



VERIFICAÇÃO DA CONFORMIDADE DA QUALIDADE DO EFLUENTE DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE RIO VERDE – GO

DOI: 10.19177/rgsa.v8e12019814-831

**Victor Souza Medeiros¹; Bruno Botelho Saleh²
Ana Carolina Ribeiro Aguiar³; Cleidonaldo Silva Furquim Filho⁴;
Wellmo dos Santos Alves⁵; Rafael Abreu Miranda⁶; Davi Santiago Aquino⁷**

RESUMO

Sistemas de tratamento de esgotos constituídos por lagoas de estabilização são amplamente empregados no Brasil, devido ao clima favorável e disponibilidade de área para construção. Tais sistemas apresentam como vantagens: baixo requisito de mão de obra e reduzidos custo e manutenção. O presente trabalho apresenta a caracterização e verificação da conformidade com a resolução CONAMA nº 430/2011 do esgoto tratado da estação de tratamento de esgotos de Rio Verde – GO por meio da mensuração dos parâmetros de sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, pH, demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal e fósforo total. As mensurações abrangeram oito coletas realizadas entre maio de 2013 e agosto de 2014. Dos parâmetros analisados, a legislação reporta limites apenas para temperatura, pH e nitrogênio amoniacal, sendo que a estação de tratamento estudada apresentou conformidade com os parâmetros de temperatura e pH e não conformidade com nitrogênio amoniacal. Considerando os parâmetros analisados, ressalta-se a preocupação com o curso d'água receptor do efluente, que recebe elevadas cargas de matéria orgânica e fósforo.

Palavras-chave: Esgoto sanitário. Lagoas de estabilização. Conformidade.

¹ Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Graduado em Engenharia Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. E-mail: victor.s.medeiros@outlook.com

² Doutor em Fitotecnia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Professor efetivo do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. E-mail: bruno.saleh@ifgoiano.edu.br

³ Doutora em Química pela Universidade de São Paulo (USP - Campus Ribeirão Preto). Professora efetiva do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. E-mail: ana.carolina@ifgoiano.edu.br

⁴ Graduado em Engenharia Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano. E-mail: cleidonaldo@gmail.com

⁵ Mestre em Geografia pela Universidade Federal de Goiás (UFG – Campus Jataí). Graduado em Engenharia Agrônoma (Agronomia) pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. E-mail: wellmo.alves@ifgoiano.edu.br

⁶ Mestrando em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. Graduado em Engenharia Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. E-mail: ra.abreumiranda@gmail.com

⁷ Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Viçosa. Docente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Eunápolis. E-mail: davi.aquino@ifba.edu.br

1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes em corpos receptores resulta em grande interferência no equilíbrio ecológico do meio, principalmente pela quantidade de matéria orgânica, o que implica no consumo de oxigênio dissolvido por microrganismos na estabilização da matéria orgânica em suspensão e dissolvida (VON SPERLING, 2014). Estima-se que são geradas cerca de 9,1 mil toneladas de DBO/dia no Brasil e somente 42,6% da população urbana possui coleta e tratamento de esgotos (ANA, 2017).

A crescente preocupação em relação aos impactos ocasionados pelo despejo de esgoto *in natura* e tratado em corpos hídricos (DANIEL *et al.*, 2002; MARÇAL e SILVA, 2017; LIMA *et al.*, 2018; BU *et al.*, 2019), resultou em uma série de legislações ambientais, critérios, políticas e estudos das melhores condições de descarga e do local de despejo, de modo que os impactos sejam minimizados (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005).

Deste modo, foi estabelecida a resolução nº 430 de 2015 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que dispõe as condições, parâmetro, padrões e diretrizes para a gestão do lançamento de efluentes. Efluentes são despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos, os quais, após o lançamento em corpos d'água, não deverão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com o seu enquadramento, tendo em vista as metas estabelecidas (BRASIL, 2011).

Dentre as diversas tecnologias de tratamento de esgoto sanitário, as lagoas de estabilização são grandes bacias rasas cercadas por taludes de terra, onde os esgotos brutos são tratados por processos totalmente naturais envolvendo algas e bactérias. A taxa de oxidação lenta, resultando em tempos de detenção hidráulica (TDH) mais longos, da ordem de dias (MARA, 2004; VON SPERLING, 2014)

Esta tecnologia compreende um dos métodos mais importante de tratamento de esgoto em países subdesenvolvidos, como o Brasil, onde há disponibilidade de terra e a temperatura é mais favorável para o emprego deste método, além dos custos de instalação e operação de sistemas simplificados (MBURU *et al.*, 2013).

No Brasil, 44,3% das estações de tratamento de esgoto domésticos possuem alguma variante das tecnologias de lagoas de estabilização como forma principal ou

parcial do tratamento (1178 de 2657 unidades) que apresentam remoções de matéria orgânica entre 60 e maiores que 80% (ANA, 2017). Entretanto, os sistemas de lagoas de estabilização sofrem impactos sobre o desempenho pelo acúmulo de sólidos, floração de algas, flutuações de pH e fatores operacionais (TDH, irradiação solar, carga orgânica aplicada) (BOUZA-DEAÑO e SALAS-RODRÍGUEZ, 2013; SUTHERLAND *et al.*, 2014; OUEDRAOGO *et al.*, 2016; WALLACE *et al.*, 2016; COGGINS *et al.* 2017; RAGUSH *et al.*, 2017).

