

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA

**ASSOCIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS ÀS
VARIAÇÕES DE QUALIDADE DO EFLUENTE NA LAGOA DE
ESTABILIZAÇÃO DE SANTA EUDÓXIA – SÃO CARLOS, SP E
SUAS INTERFERÊNCIAS NO CORPO RECEPTOR**

FERNANDA IGUAL MORALES

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Engenharia
Urbana da Universidade Federal de
São Carlos, como parte dos
requisitos para a obtenção do título
de Mestre em Engenharia Urbana.

Orientação: Prof. Dr. João Sérgio
Cordeiro

Co-orientação: Prof. Dr. Erich
Kellner

.....

São Carlos

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

M828ao

Morales, Fernanda Igual.

Associação da ocorrência de cianobactérias às variações de qualidade do efluente na lagoa de estabilização de Santa Eudóxia – São Carlos, SP e suas interferências no corpo receptor / Fernanda Igual Morales. -- São Carlos : UFSCar, 2015.

136 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2015.

1. Cianobactéria. 2. Lagoas de estabilização. 3. Tratamento de esgoto. 4. Impacto ambiental. I. Título.

CDD: 589.46 (20ª)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Fernanda Igual Morales, realizada em 22/04/2015:

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'E. Kellner', is written above a horizontal line.

Prof. Dr. Erich Kellner
UFSCar

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Roseli', is written above a horizontal line.

Profa. Dra. Roseli Frederigi Benassi
UFABC

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Jorge', is written above a horizontal line.

Prof. Dr. Jorge Akutsu
UFSCar

AGRADECIMENTOS

À Deus;

À toda a família pelo apoio, paciência e compreensão;

Ao professor Erich Kellner pela prontidão, dedicação e sugestões na orientação;

Ao professor João Sérgio Cordeiro pelo aceite de orientação;

À todos os professores do programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana pelos ensinamentos fornecidos nas disciplinas, importantes para o entendimento do tema e execução deste trabalho;

Aos amigos de turma de mestrado que participaram do processo da execução do trabalho;

Aos amigos mais distantes que de alguma maneira colaboraram com palavras importantes;

Às amigas de casa pelo apoio nos momentos de angústia;

Ao Baptista Bina pela colaboração nas coletas e desenvolvimento de todo o trabalho;

À CAPES pela bolsa concedida;

Às pesquisadoras responsáveis pela identificação microbiológica deste trabalho.

RESUMO

As lagoas de estabilização de esgotos são um método eficiente de decomposição de matéria orgânica no tratamento de esgoto doméstico. Tanto fatores bióticos como abióticos agem nas lagoas. As cianobactérias são um dos fatores bióticos de grande importância para o processo de purificação do esgoto. Grande quantidade de nutriente pode resultar em alta densidade de cianobactérias, caracterizando eutrofização. Estas podem liberar cianotoxinas que podem prejudicar a saúde humana e animal quando em contato. Parâmetros físico-químicos estão associados tanto à presença de cianobactérias quanto à qualidade do corpo receptor e permite avaliar o atendimento ou não dos padrões exigidos pelas legislações. Correlacionar a densidade de cianobactérias com os parâmetros físico-químicos e avaliar o corpo receptor em relação ao efluente lançado, foram os objetivos deste trabalho. Foram realizadas análises quantitativas e qualitativas de cianobactérias, análises dos parâmetros físico-químicos de acordo com manual da Hach, e análise estatística (análise de Regressão). As análises de fósforo e nitrogênio apresentam valores próximos aos encontrados na literatura. Porém valores de fósforo à jusante demonstram inadequação com a legislação. A temperatura na lagoa é mais elevada que no rio, caracterizada pelas reações bioquímicas que ocorrem nesse ambiente. A concentração de oxigênio dissolvido esteve dentro dos padrões e se manteve em relação à estudos anteriores. O pH e a turbidez também atenderam à legislação. Foi constatada, através de modelo matemático, que houve estratificação térmica na maioria dos meses de coleta na lagoa, estando a lagoa, em mistura completa em somente quatro meses. A análise estatística demonstrou correlação positiva entre cianobactérias e concentração de nitrogênio total, porém correlação negativa com a temperatura do efluente. Em relação às cianobactérias, na lagoa os principais gêneros encontrados foram *Merismopedia*, *Oscillatoria* e *Pseudanabaena* e no rio tanto à montante quanto à jusante foram *Microcystis*, *Pseudanabaena* e *Limnothrix*, evidenciando o potencial tóxico desses indivíduos na água. Os valores de cianobactérias no rio principalmente à jusante excederam o valor limite da legislação. Em geral, alguns parâmetros excederam os limites, mas não prejudicam fortemente a qualidade do corpo receptor.

Palavras chave: lagoas de estabilização, cianobactérias, tratamento de esgoto, impactos ambientais.

ABSTRACT

Wastewater stabilization ponds are an efficient method of decomposition organic matter in sewage treatment. Both biotic factors such as abiotic act in the ponds. Cyanobacteria are one of biotic factors of great importance to the process of sewage purification. Lot of nutrients can result in high density cyanobacteria, characterized as eutrophication. These can release cyanotoxins that can harm health human and animal when in contact with them. Physical and chemical parameters are associated with both the presence of cyanobacteria and with the quality of the receiving body and allows evaluating compliance or not the standards required by legislation. Correlate the cyanobacteria density with the physical and chemical parameters and evaluate the receiving body in relation to the released effluent, were the objectives of this work. Quantitative and qualitative analysis of cyanobacteria were realized, and analyzes of the physico-chemical parameters according to Hach manual, and statistical analysis (regression analysis). The phosphorus and nitrogen analyzes have values close to those found in the literature. But phosphorus values downstream demonstrate inadequacy with the rules. The temperature in the pond is higher than the river, characterized by biochemical reactions that take place in this environment. The dissolved oxygen concentration was within the standards and remained in relation to previous studies. The pH and turbidity also attended the law. It has been found through mathematical model, which was thermal stratification in most months in the pond, with the pond in complete mixing in only four months. Statistical analysis showed a positive correlation between cyanobacteria and total nitrogen concentration, but a negative correlation with the effluent temperature. About the cyanobacteria in the pond the main genera found were *Merismopedia*, *Oscillatoria* and *Pseudanabaena* and in the river both upstream as downstream were *Microcystis*, *Pseudanabaena* and *Limnothrix*, indicating the toxic potential of these individuals in the water. The cyanobacteria values in the river downstream mainly, exceeded the value limit of the legislation. In general, some parameters exceeded the limits, but not damaged strongly the quality of the receiving body.

Keywords: stabilization ponds, cyanobacteria, wastewater treatment, environmental impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Relação entre as zonas da lagoa e suas reações bioquímicas.	28
Figura 2: Desenho esquemático da estrutura de uma cianobactéria.....	35
Figura 3: Localização do distrito de Santa Eudóxia em relação à cidade de São Carlos.....	55
Figura 4: Localização da ETE - Santa Eudóxia.	56
Figura 5: Desenho esquemático do conjunto de lagoas de Santa Eudóxia.	57
Figura 6: Grade e desarenador da ETE de Santa Eudóxia.	58
Figura 7: Junção dos afluentes das duas lagoas facultativas e calha Parshall.....	59
Figura 8: Escada Hidráulica com saída para o Rio Quilombo.	59
Figura 9: Localização da ETE e do Rio Quilombo e os pontos de coleta: R9M, LF9 e R9J..	61
Figura 10: Coleta das amostras e medições no local.....	63
Figura 11: Coleta com rede de plâncton.	71
Figura 12: Concentração de Nitrogênio Total nos três pontos de coleta em todo o período de estudo.....	76
Figura 13: Concentração de Fósforo Total nos pontos de rio em todo o período de estudo..	78
Figura 14: Concentração de Fósforo Total no ponto de lagoa em todo o período de estudo..	79
Figura 15: Concentração de DBO nos pontos do rio em todo o período de estudo.	81
Figura 16: Concentração de DBO no ponto da lagoa em todo o período de estudo.	82
Figura 17: Concentração de DQO nos pontos de coleta em todo o período de estudo.....	84
Figura 18: Relação de cianobactérias com matéria orgânica representada pela DQO.....	86
Figura 19: Sólidos suspensos (voláteis e fixos) nos pontos de montante e jusante do rio.....	87
Figura 20: Relação de Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis com Turbidez do meio.....	88
Figura 21: Temperaturas do ar obtida mensalmente para os três pontos de coleta referente ao período de Julho de 2013 a Julho de 2014.	90
Figura 22: Temperaturas do meio líquido obtidas mensalmente para os três pontos de coleta referente ao período de Julho de 2013 a Julho de 2014.....	91
Figura 23: Relação entre cianobactérias na lagoa e temperatura do meio líquido.....	93
Figura 24: Oxigênio dissolvido na saída da lagoa e limite estabelecido pela Legislação.....	94
Figura 25: Oxigênio dissolvido nos pontos de rio e limite estabelecido pela Legislação.....	96
Figura 26: Valores de pH para os três pontos de coleta e valores estipulados pela Legislação.	98
Figura 27: Relação entre cianobactérias e turbidez nos meses de coleta.	100
Figura 28: Turbidez observada nos pontos de rio e limite estipulado pela Legislação.....	101
Figura 29: Turbidez observada na saída da lagoa durante o período de estudo.....	102
Figura 30: Cor aparente e verdadeira nas coletas de rio e limite estipulado pela legislação.	103
Figura 31: Cor aparente e verdadeira nas coletas de lagoa.	104
Figura 32: Diagramas de dispersão gerados pela relação da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente, com as variáveis independentes investigadas: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.....	107
Figura 33: Modelos de regressão ajustados para estimação da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização em função das variáveis independentes	

