formação de uma camada de lodo na margem da lagoa. Os valores de SST, SSV, NO₃⁻ e PT, foram maiores nos meses de setembro e outubro e menores em novembro e dezembro, provavelmente por razão da diluição exercida pela chuva. Os valores de SSF e NH₄⁺ responderam de forma diferente a diluição exercida pela precipitação e oscilaram para mais ou para menos nos meses de coleta (Tabela 4).

Tabela 4 | Composição do efluente da lagoa anaeróbia da ETE Trindade, no período de estudo.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
Horário (h)	08:32	08:55	08:52	08:40	08:43	08:41	08:44 ± 00:07
Temp (°C)	25.2	27.5	26.7	27.3	25.9	24.7	26.2 ± 0.9
OD (mg·L ⁻¹)	0.26	0.12	0.15	0.18	0.16	0.21	0.18 ± 0.04
pH	6.8	7.0	7.1	7.2	7.0	7.0	7.0 ± 0.1
CND (μS·cm ⁻¹)	1424.0	1102.0	776.4	936.3	1068.0	1085.0	1065.3 ± 171.8
SST (mg·L ⁻¹)	160.0	100.0	99.0	80.0	-	84.0	104.6 ± 28.2
SSF (mg·L ⁻¹)	15.7	6.0	12.0	5.0	-	11.0	9.9 ± 3.9
SSV (mg·L ⁻¹)	144.3	94.0	87.0	75.0	-	73.0	94.7 ± 25.5
DBO (mg·L ⁻¹)	168.0	208.7	144.6	84.0	154.2	279.6	173.4 ± 52.8
DQO (mg·L ⁻¹)	586.7	515.3	346.6	360.0	374.0	475.0	442.9 ± 78.3
NH ₄ ⁺ (mg·L ⁻¹)	15.3	19.3	10.8	14.3	16.4	16.5	15.4 ± 2.3
NO ₃ ⁻ (mg·L ⁻¹)	-	2.31	1.73	1.43	1.83	2.33	1.93 ± 0.34
PT (mg·L ⁻¹)	7.3	6.4	4.9	4.7	5.6	6.4	5.9 ± 0.8
PO ₄ ⁻³ (mg·L ⁻¹)	3.0	2.7	2.3	2.6	4.3	4.2	3.2 ± 0.7

Temp: temperatura do esgoto; OD: Oxigênio Dissolvido; pH: Potencial Hidrogeniônico; CND: Condutividade elétrica do esgoto; SST: Sólidos Suspensos Totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: sólidos suspensos fixos; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; NH₄⁺: amônia; NO₃⁻: nitrato; PT: Fósforo Total; PO₄⁻³: ortofosfato;

As concentrações da DBO diminuíram periodicamente (168.0, 144.6 e 84.0 mg·L⁻¹) com exceção de outubro (208.7 mg·L⁻¹) que houve um pequeno aumento em relação a setembro (168.0 mg·L⁻¹). Este aumento está, provavelmente, relacionado com as primeiras chuvas que carrou a maioria das partículas do afluente para dentro da lagoa. No início do período seco (abril e maio de 2011) a concentração voltou a aumentar (154.2 e 279.6 mg·L⁻¹) (Tabela 4).

Efluente da lagoa facultativa

Assim como a lagoa anaeróbia, a lagoa facultativa (FAC) também sofreu variações por conta da precipitação. A variável que mais se destacou nesta lagoa foi o oxigênio dissolvido que se manteve praticamente anóxico, com exceção de out/10 e mai/11 (5.83 e 5.03 mg·L⁻¹, respectivamente) (Tabela 5).

A temperatura foi menor em mai/11 (23.1°C) e maior em out/10 (27.2°C). O pH desta lagoa manteve-se praticamente neutro durante o período estudado, que oscilou de 7.1 (set/10) a 7.8 (out/10). Em relação às outras variáveis foi possível perceber que foram maiores na estação de seca, e menores na estação chuvosa.

A maior concentração de clorofila *a* foi registrada em mai/11 (2802.67 μg·L⁻¹) e menor em out/10 (511.28 μg·L⁻¹). As concentrações de amônia e ortofosfato foram crescentes de nov/10 a abr/11.

Tabela 5 | Composição do efluente da lagoa facultativa da ETE Trindade, no período de estudo.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
Horário (h)	08:42	09:08	09:01	08:49	08:52	08:49	8:53 ± 00:09
Temp (°C)	24.5	27.2	26.6	27.1	25.6	23.1	25.7 ± 1.3
OD (mg·L ⁻¹)	1.82	5.83	0.62	0.41	0.24	5.03	2.32 ± 1.99
pH	7.1	7.8	7.5	7.5	7.3	7.5	7.5 ± 0.2
CND (μS·cm ⁻¹)	1333.0	1049.0	749.2	853.0	1008.0	942.1	989.0 ± 160.2
SST (mg·L ⁻¹)	154.0	210.0	162.7	119.0	-	195.0	168.1 ± 31.4
SSF (mg·L ⁻¹)	10.0	16.0	14.7	9.0	-	13.0	12.5 ± 2.6
SSV (mg·L ⁻¹)	144.0	194.0	148.0	110.0	-	182.0	155.6 ± 29.2
DBO (mg·L ⁻¹)	25.8	44.7	43.8	27.6	38.8	91.5	45.4 ± 19.2
DQO (mg·L ⁻¹)	495.3	487.0	362.0	279.3	309.0	426.0	393.1 ± 72.8
NH ₄ ⁺ (mg·L ⁻¹)	11.4	10.2	7.0	8.7	10.2	11.8	9.9 ± 1.4
NO ₃ ⁻ (mg·L ⁻¹)	-	1.17	1.07	0.94	0.96	1.17	1.06 ± 0.10
PT (mg·L ⁻¹)	5.3	5.0	4.0	3.9	5.0	5.3	4.7 ± 0.5
PO ₄ ⁻³ (mg·L ⁻¹)	0.7	0.4	1.7	1.9	2.8	2.7	1.7 ± 0.8
Cl _a (μg·L ⁻¹)	561.09	511.28	1487.57	1662.68	1351.62	2802.67	1396.15 ± 673.27