Pelas alterações no desempenho das lagoas de estabilização, da preocupação com os impactos ambientais resultantes do despejo de esgotos, do cumprimento da legislação ambiental e da necessidade de divulgação de dados confiáveis para a população residente no município de Rio Verde – GO a respeito do sistema de tratamento de esgotos do município, estudo ainda não realizado. O presente trabalho objetivou caracterizar o efluente tratado da estação de tratamento de esgotos (ETE) do município de Rio Verde – GO por meio dos parâmetros físico-químicos de sólidos totais dissolvidos, temperatura, pH, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal e fósforo total, com intuito de verificar sua conformidade com os padrões de lançamento estabelecidos pela resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011).



2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Rio Verde - GO possui população de 207.296 habitantes (IBGE, 2015) e dispõe atualmente de uma ETE em operação e outra em construção. Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o município dispunha de uma rede de esgoto de 252,1 km de extensão, atendendo 81.229 habitantes da população de 185.465 habitantes no ano de 2012, 43% da população, sendo coletado e tratado um volume de 4.648.980 m³ ano⁻¹ (SNIS, 2012).

A operação da ETE do município de Rio Verde teve início em 2001, projetada para vazão média de 256 L s⁻¹ de esgoto doméstico, registrando em 2015 uma vazão média de 175,01 L s⁻¹. A ETE de Rio Verde é composta por tratamento preliminar (gradeamento fino e caixa de areia) e tratamento secundário, com dois sistemas paralelos de lagoas de estabilização. Cada sistema de lagoas possui uma lagoa

anaeróbia, seguida por uma facultativa, com duas de maturação em série à jusante. Apresentam-se na Tabela 1 os dados de projeto da ETE de Rio Verde, no qual considerou em sua concepção 19,4 dias de tempo de detenção hidráulica e 91,5% de remoção de DBO.

Tabela 1. Dados de projeto da ETE de Rio Verde-GO.

Lagoas	Comprimento no N.A. (m)	Largura no N.A. (m)	Profundidade (m)	Volume útil (m ³)	Tempo de detenção hidráulica (dias)	Eficiência de remoção de DBO (%)
Anaeróbias	115,3	52,1	5	22.246	3	60
Facultativas	77	316,5	1,7	45.636	8,4	65
Maturação	136,1	130,1	1,5	14.775	4	22

N.A – Nível da água

Fonte: Elaboração dos autores.

Em relação aos dados pluviométricos, os valores médios durante o período de coleta, quais sejam: abril a maio de 2013 e junho a agosto de 2014, foram obtidos do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa, disponibilizado pelo Instituto nacional de meteorologia – INMET (INMET, 2016).

2.2. COLETA, PRESERVAÇÃO E TÉCNICAS ANALÍTICAS

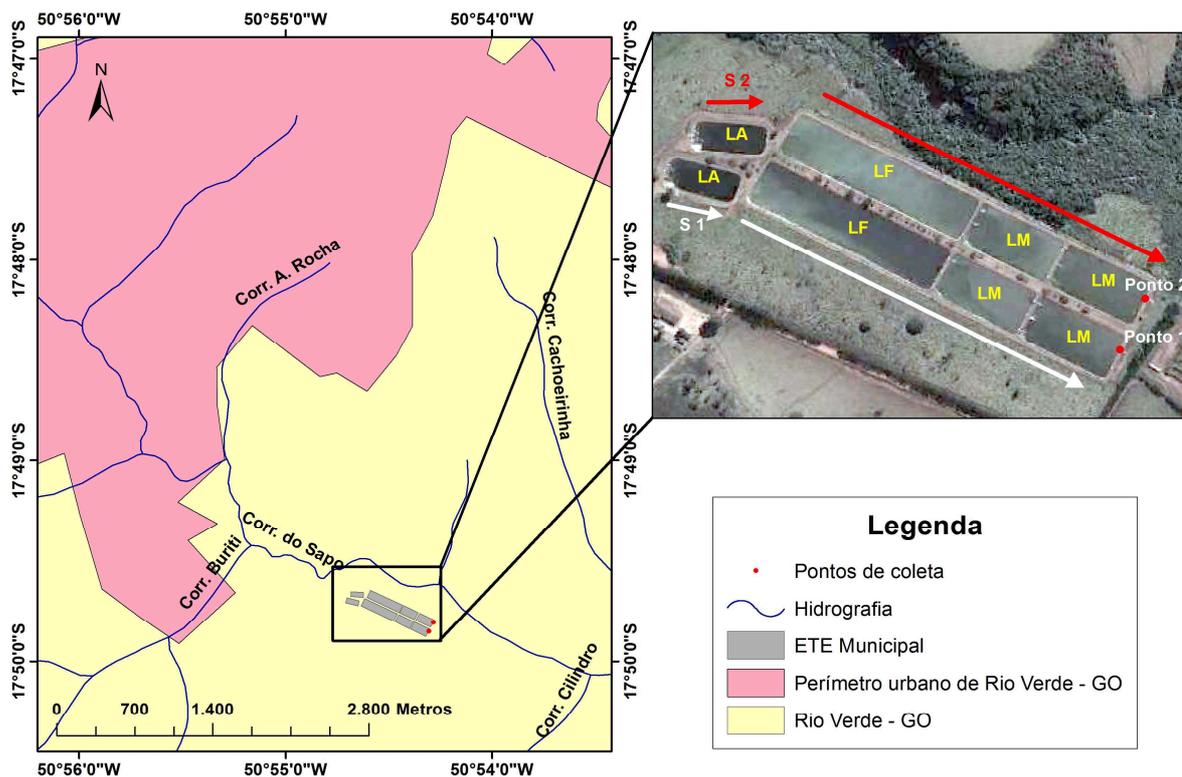
Para avaliar a qualidade do efluente tratado nas séries de lagoas, foram realizadas coletas em uma das saídas do sistema, antes da escada hidráulica, na última lagoa de maturação que compõe cada sistema de tratamento: sistemas 1 e 2, conforme se apresenta na Figura 1.