consideradas significativas neste estudo: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.	109
Figura 34: Variação horária, ao longo do ano da relação entre o volume do Epilímnio e o volume físico da lagoa e indicação dessa relação nos horários das coletas realizadas.	111
Figura 35: Perfis verticais de temperatura da lagoa facultativa de Santa Eudóxia, obtidos por simulação matemática para os dias e horários das coletas de amostras.	113
Figura 36: Variação da densidade de cianobactérias observadas no efluente da lagoa facultativa e o valor da resistência de mistura vertical da coluna d'água.	114
Figura 37: Diagramas de dispersão gerados pela relação da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente, considerando os cenários de estratificação e não estratificação térmica, com as variáveis independentes investigadas: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.	118
Figura 38: Modelos de regressão ajustados para estimação da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização, considerando o cenário de estratificação térmica, em função das variáveis independentes consideradas significativas neste estudo: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.	120
Figura 39: Cianobactérias na lagoa no período de estudo.....	123
Figura 40: Cianobactériass no rio e limite estabelecido pela legislação no período de estudo.	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Municípios, total e com tratamento do esgoto sanitário realizado nas Estações de Tratamento de Esgoto - ETEs, por tipo de tratamento, segundo as Grandes Regiões e as Unidades de Federação - 2008.....	21
Tabela 2: Parâmetros para lançamento de efluentes de acordo com as legislações.	22
Tabela 3: Parâmetros de qualidade dos rios Classe 2 de acordo com as legislações.	23
Tabela 4: Gêneros de cianobactérias mais comumente encontrados de acordo com os autores.	43
Tabela 5: Concentração de formas de nitrogênio em esgotos domésticos brutos.....	45
Tabela 6: Concentração de formas de fósforo em esgotos domésticos brutos.....	48
Tabela 7: Características físicas da ETE - Santa Eudóxia.....	60
Tabela 8: Datas das coletas.....	63
Tabela 9: Faixa de detecção do espectrofotômetro em função do parâmetro analisado.....	64
Tabela 10: Precipitação e temperatura nos três dias anteriores às coletas.	73
Tabela 11: Valores obtidos para concentração de Nitrogênio Total no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	75
Tabela 12: Valores obtidos para concentração de Fósforo Total no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	77
Tabela 13: Valores obtidos para concentração de DBO no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	81
Tabela 14: Valores obtidos para concentração de DQO no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	83
Tabela 15: Valores obtidos para concentrações de DQO e densidade de cianobactérias no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.....	85
Tabela 16: Valores obtidos para concentrações de Sólidos no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.....	87
Tabela 17: Valores obtidos para concentração de SST e Turbidez no efluente das lagoas facultativas.....	88
Tabela 18: Temperaturas do ar obtidas durante as coletas nos pontos de lagoa facultativa e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	89
Tabela 19: Temperaturas do meio líquido obtidas durante as coletas nos pontos de lagoa facultativa e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.....	91
Tabela 20: Densidades de Cianobactérias e temperatura do meio líquido no efluente das lagoas facultativas.....	92
Tabela 21: Valores obtidos para concentração de oxigênio dissolvido no efluente de lagoas facultativas e em pontos de corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	94
Tabela 22: Valores obtidos de unidade de pH no efluente da lagoa facultativa e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	97
Tabela 23: Valores obtidos para densidade de cianobacterias e turbidez no efluente das lagoas facultativas.....	99

Tabela 24: Valores obtidos de unidades de turbidez no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	101
Tabela 25: Valores obtidos de cor verdadeira e aparente no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	102
Tabela 26: Resultados das análises físico-químicos e de densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa facultativa da ETE Santa Eudóxia.....	105
Tabela 27: Valores dos coeficientes de determinação para os modelos com três variáveis independentes.	106
Tabela 28: Resultados dos coeficientes de determinação (R^2) dos modelos de regressão testados em relação à densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização.....	108
Tabela 29: Modelos de regressão para a estimativa da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização associados aos maiores valores do coeficiente de determinação (R^2) obtidos para as variáveis independentes considerados.	108
Tabela 30: Comparação da densidade da água em diferentes intervalos de temperatura.	110
Tabela 31: Valores característicos da resistência de mistura e classificação térmica da coluna d'água da lagoa de estabilização de Santa Eudóxia considerando as datas das coletas das amostras baseadas na resposta do modelo computacional proposto por Kellner (2000).	112
Tabela 32: Resultados das análises físico-químicos e de densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa facultativa da ETE Santa Eudóxia quando não estratificada termicamente.	115
Tabela 33: Resultados das análises físico-químicas e de densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa facultativa da ETE Santa Eudóxia quando estratificada termicamente.	115
Tabela 34: Valores dos coeficientes de determinação para os modelos com três variáveis independentes, considerando a lagoa termicamente estratificada.	117
Tabela 35: Resultados dos coeficientes de determinação (R^2) dos modelos de regressão testados em relação à densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização, considerando o cenário de estratificação térmica.	119
Tabela 36: Modelos de regressão para a estimativa da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização associados aos maiores valores do coeficiente de determinação (R^2) obtidos para as variáveis independentes consideradas.	119
Tabela 37: Características de locomoção observadas nas cianobactérias presentes no efluente da lagoa de estabilização.	121
Tabela 38: Densidades de cianobactérias no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.	122
Tabela 39: Gêneros identificados nas coletas em pelo menos um dos meses de coleta.....	125
Tabela 40: Densidade (org./mL) dos gêneros de cianobactérias encontrados durante o período amostral.	126

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Descrição sucinta dos principais sistemas de lagoas de estabilização.....	31
Quadro 2: Descrição dos pontos de amostragem com seus respectivos códigos e coordenadas geográficas.....	60
Quadro 3: Imagem e características locais dos pontos de coleta.	62

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
PLANSAB - Plano Nacional de Saneamento Básico
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
pH - Potencial Hidrogeniônico
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO - Demanda Química de Oxigênio
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
PNSB - Plano Nacional de Saneamento Básico
OD - Oxigênio Dissolvido
N₂ - Nitrogênio Molecular
H₂S - Gás Sulfídrico
HS⁻ - Bissulfeto
CO₂ - Gás Carbônico
O₂ - Oxigênio
H₂O - Água
NH₃ - Amônia
NH₄⁺ - Íon Amônio
CF - Coliformes Fecais
N - Nitrogênio
P - Fósforo
LPS - Lipopolissacarídeos
PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
NO₃⁻ - Nitrato
NO₂⁻ - Nitrito
WHO - World Health Organization
PO₄³⁻ - Ortofosfato
SST - Sólidos Suspenso Totais
SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

SSF - Sólidos Suspensos Fixos

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos

DTAE - Divisão de Tratamento de Água e Esgoto

R9M - Rio Quilombo à Montante do ponto de lançamento do efluente final da ETE de Santa Eudóxia

LF9 - Escada hidráulica, localizada junto ao Rio Quilombo onde são reunidos os efluentes das lagoas facultativas do Conjunto 1 e do Conjunto 2

