



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

CENTRO DE TECNOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

Wédina Rodrigues de Lima

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
EM SÉRIE NO RIO GRANDE DO NORTE**

**Natal/RN
2015**

WÉDINA RODRIGUES DE LIMA

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
EM SÉRIE NO RIO GRANDE DO NORTE**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Engenharia Sanitária da
Universidade Federal do Rio Grande do
Norte.

Orientadora: Prof. Dra Vanessa Becker

Co-orientador: Prof. Dr André Luís Calado Araújo

**Natal/RN
2015**

UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede.
Catalogação da Publicação na Fonte

Lima, Wédina Rodrigues de.

Avaliação de sistemas de lagoas de estabilização em série no Rio Grande do Norte / Wédina Rodrigues de Lima. – Natal, RN, 2015.

53 f.

Orientadora: Prof Dra Vanessa Becker.

Coorientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Lagoas de estabilização – Dissertação. 2. Cianobactérias – Dissertação. Microcistina – Dissertação. I. Becker, Vanessa. II. Araújo, André Luís Calado. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.357

WÉDINA RODRIGUES DE LIMA

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZ/
EM SÉRIE NO RIO GRANDE DO NORTE**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Engenharia Sanitária
da Universidade Federal do Rio Grande do
Norte.

BANCA EXAMINADORA



Prof Dra Vanessa Becker – Orientadora
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN



Prof Dr André Luís Calado Araújo - Co-orientador
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte - IFRN



Prof Dr Marco Antônio Calazans Duarte
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte - IFRN



Prof Dr Hélio Rodrigues dos Santos
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Natal/RN, 20 de fevereiro de 2015.

Dedico a minha maravilhosa e querida família, a minha mãe Odete Maria, meu pai Severino Pedro, minha avó Francisca (in memória), as minhas irmãs Wenia e Wilma o meu irmão Washington Luiz, meus sobrinhos Ygor Luiz, Maryana e Dellys Ohana, minhas tias Elizabete, Maria Dalva e Maria das Dores (in memória), a meu cunhado Denis e a minha cunhada Márcia. Pelo amor, carinho, incentivo e compreensão que sempre propuseram.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus pela saúde, coragem e sabedoria para sempre seguir em frente, vencendo os obstáculos da vida.

À minha orientadora, Professora Dr Vanessa Becker, não apenas pela orientação neste trabalho, mas também pela oportunidade, confiança e pelas palavras de força e motivação, principalmente nos momentos de fraqueza. Meu agradecimento mais que especial. Como também agradeço ao meu co-orientador, professor Dr André Calado, sempre prestativo para a realização da minha pesquisa.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária (PPgES-UFRN), que colaboraram para minha formação.

À secretária do PPgES, Leonor Barbosa (*in memória*), e suas auxiliares Lucimara e Carina; a secretária do LARHISA, Dacifran e aos técnicos de laboratório Nilton, Aline e Sandro por todo suporte durante todo período de mestrado

Aos meus companheiros do IFRN, que me ajudaram na realização das análises: Ynes Oliveira, Augusto Oliveira, Karina Carvalho, Liana Holanda, Ruan Teixeira, Xaila; aos técnicos Douglnilson, Angela e Luciana e aos monitores do Laboratório de Análises de Efluentes do Departamento de Recursos Naturais (DIAREN - IFRN) e setor de transporte para disponibilizar o motorista e o carro para a realização das coletas, que sempre auxiliaram para a execução da minha pesquisa, pela ajuda incondicional.

À bolsista voluntária Jessica pela ajuda e ao motorista Sr. Assis (coleguinha), inicialmente presente nas coletas com bom humor.

A Dra Fabiana Araújo, por contribuir para a realização da quantificação e qualificação de algas e cianobactérias.

A professora Dra Ivaneide Alves Soares da Costa responsável pelo LAMAQ/UFRN pela disponibilização de espaço para realização das análises de toxinas e os auxílios da Jessica, Priscila , Duane para a pesquisa.

Ao Departamento de Biologia Celular e Genética (DBG/CB – UFRN) em especial ao técnico Diogo Cavalcante, por contribuir para a realização das análises de toxinas.

Aos meus companheiros e amigos do Mestrado que me incentivaram e sempre me ajudaram em todas as ocasiões necessárias, em especial a Angela, Jurandir, Leonardo, Raniery, Vera Cirilo, Antonio Rafael, Kaline, Cristiane e Lizélia.

A Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) por conceder algumas de suas ETEs para a realização dessa pesquisa, assim como ao Sistema Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de São Gonçalo do Amarante e ao município de Pedro Velho.

Aos meus professores da graduação, M.Sc. Francisco Seixas, Dr Graco Aurélio, Dr Rodrigo Carvalho, Dra Eliane Marinho, Dr Guilherme Fulgêncio, Dr Marcos Rogério Câmara, Dra Sathyabama Chellappa, Dr Naithirithi Chellappa, M.Sc. José Holmes, M.Sc. Alexandre Magno, pelas suas palavras de motivação.

À Secretaria do Estado de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH/RN) pelo o apoio na trajetória desta conquista, em especial a Coordenação de Gestão e Recursos hídricos na coordenação de Joana Dar'c e a Sub-coordenadora Gorete Pereira, também para aos meus companheiros Andréa Karina, Alessandre Santos, Paulo Cezar, Patricia, Hercilia, Natalina, Sabrina, Cristiane, Karina, Luênia, Gustavo, Vanessa, Marcia Egina e Marcelo.

Aos amigos do Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária (PPgES-UFRN) e do LARHISA, Moisés, Alex, Fabiana, Neuciano, Layane, Dayana, Lorena, Erika, Mariana, que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho.

Aos meus queridos amigos, Kaline Soares, Kivia Soares, Geniberto Araújo, Mariana Lopes e Emilia Leupodina, que me ajudaram com uma atitude ou uma palavra de incentivo e compreensão nos momentos de estresse.

A minha maravilhosa e querida família que contribui para essa nova conquista na minha vida.

RESUMO

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico que constituem alternativa vantajosa, ao possibilitarem elevada remoção de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, além de sua operação e manutenção ser de forma simplificada e com baixo custo. A pesquisa foi realizada em sete sistemas de lagoas de estabilização em série, localizados no Estado do Rio Grande do Norte, compostos por uma lagoa facultativa (LF), seguida de duas lagoas de maturação (M1 e M2). Com o objetivo de monitorar e avaliar a eficiência das lagoas em série, bem como verificar a remoção de cianobactérias e microcistina no tratamento, foram realizadas coletas do efluente tratado diretamente nas caixas de saída das lagoas facultativas e maturações, bem como o esgoto bruto (EB) que chegava às estações. As variáveis analisadas foram: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais, clorofila "a", cor aparente, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, turbidez, densidade de cianobactérias e concentrações de microcistina. Foram realizadas análises de variância (ANOVA- *análise de um fator*), observando as premissas utilizando o teste de *Tukey*. Nos efluentes finais foram verificadas remoções de DBO de 48,8% (Pipa) a 75,8% (Caiçara do Rio do Vento) e DQO 57,5% (Pipa) a 83,0% (Santo Antônio), respectivamente. As concentrações médias da densidade de cianobactérias das LF variaram entre 62×10^3 cels.mL⁻¹ (Pedro Velho Roça) a 2×10^6 cels.mL⁻¹ (Ponta Negra), enquanto os efluentes finais apresentaram entre a faixa de 9×10^3 cels.mL⁻¹ (Pedro Velho Roça) a $1,9 \times 10^6$ cels.mL⁻¹ (Macau – Ilha de Santana). A concentração máxima do efluente final de microcistina foi 0,13 µg.L⁻¹ (São Gonçalo). Em síntese, as estações de tratamento de esgoto avaliadas, apresentaram uma baixa eficiência na remoção da matéria orgânica e de nutrientes. Mas em contrapartida, na maioria das estações, foi verificado um bom desempenho referente à remoção da densidade de cianobactérias, bem como o baixo nível de concentrações de microcistina.

Palavras chave: Lagoas de estabilização, cianobactérias, microcistina.

ABSTRACT

Stabilization ponds are biological treatment systems that are advantageous alternative, in enabling high removal of organic matter and pathogens, as well as its operation and maintenance be simplified and cost. The survey was conducted in seven systems of stabilization ponds in series, located in the state of Rio Grande do Norte, composed of a facultative pond (FP), followed by two maturation ponds (M1 and M2). In order to monitor and evaluate the efficiency of ponds in series as well as verify the removal of cyanobacteria and microcystin treatment, treated effluent samples were taken directly into the outlet boxes of facultative and maturation ponds and raw sewage (RS) that came to the seasons. The variables analyzed were: pH, temperature, dissolved oxygen, total suspended solids, chlorophyll "a", apparent color, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total phosphorus, organic nitrogen, ammonia nitrogen, nitrogen Total Kjeldahl, turbidity, cyanobacteria density and concentrations of microcystin. Variance analysis were made (ANOVA - analysis of a factor), watching the premises using the Tukey test. In the final effluent BOD removals were observed 48,8% (Pipa) to 75,8% (Caiçara do Rio do Vento) and COD 57,5% (Pipa) to 83,0%(Santo Antônio), respectively. The mean concentrations of LP cyanobacteria density ranged from 62×10^3 cels.mL⁻¹ (Pedro Velho Roça) at 2×10^6 cels.mL⁻¹ (Ponta Negra), while the final effluent showed range between 9×10^3 cels.mL⁻¹ (Pedro Velho Roça) to $1,9 \times 10^6$ cels.mL⁻¹ (Macau - Ilha de Santana). The maximum concentration of the final effluent was 0,13 µg.L⁻¹ microcystin (São Gonçalo). In short, the evaluated sewage treatment plants, showed a low efficiency in the removal of organic matter and nutrients. But on the other hand, most of the stations showed a good performance when it comes to removal of cyanobacteria density as well as low concentrations of microcystin.

Keywords: Stabilization ponds, cyanobacteria, microcystins.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de localização dos municípios estudados. (Fonte: Teixeira, 2014).....	16
Figura 2: Esquematização dos pontos de coletas (Fonte: Von Sperling, 2005)	17
Figura 3: A: as amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas individuais com capacidade para 1 litro; B: recipientes isolantes (caixa de isopor) com gelo, até chegar no laboratório de análise; C: coletando o efluente tratado diretamente nas caixas de saída das lagoas facultativas (LF) e maturações (M1 e M2).....	17
Figura 4: Eficiências das médias de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) nos sistemas de lagoas de estabilização em série avaliados do Rio Grande do Norte. PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.....	28
Figura 5: Eficiências das médias de remoção de sólidos suspensos totais (SST) nos sistemas de lagoas de estabilização em série avaliados do Rio Grande do Norte. PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.....	29
Figura 6: Eficiências das médias de remoção de nitrogênio amoniacal (N-AMON), nitrogênio orgânico (N-ORG) e nitrogênio Kjeldahl (NTK) nos sistemas de lagoas de estabilização em série, avaliados do Rio Grande do Norte. PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.....	30
Figura 7: Densidade de cianobactérias. LF: Lagoa facultativa; M2: Segunda lagoa de maturação; PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.....	34
Figura 8: Remoção de cianobactérias em percentual (%) na segunda lagoa de maturação (M2) em relação a lagoa facultativa (LF). PN: Ponta Negra; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa; CRV: Caiçara do Rio do Vento; SA: Santo Antônio; MIS: Macau – Ilha de Santana; SG: São Gonçalo.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1:	Sistemas monitorados e seus respectivos, órgãos gerenciadores, zonas e coordenadas geográficas	15
Tabela 2:	Dados morfométricos das lagoas de estabilização monitoradas	18
Tabela 3:	Vazões, Cargas Superficiais e Tempo de detenção Hidráulico (TDH) nos sistemas estudadas.....	19
Tabela 4:	Variáveis e procedimentos analíticos.....	20
Tabela 5:	Estatísticas descritivas (média, mínima e máxima) do esgoto bruto (EB) monitorado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), durante o período amostral de novembro de 2012 a agosto de 2013	26
Tabela 6:	Estatísticas descritivas (média, mínima e máxima) da segunda lagoa de maturação (M2 – efluente final) monitorada nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), durante o período amostral de novembro de 2012 a agosto de 2013	27
Tabela 7:	ANOVA (análise de um fator) das variáveis nas estações estudadas.....	32
Tabela 8:	Espécies fitoplanctônicas dominantes nas lagoas de estabilização estudadas.....	32
Tabela 9:	Valores mínimos e máximos de microcistinas no efluente final nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), durante o período amostral de novembro de 2012 a agosto de 2013.....	37

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
METODOLOGIA	14
<i>Área de estudo</i>	<i>14</i>
<i>Amostragem</i>	<i>16</i>
<i>Procedimentos analíticos</i>	<i>19</i>
<i>Identificação de cianobactérias</i>	<i>20</i>
<i>Análises de microcistina</i>	<i>21</i>
<i>Análises dos dados</i>	<i>21</i>
RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
<i>Análise descritiva dos parâmetros físico-químico do Esgoto Bruto (EB).....</i>	<i>22</i>
<i>Análise descritiva dos parâmetros físico-químico na segunda lagoa de maturação (M2)</i>	<i>23</i>
<i>Análise de Eficiência de Remoção</i>	<i>28</i>
<i>Avaliação dos sistemas por análise de variância</i>	<i>30</i>
<i>Cianobactérias e microcistina</i>	<i>31</i>
CONCLUSÕES	38
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39
APÊNDICE	45

INTRODUÇÃO

Lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico na qual a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica e a redução fotossintética das algas. Constituem alternativa vantajosa, pois condicionam remoção elevada de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, além de sua operação e manutenção serem de forma simplificada e com baixo custo. Desse modo, torna-se sustentável o tratamento de esgotos por lagoas de estabilização, desde que não haja descaso com a estação de tratamento e com o processo.