O ponto de coleta do sistema 1 se localiza nas coordenadas geográficas 17° 49' 52,0" S e 50° 54' 18,1" W, e o ponto de coleta do sistema 2 situa-se nas coordenadas 17° 49' 49" S e 50° 54' 16,6" W.

O estudo foi realizado em dois períodos de amostragem correspondentes aos anos de 2013 e 2014, conforme apresentado na Tabela 2. O período de amostragem foi realizado em épocas distintas devido à mudança da empresa prestadora do serviço, inviabilizando a coleta no mesmo período no ano de 2014. As amostras foram obtidas manualmente seguindo a metodologia do guia nacional de coleta e

preservação de amostras (CETESB, 2011). Todas as coletas foram realizadas entre às 8:00 e 10:00 horas.

Figura 1. Mapa de localização da ETE municipal de Rio Verde – GO



S 1 – Sistema 1; S 2 – Sistema 2; LA – Lagoa Anaeróbia; LF – Lagoa Facultativa; LM – Lagoa de Maturação.

Fonte: Elaboração dos autores a partir da base de dados geográficos de SIEG (2014) e imagem de satélite de Google (2016).

Tabela 2. Denominação da coleta e respectiva data de amostragem

Coleta	Data
1	18/04/2013
2	25/04/2013
3	30/04/2013
4	10/05/2013
5	24/06/2014
6	18/07/2014
7	29/07/2014
8	18/08/2014

Em cada coleta determinaram-se em campo os parâmetros temperatura e sólidos totais dissolvidos (STD), utilizando-se condutivímetro portátil modelo Sension5. Em laboratório determinou-se o pH, com um pHmetro de bancada qualxtron 8010, e fósforo total (PO_4^{3-}) e demanda química de oxigênio (DQO) por espectrofotometria em aparelho DR 5000. No período referente ao ano de 2013 determinou-se o parâmetro de nitrogênio amoniacal (N-NH_3) por espectrofotometria em equipamento DR 5000. No período de 2014 realizaram-se análises de oxigênio dissolvido (OD) utilizando-se oxímetro portátil modelo 55-12 FT. A adoção de parâmetros distintos entre o período de 2013 e 2014 foi realizada devido a viabilidade técnico-financeira da instituição. Todas as análises seguiram a metodologia descrita em *Standart Methods for Examination of Water and Wastewater* da AWWA (*America Water Works Associations*) (APHA, 1985).

As análises foram realizadas em triplicatas e a média dos resultados foi comparada com a resolução CONAMA nº 430/2011 que complementa e altera a resolução CONAMA nº 357/2005, e fixa as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água (BRASIL, 2011). Para verificar a variação entre os períodos analisados e os dois sistemas em paralelo, foi realizado o teste t de *Student* à 5% de probabilidade. 

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

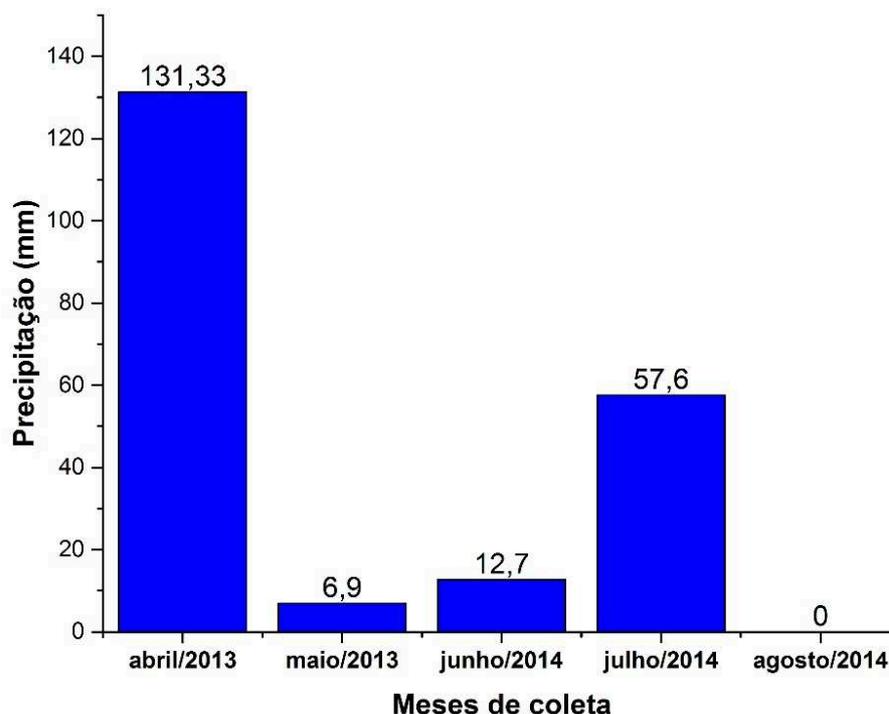
O Estado de Goiás caracteriza-se por apresentar um período chuvoso (outubro-abril) e outro seco (maio-setembro). O período chuvoso é responsável por 95% da precipitação pluvial, destaque aos meses de dezembro e janeiro, onde ocorre precipitação de 250 a 300 mm na maior parte do estado (SILVA *et al.*, 2006). Na Figura 2, apresentam-se as precipitações médias dos meses de coleta, onde é possível observar que os meses de abril e julho apresentaram precipitação superior aos demais meses do período de estudo, os quais se caracterizam pelas menores precipitações.