R9J - Rio Quilombo à Jusante do ponto de lançamento do efluente final

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	15
2. OBJETIVOS	17
2.1. Objetivo principal	17
2.2. Objetivos Secundários	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1. Panorama do sistema de Esgotamento Sanitário	19
3.2. Legislação e Padrões de Lançamento de Efluentes	21
3.3. Tratamento de Efluentes por Lagoas de Estabilização	24
3.3.1. Definição e Características das Lagoas	24
3.3.1.1. Lagoas Anaeróbias	26
3.3.1.2. Lagoas Facultativas	27
3.3.1.3. Lagoas de maturação	30
3.3.1.4. Sistemas combinados de lagoa	30
3.3.1.5. Acúmulo de lodo	32
3.4. Características Básicas das cianobactérias	32
3.4.1. Locomoção	36
3.4.2. Reprodução	37
3.4.3. Nutrição	37
3.4.4. Produção de cianotoxinas	37
3.4.5. Cianobactérias nas lagoas de estabilização	41
3.5. Principais parâmetros físico-químicos associados à presença de cianobactérias e a qualidade de água do corpo receptor	44
3.5.1. Série de Nitrogênio	44
3.5.2. Fósforo Total	47
3.5.3. Matéria Orgânica Carbonácea	48
3.5.4. Série de Sólidos	50
3.5.5. Temperatura	50
3.5.6. Oxigênio Dissolvido	52
3.5.7. pH (Potencial Hidrogeniônico)	52

3.5.8. Turbidez	53
3.5.9. Cor	53
4. MATERIAIS E MÉTODO	55
4.1. Área de Estudo.....	55
4.2. Descrição da ETE-Santa Eudóxia.....	57
4.2.1. Características físicas e operacionais.....	59
4.3. Pontos de amostragem e frequência das coletas.....	60
4.3.1. Período de Amostragem	62
4.3.2. Metodologia de Análise das Amostras	64
4.3.2.1. Nitrogênio.....	65
4.3.2.2. Fósforo.....	65
4.3.2.3. Oxigênio Dissolvido, pH, Temperatura da Água e do Ar.....	66
4.3.2.4. Demanda Química de Oxigênio	66
4.3.2.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio	67
4.3.2.6. Série de Sólidos	67
4.3.2.7. Cor	68
4.3.2.8. Turbidez	69
4.3.3. Variáveis Climatológicas.....	69
4.3.4. Análises Microbiológicas.....	69
4.3.4.1. Análise quantitativa. Contagem e identificação	69
4.3.4.2. Análise qualitativa.....	70
4.3.5. Análise Estatística de Dados	71
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
5.1. Variáveis Climatológicas.....	73
5.2. Parâmetros físico-químicos.....	74
5.2.1. Nitrogênio Total.....	75
5.2.2. Fósforo Total.....	76
5.2.3. Matéria Orgânica Carbonácea.....	80
5.2.4. Sólidos Suspensos Totais	86
5.2.5. Temperatura	89
5.2.6. Oxigênio Dissolvido	94
5.2.7. pH (Potencial Hidrogeniônico).....	96
5.2.8. Turbidez	99

5.3. Análise Estatística dos Dados	104
5.3.1. Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos	104
5.3.2 Avaliação da característica motora das cianobactérias encontradas no efluente em função da condição de mistura observada na lagoa de estabilização.	121
5.3.3 Variáveis Bióticas – Comunidade Fitoplanctônica (Cianobactérias)	122
6. CONCLUSÕES	127
7. ESTUDOS FUTUROS	128
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O Saneamento Básico no Brasil se caracteriza por um conjunto de serviços, instalações operacionais e infra-estruturas em quatro sub-temas: abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais. Neste trabalho, destaca-se o esgotamento sanitário. Em relação a isso, tem-se a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) como papel fundamental da infra-estrutura urbana.

O Plano Nacional de Saneamento Básico de 2013 (PLANSAB) aponta que no Brasil apenas 53% do volume de esgoto coletado recebe algum tipo de tratamento (BRASIL, 2013).

Vários são os sistemas de tratamento de efluentes existentes no Brasil, cuja função é reduzir a quantidade de matéria orgânica no tratamento de efluentes, porém neste trabalho o destaque vai para as lagoas de estabilização de esgoto, por ser um tratamento presente em grande parte dos municípios pequenos e médios, existentes no país. As lagoas de estabilização representam uma técnica bastante utilizada no tratamento de esgoto doméstico, principalmente em países tropicais, devido às elevadas temperaturas, o que possibilita uma melhor eficiência nas reações bioquímicas dos processos de digestão biológica da matéria orgânica, quando comparada com a ação natural do ambiente.

Nas lagoas de estabilização ocorrem inúmeras associações de bactérias e algas. Essas associações afetam a qualidade do esgoto tratado como também são afetadas por elas, caracterizando um complexo sistema de tratamento.

Dentre os inúmeros microrganismos presentes nas lagoas de estabilização, atenção especial foi dada às cianobactérias, que fazem parte de todo o processo de degradação do esgoto, podendo, porém causar danos por meio da liberação de cianotoxinas.

Grande quantidade de nutrientes pode resultar no fenômeno da eutrofização, que proporciona o “Bloom” de cianobactérias, que se trata de uma alta densidade de algas e cianobactérias. Essas cianobactérias se desenvolvem porque assimilam os nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Qualquer produto ou procedimento que possa proporcionar a quebra das células de cianobactérias é proibido, devido à possibilidade de liberação de cianotoxinas que são substâncias tóxicas. Isso é de grande preocupação, já que os efluentes tratados que contém cianotoxinas, são relançados nos reservatórios receptores podendo afetar a saúde de animais e humanos que utilizarão essa água, como também causando aumento da eutrofização e do potencial tóxico da água do corpo receptor. Essas toxinas podem ser hepatotoxinas,

neurotoxinas ou dermatotoxinas, causando diferentes tipos de danos aos que entram em contato com elas.

As lagoas de estabilização podem ser classificadas em três tipos, sendo elas lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação.

Nas lagoas facultativas o processo biológico ocorre com a coexistência das cianobactérias e bactérias heterotróficas. O oxigênio liberado pelas cianobactérias através da fotossíntese é consumido pelas bactérias heterotróficas que degradam a matéria orgânica e estas por sua vez, liberam o gás carbônico que é utilizado pelas cianobactérias.

Alguns parâmetros físico-químicos como nitrogênio, fósforo, pH, temperatura, matéria orgânica carbonácea, sólidos suspensos totais, oxigênio dissolvido, turbidez e cor, estão associados à presença de cianobactérias e à qualidade do corpo receptor. A correlação desses parâmetros com a presença de cianobactérias, e quais cianobactérias estão presentes, permitem observar a dinâmica da lagoa de estabilização estudada.

O objetivo do tratamento de esgoto é produzir um efluente com qualidade que atenda os padrões estabelecidos pelas legislações vigentes: Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011 e Decreto nº 8468/76 (BRASIL, 2005; BRASIL 2011; SÃO PAULO, 1976).

Dessa forma, o objetivo do trabalho foi o de correlacionar a densidade de cianobactérias presente no efluente de uma lagoa de estabilização de esgoto com parâmetros físico-químicos de qualidade e avaliar como estes afetam a densidade, dinâmica e comportamento de cianobactérias no corpo receptor.

2. OBJETIVOS

Nesta seção foram apresentados os objetivos que nortearam o desenvolvimento deste trabalho.

2.1. Objetivo principal

O objetivo principal do trabalho foi o de correlacionar a densidade de cianobactérias presente no efluente de uma lagoa de estabilização de esgoto com parâmetros físico-químicos do efluente (pH, DQO, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Temperatura) e avaliar, de acordo com a regulamentação vigente, as alterações causadas pelo lançamento deste efluente no corpo receptor a partir das características físico-químicas e densidade de cianobactérias.

2.2. Objetivos Secundários

Os objetivos secundários estabelecidos foram:

- Determinar os parâmetros físico-químicos do efluente da lagoa facultativa e do corpo receptor;
- Determinar a densidade das cianobactérias presentes no efluente da lagoa facultativa e no corpo receptor;
- Identificar os gêneros das cianobactérias presentes no efluente da lagoa facultativa e, no corpo receptor, à montante e à jusante do ponto de lançamento;
- Avaliar os parâmetros de emissão do efluente da lagoa facultativa e de qualidade do corpo receptor a partir das densidades de cianobactérias e parâmetros físico-químicos determinados.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O saneamento básico constitui-se como um conjunto de medidas estruturais e não estruturais adotadas pelo Governo a fim de gerar melhores condições de vida à população. No Brasil, esse conceito foi estabelecido pela Lei nº 11.445/07 (BRASIL, 2007), conhecida como Lei de Saneamento Básico que estabeleceu diretrizes nacionais para o saneamento básico, evidenciando a importância do abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana pública, manejo dos resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais, de maneira a não colocar em risco a saúde pública e o meio ambiente, sempre considerando as especificidades locais, além da articulação com o desenvolvimento urbano e com a questão social.