Embora haja vantagens apresentadas para a implantação de uma lagoa de estabilização, manter e operar são essenciais para gerar efluente final com qualidade adequada para lançamento em corpos aquáticos ou que possam ser reutilizados de forma segura.

As lagoas de estabilização são aplicadas em todo o mundo, mas são particularmente adequadas para os países tropicais que apresentam condições climáticas ideais para sua utilização, como a alta incidência solar e altas temperaturas (Mara, 2003; Peña & Mara, 2004; Von Sperling & Chernicharo, 2005; Curtis & Mara, 2006).

Sendo assim, as lagoas de estabilização são adequadas para as condições brasileiras, especialmente na região Nordeste, visto como apresenta a simplicidade de operação e manutenção já supracitada e o clima favorável do Brasil apresenta disponibilidade de área em um grande número de localidades (Von Sperling, 1996). Atrelado ao contexto do Rio Grande do Norte, lagoas de estabilização são as principais tecnologias de tratamento de esgoto no Estado do Rio Grande do Norte, atingindo cerca de 90% dos sistemas (Silva Filho, 2007).

A dinâmica dos sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, como lagoas de estabilização, acelera a disponibilidade de nutrientes, tornando-se ambientes hipereutrofizados que – em condições especiais de insolação e temperatura elevadas, favorecem o desenvolvimento de florações de cianobactérias e algas (Vasconcelos & Pereira, 2001; Shanthala *et al.*, 2009). Mas as elevadas concentrações de sólidos suspensos

nos efluentes finais, devido principalmente à biomassa de algas formada naturalmente, configuram desvantagem do sistema, por deteriorar a qualidade do efluente final por fatores estéticos ou até de toxicidade, limitando o reúso e a disposição final (Dantas, 2013).

Nas lagoas de estabilização, o fitoplâncton atua no tratamento biológico do esgoto em simbiose com bactérias aeróbias, disponibilizando oxigênio, através da fotossíntese, para a decomposição da matéria orgânica, e mantém as condições aeróbicas do sistema (Riaño *et al.*, 2012). Adicionalmente, o fitoplâncton pode ser considerado um bioindicador da qualidade da água e das condições ambientais em ecossistemas aquáticos (Sant'Anna *et al.*, 2006). As cianobactérias também podem influenciar na eficiência das lagoas de estabilização, pois esses organismos – devido à competição por recursos – diminuem o crescimento de espécies da comunidade fitoplanctônica comumente encontradas nas lagoas (Barrington *et al.*, 2013). Em contrapartida, essas espécies são potencialmente produtoras de toxinas, que podem afetar a biota do sistema e causar problemas de saúde nas populações humanas e animais (Furtado *et al.*, 2009).

As florações de cianobactérias potencialmente tóxicas em sistemas de lagoas de estabilização podem provocar efeitos tóxicos nos organismos planctônicos presentes nas lagoas de estabilização (Shanthala *et al.*, 2009). Constituídas de metabólitos secundários que podem ser agrupadas de acordo com sua ação tóxica, como hepatoxinas e neurotoxinas, o primeiro grupo inclui as microcistinas e nodularinas, são peptídeos cíclicos inibidores de algumas proteínas fosfatases e as cilindrospermopsinas, alcalóides supressores da síntese proteica. Quanto ao grupo das neurotoxinas, inclui a anatoxina-a, um alcalóide que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos; a anatoxinas-a(s), um organofosforado natural que veda a ação da acetilcolinesterase e as saxitoxinas (toxinas paralisantes de marisco). Estas, por sua vez, são alcalóides que inibem a condução nervosa, porquanto bloqueiam os canais de sódio e cálcio (Molica *et al.*, 2005; Molica & Azevedo, 2009).

As toxinas liberadas pelas cianobactérias *Microcystis* spp. e *Planktothrix* spp. condicionam a redução da taxa de crescimento nos outros

organismos panctônicos nas lagoas de estabilização, como protozoários e bactérias, prejudicando desta maneira a eficiência do sistema, visto como estes microrganismos são necessários para um tratamento adequada das águas residuárias (Martins *et al.*, 2011; Barrington *et al.*, 2011; Barrington *et al.*, 2013).

Os índices elevados de nutrientes nos ditos sistemas possibilitam um maior potencial de florações de cianobactérias (Barrington & Ghadouani, 2008; Vasconcelos & Pereira, 2001), podendo resultar em maiores níveis de produção de toxinas, e neste, inclui-se as microcistinas (Ho *et al.*, 2010).

Entretanto, a maioria dos estudos sobre cianotoxinas são realizados em água superficiais, e há pouca informação sobre os seus efeitos em lagoas de estabilização, por haver uma lacuna de informações científicas relevantes no cenário brasileiro.

Destarte, o objetivo deste trabalho foi monitorar e avaliar a eficiência das lagoas de estabilização em série do Estado do Rio Grande do Norte, bem como verificar a presença de cianobactérias e microcistinas nos efluentes. A informação gerada possibilitará uma segurança para posterior lançamento do efluente em um corpo receptor, atendendo a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº430/2011, que dispõe sobre as condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores.

METODOLOGIA

Área de estudo

A pesquisa foi realizada em sete sistemas de lagoas de estabilização em série, localizados no Estado do Rio Grande do Norte (Tabela 1; Figura 1), compostos por uma lagoa facultativa (LF), seguida de duas lagoas de maturação (M1 e M2).

A escolha para a investigação destes sistemas surgiu da elaboração do projeto de pesquisa “*Avaliação de Técnicas de Pós-Tratamento de Efluentes de Lagoas de Estabilização no estado do Rio Grande do Norte*”, com o fim em

atender a chamada pública do Departamento de Engenharia de Saúde Pública – DENSP, da Fundação Nacional de Saúde – FUNASA.

Estes sistemas foram escolhidos por já terem sido contemplados em dois projetos financiadas pela FUNASA, compostos por tratamento preliminar, seguida de lagoa facultativa e duas lagoas de maturação, salientando o bom estado de conservação e operação desses.

Tabela 1: Sistemas monitorados e seus respectivos, órgãos gerenciadores, zonas e coordenadas geográficas.

ETE - SIGLAS	MUNICÍPIO	ÓRGÃO GERENCIADOR	ZONA	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	EFLUENTE FINAL
Caiçara (CRV)	Caiçara do Rio do Vento	*CAERN	25	5°45'28"S e 35°59'45"W	Reúso: irrigação do capim elefante.
Ilha de Santana (MIS)	Macau	*CAERN	24	5°7'21"S e 36°38'9"W	Lançamento no Rio Piranhas Assu
Ponta Negra (PN)	Natal	*CAERN	25	5°53'40"S e 35°10'55"W	Disposição e infiltração no solo.
Pedro Velho Roça (PVR)	Pedro Velho	*CAERN	25	6°26'41"S e 35°12'58"W	Escoamento superficial até o Rio Curimataú.
Pipa (PIP)	Tibau do Sul	*CAERN	25	6°14'17"S e 35°4'1"W	Disposição e infiltração no solo.
Santo Antônio (SA)	Santo Antônio	*CAERN	25	6°18'46"S e 35°28'24"W	Escoamento superficial até o Rio Jacú.
Coqueiros (SG)	São Gonçalo	** SAAE	25	5°47'39"S e 35°18'35"W	Reúso: irrigação de bananeiras e coqueiros.

Fonte: Araújo *et al.* 2011; Silva (2011); Silva Filho (2007).

*Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).

**Sistema Autônomo de Água e Esgoto (SAAE).

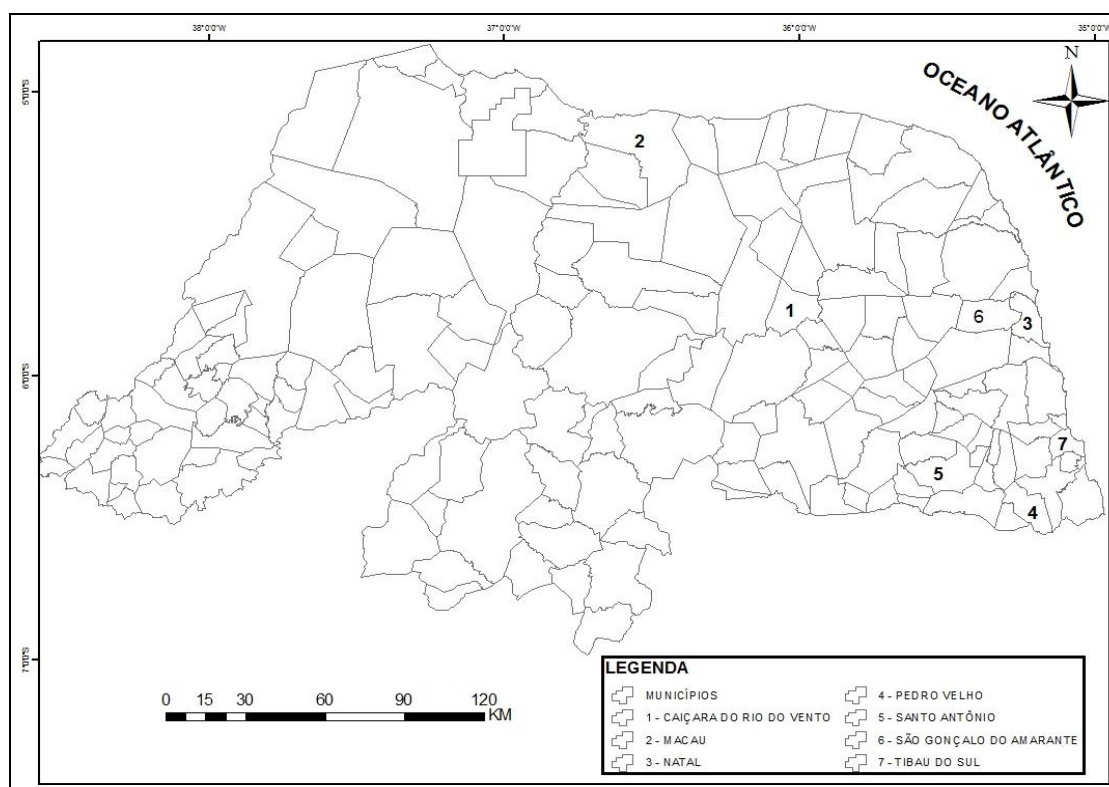


Figura 1: Mapa de localização dos municípios estudados.

Fonte: Teixeira (2014).

Amostragem

A caracterização dos sistemas das lagoas de estabilização (Tabelas 2 e 3) foram registradas em novembro de 2012 e agosto de 2013, totalizando neste período seis amostragens dos efluentes brutos e tratados de cada sistema.

A coleta dos efluentes tratados foram realizadas em 4 pontos específicos em cada Estação de Tratamento de Esgoto (Figura 2) durante o turno matutino. Foram mostrados os efluentes nas caixas de saída das lagoas facultativas (LF) e maturações (M1 e M2) (Figura 3), enquanto o esgoto bruto (EB) foi coletado na caixa de entrada, sendo acondicionadas em garrafas plásticas individuais com capacidade para 1 litro e mantidas em recipientes isolantes de isopor com gelo (Figura 3), até chegar no laboratório de análise.

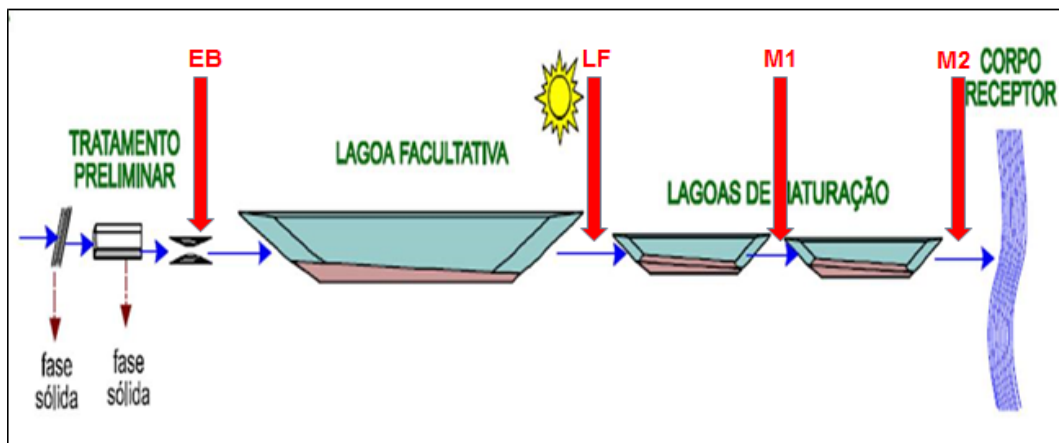


Figura 2: Esquematização dos pontos de coletas.
Fonte: Von Sperling (2005).



Figura 3: A: as amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas individuais com capacidade para 1 litro; B: recipientes isolantes (caixa de isopor) com gelo, até chegar no laboratório de análise; C: coletando o efluente tratado diretamente nas caixas de saída das lagoas facultativas (LF) e maturações (M1 e M2).

Tabela 2: Dados morfométricos das lagoas de estabilização monitoradas.

ETE - SIGLAS	MUNICÍPIO	COMPRIMENTO (m)			LARGURA (m)			PROFUNDIDADE (m)			ÁREA (m²)			VOLUME (m³)		
		LF	M1	M2	LF	M1	M2	LF	M1	M2	LF	M1	M2	LF	M1	M2
Caiçara (CRV)	Caiçara do Rio do Vento	53	26	26	21	21	21	2	1,5	1,5	1.119	546	546	1.679	764	764
Ilha de Santana (MIS)	Macau	255	120	120	90	60	60	2	1,5	1,5	22.950	7.200	7.200	45.900	10.800	10.800
Ponta Negra (PN)	Natal	445	196	234	118	143	122	2	1,5	1,5	52.510	28.028	28.548	105.020	42.042	42.822
Pedro Velho Roça (PVR)	Pedro Velho	100	60	60	60	40	40	2	1,6	1,6	6.000	2.400	2.400	12.600	3.840	3.840
Pipa (PIP)	Tibau do Sul	115	56	56	40	16	16	2	1,5	1,5	4.600	896	896	9.200	1.344	1.344
Santo Antônio (SA)	Santo Antônio	138	61	76	61	37	27	2	1,5	1,5	8.418	2287	2.090	16.836	3.431	3.135
Coqueiros (SG)	São Gonçalo	76	35	35	46	47	47	2	1,9	1,9	3.024	1.386	1.386	1.679	764	764

Fonte: Silva (2011); Silva Filho (2007).