Na série temporal de dados disponíveis no INMET, 18 anos de dados, verificou-se que os dados pluviométricos, de modo geral, não são dados atípicos aos observados durante o estudo, os quais se encontram abaixo da média dos anos anteriores ou similares, com exceção do mês de julho de 2014, que apresentou maior média na série temporal. Os dados reportados por Silva *et al.*, (2006) de médias

pluviométricas de 10 anos, indicam as precipitações típicas para o mês de abril de 100 a 125 mm, e julho de 0 a 10 mm, diferindo um pouco dos observados durante a execução deste trabalho pelo INMET.

Verificou-se a influência da precipitação nos parâmetros analisados nos respectivos períodos, ou seja, durante o mês de maior precipitação (abril/2013) observou-se uma maior diluição do efluente, tendo implicação nas menores médias dos parâmetros de STD, DQO, N-NH₃ e PO₄³⁻ durante o estudo. A influência da sazonalidade em lagoas de estabilização foi demonstrada por D'Alessandro *et al.* (2015) em seus resultados para ETE de Trindade, GO, aumentando o tempo de detenção hidráulica (TDH) das lagoas e a diluição dos nutrientes.

Figura 2. Precipitação média dos meses de coleta



Fonte: elaboração dos autores com dados de INMET (2016)

Na Tabela 3 são apresentados os resultados das análises físico-química realizadas para a caracterização dos esgotos sanitários tratados provenientes dos sistemas 1 e 2 na ETE de Rio Verde, bem como os valores orientadores para lançamento de efluentes em corpos de água apresentados pela resolução CONAMA nº 430/2011.

É possível observar que os valores referentes aos STD apresentaram tendência de aumento considerável durante o estudo, com valores mínimo de $218,02 \pm 0,00 \text{ mg L}^{-1}$ e máximo de $317,00 \pm 1,73 \text{ mg L}^{-1}$ para o sistema 1. Em relação ao sistema 2, os resultados variaram de $184,03 \pm 0,32 \text{ mg L}^{-1}$ a $309,00 \pm 2,00 \text{ mg L}^{-1}$. Em ambos os pontos de coleta os valores mínimos e máximos foram obtidos durante as coletas 1 e 5, observando-se uma variação da qualidade do efluente da ETE em estudo, podendo ser causado pela variação da qualidade do esgoto bruto ou pela influência de fatores ambientais (temperatura, radiação solar e vento) que interferem nas taxas de fotossíntese e decomposição bacteriana, na solubilidade de gases e nas condições de mistura. As características do esgoto afluente a uma ETE podem ser constantes, ou não, ao longo do tempo, sendo função da população, clima, nível de renda, vazões de infiltração, industriais e parasitárias, entre outras. No entanto, há uma tendência de que para períodos longos os valores médios se mantenham (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Logo, o pequeno período em estudo pode ter identificado uma flutuação das características de STD do efluente, a qual se espera que se normalize ao longo do tempo.

Durante as coletas, o parâmetro de STD apresentou resultados elevados, porém não se encontraram fora da faixa usual para esgotos sanitários tratados de $150 - 380 \text{ mg L}^{-1}$ (METCALF e EDDY, 2016).

Para que o efluente tratado possa ser lançado em corpo d'água receptor, a resolução CONAMA 430/2011 fixa o valor máximo de temperatura do efluente em 40°C , sendo que a variação no corpo receptor não deve exceder 3°C no limite da zona de mistura, de forma a minimizar as mudanças de temperatura que podem comprometer as reações físico-químicas e biológicas do meio. Para ambos os sistemas de coleta, a ETE de Rio Verde esteve em conformidade com a resolução supracitada e é possível verificar que entre os pontos de coleta não houve variações expressivas nos valores de temperatura (Tabela 3).