Nesse cenário o tratamento de esgoto ocupa um importante papel na implantação e manutenção da saúde. Este capítulo aborda a revisão bibliográfica sobre o papel do tratamento de esgoto, em especial sobre as lagoas de estabilização e como suas características físico-químicas podem afetar a saúde humana.

A Lei nº 12.862 de 2013, inclui na Lei de Saneamento, medidas de moderação ao consumo de água. A Lei nº 11.445/07 estabelece a universalização dos sistemas de esgotamento sanitários. Dessa forma, o menor consumo de água gera uma menor vazão de esgoto produzido. Uma alta produção e coleta de esgoto acarretaria maior quantidade de esgoto a ser tratado. Essa medida de moderação ao consumo é importante para que, com o conseqüente aumento da população e universalização dos sistemas de esgotamento sanitário, a quantidade de esgoto produzida não aumente tão consideravelmente.

Cidades pequenas e médias, que apresentam capacidade de crescimento, necessitariam de aumento de ETEs e conseqüente aumento de lagoas de estabilização de esgoto ou outros tipos de tratamento. O aumento da população pode colocar em risco o funcionamento e eficiência das lagoas de estabilização já existentes pelo fato destas atingirem a capacidade limite de tratamento, necessitando de novas construções de lagoas ou outros meios de tratamento. Cidades pequenas com grande capacidade de crescimento podem optar por outro método que não seja a lagoa, por estas ocuparem extensas áreas, optando por métodos de tratamento mais condensados que permitiriam expansão dessas cidades.

As lagoas de estabilização representam significativa forma de tratamento, pois adequam-se normalmente, às condições de baixo custo operacional exigidos em cidades de pequeno e médio porte, de maneira a manter os aspectos de sustentabilidade do sistema de tratamento, conforme analisado por Kellner, Calijuri e Pires (2009).

Nas lagoas de estabilização o tratamento ocorre basicamente pela ação de microrganismos, principalmente através da simbiose entre algas e bactérias, quase sempre não dependendo de ação humana, daí sua simplicidade operacional.

Kellner e Pires (1998) relatam a variação de gêneros de algas que podem ocorrer, não somente nas lagoas como também suas variações ao longo do ano, seja devido à características sazonais dos esgotos, ou por características ambientais como temperatura, incidência de luz solar, ventos, etc.

O aumento da vazão afluyente gerado pelo aumento da população e do padrão de consumo de águas, geralmente vem acompanhado por um aumento de contaminantes orgânicos e químicos sintéticos (GAURILESCU et. al., 2014). Fernandez et. al. (2014) reforçaram que eutrofização resulta de um aporte excessivo de nutrientes que ocasiona mudanças no ambiente como o aumento de produção de algas e de outras comunidades aquáticas autotróficas, entre outros.

Nas lagoas de estabilização em questão, pode ocorrer a presença de cianobactérias. Segundo Pantelic et. al (2013), a proliferação de cianobactérias é preocupante já que algumas espécies podem produzir cianotoxinas, potencialmente perigosas para seres humanos e animais. Pesquisas indicam que a liberação de toxina das cianobactérias tende a ser maior em regiões tropicais do que em regiões temperadas. Isso pode aumentar ainda mais o risco para a saúde humana, já que ainda há carência de regulação da presença de tais tóxicos nessas latitudes, que concentram muitos países em desenvolvimento (FERRÃO-FILHO; KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011).

No Brasil essa condição não é diferente. De acordo com o Plano Nacional de Saneamento - Plansab (BRASIL, 2013), dados dos IBGE - Censo Demográfico 2010 (BRASIL, 2010), Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS) e Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB) é possível observar que o saneamento no Brasil ainda é bastante precário. O esgotamento sanitário apresenta valores de atendimento adequado (coleta de esgoto seguida de tratamento; uso de fossa séptica com pós-tratamento e disposição final adequada) de 39,7%; atendimento precário de 50,7%; e sem atendimento de 9,6%.

3.1. Panorama do sistema de Esgotamento Sanitário

Dados do SNIS de 2013 demonstram que em relação ao tratamento dos esgotos, a média do país chega a 39% para os esgotos gerados e 69,4% para os esgotos que são coletados. O volume de esgoto tratado teve um aumento de 1,1% de 2012 para 2013, passando de 3,586 bilhões de m³ para 3,624 bilhões de m³ (BRASIL, 2014).

Em relação à população urbana que é atendida por redes coletoras de esgoto, dados do SNIS apontam para 93.298.736 habitantes, sendo representado por 57,7% da população urbana de 2013 (BRASIL, 2014). Em relação a isso, a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) relata que é apenas 60% e esse déficit é atribuído às regiões de maior pobreza como periferias e favelas (BRASIL, 2006 a).

Dos 645 municípios do Estado de São Paulo, 489 apresentam tratamento do esgoto sanitário realizado nas ETEs. Em relação aos mesmos 645 municípios, 644 apresentam rede coletora de esgoto, enquanto que 506 apresentam tratamento de esgoto coletado. Destes, 398 passam por tratamento secundário como é o caso do tratamento por lagoas de estabilização (BRASIL, 2015).

Nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), ocorrem reações bioquímicas que degradam a matéria orgânica de maneira bem mais rápida do que ocorreria no ambiente natural, demonstrando sua importância e aplicabilidade (OLIVEIRA, 2010).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística por meio da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 (BRASIL, 2008), das 5 regiões brasileiras e seus respectivos sistemas de tratamento de esgotos, quatro apresentam em pelo menos um de seus municípios algum dos diferentes tipos de tratamento listados a seguir: filtro biológico; reator anaeróbio; valos de oxidação; lodo ativado; lagoa anaeróbia; lagoa aeróbia; lagoa facultativa; lagoa mista; lagoa de maturação; fossa séptica de sistema condominial; aplicação no solo, plantas aquáticas; outro. Somente a região Centro-Oeste não possui nenhum município com tratamento do tipo fossa séptica de sistema condominial.

Na região Norte, dos 35 municípios com algum tipo de tratamento, 19 utilizam pelo menos, da lagoa facultativa como método de tratamento (54,3%); na região Nordeste, de 308 municípios, 130 utilizam da lagoa facultativa (42,2%); no Sudeste, de 782 municípios, a lagoa facultativa é utilizada em 387 municípios (49,5%); a região Sul, com 271 municípios com tratamento, apenas 70 utilizam esse método (25,8%); e por fim a região Centro-Oeste com 117 municípios com tratamento, e apenas 66 se valendo do método de lagoa facultativa para tratamento de seus esgotos (56,4%) (BRASIL, 2015). É importante ressaltar que não necessariamente o tratamento de esgoto desses municípios é realizado somente por lagoa facultativa, podendo ocorrer outras concepções de tratamento associados.

Dos valores apresentados, observa-se que as regiões Norte e Centro-Oeste, utilizam deste tipo de tratamento em mais da metade dos outros tipos de tratamentos disponíveis. A

região Sudeste também está bem próxima desta faixa de utilização das lagoas facultativas como um dos métodos de tratamento, nos municípios com tratamento de esgoto.

Na região Sudeste o destaque vai para o Estado de São Paulo que apresenta no total, 489 municípios com tratamento por ETEs, e sendo que 340 utilizam da lagoa facultativa como pelo menos um dos meios de tratamento dos seus esgotos. Essas relações ficam melhor esclarecidas na Tabela 1.

Tabela 1: Municípios, total e com tratamento do esgoto sanitário realizado nas Estações de Tratamento de Esgoto - ETEs, por tipo de tratamento, segundo as Grandes Regiões e as Unidades de Federação - 2008.