Tabela 3. Vazões, Cargas Superficiais e Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) dos sistemas estudadas.

ETE - SIGLAS	MUNICÍPIO	Vazão (m ³ /dia)	Cargas Superficiais – λs (kgDBO/ha.dia)			TDH (dias)			
			LFP	M1	M2	LFP	M1	M2	Total
Caiçara (CRV)	Caiçara do Rio do Vento	108	721	483	441	15,5	7,1	7,1	29,7
Ilha de Santana (MIS)	Macau	3950	1008	1171	1335	11,6	2,7	2,7	17
Ponta Negra (PN)	Natal	7600	426	419	383	13,8	5,5	5,6	24,9
Pedro Velho Roça (PVR)	Pedro Velho	720	400	-	-	15	5	5	20
Pipa (PIP)	Tibau do Sul	650	1262	2286	1767	14,2	2,1	2,1	18,4
Santo Antônio (SA)	Santo Antônio	300	217	238	201	56,1	11,4	10,5	78
Coqueiros (SG)	São Gonçalo	260	519	347	406	23,3	10,1	10,1	43,5

Fonte: Araújo *et al.* (2011) ; Silva Filho (2007).

Procedimentos analíticos

As análises físico-químicas foram realizadas, conforme apresentado na Tabela 4.

Enquanto a análise de oxigênio dissolvido(OD) nos efluentes foram acondicionadas diretamente em frascos de DBO com fixação imediata, a temperatura e pH – em *in situ*, foram observadas por este mecanismo analítico. No que concerne às demais análises, foram desenvolvidas conforme a metodologia referenciada na Tabela 4.

Tabela 4: Variáveis e procedimentos analíticos.

PARÂMETROS	MÉTODOS	REFERÊNCIAS
pH	Eletrométrico	APHA (2005)
Temperatura (°C)	Termopar	APHA (2005)
Sólidos suspensos totais (SST) mg.L ⁻¹	Colorimétrico	HACH COMPANY (DR – 2000)
Cor aparente (CA) uH	Colorimétrico	APHA (2005)
Turbidez (TUR) NTU	Turbidimétrico	APHA (2005)
Oxigênio dissolvido (OD) mg.L ⁻¹	Titulométrico – Método de Winkler ou Iodométrico	APHA (2005)
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) Bruta - mg.L ⁻¹	Diluição em frascos padrões	APHA (2005)
Demanda química de oxigênio (DQO) Bruta - mg.L ⁻¹	Refluxação fechada	APHA (2005)
Fósforo total (PT) mg.L ⁻¹	Digestão ácida – Cloreto estanhoso	APHA (2005)
Nitrogênio orgânico (N- ORG) mg.L ⁻¹	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
Nitrogênio Amoniacal (N-AMON) mg.L ⁻¹	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) mg.L ⁻¹	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
Clorofila “a” (Chl) µg.L ⁻¹	Extração a quente com metanol 100%	JONES (1979)

Identificação de cianobactérias

Para a quantificação e qualificação de algas e cianobactérias (CIANO) foram coletadas amostras nos dois pontos pré-estabelecidos (lagoa facultativa -

LF e na segunda lagoa de maturação – M2) e – em seguida, dispostas nas garrafas plásticas etiquetadas e fixadas com solução de lugol acético.

Identificaram-se as populações fitoplanctônicas, sempre que possível, em nível de espécie e examinadas em microscópio óptico, através da análise de características morfológicas e morfométricas. Para análise quantitativa, foi utilizado o método de sedimentação segundo Utermöhl (1958) em microscópio invertido, a 400X, sendo contados, pelo menos, 100 organismos da espécie mais frequente ($p < 0,05$, Lund *et. al.*, 1958).

Análises de microcistina

Para a análise, foram coletados 100 mL dos efluentes tratados na segunda lagoa de maturação (M2), devidamente acondicionadas em garrafas plásticas em duplicatas e conservadas sob congelamento.

No período das análises, todas as amostras passaram pelo processo de descongelamento e congelamento realizado três vezes, de modo que ocorresse a lise celular e a liberação das microcistinas intracelulares para o meio.

Logo após esse procedimento, as amostras foram filtradas em membranas em filtros de fibra de vidro de 0.45 µm para a remoção do material particulado, homogeneizando para retirada de alíquotas de 50 mL, e mantidas em congelamento até o momento que passaram no ultrassônico por 1 minuto e novamente congeladas até o momento da quantificação.

Para a quantificação da microcistina, foi utilizado o kit *Quantiplace for Microcystins*, do fabricante *Envirologix*, por ensaio imnossorvente por enzima ligada (ELISA) competitivo.

Análises dos dados

Em uma primeira abordagem, realizou-se uma análise descritiva dos fatores abióticos e as concentrações de microcistina das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE).

Já em uma análise de variância (ANOVA – um fator), é realizada para avaliar a diferença dos parâmetros físicos, químicos e biológicos entre as etapas da série das lagoas de estabilização. Em todas as situações significativas o teste de Tukey HSD *a posteriori* foi aplicado e para atender a premissas da ANOVA, os dados foram transformados em $\log(x+1)$. No que diz respeito ao programa usado para verificar todas as análises, utilizou-se o programa Statistica®.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise descritiva dos parâmetros físico-químicos do Esgoto Bruto (EB)

Os resultados dos valores médios e a faixa de variação (máximos e mínimos) dos parâmetros físico-químicos monitorados nos pontos de coletas do esgoto bruto (EB) de cada estação analisada durante o período de amostragem estão apresentados na tabela 5.

As temperaturas médias variaram entre 27,5 °C (SA) a 31,2 °C (SG), no esgoto bruto. Esses valores são típicos da região onde as estações localizam-se, na qual predominam elevadas faixas de temperatura e intensidade de radiação solar.

Nos esgotos brutos, os valores médios de pH estiveram sempre próximos da neutralidade com variação entre 6,9 (PIP) e 7,6 (SA).

Os valores médios de pH e temperatura do EB verificados neste trabalho estiveram de acordo com trabalhos já realizados na região (Silva Filho, 2007; Araújo *et. al.*, 2003; Silva, 2011), cuja caracterização apontam o modo pelo qual o tratamento de esgoto bruto e avaliação operacional de sistemas de lagoas de estabilização são realizados no Rio Grande do Norte.

As concentrações médias de matéria orgânica biodegradável, estimada pela DBO, variaram entre 457 mg.L⁻¹(PN) a 971 mg.L⁻¹(PIP). Tais resultados apontam uma elevada concentração de matéria orgânica nos esgotos brutos analisados, estando superior aos valores comumente observados em esgotos domésticos (Von Sperling, 2005), sendo considerada como uma concentração forte, segundo a classificação de Metcalf & Eddy (2003).

A DBO do EB apresentou entre 117-1209 mg.L⁻¹(SA) e 369 – 682 mg.L⁻¹ (MIS).

O EB na ETE Ponta Negra foi o que apresentou a menor concentração média para DBO (457 mg.L⁻¹), quando comparados aos outros sistemas estudados. A constatação desse dado, porventura, associa-se ao tamanho da rede coletora do sistema, na qual o esgoto já chega à estação com uma boa fração degradada; a população contribuinte é de classe média alta, ou seja, uma população com maior disponibilidade de água potável e maior consumo *per-capita*, tornando, assim, o afluente mais diluído (Silva, 2011).

Em relação à DQO, as concentrações médias, no esgoto bruto, variaram entre 982 mg.L⁻¹ (MIS) e 1375 mg.L⁻¹ (CRV).

Como são ambientes propícios para o desenvolvimento de algas, as lagoas de estabilização, geralmente apresentam significativas concentrações de sólidos suspensos em seus efluentes. As concentrações médias de sólidos suspensos totais observadas nos esgotos brutos (171 mg.L⁻¹ (PN) a 376 mg.L⁻¹ (CRV) aumentaram ao longo do tratamento com exceção nas estações CRV e PVR (Figura 5).

Atrela-se a esta colocação que as médias de cor aparente variaram entre 755 uH a 1622 uH, enquanto que as médias de turbidez variaram entre 193 uT a 400 uT.

Análise descritiva dos parâmetros físico-químicos da segunda lagoa de maturação (M2)

Os resultados dos valores médios e a faixa de variação (máximos e mínimos) dos parâmetros físico-químicos monitorados na segunda lagoa de maturação (M2) de cada estação analisada durante o período de amostragem estão apresentados na tabela 6.

As temperaturas médias variaram entre 25,6 °C (CRV) a 30,1 °C (SG), nos efluentes finais. Tais valores são decorrentes devido à região em que as estações estão localizadas, onde predominam elevadas faixas de temperatura e intensidade de radiação solar.

Nos efluentes finais dos sistemas avaliados, o pH médio variou na estreita faixa de 7,3 (SG) a 7,5 (MIS). Os valores máximos de pH variaram entre 7,7 a 8,2.

Ao longo do tratamento as concentrações médias de DBO foram gradativamente diminuindo, atingindo nos efluentes finais concentrações médias que variaram entre 113 mg.L⁻¹ (SA) a 413 mg.L⁻¹ (PIP).

Em relação à DQO, apresentaram em uma faixa entre 282 mg.L⁻¹ (PN) a 577 mg.L⁻¹(PIP) nos efluentes finais das séries.

Observando as concentrações médias de sólidos suspensos totais nos efluentes finais, apresentaram concentrações médias na faixa de 165 mg.L⁻¹ (PVR) a 651 mg.L⁻¹ (PIP).

As concentrações médias nos efluentes finais variaram entre 1062 uH a 3432 uH e 185 uT a 671 uT, respectivamente para cor aparente e turbidez, apresentando a mesma tendência de variação observada para os sólidos suspensos totais, ocorrendo, para a maioria dos sistemas, aumentos de concentração ao longo do tratamento.

Também se observaram baixas concentrações médias de oxigênio dissolvido, entre 0,2 mg.L⁻¹(MIS e SG) a 2,0 mg.L⁻¹(PN), comumente verificada a ocorrência de condições anaeróbias na maioria dos sistemas estudados.

Silva (2011) também verificou anoxia no monitoramento nas mesmas estações no Rio Grande do Norte durante o seu estudo – estando relacionada a essa concentração de OD, a utilização do coletor manual (processo de coleta), devido à grande profundidade das caixas de passagem entre as lagoas, favorecendo maior ou menor aeração do efluente durante a coleta.

Inserem-se a estas observações que as elevadas concentrações de SST nos efluentes finais das séries de lagoas tiveram influência direta nos resultados de clorofila “a”, situados em uma variação entre 323 µg.L⁻¹ (PVR) a 1190 µg.L⁻¹(PIP). Tais resultados indicam que os sólidos suspensos totais são provavelmente os dos suspensos orgânicos referente à biomassa algal.

Os efluentes finais apresentaram concentrações médias de fósforo total variaram numa faixa próxima a observada para o esgoto bruto (4,0 mg.L⁻¹ a 5,5 mg.L⁻¹).

De acordo com Cavalcanti (2001), a remoção de fósforo, na forma de seu íon fosfato, só começa a ser significativa quando o pH supera o valor de

9,0. Contudo, nas estações estudadas foram verificados valores máximos de pH entre 7,7 a 8,2 – não favorecendo os mecanismos de precipitação de fosfato. O mesmo autor afirma que, para lagoas cuja profundidade é superior a 1,0 metro – como é o caso das lagoas avaliadas, a remoção de fósforo não é significativa.

Já nos efluentes finais as concentrações médias de nitrogênio amoniacal variaram entre 6,4 mg.L⁻¹ a 26,6 mg.L⁻¹ enquanto que o nitrogênio orgânico variou entre 2,4 mg.L⁻¹ a 33,0 mg.L⁻¹.

Trazendo a pesquisa realizada por Ribeiro (2007) nas estações de tratamento de esgoto no estado da Paraíba, encontrou as maiores concentrações médias no nitrogênio amoniacal nos efluentes finais na ETE de Campina Grande (52,6 e 0,2 mg.L⁻¹) e Monteiro (101,4 e 29,5 mg.L⁻¹), apresentando valores superiores em relação aos obtidos no referido estudo.

Tabela 5: Estatísticas descritivas (média, mínima e máxima) do esgoto bruto (EB) monitorado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), durante o período amostral de novembro de 2012 a agosto de 2013.