Efluente da lagoa de maturação

A temperatura foi menor em mai/11 (22.8°C) e maior em out/10 (27.6°C). O pH desta lagoa manteve-se praticamente neutro (com exceção de out/10- 8.1) porém com uma média maior (7.7) que da lagoa facultativa (7.5) (Tabela 6).

Tabela 6 | Composição do efluente da lagoa de maturação. (-) sem dados.

	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
Horário (h)	08:50	09:13	09:16	08:56	09:04	08:57	9:02 ± 00:08
Temp (°C)	23.6	27.6	26.1	26.6	25.3	22.8	25.3 ± 1.5
OD (mg·L ⁻¹)	7.60	13.60	3.14	5.39	1.10	7.10	6.32 ± 3.46
pH	7.4	8.1	7.7	7.8	7.5	7.9	7.7 ± 0.2
CND (μS·cm ⁻¹)	1353.0	1079.0	738.5	770.8	861.8	949.2	958.7 ± 183.6
SS (mg·L ⁻¹)	183.5	166.0	142.7	111.0	-	74.0	135.4 ± 38.4
SSF (mg·L ⁻¹)	15.3	16.0	13.3	7.0	-	9.5	12.2 ± 3.4
SSV (mg·L ⁻¹)	168.2	150.0	129.3	104.0	-	64.5	123.2 ± 35.6
DBO (mg·L ⁻¹)	21.0	38.1	26.3	24.0	23.0	54.8	31.2 ± 10.4

Tabela 6 | (Continuação) Composição do efluente da lagoa de maturação. (-) sem dados.

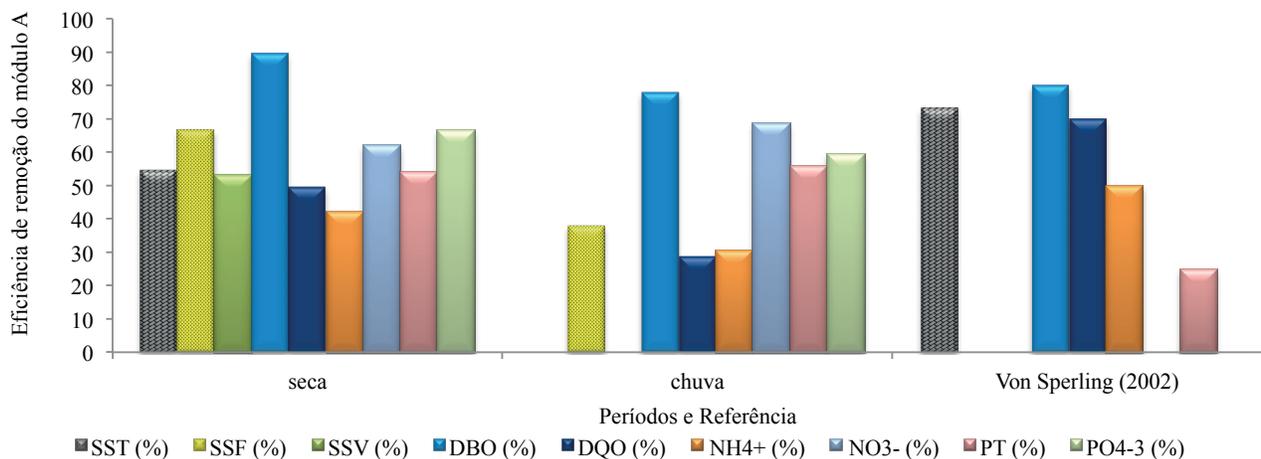
	Set/10	Out/10	Nov/10	Dez/10	Abr/11	Mai/11	Média
DQO (mg.L ⁻¹)	416.3	377.7	313.0	265.3	231.0	288.0	315.2 ± 56.0
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	13.2	10.0	5.4	6.6	9.8	11.0	9.3 ± 2.3
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	0.92	1.08	0.77	0.65	0.87	0.86 ± 0.14
PT (mg.L ⁻¹)	4.0	3.4	2.8	2.6	4.3	3.7	3.5 ± 0.5
PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	0.5	0.3	0.3	1.5	2.3	1.2	1.0 ± 0.6
Cla (µg.L ⁻¹)	1285.33	313.43	1803.78	2567.80	1094.70	953.57	1336.43 ± 618,64

A concentração de oxigênio dissolvido variou de 1.10 (abr/11) a 13.60 mg·L⁻¹ (out/10) e obteve uma média de 6.32 mg·L⁻¹, que foi bem maior que a lagoa facultativa (2.32 mg·L⁻¹), porém a lagoa facultativa possui uma média de clorofila *a* (1396.15 µg·L⁻¹) maior que a da lagoa de maturação (1336.43 µg·L⁻¹).