Grandes Regiões e Unidades da Federação	Municípios															
	Total	Com tratamento do esgoto sanitário realizado nas ETEs														
		Total	Tipo de tratamento													Outro
			Filtro biológico	Reator anaeróbio	Valos de oxidação	Lodo ativado	Lagoa anaeróbia	Lagoa aeróbia	Lagoa aerada	Lagoa facultativa	Lagoa mista	Lagoa de maturação	Fossa séptica de sistema condominial	Wetland/ aplicação no solo, plantas aquáticas		
Brasil	5 564	1 513	317	188	565	27	431	131	93	672	65	238	20	109	129	
Norte	449	35	6	4	14	2	11	10	4	19	2	6	1	4	2	
Nordeste	1 793	308	67	20	84	4	68	29	26	130	25	90	5	33	43	
Sudeste	1 668	782	151	123	238	14	251	56	42	387	25	78	11	42	54	
São Paulo	645	489	23	68	85	8	220	39	37	340	16	62	3	14	26	
Sul	1 188	271	82	34	178	6	49	22	8	70	6	16	3	28	20	
Centro-Oeste	466	117	11	7	51	1	52	14	13	66	7	48	-	2	10	

Fonte: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Populações e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 (BRASIL, 2008).

Nota: O município pode apresentar mais de um tipo de tratamento do esgoto sanitário.

3.2. Legislação e Padrões de Lançamento de Efluentes

Uma legislação importante a ser destacada em relação a padrões de lançamento de efluentes e qualidade de rios é o Decreto Estadual nº 8468 de 1976 do Estado de São Paulo, que regulamenta a Lei nº 997/76 que dispõe sobre a prevenção e controle da poluição do meio ambiente. Em relação aos padrões de emissão de efluentes, esse Decreto estabelece que para rios de Classe 2 não é permitido o lançamento de efluentes que prejudiquem sua qualidade devido à alteração de alguns parâmetros e valores.

O CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) é o órgão brasileiro que regulamenta os padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água. Apresenta resoluções como a Resolução nº 357/2005, a qual estabelece que os efluentes não devem ser lançados nos corpos receptores em desacordo com os padrões de qualidade das respectivas classes de enquadramento. A mesma estabelece que corpos d'água não enquadrados, serão classificados como Classe 2, assim como é o caso do Rio Quilombo, o qual recebe o efluente da ETE de

Santa Eudóxia, objeto deste estudo. Essa classe de Rios é destinada para fins de abastecimento doméstico após tratamento convencional, para irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas, parques e jardins, atividade de pesca e aqüicultura, e à recreação como natação, mergulho, dentre outros que se destinam ao contato primário de recreação, como estabelecido na Resolução citada.

O CONAMA, através das Resoluções, a nº 357/2005 e a nº 430/2011 (que complementa e altera a nº 357/2005), determina a proibição do lançamento de cargas poluidoras no meio ambiente, que apresentem níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos ou outras formas de vida, sem que tenha havido anteriormente o devido tratamento (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011). Dessa maneira, todo o esgoto produzido no país deveria ser tratado, porém essa não é a realidade brasileira.

Alguns parâmetros referentes aos padrões de lançamento de efluentes, após tratamento, no corpo d'água, estabelecidos pelas Resoluções e pelo Decreto Estadual estão apresentados na Tabela 2. Parâmetros referentes aos padrões de qualidade do rio estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 2: Parâmetros para lançamento de efluentes de acordo com as legislações.

Padrões de Lançamento de Efluentes		
Parâmetros	Decreto nº 8468/76	CONAMA nº 430/11
pH	$5 \leq \text{pH} \leq 9$	$5 \leq \text{pH} \leq 9$
Temperatura	$< 40^\circ\text{C}$	$< 40^\circ\text{C}$
OD	$> 5 \text{ mg/L O}_2$	Não consta
DBO 5 dias a 20°C	$< 60 \text{ mg/L O}_2^*$	$< 120 \text{ mg/L O}_2^{**}$

Nota: * = Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento); ** = este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Tabela 3: Parâmetros de qualidade dos rios Classe 2 de acordo com as legislações.

Padrões de Qualidade de rios Classe 2		
Parâmetros	Decreto nº 8468/76	CONAMA nº 357/05
Nitrogênio amoniacal total**	< 0,5 mg/L N	3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Nitrato	< 10 mg/L N	< 10 mg/L N
Fósforo total (ambiente lântico)	Não consta	< 0,03 mg/L
Fósforo total (ambiente intermediário com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambientes lânticos)	Não consta	< 0,05 mg/L
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	Não consta	0,1 mg/L
pH	Não consta	6 ≤ pH ≤ 9
OD	> 5 mg/L O ₂	> 5 mg/L O ₂
Turbidez	Não consta	< 100 UNT
DBO 5 dias a 20°C	< 5 mg/L O ₂	< 5 mg/L O ₂ *
Cor verdadeira	Não consta	< 75 mg Pt/L
Densidade de cianobactérias	Não consta	< 50000 cel/mL

Nota: * = Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura. ** = As concentrações para nitrogênio amoniacal variam em função do pH devido à toxicidade exercida no meio aquático.

Os parâmetros tratados aqui referem-se a rios de Classe 2, o que não significa que outros parâmetros não são importantes para outras classes de rios. Os parâmetros apresentados em destaque na Tabela 3, são os considerados mais restritivos ou únicos.

Com relação à densidade de cianobactérias, embora a resolução CONAMA nº 357/05 que trata dos padrões de qualidade, estabelece que em corpos d'água enquadrados como Classe 2, a concentração deve ser inferior a 50.000 org./mL, os padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/11 e, para o Estado de São Paulo, o Decreto 8468/76, nada estabelecem.

A Organização Mundial da Saúde também estipula níveis para a toxicidade da água. O nível tolerável de cianotoxina na água de beber é de 1µg/L, porém trata-se somente da microcistina-LR (livre mais ligada à célula) e de saxitoxina de 3µg/L (WHO, 1998). A questão das cianobactérias e suas respectivas cianotoxinas receberá posteriormente, um tópico específico.

Um fato marcante relacionado à saúde humana e intoxicação devido à produção de cianotoxinas por cianobactérias, foi um acidente que ocorreu em Caruaru, Pernambuco em 1996. Foi o primeiro caso de morte de humanos causado por intoxicação de cianotoxinas, matando 52 pacientes renais crônicos em uma clínica de hemodiálise. Análises confirmaram a presença de microcistinas e cilindrospermopsinas no sistema de purificação de água da clínica. Os pacientes intoxicados apresentaram microcistinas em suas amostras de sangue e fígado. Amostras de fitoplâncton do reservatório que abastecia a cidade demonstraram dominância de gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluindo a espécie *Aphanizomenon manguinii* e duas espécies de *Oscillatoria* em Março de 1996 (AZEVEDO et. al., 2002). Após esse fato é que a legislação sobre toxinas passou a existir, a fim de evitar novos acidentes.

3.3. Tratamento de Efluentes por Lagoas de Estabilização

3.3.1. Definição e Características das Lagoas

Há várias tipologias de sistemas para o tratamento de esgoto empregadas para reduzir a quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos líquidos tratados. Uma dessas tipologias muito empregada em regiões tropicais, em geral, em países em desenvolvimento, consiste no sistema de lagoas de estabilização, as quais possuem satisfatório nível de tratamento (GLOYNA, 1971; KELLNER; PIRES, 1998; VON SPERLING, 2005). Segundo Gloyna (1971) países não considerados tropicais, mas com clima de temperaturas elevadas, podem empregar as lagoas de estabilização como forma de tratamento de esgoto.

As lagoas de estabilização são tanques construídos para receber esgoto, de maneira contínua, proporcionando um aumento do tempo de retenção do esgoto na lagoa, possibilitando uma grande eficiência na degradação da matéria orgânica e redução de

microrganismos, sem introdução artificial de qualquer forma de oxigenação (GODOY, 2007). Desde a década de 40 essa técnica vem sendo utilizada como sistema de tratamento (KELLNER; PIRES, 1998).

O sistema de lagoas de estabilização é muito utilizado no tratamento de esgoto doméstico e municipal principalmente em países tropicais onde o clima favorece a operação e funcionamento dessas lagoas, pois utilizam energia solar como principal fator de operação (FURTADO, et al., 2009). Essas lagoas são normalmente utilizadas para tratar o esgoto doméstico de cidades de porte pequeno e médio.