PARÂMETRO	PN	PVR	PIP	CRV	SA	MIS	SG
DQO (mg.L⁻¹)	1119 (691 - 2131)	1029 (621 – 1852)	1127 (686 - 1606)	1375 (940 - 2477)	1094 (499 - 1805)	982 (554 - 1580)	1077 (825 - 1585)
DBO (mg.L⁻¹)	457 (257 - 866)	517 (304 - 807)	971 (562 - 1498)	524 (140 - 721)	664 (117 - 1209)	502 (369 - 682)	545 (328 - 749)
pH	7,1 (6,5 – 7,5)	7,1 (6,6 – 7,6)	6,9 (6,6 – 7,3)	7,2 (7,1 – 7,4)	7,6 (7,1 – 8,2)	7,4 (7,0 – 8,0)	7,1 (6,5 – 7,5)
T (°C)	29,5 (28,0 – 31,4)	30,1 (25,0 – 32,9)	29,9 (25,0 – 32,5)	28,1 (25,9 – 31,1)	27,5 (26,0 – 29,1)	29,3 (29,1 – 31,2)	31,2 (29,1 – 31,2)
SST (mg.L⁻¹)	171 (90 – 266)	275 (171 – 440)	320 (136 – 573)	376 (246 – 477)	287 (200 – 496)	269 (182 – 344)	295 (182 – 415)
CA (uH)	755 (120 – 1420)	1328 (835 – 2320)	1387 (660 – 2880)	1622 (1020 – 2040)	1089 (195 – 2250)	1117 (213 – 2610)	1338 (200 – 2110)
TUR (uT)	193 (150 - 246)	201 (109 - 290)	258 (154 - 420)	297 (246 - 354)	400 (160 - 1130)	217 (170 - 270)	320 (211 - 400)
PT (mg.L⁻¹)	5,0 (2,9 - 7,3)	6,7 (5,3 – 7,8)	5,4 (2,7 – 7,6)	4,3 (3,7 - 4,8)	5,5 (3,3 – 6,6)	4,4 (3,0 – 5,7)	5,4 (2,5 – 7,4)
N-AMON (mg.L⁻¹)	39,6 (6,9 – 56,6)	53,2 (28,3 – 71,85)	35,0 (6,7 – 63,2)	9,7 (1,7 – 39,8)	24,0 (1,7 – 80,7)	12,5 (1,1 – 52,1)	35,0 (25,7 – 44,8)
N-ORG (mg.L⁻¹)	10,1 (0,1 – 33,6)	17,7 (1,1 – 50,2)	3,4 (0,6 – 10,4)	31,8 (10,0 – 49,7)	22,3 (2,4 – 66,9)	40,7 (0,4 – 61,4)	4,9 (2,7 – 7,7)
NTK (mg.L⁻¹)	49,7 (9,7 - 81,4)	70,9 (47,0 - 94,4)	38,4 (7,6 - 67,4)	41,5 (23,7 - 53,7)	46,2 (11,9 – 84,0)	53,2 (22,6 – 65,2)	39,9 (31,1 – 52,5)

Tabela 6: Estatísticas descritivas (média, mínima e máxima) da segunda lagoa de maturação (M2 – efluente final) monitorada nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), durante o período amostral de novembro de 2012 a agosto de 2013.

PARÂMETRO	PN	PVR	PIP	CRV	SA	MIS	SG
DQO (mg.L⁻¹)	282 (189 - 391)	375 (214 – 755)	577 (399 - 841)	333 (288 - 379)	348 (179 – 609)	343 (217 – 666)	487 (320 – 719)
DBO (mg.L⁻¹)	164 (64 – 247)	195 (53 – 316)	413 (218 – 632)	146 (16 – 374)	113 (12 – 183)	133 (78 – 234)	198 (89 – 332)
OD (mg.L⁻¹)	2,0 (0,0 – 4,1)	1,6 (0,0 – 2,7)	0,8 (0,4 – 1,8)	0,4 (0,0 – 1,5)	1,1 (0,0 – 2,3)	0,2 (0,0 – 0,6)	0,2 (0,0 – 0,6)
pH	7,3 (6,5 – 8,0)	7,4 (6,6 – 8,2)	7,3 (6,5 – 7,9)	7,4 (7,0 – 7,8)	7,4 (7,2 – 7,7)	7,5 (7,2 – 7,7)	7,3 (6,5 – 7,8)
T (°C)	29,7 (27,7 – 32,0)	28,8 (25,0 – 30,9)	29,4 (25,0 – 31,5)	25,6 (24,3 – 27,7)	26,5 (25,0 – 28,5)	27,8 (24,4 – 32,9)	30,1 (28,3 – 32,2)
SST (mg.L⁻¹)	251 (100 – 380)	165 (120 – 259)	651 (376 – 850)	259 (194 – 381)	455 (361 – 580)	520 (333 – 682)	511 (282 – 685)
CA (uH)	1291 (245 – 1780)	1062 (725 – 1520)	3432 (1680 – 4500)	1293 (925 – 1835)	1719 (280 – 2565)	2264 (1295 – 2930)	2457 (1765 – 3120)
TUR (uT)	251 (59 – 329)	185 (146 – 250)	671 (387 – 860)	239 (170 – 330)	632 (275 – 1770)	424 (230 – 560)	400 (300 – 480)
PT (mg.L⁻¹)	4,3 (2,7 – 6,3)	5,4 (3,7 – 7,8)	5,5 (3,0 – 11,0)	4,8 (4,0 – 6,0)	5,5 (3,3 – 6,6)	4,0 (2,7 – 5,5)	4,7 (3,4 – 5,8)
Chl (µg.L⁻¹)	1063,1 (32,8 – 1417,3)	323,4 (182,0 – 578,8)	1190,0 (724,4 – 1889,2)	702,5 (221,4 – 1892,8)	1170,3 (84,9 – 2234,1)	833,9 (142,0 – 2839,2)	832,3 (360,4 – 2083,9)
N-AMON (mg.L⁻¹)	16,4 (5,5 – 24,0)	26,5 (16,24 – 36,9)	23,5 (11,6 – 51,0)	26,5 (16,2 – 40,0)	13,9 (0,6 – 31,8)	6,4 (1,1 – 28,0)	26,6 (20,7 – 30,7)
N-ORG (mg.L⁻¹)	6,6 (0,2 – 25,8)	6,9 (1,1 – 14,0)	2,8 (0,3 – 7,0)	33,0 (1,1 – 66,0)	12,5 (0,7 – 33,3)	27,4 (3,8 – 44,5)	2,4 (1,5 – 3,2)
NTK (mg.L⁻¹)	23,0 (5,7 – 81,4)	33,4 (13,6 – 94,4)	26,3 (7,6 - 67,4)	59,5 (12,3 - 76,7)	26,4 (9,0 - 84,0)	33,8 (22,3 - 82,5)	29,0 (18,3 - 52,5)

Análise de Eficiência de Remoção

As concentrações médias de fósforo total variaram entre $4,3 \text{ mg.L}^{-1}$ a $6,7 \text{ mg.L}^{-1}$ no esgoto bruto, indicando a pouca eficiência dos sistemas na remoção desse nutriente, sendo encontrada a maior eficiência de remoção de 20% na ETE PVR.

Foram observadas remoções nos valores da DBO e DQO, entre as faixas de 48,8% (PIP) a 75,8% (CRV) e 57,5% (PIP) a 83,0% (SA), respectivamente (Figura 4), não apresentando as concentrações médias de DBO e DQO verificadas por Ribeiro (2007) em oito estações de tratamento de esgoto no estado da Paraíba.

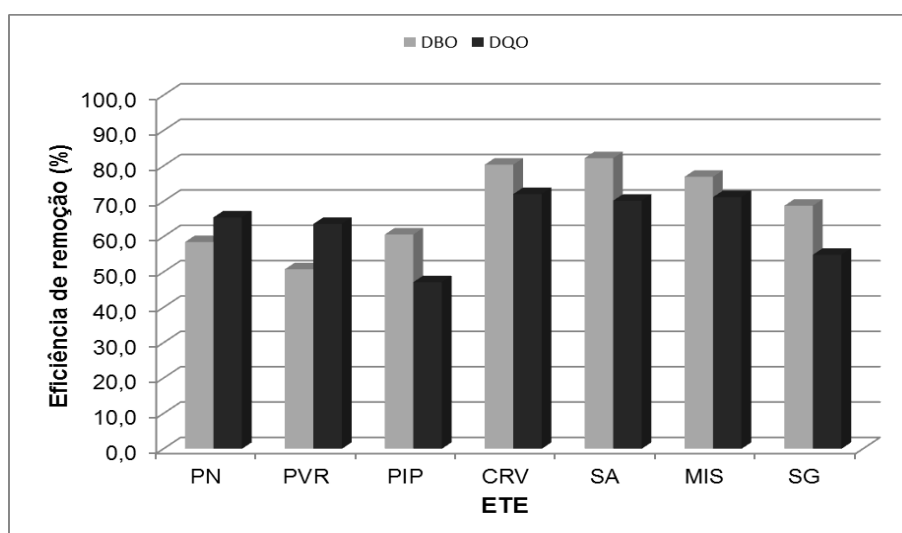


Figura 4: Eficiências das médias de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) nos sistemas de lagoas de estabilização em série avaliados do Rio Grande do Norte. PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.

Os efluentes finais apresentaram concentrações médias de sólidos suspensos totais na faixa de 165 mg.L^{-1} (PVR) a 651 mg.L^{-1} (PIP). Verificando aumento de SST na maioria das estações avaliadas, indicadas pelos valores negativos de remoção (Figura 5). Os sistemas que promoveram remoções de

SST (PVR e CRV) foram justamente os que apresentaram menores concentrações médias de clorofila “a”.

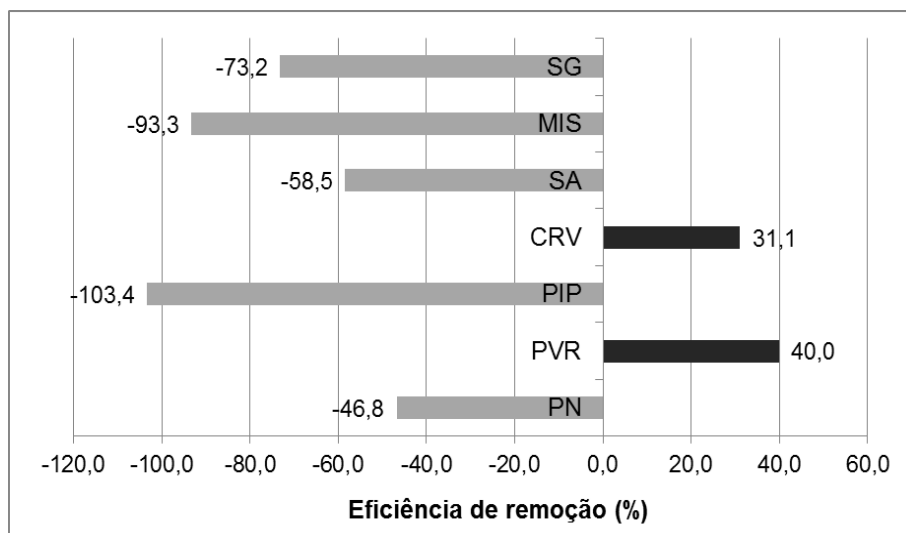


Figura 5: Eficiências das médias de remoção de sólidos suspensos totais (SST) nos sistemas de lagoas de estabilização em série avaliados do Rio Grande do Norte. PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.

O nitrogênio orgânico no esgoto bruto foi predominante apenas nas ETE de CRV e MIS, representando 55% e 81%, respectivamente, de NTK. Este variou entre 39,9 mg.L⁻¹ a 70,9 mg.L⁻¹, nos esgotos brutos, com concentrações médias de nitrogênio amoniacal (9,7 mg.L⁻¹– 53,2 mg.L⁻¹) sendo predominantes em relação ao nitrogênio orgânico (3,4 mg.L⁻¹– 40,7 mg.L⁻¹) para a maioria dos sistemas (53 a 88% de NTK). Somente em CRV e MIS as concentrações de nitrogênio orgânico foram superiores as de nitrogênio amoniacal, representando 76% do NTK.

A maior remoção de NTK ocorreu na ETE PN (53%) e a menor foi verificada na ETE SG (27%) (Figura 6). Destaca-se que as baixas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal (24 a 59%).

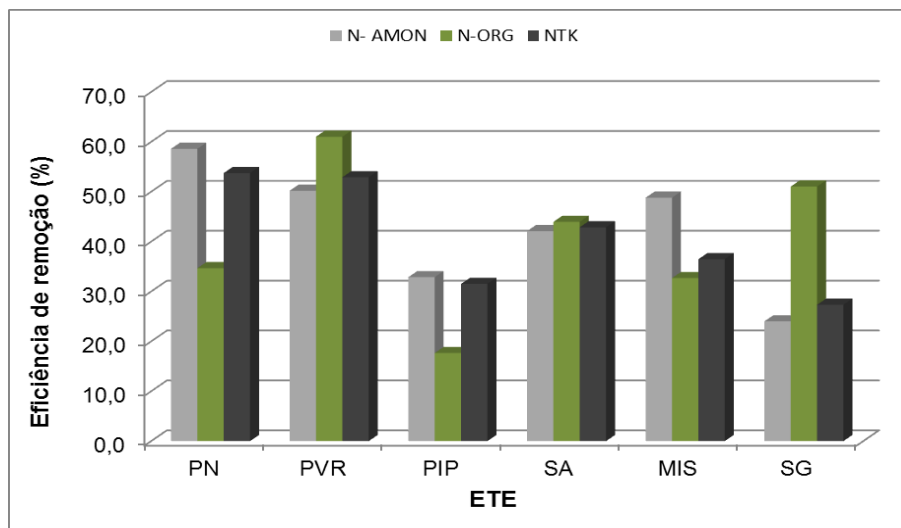


Figura 6: Eficiências das médias de remoção de nitrogênio amoniacal (N-AMON), nitrogênio orgânico (N-ORG) e nitrogênio Kjeldahl (NTK) nos sistemas de lagoas de estabilização em série, avaliados do Rio Grande do Norte. PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.

Avaliação dos sistemas por análise de variância

Os resultados da análise de variância ANOVA (análise de um fator), que apresenta tendências da remoção de matéria orgânica, nutrientes e cianobactérias nas Estações de Tratamento de Esgoto estão apresentados na tabela 7, com as figuras no apêndice.

As variáveis OD, CA, Chl, pH, PT, N-ORG e Temperatura não apresentaram valores significativos a um nível de significância ($p < 0.05$).

As estações avaliadas não demonstraram diferenças significativas na remoção de matéria orgânica (DBO e DQO) entre os pontos de coletas LF, M1 e M2, apresentando uma faixa de remoção entre 48,8% (PIP) a 75,8% (CRV) e 57,5% (PIP) a 83,0% (SA), respectivamente. Oliveira & Von Sperling (2010) encontraram concentrações médias do esgoto bruto no valor de 500 mg.L^{-1} , observando também concentrações médias de DBO nas lagoas facultativas de 29 a 230 mg.L^{-1} , enquanto a maior faixa de variação da DBO do EB foi verificada na ETE SA ($117\text{-}1209 \text{ mg.L}^{-1}$) e a menor ocorreu na ETE MIS ($369 -$

682 mg.L⁻¹). Em geral, registrou-se uma prevalência inferior ao desempenho esperado.