A concentração da DQO registrada na saída da lagoa de maturação foi maior em set/10 (416.3 mg·L⁻¹) e a menor em abr/11 (231.0 mg·L⁻¹) (Tabela 6). Em out/10 e mai/11 quando foram registrados os maiores valores de pH (8.1 e 7.9) também se registraram as maiores concentrações de DBO (38.1 e 54.8 mg·L⁻¹).

Eficiência do módulo A e das lagoas de estabilização

Os meses com maior eficiência de remoção são resultantes do período de seca, quando o efluente é mais concentrado, mantendo a vazão do projeto e o tempo de detenção hidráulico adequado. Durante o período de seca, o módulo A apresentou, em média, maior eficiência de remoção da DBO (90%) e do PO₄⁻³ (67%) e menor eficiência de remoção da NH₄⁺ (42%), entretanto no período chuvoso, a maior eficiência de remoção foi de NO₃⁻ (69%) e DBO (78%), e a menor foi de DQO (10%) e PT (19%). De acordo com Von Sperling (2002) a eficiência de remoção de DBO esteve dentro do esperado apenas no período seco. Não houve remoção de SST e SSV no período chuvoso. Em média, o sistema apresentou melhor eficiência de remoção da DBO e pior da NH₄⁺ e DQO (Figura 6).

**Figura 6** | Eficiência de remoção (%) do módulo A durante o período seco e chuvoso.

Em setembro e outubro a lagoa anaeróbia removeu mais SST, em novembro e dezembro removeu mais NO₃⁻ e SSF, e em abril e maio removeu mais PT. A lagoa facultativa, em setembro e outubro, apresentou boa eficiência na remoção de PO₄⁻³ (75.5 e

87.0%) e DBO (84.6 e 78.6%) em relação às outras variáveis analisadas. Em novembro, dezembro, abril e maio, a lagoa removeu mais NH_4^+ e DBO. No geral a lagoa de maturação removeu mais PT do que as outras lagoas (Figura 7).

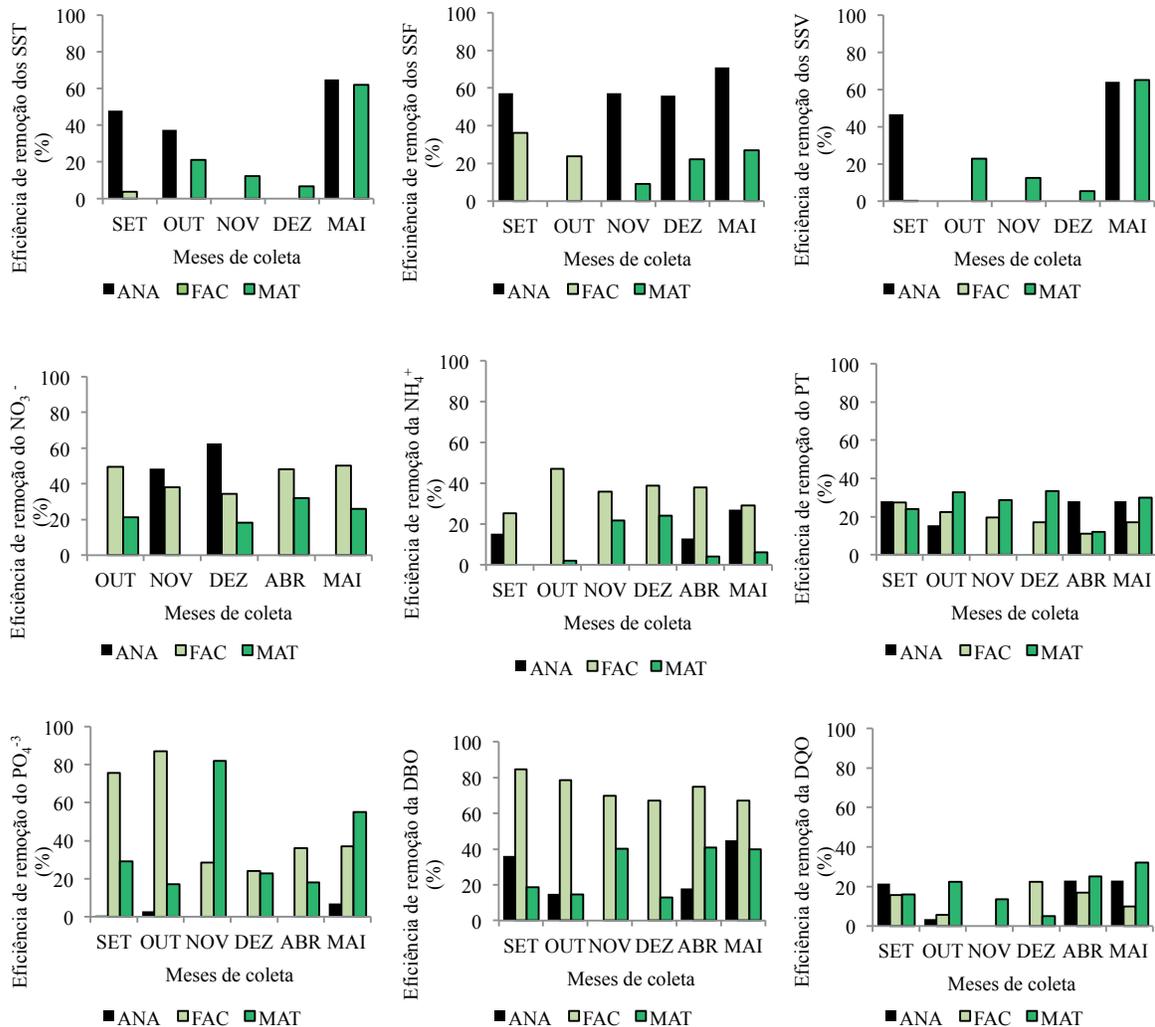


Figura 7 | Eficiência de remoção (%) da lagoa anaeróbia (ANA), facultativa (FAC) e de maturação (MAT), durante o período estudado.