O tratamento de esgoto, através das estações de tratamento (ETE), permite que as reações bioquímicas dos processos de digestão biológica da matéria orgânica, ocorram de maneira bem mais rápida do que ocorreria da forma natural no ambiente (OLIVEIRA, 2010). Nesse ambiente de tratamento do esgoto, ocorre a presença de cianobactérias, importantes para todo o processo de degradação do mesmo. Neste sentido, o tratamento do esgoto sanitário através de lagoas de estabilização tem por finalidade, remover a matéria orgânica presente nos despejos.

Godoy (2007) afirma que nos sistemas de lagoas de estabilização de esgotos, a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo apresenta baixa eficiência, necessitando de tratamento complementar antes de lançamento em águas naturais. Em se tratando de eficiência de remoção, Von Sperling (2005) afirma que sistemas combinados de lagoas anaeróbias e lagoas facultativas (tratamento secundário), apresentam remoção de DBO de 60 a 98% e de coliformes termotolerantes de 60 a 99%. Von Sperling (1996) afirma ainda que quanto maior a concentração de DBO afluente na lagoa, maior será sua remoção. Isso ocorre principalmente na entrada da lagoa, onde a concentração de DBO é mais elevada.

Na literatura já é consenso as vantagens do uso das lagoas de estabilização de efluentes como forma de tratamento, pois são bastante eficientes na remoção da matéria orgânica, de organismos patogênicos, além de apresentarem facilidade de instalação, manutenção e operação, quando comparadas aos outros sistemas de tratamento. Uma desvantagem existente é a necessidade de grandes áreas para a implantação da lagoa.

Outro fator importante a considerar, é que as lagoas de estabilização de esgoto devem estar sempre dispostas em locais com a presença de ventos e que não haja qualquer obstáculo que possa sombrear a lagoa. Isso, para que as condições de mistura e fotossíntese, respectivamente, possam agir nessa lagoa. Fica evidente também a preocupação com manutenção (com propósito de conservação dos sistemas de tratamento e local de trabalho dos

operadores, proporcionando a esses, conforto) e operação (com objetivo de garantir que o sistema apresente bom funcionamento, com fornecimento de dados sobre eficiência do conjunto) da lagoa para que esta apresente máxima eficiência, porém, muitas vezes esses requisitos não são atendidos (KELLNER; PIRES, 1998; MENEZES; SILVINO; NETO, 2006).

As lagoas de estabilização podem ser divididas em três tipos, sendo eles: lagoa anaeróbica, lagoa facultativa, e lagoa de maturação (MARA, 2003; KELLNER; PIRES, 1998; VON SPERLING, 1996).

3.3.1.1. Lagoas Anaeróbias

Alguns autores como Von Sperling (1996), Kellner e Pires (1998), Godoy (2007) e Oliveira (2010) classificam as lagoas anaeróbias como tanques com profundidade útil na faixa de 3 a 5 metros. Essa profundidade é necessária para que o oxigênio produzido nas camadas mais superficiais da lagoa não penetre para as camadas mais profundas. Recebem esgoto de maneira contínua e com elevada carga orgânica, fazendo com que o consumo de oxigênio na lagoa seja bem maior que sua produção. Por esse fato e pela sua grande profundidade, mantêm as condições de anaerobiose. Por essa questão, freqüentemente apresentam cheiro desagradável, e por isso devem ser localizadas em locais afastados de residências. O tempo de detenção hidráulico destas devem ser de 3 a 6 dias, de acordo com a temperatura local, que para permitir as reações anaeróbias, devem estar na faixa dos 30 a 35°C. No projeto da lagoa, as entradas e saídas do esgoto, devem ser estabelecidas de maneira a evitar caminhos preferenciais do esgoto, o que nem sempre ocorre. Recomenda-se também que ocorra uma inclinação do fundo da lagoa de aproximadamente $\frac{1}{4}$ de seu comprimento para que se possa acumular o lodo. Normalmente precedem as lagoas de estabilização no sistema da ETE.

O efluente das lagoas anaeróbias normalmente apresenta uma DBO na faixa de 70 a 160 mg/L e sua eficiência na remoção de DBO é na faixa de 40 a 60% para o caso de esgotos sanitários.

Nesses tanques, a matéria orgânica é convertida a ácidos voláteis, como o ácido acético, pela ação das bactérias facultativas e, posteriormente é oxidada a metano e gás carbônico pela ação das bactérias anaeróbias estritas. As reações bioquímicas que ocorrem nessas lagoas são as seguintes: nitrogênio orgânico sendo oxidado a nitrogênio amoniacal e nitrato reduzido a nitrogênio molecular (N_2); fosfatos orgânicos são oxidados a ortofosfatos; sulfatos são reduzidos a sulfetos liberando gás sulfídrico (H_2S), o que é responsável pelo mau odor da lagoa.

3.3.1.2. Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são classificadas como tanques de profundidade útil na faixa de 1,5 a 2 metros de profundidade, o que possibilita a penetração de luz e conseqüente produção de oxigênio, que será utilizado pelos organismos heterotróficos para decompor a matéria orgânica, através da fotossíntese. A relação comprimento/largura dessas lagoas pode variar numa faixa de 3/1 a 5/1 (KELLNER; PIRES, 1998; VON SPERLING, 2005; GODOY, 2007; OLIVEIRA, 2010).

São lagoas simples, sem necessidade de utilização de equipamentos que possam deteriorar facilmente. Normalmente apresentam eficiência satisfatória. São tanques que necessitam de grandes áreas para sua implantação, além de locais com bastante incidência de radiação solar e baixa nebulosidade para que a fotossíntese possa ocorrer (VON SPERLING, 1996).

As lagoas facultativas apresentam esse nome porque possuem duas fases (dualidade ambiental): fase aeróbia (camada superior realizando oxidação aeróbia) e fase anaeróbia (camada inferior) que permitem a degradação da matéria orgânica. Na maior parte do dia, as condições aeróbias prevalecem em quase toda a coluna d'água, devido à produção de oxigênio através do processo de fotossíntese e reaeração superficial. Já, no período noturno, por não mais incidir luz sobre a lagoa, os processos fotossintéticos são interrompidos e passa a prevalecer a condição anaeróbica (KELLNER; PIRES, 1998).

A profundidade da lagoa onde a produção de oxigênio pelas algas se iguala ao consumo de oxigênio utilizado por estas e organismos decompositores, recebe o nome de oxipausa (VON SPERLING, 1996).

O processo biológico envolvido na lagoa facultativa ocorre pela ação de microrganismos que coexistem em interação simbiótica¹, sendo eles as bactérias heterotróficas e o fitoplâncton (algas e cianobactérias). Na camada superior aeróbia da lagoa, a matéria orgânica recebida é decomposta por bactérias heterotróficas aeróbicas, através da oxidação bacteriana, liberando o gás carbônico. Este será utilizado pelas algas e cianobactérias, através da fotossíntese, para seu desenvolvimento (FURTADO, et al., 2009). Quando o oxigênio livre não está presente, os microrganismos decompositores utilizam nitratos e sulfatos como aceptores de elétrons. Esse fenômeno pode ser encontrado na zona facultativa da lagoa, que é a região mais intermediária dela. A região considerada anaeróbia é

¹Relação Simbiótica é uma relação interespecífica (entre espécies distintas) que ocorre entre dois organismos com vantagem mútua para ambos os organismos.

a parte inferior onde se acumula o lodo que é formado através da sedimentação da matéria orgânica que é decomposta por microrganismos anaeróbios, sendo convertidos em gás carbônico, água, metano e outros (VON SPERLING, 1996; OLIVEIRA, 2010).

O processo pode ser sintetizado nos seguintes passos, de acordo com Kellner; Pires (1998, p. 19):

Quando em ambiente aeróbio, as bactérias metabolizam a matéria orgânica, convertendo-a em dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). As algas, por sua vez, utilizam o dióxido de carbono, água, amônia (NH_3) e outros compostos inorgânicos para a síntese celular, liberando oxigênio para o meio líquido.

Fica evidente, a relação entre algas e bactérias no processo de tratamento biológico de esgoto nas lagoas facultativas e de maturação.