O parâmetro OD mensurado em lagoas de estabilização, pode ser usado, conjuntamente com outros parâmetros, para entender a dinâmica da estratificação do meio e processos de conversão de nitrogênio (MIWA *et al.*, 2007). OD em lagoas é advindo da alta incidência de algas próximas a superfície (MARTINS, *et al.*, 2013), devido a atividade fotossintética e da difusão molecular em solução. A verificação da concentração de oxigênio na segunda campanha de coleta demonstrou que o OD no

sistema 1 apresentou valores mais elevados nas coletas 5, 6 e 8. No sistema 2 foram amostrados os menores valores de OD, $2,47 \pm 0,11$ e $3,12 \pm 0,12$ mg L⁻¹ durante as coletas 6 e 8, respectivamente. Ressalta-se que a mensuração do OD foi realizada antes das escadas hidráulicas que objetivam a incorporação de OD no esgoto doméstico, a fim de minimizar a depleção de OD no corpo receptor durante o processo de autodepuração.

Miwa *et al.* (2007) obtiveram resultados para OD variando entre 2,0 e 10,4 mg L⁻¹ em lagoa anaeróbia e facultativa, em que a supersaturação e a condição anóxica registrada durante as baixas concentrações de oxigênio estão ligadas à profundidade da coluna de água, à temperatura e ao horário de coleta, uma vez que durante a noite o consumo de oxigênio pela respiração das algas tende a ser maior em sistemas de lagoas. Esta última afirmação pode explicar as baixas concentrações de OD no efluente das lagoas de maturação devido as coletas terem sido realizadas sempre nos horários de 8 às 10 horas da manhã.



Tabela 3. Resultados obtidos nas análises físico-químicas do esgoto sanitário tratado dos pontos de amostragem 1 e 2 na ETE do município de Rio Verde – GO, em oito coletas nos períodos de maio a abril de 2013 e de junho a agosto de 2014. Valores médios \pm desvio padrão

Sistema	Coleta	STD mg L ⁻¹	Temperatura °C	pH -	DQO mg L ⁻¹	N-NH ₃ mg L ⁻¹	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	OD mg L ⁻¹
1	1	218,02 \pm 0,00	26,57 \pm 0,06	7,92 \pm 0,06	137,00 \pm 2,00	17,37 \pm 0,21	11,60 \pm 0,36	-
	2	244,33 \pm 0,58	26,70 \pm 0,10	7,91 \pm 0,04	202,33 \pm 1,53	21,77 \pm 0,42	10,60 \pm 0,61	-
	3	276,67 \pm 0,58	24,40 \pm 0,10	7,90 \pm 0,08	196,00 \pm 2,65	25,97 \pm 0,81	11,07 \pm 0,15	-
	4	307,00 \pm 0,00	23,00 \pm 0,17	8,01 \pm 0,04	427,67 \pm 15,53	29,10 \pm 1,04	14,77 \pm 0,21	-
	5	317,00 \pm 1,73	22,33 \pm 0,25	7,70 \pm 0,03	247,33 \pm 3,06	-	12,50 \pm 0,26	5,13 \pm 0,04
	6	315,33 \pm 1,15	21,87 \pm 0,51	7,58 \pm 0,01	257,67 \pm 8,14	-	13,23 \pm 0,57	5,46 \pm 0,19
	7	314,33 \pm 1,53	24,17 \pm 0,12	7,58 \pm 0,01	219,33 \pm 1,53	-	12,23 \pm 0,21	4,21 \pm 0,10
	8	315,33 \pm 1,15	22,90 \pm 0,10	7,96 \pm 0,03	389,67 \pm 18,45	-	13,97 \pm 0,78	7,07 \pm 0,76
2	1	184,03 \pm 0,32*	26,33 \pm 0,06*	7,85 \pm 0,03	101,00 \pm 1,00*	10,47 \pm 1,24*	8,62 \pm 0,19*	-
	2	210,67 \pm 0,58*	25,60 \pm 0,17*	7,97 \pm 0,06	96,33 \pm 0,58*	16,10 \pm 0,79*	8,60 \pm 0,16*	-
	3	235,00 \pm 0,00*	24,24 \pm 0,06*	7,89 \pm 0,05	110,67 \pm 0,58*	19,07 \pm 0,15*	9,07 \pm 0,18*	-
	4	268,00 \pm 0,00*	22,67 \pm 0,20	7,86 \pm 0,06*	169,67 \pm 4,93*	23,23 \pm 0,21*	11,5 \pm 0,53*	-
	5	309,00 \pm 2,00*	22,57 \pm 0,45	8,00 \pm 0,10*	198,67 \pm 1,53*	-	11,30 \pm 0,35*	4,24 \pm 0,06*
	6	305,00 \pm 0,00*	21,77 \pm 0,06	7,49 \pm 0,01*	190,67 \pm 2,52*	-	13,90 \pm 1,44	2,47 \pm 0,11*
	7	300,67 \pm 0,58*	23,63 \pm 0,59	7,57 \pm 0,03	205,00 \pm 1,73*	-	12,17 \pm 0,31	4,45 \pm 0,27
	8	306,33 \pm 0,58*	22,47 \pm 0,12*	7,56 \pm 0,01*	284,00 \pm 27,22*	-	13,93 \pm 0,32	3,12 \pm 0,12*
Limites CONAMA 430/2011	Mín	--	--	5	--	--	--	--
	Máx	--	40	9	--	20	--	--

* Diferença significativa (Teste T, $\alpha = 0,05$) entre valores das variáveis nos sistemas 1 e 2, em uma mesma coleta

Fonte: Elaboração dos autores.