Das lagoas estudadas, a lagoa anaeróbia foi mais eficiente na remoção de SS, SSF e SSV (30, 48 e 22%), a lagoa facultativa na remoção de NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{-3} e DBO (44, 36, 48 e 74%), e a lagoa de maturação na remoção de PT e DQO (27 e 19%) (Tabela 7).

Tabela 7 | Valores médios da eficiência de remoção (%) registrados na lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação do módulo A da ETE de Trindade durante o período estudado.

Lagoa	NO_3^-	NH_4^+	PT	PO_4^{-3}	DBO	DQO	SS	SSF	SSV
Anaeróbia	22	09	17	02	19	12	30	48	22
Facultativa	44	36	19	48	74	12	01	12	00
Maturação	19	10	27	37	28	19	20	12	21

Análise de componentes principais

De acordo com a Figura 8 os dois primeiros componentes principais explicaram 66,6% da variabilidade total dos dados, sendo que as variáveis que correlacionaram com o primeiro eixo 1 foram: OD, pH, PO_4^{-3} , PT, NH_4^+ , DQO, Cla e SST; e com o eixo 2: CND, DBO, SST e SSV. A Análise de Componentes Principais (ACP) indicou que existiram agrupamentos entre o afluente bruto e a lagoa anaeróbia (grupo I), e entre a lagoa facultativa e a de maturação (grupo II), ou seja, houve variação espacial. É notável também que o afluente bruto em nov/10 e dez/10 formou um grupo separado (grupo III), isto porque nestes meses o AFB sofreu diluição bastante significativa caracterizando-o como se fosse outro ambiente. O grupo I foi influenciado pelos valores de PO_4^{-3} , DBO, NH_4^+ , PT e DQO, porém, o grupo II foi influenciado pela clorofila a (Cla), pH, e OD. Estes parâmetros foram separados justamente por causa da concentração, uma vez que no afluente bruto e na lagoa anaeróbia encontraram-se as maiores concentrações de nutrientes, DBO e DQO; e na lagoa facultativa e de maturação encontraram-se as maiores concentrações de OD, Cla e pH, caracterizando o processo gradativo de tratamento do esgoto em lagoas de estabilização do tipo Australiana.