Nas estações PN, PIP, MIS os valores de turbidez apresentaram os maiores valores no EB em relação aos outros pontos de coletas, enquanto nos sistemas de PVR, CRV, SA e SG não demonstraram diferenças nos pontos de coletas ao longo do período de amostragens.

Os SST apresentaram a mesma tendência de variação observada na turbidez, aumento de concentrações na maioria dos sistemas ao longo do tratamento, com exceção das ETE CRV e PVR. Contudo, normalmente essa situação ocorre em lagoas de estabilização (Araújo *et al.*, 2011).

Os sistemas não apresentaram eficiência na remoção de PT, com a maior remoção encontrada na ETE PVR (20%), podendo está relacionado aos valores de pH (Cavalcanti, 2001).

As estações PN, PIP, CRV e SA não apresentaram diferenças significativas na remoção de nutrientes derivados do nitrogênio (N-ORG, N-AMON e NTK), apresentando maior remoção de NTK na ETE PN (53%) e menor remoção foi verificada na ETE SG (27%). As estações PVR, MIS e SG não verificaram diferenças significativas no EB.

Cianobactérias e microcistinas

Foram identificados no estudo 54 táxons fitoplanctônicos, sendo 7 espécies de cianobactérias nas etapas do final da lagoa facultativa (LF) e na segunda lagoa de maturação (M2). As espécies dominantes (acima de 50% do total da amostra; Tabela 8) foram as cianobactérias *Planothrix* sp. para a ETE PVR, *Synechocystis* sp. para SG, PVR, PN, PIP e CRV; *Merismopedia tenuissima* para MIS, PN, PIP e CRV e *Microcystis* sp. para SA. As algas verdes Chlorophyceae *Closterium* sp. e *Monoraphidium* foram predominantes, respectivamente, nas ETE SG e SA.

Tabela 7: ANOVA (análise de um fator) das variáveis nas estações estudadas.

VARIÁVEIS	ESTAÇÕES - ETE						
	PN	PVR	PIP	CRV	SA	MIS	SG
DBO (mg.L ⁻¹)	$p < 0.0001$	$p = 0.02$	$p = 0.01$	$p = 0.02$	$p = 0.01$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$
DQO (mg.L ⁻¹)	$p < 0.0001$	$p = 0.01$	$p = 0.04$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$
SST (mg.L ⁻¹)	$p = 0.16$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$	$p = 0.02$	$p < 0.0001$	$p = 0.02$
TUR (uT)	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$	$p = 0.06$	$p = 0.42$	$p < 0.0001$	$p = 0.20$
N - AMON (mg.L ⁻¹)	$p = 0.10$	$p < 0.0001$	$p = 0.57$	$p = 0.76$	$p = 0.89$	$p = 0.88$	$p = 0.01$
NTK (mg.L ⁻¹)	$p = 0.23$	$p < 0.0001$	$p = 0.43$	$p = 0.48$	$p = 0.63$	$p = 0.02$	$p < 0.0001$
CIANO (Cels.mL ⁻¹)	$p < 0.0001$	$p = 0.68$	$p = 0.33$	$p = 0.07$	$p = 0.37$	$p = 0.25$	$p = 0.85$

Legenda: SST: Sólidos suspensos totais ; TUR: Turbidez ; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio - Bruta ; DQO: Demanda química de oxigênio - Bruta ; N-AMON: Nitrogênio Amoniacal ; NTK: Nitrogênio Macro Kjeldahl ; CIANO: Cianobactérias. PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.

Tabela 8: Espécies fitoplanctônicas dominantes nas lagoas de estabilização estudadas.

Espécies dominantes	SG	PVR	MIS	SA	PN	PIP	CRV
Cianobactéria							
<i>Planktothrix</i> sp.		X					
<i>Synechocystis</i> sp.	X	X			X	X	X
<i>Merismopedia tenuissima</i>			X		X	X	X
<i>Microcystis</i> sp.				X			
Chlorophyceae							
<i>Closterium</i> sp.	X						
<i>Monoraphidium maior</i>				X			

Legenda: SG: São Gonçalo; PVR: Pedro Velho Roça; MIS: Macau – Ilha de Santana; SA: Santo Antônio; PN: Ponta Negra; PIP: Pipa; CRV: Caiçara do Rio do Vento.

As espécies *Planktothrix* sp. e *Microcystis* sp. de cianobactérias encontradas nas estações de tratamento de esgoto estudadas, são consideradas potencialmente tóxicas (Sant'Anna *et al.*, 2006; Naselli-Flores, 2003), podendo constituir um risco para a saúde pública e ao meio ambiente, caso o esgoto tratado seja lançado em mananciais superficiais, comprometendo assim os usos da água e afetando a biota aquática e a saúde humana.

Alguns estudos vêm avaliando a presença dos gêneros *Microcystis* spp. e *Planktothrix* spp. em sistemas de lagoas de estabilização, sendo a sua presença relacionada com a intensidade luminosa, concentrações de nutrientes e clorofila elevadas (Nandini, 1999; Peinador, 1999 ; Shanthala *et al.*, 2009; Godos *et al.*, 2010; Barrington *et al.*, 2011; Amengual-Morro *et al.*, 2012; Kumar & Sahu, 2012; Barrington *et al.*, 2012 ; Botelho *et al.*, 1997; Barroso *et al.*, 2009; König *et al.*, 2002; M'Peko *et al.*, 2003; Cruz *et al.*, 2005; Cavalcanti *et al.*, 2010; Aquino *et al.*, 2011) e Vasconcelos & Pereira (2001) relacionam as altas concentrações de clorofila como um indicador para a presença dos gêneros *Planktothrix* spp.

Valores de pH consistentemente alcalinos são indicativos de alta biomassa das algas e cianobactérias, sendo encontradas as espécies *Microcystis aeruginosa* (Kotut *et al.*, 2010 ; Kumar & Sahu, 2012), semelhantemente aos valores encontrados no estudo.

As concentrações médias da densidade de cianobactérias das LF variaram entre $6,25 \times 10^4$ cels.mL⁻¹(PVR) a $2,69 \times 10^6$ cels.mL⁻¹(PN) , enquanto os efluentes finais apresentaram entre a faixa de $9,1 \times 10^3$ cels.mL⁻¹ (PVR) a $1,9 \times 10^6$ cels.mL⁻¹(MIS), de acordo com a figura 7.

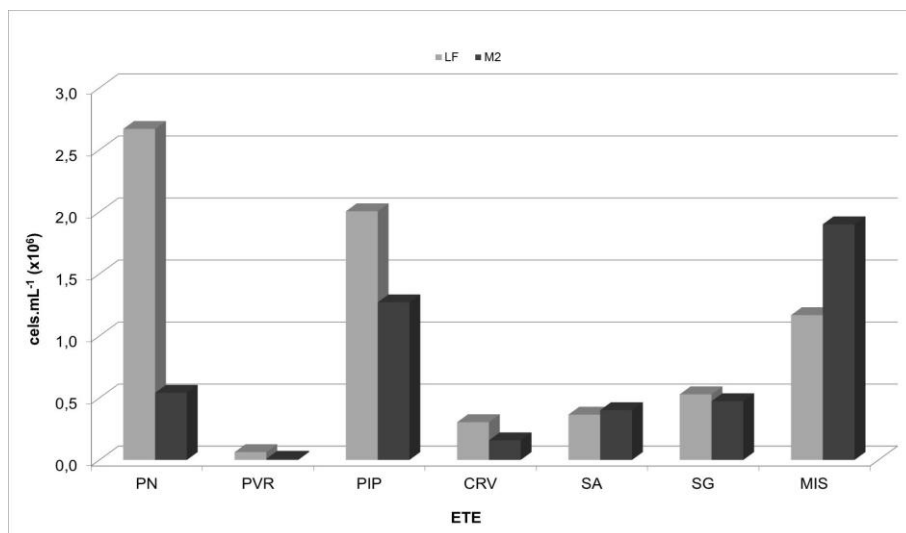


Figura 7: Densidade de cianobactérias. LF: Lagoa facultativa; M2: Segunda lagoa de maturação; PN: Ponta Negra ; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa ; CRV: Caiçara do Rio do Vento ; SA: Santo Antônio ; MIS: Macau – Ilha de Santana ; SG: São Gonçalo.

A Remoção em percentual (%) da densidade de cianobactérias na segunda lagoa de maturação (M2), em relação à lagoa facultativa (LF), a estação Pedro Velho Roça apresentou 85,50% (Figura 8), considerada a melhor remoção comparadas às outras estações estudadas. No entanto foi observado a remoção na maioria dos sistemas, com exceção da ETE SA e MIS.

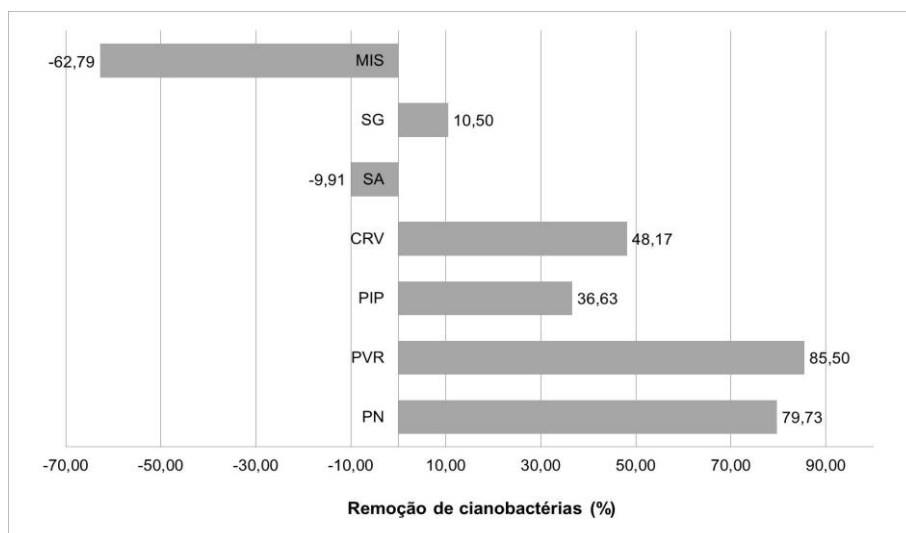


Figura 8: Remoção de cianobactérias em percentual (%) na segunda lagoa de maturação (M2) em relação a lagoa facultativa (LF). PN: Ponta Negra; PVR: Pedro Velho Roça ; PIP: Pipa; CRV: Caiçara do Rio do Vento; SA: Santo Antônio; MIS: Macau – Ilha de Santana; SG: São Gonçalo.

Godoy (2007), no estudo realizado em uma ETE no estado de São Paulo, observou um pequeno decaimento na densidade de cianobactérias em relação à lagoa facultativa para a lagoa de maturação (efluente final), assemelhando-se ao comportamento ocorrido na maioria das estações avaliadas, exceto nas estações de SA ($3,7 \times 10^5$ cels.mL⁻¹ - LF e $4,0 \times 10^5$ cels.mL⁻¹ - M2, aumento de $3,6 \times 10^4$ cels.mL⁻¹) e MIS ($1,2 \times 10^6$ cels.mL⁻¹ - LF e $1,9 \times 10^6$ cels.mL⁻¹ - M2, aumento de $7,3 \times 10^5$ cels.mL⁻¹) que apresentaram um aumento na densidade no efluente, assemelhando-se com a situação encontrada por Vasconcelos & Pereira (2001), ao observarem a densidade de cianobactérias de $8,9 \times 10^3$ cels.mL⁻¹ na lagoa facultativa e $2,7 \times 10^6$ cels.mL⁻¹ na lagoa de maturação.

Para Reynolds (2006), a faixa ótima para a temperatura de crescimento das algas, principalmente para as cianobactérias, situa-se na temperatura na faixa de 25 e 28°C, como ocorrido neste estudo, devido as temperaturas e intensidade de radiação solar, fatores estes típicos da região nordeste brasileira.

Nestas condições, a taxa de reprodução das espécies é acelerada, principalmente se houver disponibilidade de nutrientes oriundos da decomposição da matéria orgânica, como é o caso das lagoas de estabilização (Barroso *et al.*, 2009).

Na pesquisa realizada nos efluentes finais em oito sistemas de lagoas de estabilização do estado da Paraíba, Kõing *et al.* (2002) encontraram uma densidade de cianobactérias na ETE de Sapé de $1,2 \times 10^6$ cels.mL⁻¹ assemelhando-se aos valores encontrados nos efluentes nas estações de PIP ($1,2 \times 10^6$ cels.mL⁻¹) e MIS ($1,8 \times 10^6$ cels.mL⁻¹).

Furtado (2007) no estudo realizado em lagoas de estabilização em Cajati/SP, encontrou densidades de cianobactérias que variaram entre $3,9 \times 10^2$ a $2,3 \times 10^3$ e $7,5 \times 10^3$ a $1,5 \times 10^4$ nas lagoas facultativas. Esses resultados foram semelhantes aos encontrados por Vasconcelos & Pereira (2001) em Portugal onde o valor máximo foi de $8,8 \times 10^3$ cels.mL⁻¹ e Amengual-Morro *et al.* (2012) na Espanha, quando obtiveram uma densidade de $1,5 \times 10^3$ cels.mL⁻¹ na lagoa facultativa, diferenciando dos valores obtidos no presente estudo pois sempre os valores nas lagoas facultativas foram acima de $3,04 \times 10^5$ cels.mL⁻¹.

De acordo com a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), nº357/05, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, os valores de densidade de cianobactérias não deverão exceder 50.000 cels.mL⁻¹, para os corpos receptores da classe 2 (que corresponde aos rios do RN).