Os baixos valores de OD do sistema 2, quando comparados ao sistema 1, podem ainda estar relacionados a uma deficiência no tratamento ocasionada pelo acúmulo de lodo excessivo nas lagoas pela ETE operar com desarenação comprometida. O acúmulo de lodo possui implicações nos parâmetros hidráulicos das lagoas como o TDH e fluxo de escoamento (curtos circuitos e zonas mortas), reduzindo-se a capacidade de tratamento das lagoas (COGGINS *et al.*, 2016; OUEDRAOGO, *et al.* 2016.; Souza *et al.*, 2012). Desta forma, há possibilidade de que a última lagoa de maturação, a qual é projetada para remover patógenos, estivesse consumindo o OD para remoção de nitrogênio, ou esteja operando em regime de sobrecarga.

O parâmetro DQO, apresentou variação entre os sistemas e o período de coleta. O sistema 1 apresentou valores entre $137,00 \pm 2,00$ e $427,67 \pm 15,53$ e o sistema 2 valores entre $101,00 \pm 1,00$ e $284,00 \pm 27,20$ mg L⁻¹. Kellner *et al.* (2009) avaliaram sistemas de lagoas durante três meses (janeiro, abril e julho) de 2006 em cidades com menos de 21mil habitantes. Nesse monitoramento o maior resultado para DQO obtido foi 209 mg L⁻¹ na ETE Cajati-SP, que possui sistema australiano de lagoas, durante o mês de janeiro, apresentando resultados superiores as demais amostradas. Os menores resultados de 50 e 60 mg L⁻¹ foram encontrados nas ETEs Jacupiranga-SP, que possui lagoa facultativa aerada e convencional e Pariquera-Açu-SP, que também utiliza o sistema australiano. Tais resultados demonstram diferença entre as ETEs analisadas por Kellner *et al.* (2009) e a ETE de Rio Verde, onde foi mensurado no sistema 1 concentrações máximas de DQO de $427,67 \pm 15,53$ e $389,67 \pm 18,45$ mg L⁻¹ e no sistema 2 os maiores resultados obtidos de $284,00 \pm 27,22$ e $205,00 \pm 1,73$ mg L⁻¹.

Para o sistema 1 houve picos de concentração durante as coletas 4 e 8, e para o sistema 2 na coleta 8. Tal fato, como já abordado no presente texto, pode ser uma alteração da qualidade do afluente ou efeito do acúmulo de lodo dos sistemas, prejudicando o tratamento (Tabela 3).

O pH das amostras para o sistema 1 ficou em conformidade com os padrões de lançamento e os resultados obtidos não variaram significativamente, apresentando resultados superiores a 7,58 e inferiores a 8,01. O sistema 2 apresentou resultados similares e também esteve em conformidade durante todas as coletas. O parâmetro de pH auxilia no controle operacional da

ETE fornecendo base a interpretação de reações possíveis de ocorrer no processo e irregularidades no tratamento. Os resultados apresentados na tabela 3 corroboram com os dados de 8,04, 7,92 e 8,01 de lagoas facultativas apresentados por Kouraa *et al.* (2002).

Os resultados obtidos para pH são justificados pela baixa profundidade das lagoas de maturação, característica construtiva e de projeto dessa tecnologia. Nesse ambiente, o pH pode atingir valores acima de 9,0, há altas concentrações de OD, toxicidade ocasionada por algas, competição, inanição (MASCARENHAS *et al.*, 2004), elevada atividade fotossintética e alta penetração da radiação solar, predominando no meio condições adversas e, conseqüentemente, há a remoção de patógenos. Provavelmente com as altas taxas de radiação e aumento da temperatura durante o dia, 12:00 às 14:00 horas, os valores de pH se elevam a estes patamares.

O sistema 1 apresentou concentrações maiores de N-NH₃ quando comparado ao sistema 2. O sistema 1 apresentou resultado máximo de 29,10±1,04 mg L⁻¹ e esteve em conformidade com a legislação somente durante a coleta 1, onde apresentou resultados inferiores ao padrão de lançamento. O sistema 2 não esteve em conformidade com a legislação durante a coleta 4, onde apresentou valor de 23,23±0,21 mg L⁻¹.

Os mecanismos de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas são realizados pela volatilização da amônia, assimilação de N pelas algas, nitrificação, desnitrificação e sedimentação do nitrogênio orgânico (VON SPERLING, 2002). De maneira geral, durante as coletas observou-se coloração sépia levemente acinzentada nas lagoas facultativas e de maturação e havia manchas esverdeadas, coloração típica da atividade das algas, em diversos locais das lagoas. Conforme von Sperling (2002) e Jordão e Pessôa (2014), a alteração de coloração das lagoas é um indício de sobrecarga de esgotos, ocasionando a mortandade das algas, devido a predação por rotíferos e crustáceos e aparecimento de zonas cinzentas junto ao afluente. Estas condições prejudicam a remoção de nitrogênio, devido às menores populações de algas.

Os valores encontrados para N-NH₃ durante o estudo estão elevados quando comparados com outros tipos de tratamento, como o analisado por Cybis *et al.* (2004) em reator sequencial em batelada, que apresentou

resultados inferiores a 6 mg L^{-1} de nitrogênio amoniacal. Tais resultados não demonstram que o sistema de tratamento de Rio Verde é ineficiente, mas que há outras técnicas mais adequadas à remoção de nutrientes, uma vez que lagoas são projetadas para remoção de matéria orgânica.