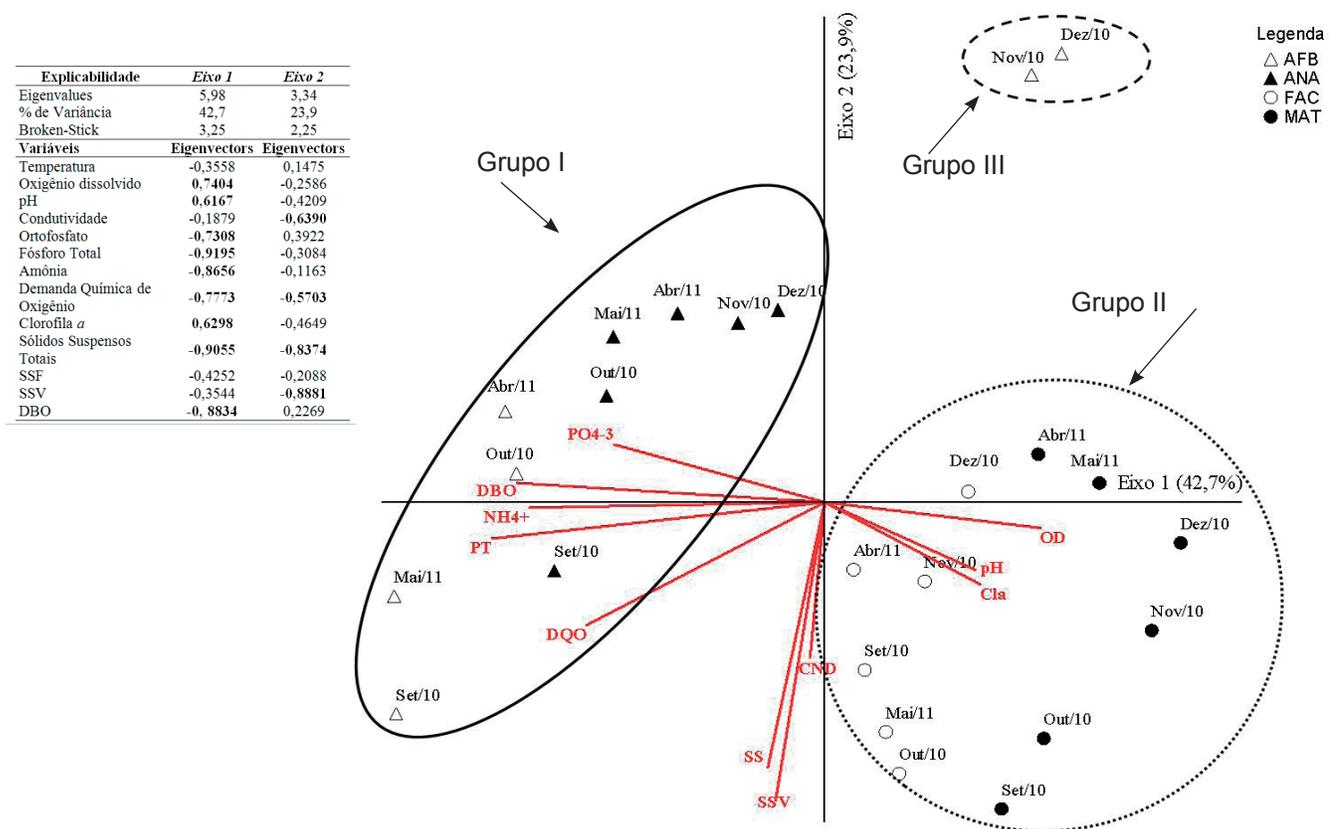


Figura 8 | Escores derivados da ACP aplicados aos dados ambientais. Os códigos são: CND - Condutividade elétrica; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; Cla – clorofila a ; SS – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; OD - Oxigênio Dissolvido; pH - potencial hidrogeniônico; PO_4^{-3} - Ortofosfato; PT - Fósforo Total; NH_4^+ - Amônia.

DISCUSSÃO

As vazões estiveram bem abaixo da capacidade média projetada ($Q_{\text{méd.projeto}} = 242,38 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$) para final de plano, que foi em 2011. Entretanto, atualmente o sistema trata entre 14 e 34% da capacidade máxima ($Q_{\text{máx.projeto}} = 346,33 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$). Assim pode-se concluir que este sistema suportaria crescimento populacional e/ou maiores números de ligações de esgoto à ETE. É importante destacar que

esta ETE foi projetada para uma população de final de plano de 71478 habitantes e segundo SNIS (2008) a população em Trindade é de 102870 habitantes, e mesmo assim a ETE não atingiu a vazão máxima.

Ao comparar vazão média da ETE de Trindade e precipitação mensal, pode-se perceber que não houve proporcionalidade em out/10 por conta do sistema de bombas da ETE Bruacas ter ficado inoperante por algum tempo, e em nov/10 quando houve um pico de vazão provavelmente por conta da inicialização dos lançamentos de esgoto das fontes poluidoras clandestinas (inclusive de caminhões tanque) que continuou possivelmente até mai/11, tanto é que mai/11 apresentou DBO duas vezes maior que a de set/10 (mês de seca).

O aumento da profundidade na lagoa facultativa e de maturação no mês de nov/10 e dez/10 foi devido à própria estrutura do módulo A. Com os altos níveis de precipitação, aumento da vazão e como a área da tubulação que recebe o esgoto é maior que a área da comporta que lança o esgoto, as lagoas não conseguiram manter a mesma vazão de entrada e saída.

Martins (2003) também registrou variações de profundidades nas lagoas de estabilização da ETE Parque Atheneu (GO) e explicou que esta variação está ligada a precipitação e talvez ao lançamento clandestino de águas pluviais aos esgotos sanitários.

Shammas *et al.* (2009) salientam que a perda de água da lagoa pela evaporação, normalmente é insignificante, exceto em lugares com clima quente e seco, como é o caso de Trindade. Segundo este autor a taxa de evaporação varia com temperatura, pressão barométrica, velocidade dos ventos e o teor de sal contido na água.

Segundo Von Sperling (2002) a lagoa anaeróbia e de maturação deve ter o TDH entre 3 e 6 dias e a facultativa entre 15 e 45 dias, portanto, a lagoa anaeróbia e de maturação do módulo A da ETE de Trindade esteve com a média dentro do limite, e a lagoa facultativa esteve com a média um pouco abaixo do limite.

Segundo Gurung *et al.* (2006), durante os períodos de intensa precipitação o TDH é menor, e conseqüentemente, há maior escoamento da água e aumento na diluição dos nutrientes, como é percebível nos resultados apresentados. Entretanto, no módulo A o TDH foi maior no período chuvoso devido ao aumento da profundidade. Silveira *et al.* (2002) discutiram a biomassa fitoplanctônica em dois lagos rasos e mesotróficos, no México, e concluíram que longos períodos de detenção resultam no aumento da concentração de nutrientes e conseqüentemente da biomassa fitoplanctônica.

De acordo com Von Sperling (1996; 2002) a faixa média de PT e NH_4^+ para esgoto bruto variam de 4 a 15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e 20 a 25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Portanto, o esgoto bruto apresentou concentrações de PT dentro da faixa típica com média de 6.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e a amônia apresentou concentrações abaixo da faixa típica com média de 15.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Em relação à carga da matéria orgânica, o esgoto bruto da ETE Trindade pode ser classificado como médio. De acordo com Jordão e Pessôa (1995), o esgoto é classificado como médio quando apresenta DBO entre 100 e 300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Segundo estes mesmos autores, PT e NH_4^+ estiveram na faixa caracterizada como fraco (10 e 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente). O nitrato esteve bem acima da faixa caracterizada como forte (0.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

A razão DQO/DBO do esgoto bruto apresentou média de 2.0, o que é o limite máximo aceitável para tratamento biológico segundo Braile e Cavalcante (1993), porém se analisarmos cada mês este limite foi ultrapassado em set/10, out/10 e abr/11 (2.8, 2.2 e 2.6, respectivamente) o que indica a presença de matéria orgânica não biodegradável podendo inviabilizar tratamento biológico.