Um esquema sobre toda essa relação é apresentada por Godoy (2007), como consta a seguir na Figura 1:

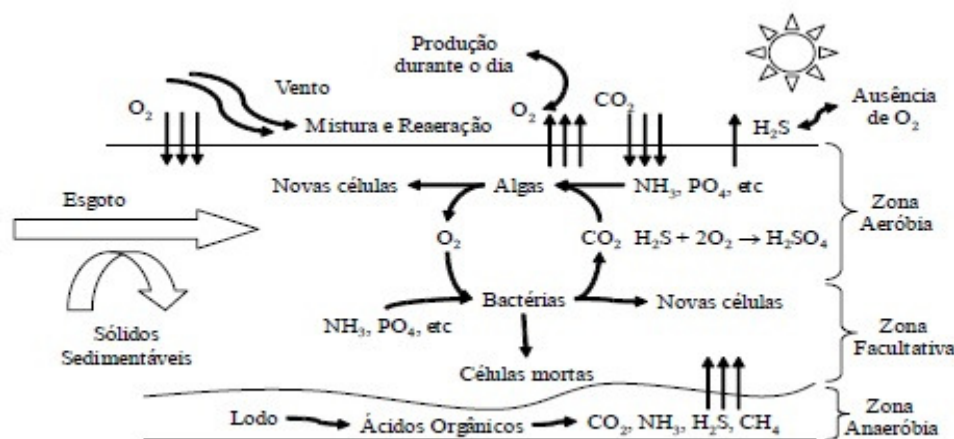
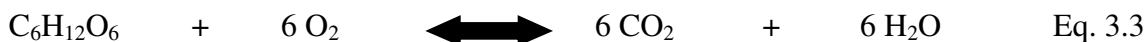
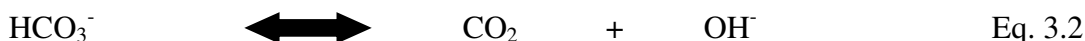
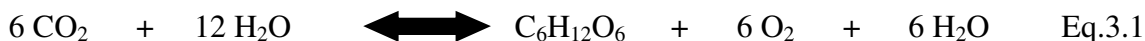


Figura 1: Relação entre as zonas da lagoa e suas reações bioquímicas.

Fonte: Godoy, 2007.

Von Sperling (1996) e Oliveira (2010) demonstram a relação das reações bioquímicas com o pH do meio quando relatam que, durante o dia, prevalece a fotossíntese e conseqüente produção de oxigênio (Equação 3.1) em detrimento do processo de respiração das bactérias. Para que ocorra um equilíbrio no meio, devido à maior utilização do CO_2 pela fotossíntese, o íon bicarbonato se dissocia liberando íons hidroxila e CO_2 (Equação 3.2). Isso proporciona um aumento no pH e conclui-se que a fotossíntese interfere diretamente no valor de pH da região aeróbia da lagoa. Em contrapartida, a respiração faz com que sejam liberados H^+ no meio e conseqüentemente o pH se reduz (Equações 3.3 e 3.4).



Oliveira (2010) relata ainda que o aumento do pH pela formação de OH^- , favorece a formação de amônia que irá se volatilizar e por isso estando pouco presente na massa líquida, segundo a Equação 3.5:



Von Sperling (1996) relatou que durante o dia, o pH do meio pode atingir valores próximos a 10, devido a intensa atividade fotossintética, e quando isso ocorre, pode ocorrer também do íon amônio (NH_4^+) ser convertido em amônia livre (NH_3), sendo eliminada para a atmosfera; fosfatos se precipitarem (remoção de nutrientes); e o sulfeto (H_2S) que causa um cheiro fétido, ser convertido a bissulfeto (HS^-) que não apresenta cheiro.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio na lagoa facultativa incluem assimilação pelas algas e bactérias e volatilização de amônia pela atmosfera. Nas lagoas de maturação, normalmente ocorre por volatilização (GRAGGS, 2005).

Outro fenômeno que pode ocorrer nas lagoas facultativas é a estratificação térmica, que consiste em uma camada superior mais aquecida (menor densidade) e outra inferior menos aquecida (maior densidade). Em períodos de verão, a estratificação tende a ser mais intensa, porém no inverno, essas condições diminuem. Em lagoas com esse perfil, algumas algas que não são móveis, acabam ficando na região mais profunda da lagoa, implicando na redução de produção de oxigênio e conseqüente diminuição da capacidade de estabilizar matéria orgânica. O vento nesse caso exerceria um papel fundamental para resolver esse tipo de problema, pois proporcionaria a mistura da massa líquida (VON SPERLING, 1996).

Em relação ao tempo de detenção hidráulico, ele deve ser longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica possam ocorrer naturalmente. Von Sperling (1996) e Von Sperling (2005), explica que, por razão dos processos da lagoa facultativa serem essencialmente naturais, a estabilização da matéria orgânica se processa de

maneira mais lenta, e por isso, é necessário um período de detenção normalmente superior a 20 dias.

3.3.1.3. Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são tanques com grande área e geralmente bastante rasos (profundidades inferiores a 1 metro) para que através da incidência de radiação solar ultravioleta, os microrganismos patogênicos sejam eliminados. Por essa razão, seu principal objetivo é a eliminação dos patogênicos em detrimento da remoção de DBO (VON SPERLING, 1996; VON SPERLING, 2005; GODOY, 2007; OLIVEIRA, 2010). A remoção de coliformes fecais atinge eficiência de aproximadamente 99,99% (VON SPERLING, 2005) e os seus efluentes apresentam concentrações destes, na faixa de 10^3 CF/100 mL. Seu tempo de detenção é em torno de 7 dias (GODOY, 2007).

Essas lagoas recebem o esgoto previamente tratado pelas outras lagoas, com oxigênio suficiente para realizar a remoção da matéria orgânica remanescente.

A oxidação aeróbia que ocorre na lagoa facultativa ocorre também na lagoa de maturação.

Essa lagoa é capaz de remover ovos de helmintos, cistos de protozoários, dentre outros patogênicos através da sedimentação devido ao longo período de detenção hidráulico (OLIVEIRA, 2010).

3.3.1.4. Sistemas combinados de lagoa

Von Sperling (1996) apresentou algumas características de combinações de lagoas de estabilização com outros sistemas como, por exemplo: lagoas facultativas, sistemas de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas, e sistemas de lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de decantação. Estas podem estar distribuídas em paralelo ou em série, de maneira que varie seus requisitos de área e forma de operação (OLIVEIRA, 2010). Qualquer das formas anteriormente citadas tem por objetivo produzir um efluente com qualidade que atenda os padrões estabelecidos pela legislação vigente, que como já citado anteriormente são as Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011. No Quadro 1 a seguir serão expostas as principais características destes sistemas citados acima:

Quadro 1: Descrição sucinta dos principais sistemas de lagoas de estabilização.

Sistema	Descrição
Lagoa Facultativa	A DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobiamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO suspensa tende a sedimentar, sendo estabilizada anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese.
Lagoa anaeróbia-lagoa facultativa (Sistema Australiano)	A DBO é em torno de 50% estabilizada na lagoa anaeróbia (mais profunda e com menor volume), enquanto a DBO remanescente é removida na lagoa facultativa. O sistema ocupa uma área inferior ao de uma lagoa facultativa única.
Lagoa aerada facultativa	Os mecanismos de remoção da DBO são similares aos de uma lagoa facultativa. No entanto, o oxigênio é fornecido por aeradores mecânicos, ao invés da fotossíntese. Como a lagoa é também facultativa, uma grande parte dos sólidos do esgoto e da biomassa sedimenta, sendo decomposta anaerobiamente no fundo.
Lagoa aerada de mistura completa-lagoa de decantação	A energia introduzida por unidade de volume da lagoa é elevada, o que faz com que os sólidos (principalmente a biomassa) permaneçam dispersos no meio líquido, ou em mistura completa. A decorrente maior concentração de bactérias no meio líquido aumenta a eficiência do sistema na remoção da DBO, o que permite que a lagoa tenha um volume inferior ao de uma lagoa aerada facultativa. No entanto, o efluente contém elevados teores de sólidos (bactérias), que necessitam ser removidos antes do lançamento no corpo receptor. A lagoa de decantação a jusante proporciona condições para essa remoção. O lodo da lagoa de decantação deve ser removido em períodos de poucos anos.
Lagoa de maturação	O objetivo principal da lagoa de maturação é a remoção de patogênicos. Nas lagoas de maturação predominam condições ambientais adversas para os patogênicos, como radiação ultra-violeta, elevado pH, elevado OD, temperatura mais baixa que a do corpo humano, falta de nutrientes e predação por outros organismos. As lagoas de maturação constituem um pós-tratamento de processos que objetivem a remoção da DBO, sendo usualmente projetadas como uma série de lagoas, ou como uma lagoa única com divisões por chicanas. A eficiência na remoção de coliformes é bastante elevada.