Entretanto, os valores médios encontrados na densidade de cianobactérias nas ETE estudadas não estão nos limites recomendados pela resolução, que foi observado o maior valor de 1,9 x10⁶cels.mL⁻¹(MIS). No entanto, deve-se salientar que a ocorrência da mistura do efluente final no corpo aquático.

O pH (neutro – alcalino) é um dos fatores fundamentais no controle do crescimento de cianobactérias (Nayak & Prasanna, 2007). Na presente avaliação, a predominância de cianobactérias pode estar relacionada com o pH que apresentou valores máximos entre 7,7 a 8,2, de acordo com os valores médios de pH entre 7,4 a 8,5 (Renuka *et al.*, 2014).

Em relação às concentrações máximas de microcistinas no efluente final das ETE estudadas foram verificados valores que variaram entre 0,06 µg.L⁻¹ (SA) a 0,13 µg.L⁻¹(SG), tabela 9.

Diante disso, Vasconcelos & Pereira (2001) verificaram a presença de microcistinas em concentrações que variaram de 4,6µg.L⁻¹ a 56µg.L⁻¹ no efluente final em Esmoriz no norte de Portugal, diferenciando dos valores encontrados na avaliação da ETE SG, que apresentou a maior concentração de microcistinas de 0,13 µg.L⁻¹, foi uma das estações que apresentou aumento da densidade de cianobactéria no efluente final.

Tabela 9: Valores mínimos e máximos de microcistinas no efluente final nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), durante o período amostral de novembro de 2012 a agosto de 2013.

ETE - SIGLAS	MICROCISTINAS ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	
	MÍNIMO	MÁXIMO
Ponta Negra (PN)	N.D.	0,09
Pedro Velho Roça (PVR)	N.D.	0,10
Pipa (PIP)	N.D.	0,07
Caiçara do Rio do Vento (CRV)	N.D.	N.D.
Santo Antônio (SA)	N.D.	0,06
Macau – Ilha de Santana (MIS)	N.D.	0,10
São Gonçalo (SG)	N.D.	0,13

Legenda: N.D.=Não detectado ; L.D = Limite de detecção ($0.05 \mu\text{g.L}^{-1}$).

A concentração máxima de microcistina, encontrada na ETE SG ($0,13 \mu\text{g.L}^{-1}$), foi inferior a faixa obtida por Kotut *et al.* (2010) em Nakuru (África) entre $0,16 \mu\text{g.L}^{-1}$ à $1,66 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos efluentes, respectivamente.

Estudando as lagoas de captação em Marrakech, Oudra *et al.* (2002) obteve concentrações de microcistinas no efluente final variando entre $57,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $842,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto Furtado *et al.* (2009) encontraram uma concentração de microcistinas de $3,74 \mu\text{g.L}^{-1}$ no efluente final, não encontrado valores altos nos sistemas monitorados em todo o período de amostragens.

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº430/2011 que *dispõe sobre as condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores*, no artigo de número 18 afirma: “O efluente não deverá causar ou possuir potencial

para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade ... ”.

Em relação às concentrações médias no efluente final das ETE estudadas de microcistinas, não apresentaram valores de ecotoxicidades para os corpos receptores, pois foram verificados o maior valor $0,13 \mu\text{g.L}^{-1}$ (SG).

Na avaliação geral nas ETE, as mesmas demonstraram baixa eficiência na remoção da matéria orgânica e de nutrientes. Por outro lado, obtiveram um bom desempenho, na maioria das estações na remoção de cianobactérias, bem como verificaram-se baixas concentrações de microcistinas no tratamento final.

CONCLUSÕES

- Considerando as concentrações médias de DBO e DQO encontradas, verifica-se uma prevalência inferior ao desempenho esperado, provocando um aumento das concentrações de turbidez, cor aparente e sólidos suspensos totais ao longo do tratamento;
- Os sistemas apresentaram baixas remoções de nutrientes, podendo estar relacionadas aos baixos valores médios de pH;
- As ETE estudadas demonstram grande capacidade de suportarem elevadas cargas orgânicas, sendo ainda capazes de promover uma significativa remoção de matéria orgânica, mesmo apresentando problemas de operação e manutenção que foram observados “in loco”.
- Os efluentes apresentaram elevadas concentrações de nutrientes e baixos valores de oxigênio dissolvido, favorecendo as altas concentrações de cianobactérias;

- Para a maioria dos sistemas, a densidade de cianobactérias diminuiu ao longo do tratamento, com exceção das ETE de Santo Antônio e Macau – Ilha de Santana.
- O efluente final apresentou elevadas concentrações de cianobactérias, que pode influenciar diretamente no processo de eutrofização do corpo receptor, podendo comprometer a qualidade da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUINO, E. P.; OLIVEIRA, E. C. C.; FERNANDES, U. L.; LACERDA, S. R. Fitoplâncton de uma lagoa de estabilização no nordeste do Brasil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**. 15(1):71-77. 2011.

AMENGUAL-MORRO, C.; NIELL, G. M.; MARTÍNEZ -TABERNER, A. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Management**. 95: 71-76, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ed. Hardcover. 2005. 1368p.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; VALE, M. B. **Avaliação de Quatro Séries de Lagoas de Estabilização na Grande Natal na Remoção de Matéria Orgânica e Coliformes Fecais**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 22, Joenvile-SC.2003.

ARAÚJO, A. L. C. ; ANDRADE NETO, C. O.; OLIVEIRA, F. G. ; SANTOS, J. P. **Avaliação operacional e da eficiência de lagoas de estabilização no estado do RN** - Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento. Natal/RN ,nov. 2011. 200p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005**. 23p. 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. 8p.2011. BARRINGTO, D. J. & GHADOUANI A. Application of Hydrogen Peroxide for the Removal of Toxic Cyanobacteria and Other Phytoplankton from Wastewater. **Environmental Science & Technology**. 42: 8916–8921.2008.

BARRINGTON, D.J.; GHADOUANI, A.; IVEY, G.N. Environmental factors and the application of hydrogen peroxide for the removal of toxic cyanobacteria from waste stabilization ponds. **Journal Environmental Engineering**.137:952-960, 2011.

BARRINGTON, D.J.; REICHWALDT, E. S.; GHADOUANI, A. The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. **Ecological Engineering**. 1-9: 2012.

BARRINGTON, D.J.; REICHWALDT, E. S.; GHADOUANI, A. The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. **Ecological Engineering**. 50:86-94. 2013.

BARROSO, A. D.; OLIVEIRA, F. F.; MARQUES, M. A. M.; SANTOS, S. M.; BRÊDA, F.; PERIM, C. A. B. Avaliação temporal do fitoplâncton na lagoa de polimento de uma estação de tratamento de esgoto do tipo biossistemas integrados, em Alto Caxixe, Venda Nova do Imigrante/ ES, Brasil. **Núcleo de Pesquisas Ambientais – FAESA – Campus II**.1-10p.2009.

BOTELHO, P. M. A.; SPERLING, M.V.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação de dados físico- químicos e fitoplâncton da lagoa de maturação em escala piloto da ETE NOVA VISTA - ITABIRA – MG. In: **XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Foz do Iguaçu. 681 – 690p. 1997.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A. ; VON SPERLING, M.; KATO, M.T.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA,L.O. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento**. In: Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coord.), Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Coletânea de Trabalhos Técnicos, Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, vol. 2, cap. 3, p. 105-170. 2001.

CAVALCANTI, A. L. A.; CAMPELO, M. J. A. ; GAMA, T. C. C. L. Microalgas em lagoas de estabilização no Semiárido Pernambucano e suas implicações na saúde: um estudo de caso em Petrolina-PE. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, vol.6, n.10, 1-10p. 2010.

CRUZ, L. S. ; DIAS Jr. C. ;KELLER, R. ; CASSINI, S. T. A. ;GONÇALVES, R. F. Variações temporais do fitoplâncton e de parâmetros físico-químicos em lagoas de estabilização facultativas tratando esgotos sanitários em regime de batelada. In: **XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 18 a 23 de set. Campo Grande/MS. 1-11p. 2005.

CRUZ, L. S. **Variação temporal das comunidades fitoplanctônicas em uma lagoa de polimento de um reator anaeróbio compartimentado tratando esgoto sanitário**. 173F.:il. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. Vitória/ES. 2005.

CURTIS, T. ; MARA, D. **Waste stabilisation ponds**. In: UJANG, Z. & HENZE, M. (eds) *Municipal Wastewater Management in Developing Countries: Principles and Engineering*. IWA Publishing, London, UK, pp. 169–191.2006.

DANTAS, C. V. C. **Avaliação da flotação por ar dissolvido no polimento de efluentes de lagoa de estabilização**. 73 f.:il. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Natal/RN. 2013.

FURTADO, A. L. F. F. **Isolamento, morfologia, análises moleculares e testes toxicológicos de cianobactérias em lagoa facultativa de sistema de estabilização (Cajati-SP)**. 152 f.:il. Tese (Doutorado), Programa de Pós - Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Orientadora: Prof^a Dr^a Maria do Carmo Calijuri, São Carlos/SP, 2007.

FURTADO, A. L. F. F ; CALIJURI, M. C. ; LORENZI, A. S. ; HONDA, R. Y. ; GENUÁRIO, D. B.; FIORE, M. F. Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. **Hydrobiologia**. 627:195–209. 2009.

GODOY, O. A. **Avaliação da presença de cianobactérias em efluentes de sistema de tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização associadas a tratamento físico-químico**. 166f.:il. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo/SP. 2007.

GODOS, I. ; VARGAS, V. A. ; BLANCO, S. ; GONZÁLEZ, M. C. G.; SOTO, R. ; GARCÍA-ENCINA, P. A. ; BECARES, E. ; MUÑOZ, R. A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. **Bioresource Technology**. 101:5150–5158. 2012.

HACH COMPANY. **DR/2000 spectrophotometer instrument manual and procedures**. Loveland, Colorado, USA: HACH Company, 1993. 606 p.

HO, L. ; HOEFEL , D. ; PALAZOT, S. ; SAWADE , E. ; NEWCOMBE, G. ; SAINT , C. P . ; BROOKES. J . D. Investigations into the biodegradation of microcystin-LR in wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**. 180: 628–633. 2010.

KUMAR, A. & SAHU, R. Ecological studies of cyanobacteria in sewage pond of h.e.c industrial area, Ranchi India. **Bioscience Discovery**. 3(1):73-78. 2012.

KOTUT, K.; BALLOT, A.; WIEGAND, C.; KRIENITZ, L. Toxic cyanobacteria at Nakuru sewage oxidation ponds - A potential threat to wildlife. **Limnologica**. 40: 47-53, 2010.

KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. O. ; ALMEIDA, M. V. A. Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba – Brasil. In: **XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. Cancún - México , 27-31 de octubre, 1-6 p.2002.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LECREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**. 11, 143-170,1958.

MARA, D. D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. Earthscan, London, UK/Sterling, p. 292.2003.

MARTINS, J. ; PEIXE, L.; VASCONCELOS, V.M. 2011. Unraveling cyanobacteria ecology in wastewater treatment plants (WWTP). **Microbiology Ecology** .62: 241-256. 2011.

M´PEKO, A. L.; CALIJURI, M. C.; VARESCHE, M. B. A. Avaliação da técnica de eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) em espécies de *Microcystis* (cianobactérias) no sistema de lagoas de estabilização do município de São Lourenço da Serra (Vale do Ribeira de Iguape) – SP. In: **XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**; V feira Internacional de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Joinville/SC, 14-15 set. 2003.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 4 ed., Singapore: McGraw-Hill Book Co., 2003.

MOLICA, R.J.R.; ONODERA, H.; GARCÍA, C.; RIVAS, M.; ANDRINOLO, D.; NASCIMENTO, S.; MEGURO, H.; OSHIMA, Y.; AZEVEDO, S.; LAGOS, N. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. **Phycology**, 41: 606-611.2005.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, 13 (2): 229-246.2009.

NAYAK, S.; PRASANNA, R. Soil pH and its role in cyanobacterial abundance and diversity in rice field soils. **Applied Ecology and Environmental Research**. 5, 103–113.2007.

NANDINI, S. Variations in physical and chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage-stabilization ponds. **Revista de Biologia Tropical**. 47: 149–156,1999.

NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton assemblages in 21 reservoirs: relationship between species composition and environmental factors. **Hydrobiologia** . 424: I-II.2000.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Assessment of classical surface organic loading design equations based on the actual performance of primary and secondary facultative ponds. **Water Science & Technology**. 61(4). 2010.

LOUDRA, B. ; LOUDIKI, M. ; VASCONCELOS, V. ; SABOUR, B. ; SBIYYAA, B. ; OUFDU, K.; MEZRIOUI, N. Detection and Quantification of Microcystins from Cyanobacteria Strains Isolated from Reservoirs and Ponds in Morocco. **Environmental Toxicology**. v.17, 32-39p. 2002.

PEÑA, V. M. R.; MARA, D. D. **Waste Stabilisation Ponds – Thematic Overview Paper**. IRC International Water and Sanitation Centre, Delft.2004.

PEINADOR, M. Las cianobacterias como indicadores de contaminación orgánica. **Revista de Biología Tropical**. 47(3):381 – 391,1999.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of phytoplankton (ecology, biodiversity and conservation)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

RENUKA, N. ; SOOD, A.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. Influence of seasonal variation in water quality on the microalgal diversity of sewage wastewater. **South African Journal of Botany**. 90 (2014) 137–145

RIBEIRO, P. C. **Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização**.106f.:il.2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande/PB. 2007.

RIAÑO, B. ; HERMANDEZ, D. ; GARCIA-GONZALEZ, M. C. Microalgal-based systems for wastewater treatment: Effect of applied organic and nutrient loading rate on biomass composition. **Ecological Engineering**. 49:112– 117. 2012.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.; SOUZA, R.C.R. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência - Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic, São Paulo/SP, 60p. 2006.