A concentração de DQO esteve na faixa típica dos esgotos sanitários durante todo o período analisado, que varia de 450 a 800 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Von Sperling, 2005), com exceção de nov/10 e dez/10, pois são os meses com maiores níveis de precipitação. Segundo a classificação do mesmo autor, as concentrações do SST, SSF e SSV estiveram abaixo da faixa típica para esgotos sanitários, que varia de 350, 80 e 320 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pois apresentaram média de 168, 27 e 141 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente, e o pH esteve dentro da faixa típica mais comum dos esgotos sanitários, que varia de 6,7 a 8,0. Valores de temperatura do esgoto bruto foram semelhantes àqueles registrados na ETE Novo Horizonte (26.9 a 30.6°C), em São Paulo (Falco, 2005).

Assim como a lagoa anaeróbia, a lagoa facultativa também sofreu variações por conta da precipitação. A variável que mais se destacou nesta lagoa foi o oxigênio dissolvido que se manteve praticamente anóxico. Provavelmente as altas taxas de clorofila *a* (biomassa algal) proporcionaram este resultado causando efeitos negativos no balanço do oxigênio: à noite estas algas respiram consumindo grande quantidade do oxigênio dissolvido, e as algas que morrem também consomem oxigênio na própria deterioração feita pelas bactérias (Friedler *et al.*, 2003).

Altos valores de CND são comuns em lagoas de estabilização por conta da estabilização da matéria orgânica que libera substâncias inorgânicas responsáveis por elevar a condutividade elétrica da água (Gomes, 2002). Os valores encontrados no módulo A da ETE Trindade variaram de $1424 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na lagoa anaeróbia (set/10) a $335,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no afluente bruto (nov/10).

Granado (2004) registrou valores semelhantes de ortofosfato na ETE de Novo Horizonte (SP), sendo o valor máximo encontrado de $2,97 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Von Sperling e Oliveira (2009) estudaram a qualidade de 166 ETE, dentre elas estão as do modelo Australiano com uma lagoa anaeróbia e uma facultativa. Os valores que estes autores encontraram pra este sistema variaram, respectivamente, entre 54 a $133 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para DBO, 213 a $421 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para DQO, 80 a $236 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para SST, 4 a $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para PT. A lagoa facultativa do módulo A da ETE Trindade lançou em média $45,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de DBO abaixo da faixa que os autores supracitados citaram, já as variáveis DQO, SST e PT se encaixaram dentro desta faixa.

Segundo Reynolds (2006), as cianobactérias contribuem menos com a clorofila *a* em relação às diatomáceas, Chlorophyta e especialmente com as Euglenophyta. Entretanto, nos meses com maior valor de clorofila *a* pode ter existido o predomínio de Chlorophytas e de seres euglenóides por possuírem biovolumes maiores.

A concentração de DQO registrada na saída da lagoa de maturação está acima da faixa típica, que varia de 100 a $180 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para sistemas de tratamento do tipo Australiano sem aeração, e a DBO encontra-se abaixo da faixa, que varia de 40 - $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Von Sperling, 2002).

A variação do pH pode estar relacionada com a oxidação da matéria orgânica ($r=0,68$). Em out/10 e mai/11 quando foram registrados os maiores valores de pH ($8,1$ e $7,9$) também presenciou as maiores concentrações de DBO ($38,1$ e $54,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Botelho, Von Sperling e Chernicharo (1997) também encontraram resultados semelhantes na lagoa de maturação da ETE Nova Vista (MG). Estes mesmos autores também verificaram resultados de OD semelhantes ao da ETE Trindade que variaram de $1,10$ (abr/11) a $13,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (out/10), já os da ETE Nova Vista variaram de $0,0$ a $17,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, no período da manhã.

A menor concentração de clorofila *a* na lagoa de maturação foi registrada em out/10 ($313,43 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e também os maiores valores de pH ($8,1$) e OD ($13,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Este processo pode estar relacionado com a fotossíntese e a temperatura da água ($27,6 \text{ }^\circ\text{C}$), pois para a produção de oxigênio as algas consomem dióxido de carbono do meio, que geralmente está na forma de íon bicarbonato (HCO_3^-) devido ao pH ($>7,5$), e libera oxigênio, com isso o pH se eleva, entretanto, com o aumento da temperatura da água o metabolismo das algas ficou mais acelerado e essa etapa ocorreu mais rapidamente (Kalff, 2002; Reynolds, 2006).

Em uma lagoa de maturação a assimilação da amônia pelas algas é pouco importante caso deseje atingir elevados percentuais de remoção (Von Sperling, 2002). Esta remoção é feita principalmente pelos altos valores de pH (geralmente >9), por volatilização da amônia. Durante o estudo não foram registrados tais valores de pH, o que indica que a lagoa de maturação removeu amônia, principalmente, pela assimilação com as algas e com a conversão em nitrato. Este processo pode ser observado na Figura 7, quando a lagoa de maturação removeu menos amônia (out/10, abr/11 e mai/11) e houve maior remoção de nitrato. Picot *et al.* (1992) salientam que a redução nas concentrações de nitrogênio amoniacal na superfície das lagoas de estabilização está relacionada com a assimilação da NH_4^+ pelo fitoplâncton.

O desempenho e a eficiência de qualquer lagoa de estabilização podem ser avaliados pela quantidade da DBO resultante no efluente (Jordão e Pessôa, 1995).

Dentro dos limites estabelecidos por Von Sperling (2002) apenas PT e DBO estiverem dentro da faixa e NH_4^+ , DQO e SST estiveram abaixo da faixa. Mota e Von Sperling (2009) explicam testes com lagoas de $0,5$ e $1,0$ m de profundidades e sugerem lagoas de maturação bastantes rasas para ter melhor desempenho na remoção de amônia.