A conversão e remoção de nitrogênio em lagoas está diretamente ligada a profundidade da lagoa, onde na camada superficial o crescimento de algas resulta no aumento do pH e OD, representando condições ideais para desnitrificação de NH_3 a NO_2 (WALLACE *et al.*, 2016). A relação entre estas variáveis pode ser observada nas correlações entre os parâmetros de clorofila *a* (representando as algas), pH e OD (WALLACE *et al.*, 2016; ZANG *et al.*, 2011).

Considerando a concentração máxima usual de 35 mg L^{-1} de N-NH_3 reportadas na literatura para esgotos brutos (VON SPERLING, 2014), pode-se inferir que este sistema removeria entre 16,85 e 70,08% de N-NH_3 . A remoção de amônia em lagoas de maturação em série pode ser superior a 90%, e para as condições de pH observadas neste estudo seria de 31-55% (pH de 7,5 a 8), a depender do TDH das lagoas (VON SPERLING, 2002). Remoção semelhante de 48,1% de N-NH_3 em lagoas de maturação foi reportada por Mayo e Abbas (2014).

Não há valores expressos na normativa do CONAMA nº 430/2011 para referência de PO_4^{3-} ou outra forma de fósforo, porém este é um importante parâmetro a ser analisado, por ser o fósforo um nutriente característico de esgotos domésticos e de difícil remoção em curso de água, principalmente em ambientes lânticos, podendo ocasionar eutrofização das águas. Neste estudo observou-se que as amostras do sistema 2 sempre apresentaram resultados inferiores quando comparados ao sistema 1, conforme apresentados na Tabela 3.

Os resultados obtidos para o fósforo não estão distantes dos resultados observados por Oliveira e von Sperling (2005), em que sistemas australianos de lagoas apresentaram concentrações médias de 8 mg L^{-1} de PO_4^{3-} no efluente e 36% de eficiência de remoção. Valores próximos ao típico foram mensurados durante as coletas 1 e 2 no sistema 2. Segundo estes autores, as concentrações médias reais do efluente em sistemas australianos variam entre 2 e 14 mg L^{-1} , porém 25% das ETEs analisadas recebiam afluentes com concentrações de fosfato acima das usuais de 4 a 15 mg L^{-1} (Oliveira e von Sperling, 2005 826

apud von Sperling, 2005), o que pode explicar as altas concentrações de fósforo no efluente final da ETE de Rio Verde

Para se objetivar a remoção de fósforo em esgotos sanitários, deve-se adotar uma técnica de tratamento adequada, como lodos ativados e suas variantes, tais como lodos ativados em batelada. A remoção de fósforo nesses sistemas varia entre 79% e 82%, apresentando concentrações inferiores a 2 mg L⁻¹ (HENRIQUE *et al.*, 2010).

4 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos demonstram que a ETE de Rio Verde-GO apresenta conformidade em relação aos parâmetros de temperatura e pH. O parâmetro de STD esteve dentro do limite reportado pela literatura.

Em relação ao parâmetro de N-NH₃ durante as coletas 2, 3 e 4 o sistema 1 esteve em não conformidade com a resolução CONAMA nº 430/2011. O sistema 2 apresentou não conformidade na coleta 4, onde amostrou-se concentrações superiores a 20 mg L⁻¹.

As concentrações de DQO e OD obtidas sugeriram que as lagoas podem estar sofrendo com regime de sobrecarga, consumindo o OD para estabilização da matéria orgânica.

Os valores obtidos para as concentrações de PO₄³⁻ neste estudo demonstram que o corpo receptor recebe contribuição elevada de fósforo, o que pode vir contribuir para a eutrofização de suas águas.

CONFORMITY VERIFICATION OF THE RIO VERDE - GO WASTEWATER TREATMENT PLANT EFFLUENT QUALITY

ABSTRACT

Wastewater treatment plants composed of stabilization lagoons are widely used in Brazil, due to favorable climate and the amount of areas available for construction. Those systems have some advantages, such as: low labour requisites and low costs and maintenance. This work presents the characterization and verification of the conformity of the treated wastewater from the Rio Verde (GO) wastewater treatment plant with the 430/2011 CONAMA resolution by measuring parameter such as total dissolved solids, dissolved oxygen, pH, chemical oxygen demand, ammoniacal nitrogen and total

827

phosphorus. The measurements covered eight collections sampled between May 2013 and August 2014. From the analysed parameters, the legislation only reports limits for temperature, pH and ammoniacal nitrogen, while the studied treatment plant indicated conformity with temperature and pH, ammoniacal nitrogen showed higher levels. Considering the analysed parameters, concerns with the water body receiving the treated wastewater are raised as a result of the high charges of organic matter and phosphorus being discharged in it.

Keywords: Sanitary sewage. Stabilization ponds. Conformity.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA). **Atlas esgotos: despolição de bacias hidrográficas**. Brasília, Agência Nacional de águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, p. 88, 2017.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) - **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 16. ed. New York, APHA, AWWA, WPCF, 1985.

BOUZA-DEAÑO, R.; SALAS-RODRÍGUEZ, J. J. Distribution and spatial variability of sludges in a wastewater stabilization pond system without desludging for a long period of time. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 5-12, 2013.

Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental

BRASIL. Ministério 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 República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, Capítulo 1, 13 de maio de 2011, p.89.

BU, H.; SONG, X.; ZHANG, Y. Using multivariate statistical analyses to identify and evaluate the main sources of contamination in a polluted river near to the Liaodong Bay in Northeast China. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 1058-1070, 2019.

COGGINS, L. X.; GHISALBERTI, M.; GHADOUANI, A. Sludge accumulation and distribution impact the hydraulic performance in waste stabilisation ponds. **Water Research**, v. 110, p. 354-365, 2017.

COGGINS, L. X.; GHISALBERTI, M.; GHADOUANI, A. Sludge accumulation and distribution impact the hydraulic performance in waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 110, p. 354-365, 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água**, 828

sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. 2. ed. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgotos domésticos com DQO baixa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 260–264, 2004.

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.

DANIEL, M. H. B.; MONTEBELO, A. A.; VEERNARDES, M. C.; OMETTO, J. P. H. B.; CAMARGO, P. B.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V.; VICTORIA, R. L.; MARTINELLI, L. A. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 136, p.189-206, 2002.

GOOGLE. Google Earth. Versão 7.1.5.1557. 2016. Rio Verde, Goiás. Disponível em: <https://www.google.com/earth/>. Acesso em: 27/04/2017.

HENRIQUE, I. N. et al. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n.2, p. 197-204, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Cidades. 2015. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=521880&search=goias|rio-verde>. Acesso em: 27/04/2017.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Dados Históricos. 2016. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 27/04/2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro, 2014. 1050p.

KELLNER, E.; CALIJURI, M. C.; PIRES, E. C. Aplicação de indicadores de sustentabilidade para lagoas de estabilização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 455-464, 2009.

KOURAA, A. et al. Reuse of urban wastewater treated by a combined stabilization pond system in Benslimane (Morocco). **Urban Water**, v. 4, n. 4, p. 373-378, 2002.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; NETO, I. E. L. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p.125-135, 2018.

829

MARA, D. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. London: Earthscan Publications, 2004.

MARÇAL, D. A.; SILVA, C. E. Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto ETE-Pirajá sobre o Rio Parnaíba, Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 761-772., 2017.

MARTINS, C. L.; FERNANDES, H.; COSTA, R. H. R. Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. **Bioresource Technology**, vol. 147, p. 562-568, 2013.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M. CHERNICHARO, C. A. 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.

MAYO, A. W.; ABBAS, M. Removal mechanisms of nitrogen in waste stabilization ponds. **Physics and Chemistry of the Earth**, vol. 72, p. 77-82, 2014.

MBURU, N.; TEBITENDWA, S. M.; van BRUGGEN, J. J. A.; ROUSSEAU, D. P. L.; LENS, P. N. L. Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: a case study of the Juja sewage treatment works. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 220-225, 2013.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.1980 p.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. Dinâmica de nitrogênio em um Sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p.169–180, 2007.

OLIVEIRA, S. M. A.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – análise de desempenho. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347–357, 2005. OUEDRAOGO, F. R.; ZHANG, J. CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q. MIHELICIC, J. R.; TEJADA-MARTINEZ, A. E. Impact of sludge layer geometry on the hydraulic performance of a waste stabilization pond. **Water Research**, v. 99, p. 253-262, 2016.

OUEDRAOGO, F. R.; ZHANG, J.; CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R.; TEJADA-MARTINEZ, A. E. Impact of sludge layer geometry on the hydraulic performance of a waste stabilization pond. **Water Research**, v. 99, p. 253-262, 2016.

RAGUSH, C. M.; POLTAROWICZ, J. M.; LYWOOD, J.; GAGNON, G. A.; HANSEN, L. T.; JAMIESON, R. C. Environmental and operational factors affecting carbon removal in model arctic waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 91-97, 2017.

830

SILVA, C. S.; SANTANA N. P. P.; PELEGRINI, J. C. **Caracterização do clima do Estado de Goiás**. Secretaria de Indústria e Comércio, Superintendência de Geologia e Mineração – Goiás, Goiânia, 2006. 133p.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO (SIEG). 2014. Disponível em: <http://www.sieg.go.gov.br/>. Acesso em: 27/02/2017.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES EM SANEAMENTO (SNIS). Série Histórica, 2012. Disponível em: <http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 27/04/2017

SOUZA, V. A. S.; HELBEL, A. F.; JANZEN, J. G. DIAS, R. H. S.; COLTRE, H. C. S. Simulação computacional do comportamento hidrodinâmico em lagoas facultativas com chicanas. **Ciência & Engenharia**, vol. 21, n. 1, p. 15-21, 2012.

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; CRAGGS, R. J. Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, v. 53, p. 271-281, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. **Water Research**, vol. 96, p. 155-165, 2016.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. **Water Research**, v. 96, p. 156-165, 2016.

ZANG, C.; HUANG, S.; WU, M.; DU, S.; SCHOLZ, M.; GAO, F.; LIN, C.; GUO, Y.; DONG, Y. Comparison of relationships between pH, dissolved oxygen and chlorophyll a for aquaculture and non-aquaculture Waters. **Water Air Soil Pollut**, vol. 219, p. 157-174, 2011.