SILVA FILHO, P. A. da. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. 169f.:il. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Natal/RN. 2007.

SILVA, O. A. L. e. **Remoção de matéria orgânica em sistemas de lagoas de estabilização no nordeste brasileiro**. 71f.:il.2011. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Natal/RN, 2011.

SHANTHALA, M.; HOSMANI, S.P.; HOSETTI, B.B. Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. **Environmental Monitoring and Assessment**. 151: 437–443, 2009.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**. 9:1–38. 1958.

VASCONCELOS, V. M.; PEREIRA, E. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). **Water Research**. 35: 1354–1357, 2001.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. v.3. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. 134p.1996.

VON SPERLING, M. **Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

VON SPERLING, M. V.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**, (Vol. 1). IWA Publishing, London, UK, p. 1496.2005.

APÊNDICE

Apêndice: Variáveis que apresentaram um nível de significância $p < 0,05$.

ETE Ponta Negra

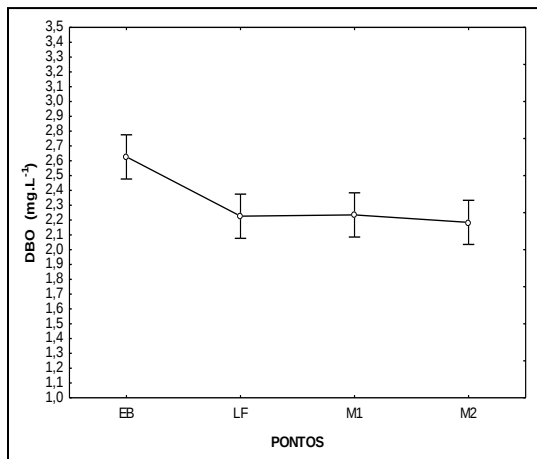


Figura 9: Dados em log da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

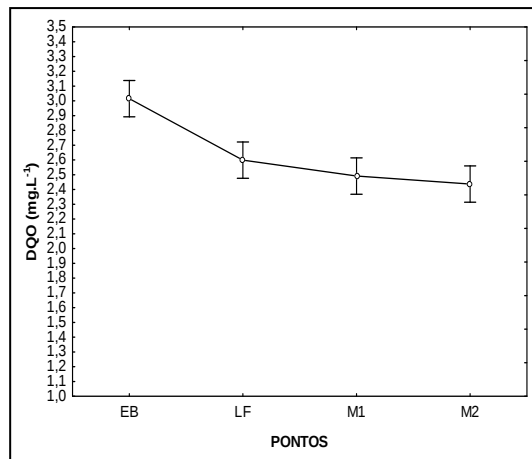


Figura 10: Dados em log da demanda química de oxigênio (DQO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

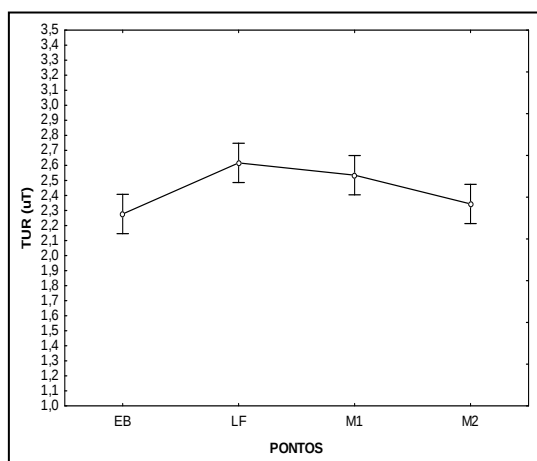


Figura 11: Dados em log da turbidez (TUR). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

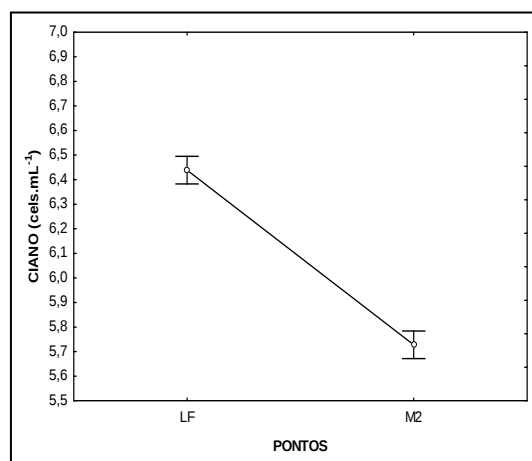


Figura 12: Dados em log de cianobactérias (CIANO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

ETE Pedro Velho Roça

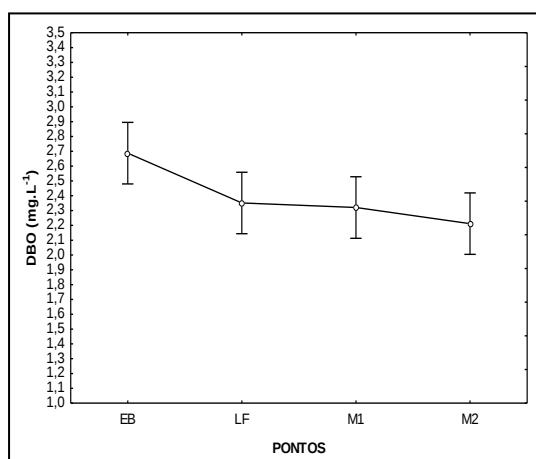


Figura 13: Dados em log da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

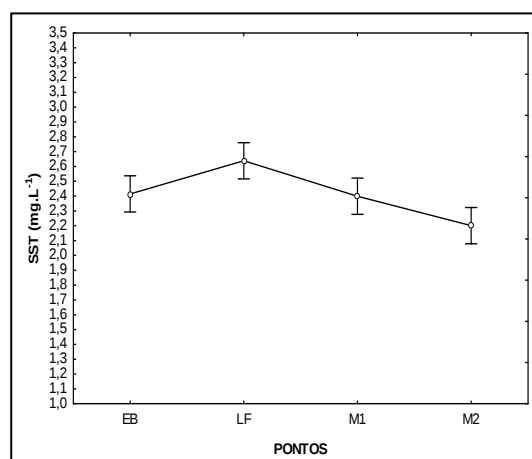


Figura 14: Dados em log dos sólidos suspensos totais (SST). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

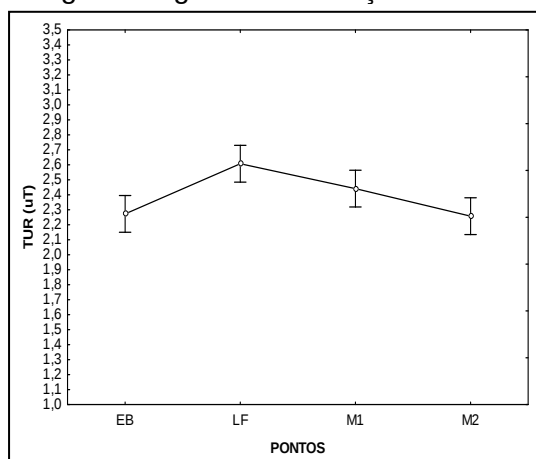


Figura 15: Dados em log da turbidez (TUR). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

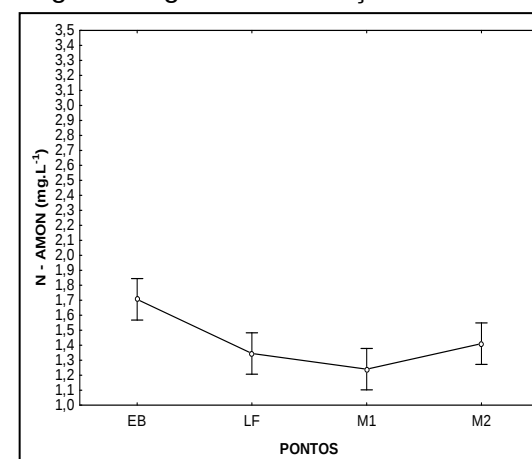


Figura 16: Dados em log do nitrogênio amoniacal (N-AMON). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

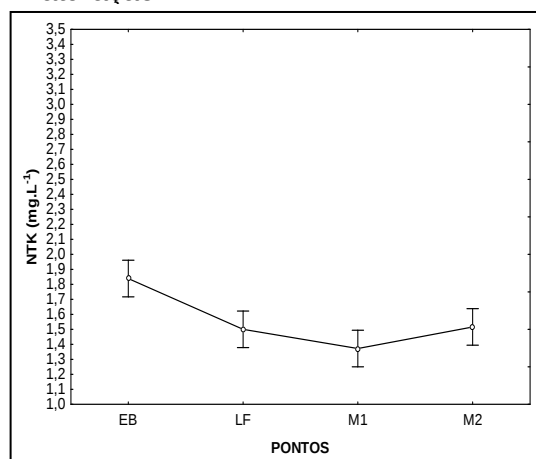


Figura 17: Dados em log Nitrogênio total Kjeldahl (NTK). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

ETE Pipa

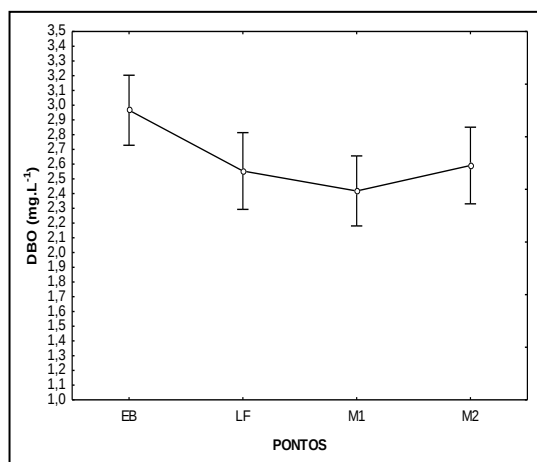


Figura 18: Dados em log da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

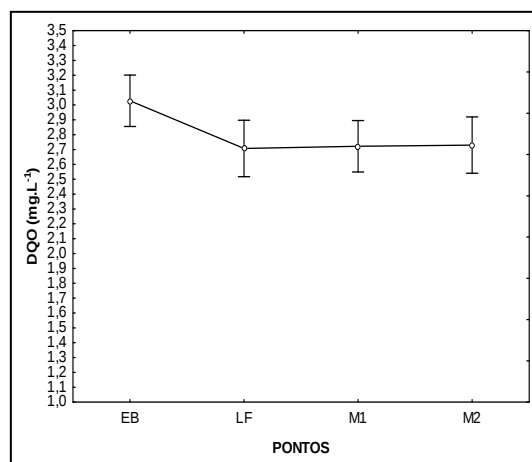


Figura 19: Dados em log da demanda química de oxigênio (DQO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

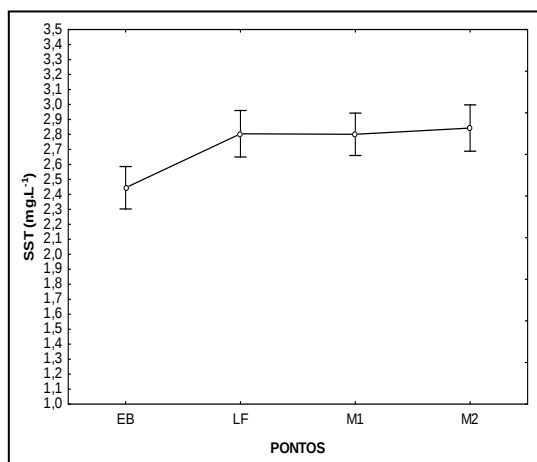


Figura 20: Dados em log dos sólidos suspensos totais (SST). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

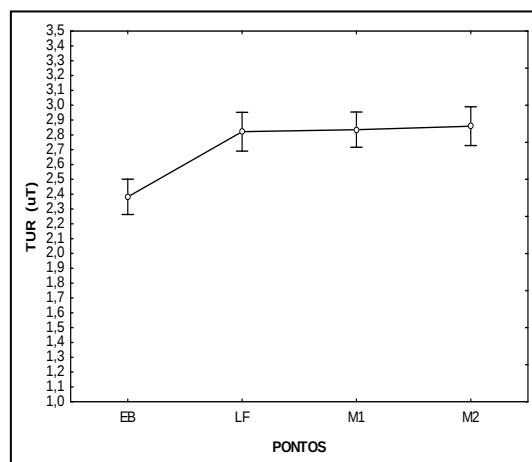


Figura 21: Dados em log da turbidez (TUR). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

ETE Caiçara do Rio do Vento

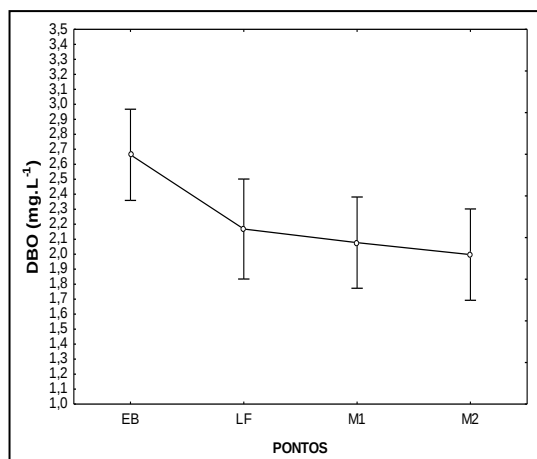


Figura 22: Dados em log da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

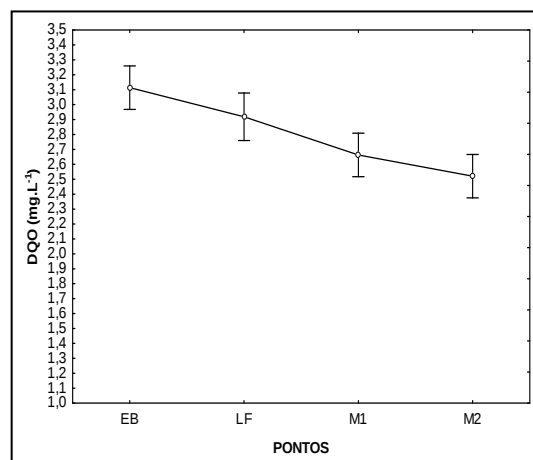


Figura 23: Dados em log da demanda química de oxigênio (DQO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