O módulo A apresentou uma média de remoção de DQO de 45% , e Silva *et al.* (2009) analisaram quatro lagoas de estabilização no Estado de Goiás, sendo duas do tipo Australiano que apresentaram eficiência de remoção de DQO variando de 54 a 55% e duas do tipo aerada, que apresentaram eficiência variando de 52 a 64% , ou seja, ambas também estavam fora da faixa de típica sugerida por Von Sperling (2002), que varia de 73 a 83% .

A baixa eficiência de remoção de sólidos na lagoa facultativa pode estar ligada ao crescimento intensivo das algas devido à alta disponibilidade de nutrientes, tanto é que a maior remoção de nitrato, amônia e ortofosfato ocorreram na lagoa facultativa.

Resultados semelhantes têm sido encontrados por Pearson *et al.* (1995). A lagoa facultativa apresentou maior média de clorofila *a* do que a maturação, porém de acordo com Mara (2005) a concentração de clorofila *a* em lagoas facultativas depende da carga orgânica e temperatura, e varia de 500 a 2000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Segundo Metcalf e Eddy (1995), as lagoas anaeróbias podem atingir eficiência de remoção de DBO superior a 70%, e em condições ótimas acima de 85%. Em nenhum momento foi registrado tal eficiência na lagoa anaeróbia durante o período estudado, portanto a lagoa foi dimensionada para ter eficiência de 50%, o que também não ocorreu, porém a diluição do afluente bruto pela precipitação pode justificar este resultado.

Pode-se perceber, também, que a lagoa facultativa apresentou melhor eficiência na remoção de DBO em relação a lagoa anaeróbia, o que não é comum. Isto pode ter acontecido pela combinação da lagoa facultativa ter apresentado profundidade maior daquela utilizada no projeto e por ter OD baixo, funcionando como se fosse lagoa anaeróbia. Esta lagoa removeu também mais NH_4^+ . Pano e Middlebrooks (1982) comentam 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 a remoção de amônia. A amônia pode também interferir nas taxas fotossintéticas das algas (Bitton, 2005).

Considerando que a característica do efluente lançado no córrego receptor é o mesmo que sai da lagoa de maturação do módulo A, e de acordo com a Resolução n°357/05 (Conama, 2008) e o decreto n°1745/79 (córrego Barro Preto é de classe 2), o efluente se enquadra em quase todas as características estabelecidas pelas normas. As variáveis PT e *Cl_a* estiveram muito acima dos limites estabelecidos para qualidade da água do corpo receptor (0.05 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente). Apenas em nov/10 e abr/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) 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. A ETE de Trindade se encaixa em ambas as possibilidades.

A ACP evidenciou correlação inversa entre os nutrientes PO_4^{3-} , PT, NH_4^+ e as variáveis OD, pH e *Cl_a*. Porém, a comunidade fitoplanctônica foi responsável pelo aumento do OD e conseqüentemente do pH pelo processo provocado pela a fotossíntese e também pela redução dos nutrientes que são consumidos nos processo metabólicos das algas. Miwa *et al.* (2007) também encontraram correlação inversa entre nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido em lagoas de estabilização da ETE Cajati. Em geral, as concentrações foram mais baixas nos meses chuvosos do que nos secos, porque houve diluição devido à infiltração de pluviais na rede de drenagem. A infiltração de pluviais também contribuiu para baixar as concentrações afluentes nos meses chuvosos como pode ser observado pelo grupo III da ACP.

CONCLUSÕES

A sazonalidade influenciou na profundidade da lagoa facultativa e de maturação e aumentou conseqüentemente o tempo de detenção hidráulico (TDH), mesmo assim a lagoa facultativa apresentou TDH abaixo da faixa típica, portanto é evidente que estudos de sazonalidade sejam considerados no dimensionamento de uma estação de tratamento de esgotos a fim de evitar futuros problemas com enchentes.

A lagoa facultativa apresentou concentrações de OD muito baixas e o módulo A apresentou deficiência na remoção de DQO e ótima eficiência na remoção de DBO.

As concentrações de PT, NH_4^+ e *Cl_a* que o módulo A da ETE de Trindade lançou ao corpo receptor esteve muito acima dos limites estabelecidos pela resolução 357 do CONAMA. Apenas em nov/10 e abr/11 o OD esteve abaixo dos limites estabelecidos.

A Análise de Componentes Principais (ACP) mostrou ser uma excelente ferramenta para o monitoramento de lagoas de estabilização e evidenciou a correlação inversa entre os nutrientes PO_4^{3-} , PT, NH_4^+ e as variáveis OD, pH e *Cl_a*, o que indica a remoção destes nutrientes pelas algas. Mostrou também que a sazonalidade influenciou na eficiência de remoção das variáveis físico-químicas e biológicas.

REFERÊNCIAS

- 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. 2005. *Wastewater Microbiology*. 3. ed. Wiley: New York, USA. doi:10.1002/0471717967
- Botelho, P.M.D.A., Von Sperling, M., Chernicharo, C.A.D.L. 1997. Avaliação dos dados físico-químicos e fitoplâncton da lagoa de maturação em escala piloto da ETE Nova Vista - Itabira - MG. *Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil, I-120, 681-690.
- Braile, P.M., Cavalcanti, J.E. 1993. *Manual de tratamento de águas residuárias*. Cetesb: São Paulo, Brasil.
- Brasil, Ministerio do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*, 1(92), 89-91.2011.
- 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.
- Falco, P.B. 2005. *Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal*. Tese de Doutorado - Escola de Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, Brasil. doi:10.11606/t.18.2005.tde-20042006-081717
- Friedler, E., Juanico, M., Shelef, G. 2003. Simulation model of wastewater stabilization reservoirs. *Ecological Engineering*, 20(2), 121-145. doi:10.1016/S0925-8574(03)00009-0.
- Gomes, J.L.C.S. 2002. *Estudo comparativo entre oito sistemas de lagoas de estabilização da região noroeste do Estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, Brasil.
- Granado, D.C. 2004. *Variação nictemeral e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte)*. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, Brasil.
- Gurung, T.B., Dhakal, R.P., Bista, J.D. 2006. Phytoplankton primary production, chlorophyll-a and nutrient concentrations in the water column of mountainous Lake Phewa, Nepal. *Lakes & Reservoirs and Management*, 11(3), 141-148. doi:10.1111/j.1440-1770.2006.00301.x
- Jordão, E.P., Pessôa, C. A. 1995. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4. ed. ABES: Rio de Janeiro, Brasil.
- Kalff, J. 2002. *Limnology*. Prentice Hall: Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Kellner, E., Moreira, J.F.V., Pires, E.C. 2009. Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teórica. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 14(1), 129-138. doi:10.1590/S1413-41522009000100014.
- Lau, P.S., Tam, N.F.Y., Wong, Y.S. 1995. Effect of Algal Density on Nutrient Removal from Primary Settled Wastewater. *Environmental Pollution*, 89(1), 59-66. doi:10.1016/0269-7491(94)00044-E.
- Mara, D. 2005. Pond process design – a practical guide. In: *Pond Treatment technology* (A. Shilton, Ed.). IWA Publishing: London, Seattle, UK, 168-187.
- Martins, N.R. 2003. *Dinâmica de algas e aspectos limnológicos em um sistema de lagoas de estabilização de esgotos sanitários em Goiânia-Goiás*. Dissertação de Mestrado - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia: Goiás, Brasil.

- Metcalf & Eddy. 1995. *Ingeniería Sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. Tradução de Juan de Dios Trillo Montsoriu; Nilo Lletjós Masó e Eloisa Estruch Soto. 2. ed. Labor. S.A.: Maracaibo, Venezuela.
- Miwa, A.C.P., Freire, R.H.F., Calijure, M.C. 2007. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo - Brasil). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2(2), 169-180. doi:10.1590/S1413-41522007000200008.
- Mota, F.S.B., Von Sperling, M. 2009. *Nutrientes de esgotos sanitário: utilização e remoção*. ABES: Rio De Janeiro, Brasil, v2, 428 p.
- Pano, A., Middlebrooks, E.J. 1982. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 54(4), 344-351.
- Pearson, H., Mara, D., Arridge, H. 1995. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilisation pond performance and efficiency. *Water Science and Technology*, 31(12), 129-139. doi:10.1016/0273-1223(95)00500-M
- Picot, B., Bahlaou, A., Moersidik, S., Baleux, B., Bontoux, J. 1992. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. *Water Science and Technology*, 25(12), 197-206.
- Reynolds, C.S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. 1. Ed, Cambridge University Press: New York, USA.
- SANEAGO. 2008. *Estação de Tratamento de Esgotos de Trindade: Dados Operacionais*. Goiânia: Goiás, Brasil, p. 1.
- SANEAGO. 2012. *Relação das ETEs monitoradas pelo laboratório*. SUSEI, Goiânia: Goiás, Brasil, p. 3-5.
- Shammas, N.K., Wang, L., Wu, Z. 2009. Waste Stabilization Ponds and Lagoons. In: *Handbook of Environmental Engineering: Biological Treatment Processes* (L. K., Wang, N.C. Pereira, Y-T., Hung, Ed.). The Humana Press: Totowa, New Jersey, USA, 315-370. doi:10.1007/978-1-60327-156-1_8
- Silva, M.F.D., Rocha, A.L.C.L., Santos, C.R.A., Magalhães, F.O.C., Nery, L.N.P. 2009. Avaliação de Lagoas de Estabilização do Estado de Goiás. *Anais do 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Set 20-25, Pernambuco, Brasil, p. 1-7.
- Silva, S.A., Oliveira, R.D. 2001. *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias*. Campina Grande: O Autor, 266 p.
- Silveira, J.A.H., Gomez, I.M., Colli, R. 2002. Trophic status based on nutrient concentration scales and primary producers community of tropical coastal lagoons influenced by groundwater discharges. *Hydrobiologia*, 475(1), 91-98. doi:10.1023/A:1020344721021.
- SNIS. 2008. Ministério das Cidades:Secretaria Nacional de Saneamento Nacional. *Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento*. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>. Acesso em: 30 maio 2011.
- Ter Braak, C.J.F. Ordination. In: Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge: Cambridge University, cap. 5, p. 91-173.
- Von Sperling, M. 1996. *Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Belo Horizonte: UFMG, 2, 1996. 211 p.
- Von Sperling, M. 2002. *Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 3, 2002. 196 p.
- Von Sperling, M. 2005. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Belo Horizonte: UFMG, v.1, 452 p.
- Von Sperling, M., Oliveira, S.C. 2009. Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil. *Water Science & Technology*, 59(1), 15-22. doi:10.2166/wst.2009.841.