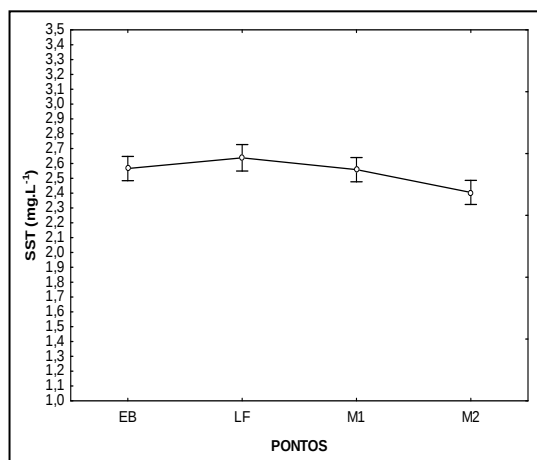


Figura 24: Dados em log dos sólidos suspensos totais (SST). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

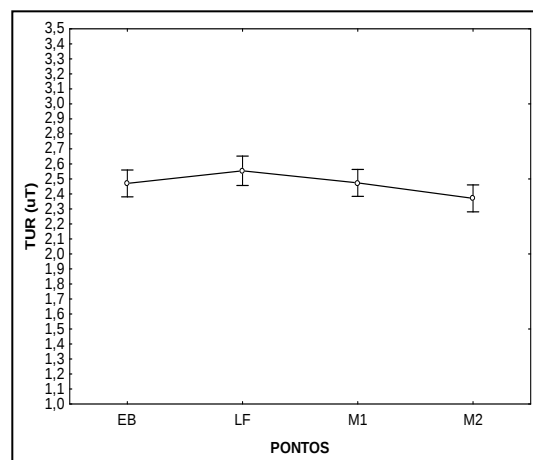


Figura 25: Dados em log da turbidez (TUR). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

ETE Santo Antônio

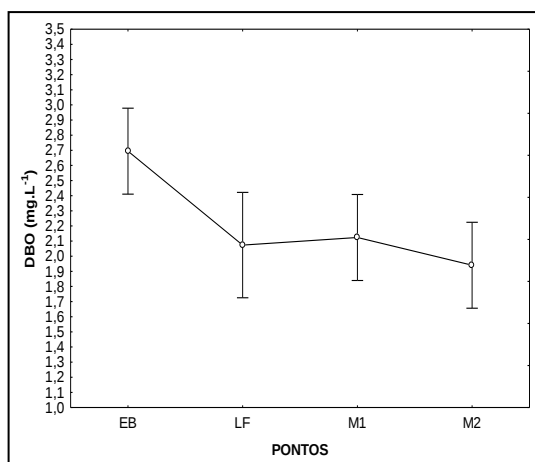


Figura 26: Dados em log da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

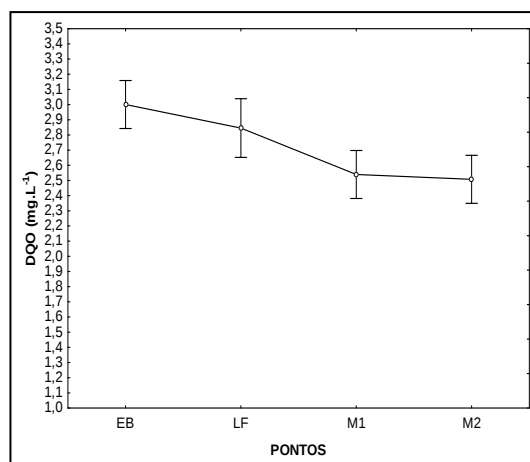


Figura 27: Dados em log da demanda química de oxigênio (DQO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

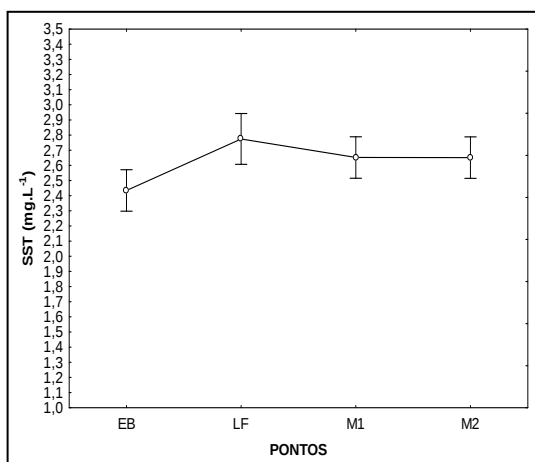


Figura 28: Dados em log dos sólidos suspensos totais (SST). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

ETE Macau - Ilha de Santana

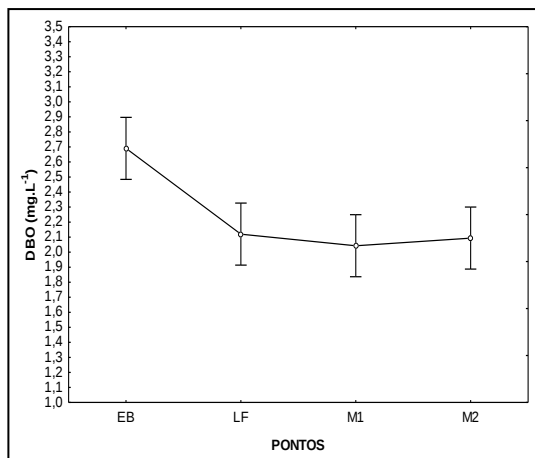


Figura 29: Dados em log da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

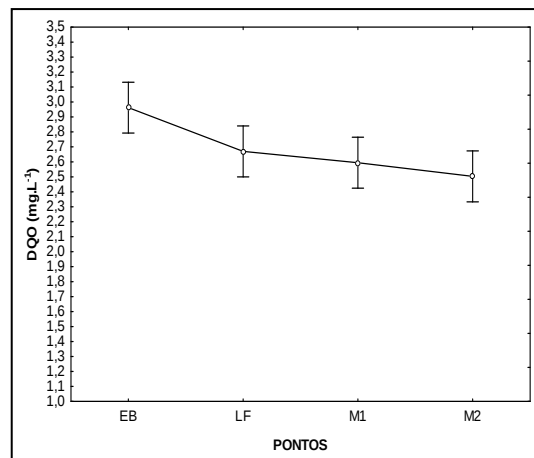


Figura 30: Dados em log da demanda química de oxigênio (DQO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

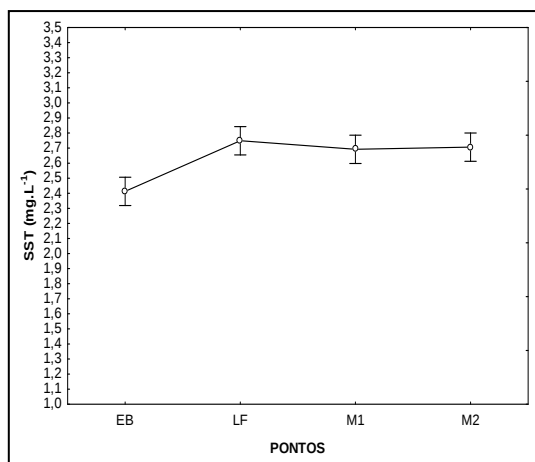


Figura 31: Dados em log dos sólidos suspensos totais (SST). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

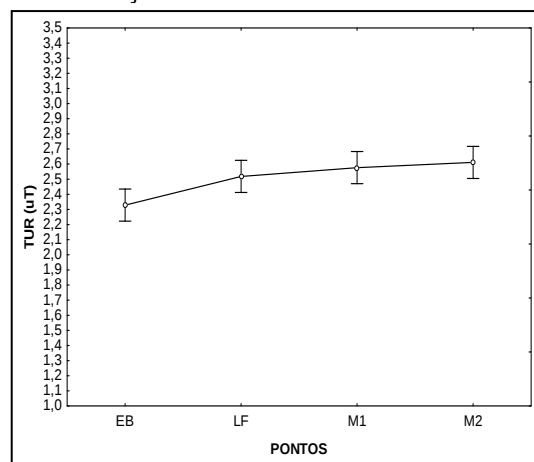


Figura 32: Dados em log da turbidez (TUR). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

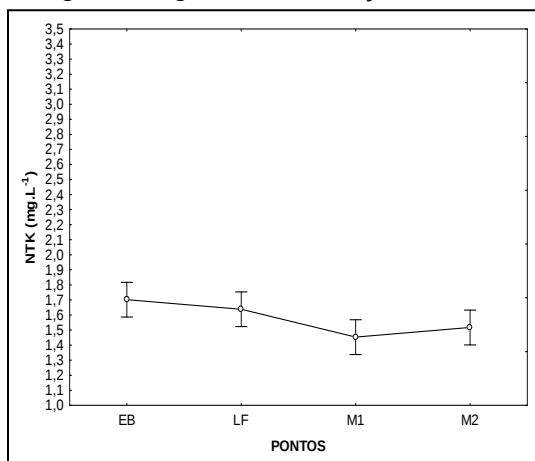


Figura 33: Dados em log Nitrogênio total Kjeldahl (NTK). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

ETE São Gonçalo

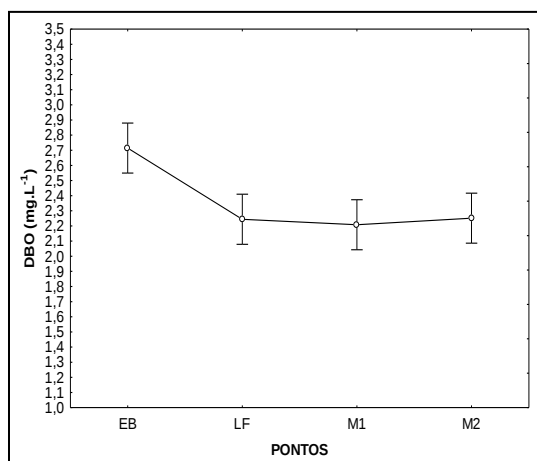


Figura 34: Dados em log da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

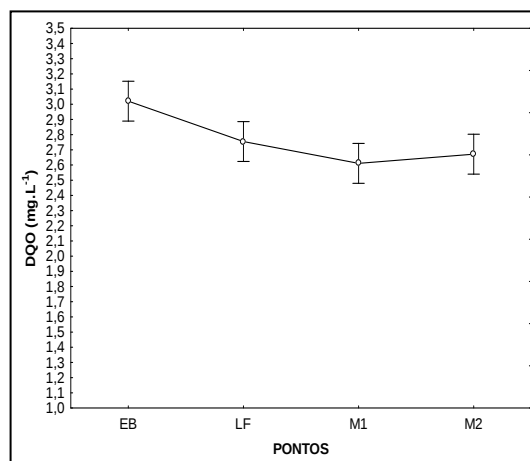


Figura 35: Dados em log da demanda química de oxigênio (DQO). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

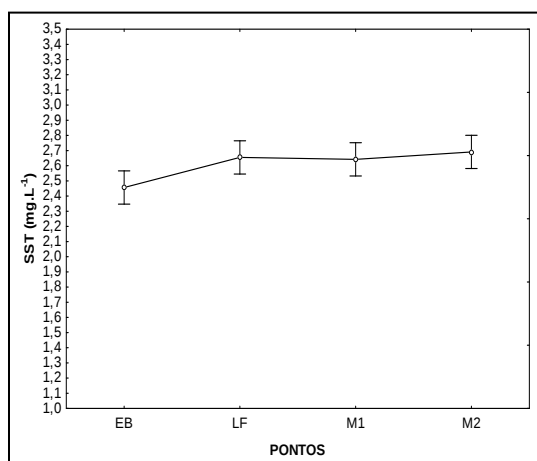


Figura 36: Dados em log dos sólidos suspensos totais (SST). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

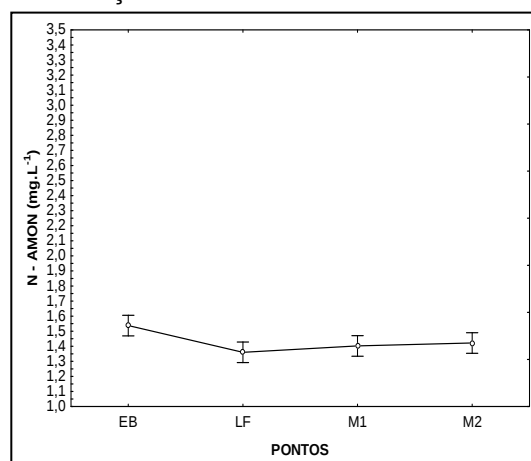


Figura 37: Dados em log do nitrogênio amoniacal (N-AMON). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.

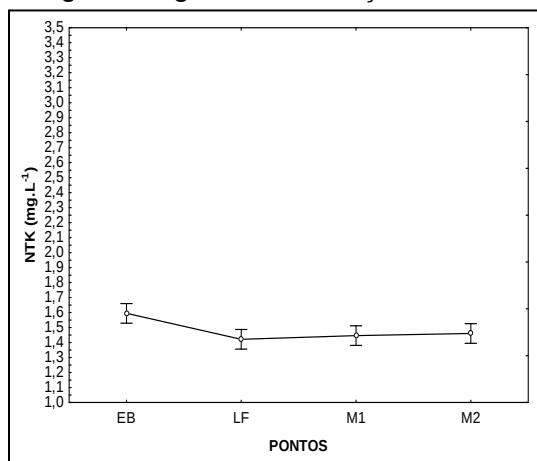


Figura 38: Dados em log Nitrogênio total Kjeldahl (NTK). EB: esgoto bruto; LF: lagoa facultativa; M1: primeira lagoa de maturação; M2: segunda lagoa de maturação.