Fonte: Von Sperling (1996).

Em estudos realizados por Oliveira e Von Sperling (2005) em lagoas brasileiras, as eficiências de remoção encontradas em sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas, foram: 82% para DBO; 71% para DQO; 62% para SST; 39% para Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK – não utilizado neste trabalho); e 36% para Fósforo Total. Em relação à remoção de DBO, Von Sperling (2005) relata que as lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas são eficientes na remoção de DBO, além de reduzirem a demanda de área para instalação do sistema de tratamento. As lagoas anaeróbias apresentam eficiência de 50 a 70%, restando somente de 30 a 50% de carga de DBO para a lagoa facultativa realizar o processo de remoção. Mara (2003) em estudos com lagoas de estabilização em países em desenvolvimento, afirma que, em relação a eficiência, a remoção de DBO e sólidos suspensos nesses ambientes pode ser maior que 90% dependendo do número e disposição de lagoas.

3.3.1.5. Acúmulo de lodo

Os sistemas de lagoas de estabilização são considerados eficientes na remoção de sólidos suspensos do esgoto e não necessitam de uma operação muito elaborada. O lodo formado e que se acumula no fundo da lagoa, acaba sendo digerido, porém as lagoas ainda necessitam de remoção periódica desse lodo e isso demanda um gerenciamento adequado para que o excesso de lodo não prejudique a eficiência do processo de tratamento. Esse gerenciamento também deve atentar-se ao fato da disposição final do lodo (GODOY, 2007).

Os sólidos em suspensão do esgoto bruto, que irão formar o lodo, são basicamente constituídos de areia e microrganismos. Uma parte do lodo sedimentado será estabilizado anaerobiamente, sendo convertido em água e gases. O restante que não foi estabilizado é o volume de lodo acumulado (VON SPERLING, 1996). Segundo o mesmo autor, nas lagoas facultativas ocorre baixa taxa de acúmulo, necessitando assim, de muitos anos para que seja necessária a remoção de lodo dessas lagoas. Em relação às lagoas anaeróbias, a taxa de acúmulo de lodo é aproximadamente a mesma da taxa de acúmulo da lagoa facultativa, ou seja, baixa, e o lodo deve ser removido quando atingir, aproximadamente a metade da altura útil da lagoa. Em casos de lagoas aeradas, o lodo deve ser removido quando a camada dele afetar os aeradores.

3.4. Características Básicas das cianobactérias

Cianobactérias são indivíduos com características adaptativas únicas. Características específicas em nível de gênero podem ser: habilidade de crescimento em temperaturas mais altas; capacidade de flutuar devido à vesículas gasosas; elevada afinidade e capacidade de armazenar fósforo; fixação de nitrogênio; produção de acinetos; e captura de luz em baixa intensidade e comprimentos de onda, além da produção de toxinas. É um grupo diverso, variando em tamanho desde picoplâncton unicelular a colônias multicelulares macroscópicas (CAREY et.al., 2012).

O Plâncton é dividido em três categorias, sendo elas zooplâncton (organismos heterótrofos), bacterioplâncton (bactérias heterotróficas) e fitoplâncton (organismos fotossintéticos), que será melhor definido a seguir.

Fitoplâncton faz parte de um grupo de microrganismos fotoautotróficos e heterotróficos que flutuam juntamente com a água. A origem desse nome é grega, *phytos* significando planta e *plagktós* significando plâncton (OLIVEIRA, 2010).

Após vários autores discutirem e proporem novas classificações à respeito dos organismos, Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) e Gomes (2014), baseados nas classificações propostas, concluem que as cianobactérias pertencem à divisão Cianofíceas e estão inseridas no Reino Eubacteria, que por sua vez pertencem ao domínio Bacteria. São organismos conhecidos genericamente como alga ou microalga. Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) denominam de diversas maneiras os organismos que apresentam uma combinação de propriedades encontradas em algas e bactérias: algas azuis, mixofíceas, cianoprocariontes, cianofíceas e cianobactérias (nome que será utilizado neste trabalho). Como organismos fotossintetizantes constituintes do plâncton, representam um passo importante na evolução dos mecanismos fotossintéticos.

Estes indivíduos são considerados microalgas procariontes e ótimos bioindicadores de qualidade de água (SANT'ANNA et al., 2006). Essas microalgas agem como biorremediadores para fontes de CO₂, pois fixam temporariamente esse gás em sua biomassa, sendo responsáveis pela remoção de 10 a 50 vezes mais CO₂ de fontes produtoras do que as plantas de ambiente terrestre (RAEESOSSADATI, M. J. et. al., 2014).

De acordo com Fott² citado por Hoek, Mann e Jahns (1995), é possível encontrar na literatura a descrição de aproximadamente 150 gêneros de cianobactérias compreendidos em 2000 espécies identificadas no mundo, porém esse número pode ser superior, uma vez que esses indivíduos apresentam grande diversidade morfológica e diferentes habitats. Em relação a quantidade de espécies, Sant'Anna et. al. (2006), afirma que esse número é aproximadamente de 2400, enquanto que Sant'Anna et. al. (2011) indica um número de 2800 espécies em todo o mundo.

Em relação à morfologia, podem ser encontradas algas unicelulares bem simples, até formas de tamanhos grandes multicelulares com formação de tecidos. Quanto à reprodução, podem existir formas primitivas de divisão celular, até forma sexuada com formação de zigoto e fases de gametófito e esporófito, com alternância de gerações. Em relação à nutrição, a fotossíntese é a principal forma, sendo que, na ausência de luz e com disponibilidade de substâncias com alto teor energético como carboidratos, ácidos graxos e acetatos, também pode ocorrer através da quimiossíntese. Como anteriormente dito, as algas têm a capacidade de se desenvolver em diversos ambientes.

Estes indivíduos são encontrados em lagoas de estabilização, além de outros ambientes (VASCONCELOS; PEREIRA, 2001). Com relação ao tipo de ambiente que se pode

² Fott, B. (1971). *Algenkunde*. 2nd Ed. VEB Fischer, Jena.

encontrar cianobactérias, Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) e Sant'Anna et. al. (2006) expõem que estas podem estar presentes em ambientes extremos, como fontes termais com pH maiores que 5 e temperaturas de 85°C até nos mares Antárticos e desertos. Além desses extremos, elas ocupam lugares terrestres, de água doce, salobra e marinha. Porém, é em água doce seu ambiente mais comum e mais apropriado para seu desenvolvimento, pois crescem melhor em águas com pH de 6 a 9 e temperaturas variando entre 15 e 30°C, com altas concentrações de nutrientes. Adaptam-se também a ambientes com grande profundidade por conseguirem realizar a fotossíntese mesmo em condições com pouca luminosidade devido à presença de pigmentos fotossintetizantes como a ficocianina e a ficoeritrina, que são capazes de absorver outros espectros de luz e transfere para as membranas que contém clorofila para que possa realizar a fotossíntese propriamente dita. Em ambiente aquático, as algas se distribuem na superfície e por toda a coluna d'água, de acordo com um gradiente de iluminação. Muita radiação solar causa fotoinibição e conseqüentemente, haverá menor taxa de fotossíntese nessa área, como também menor quantidade de organismos fitoplanctônicos (BICUDO, MENEZES, 2005; CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

Segundo Calijuri, Alves e Dos Santos (2006), devido a grandes diferenças e variedades encontradas nas algas, elas são consideradas mais como uma divisão ecológica do que taxonômica e, dessas diferenças, a única característica em comum é a autotrofia.

Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) relatam que devido ao crescente desenvolvimento das cidades e pólos industriais, assim como da agricultura, grande quantidade de nutrientes como fósforo, nitrogênio, carbono e ferro são depositados nas águas. Esses nutrientes contribuem para o desenvolvimento dos organismos como as algas, causando o fenômeno da eutrofização, prejudicando a qualidade das mesmas. Em relação aos nutrientes, Bittencourt, Oliveira e Yunes (2001) afirmam que determinadas condições ambientais como temperaturas diárias acima de 25°C, relação N:P (Nitrogênio:Fósforo) de 20:1 a 10:1 e pH acima de 7,5, favorecem o crescimento das cianobactérias, causando o fenômeno de floração, levando a eutrofização do meio.

As cianobactérias têm estrutura de bactéria, com parede celular (de polissacarídeos ligados a peptídeos), membrana plasmática, bainha mucilaginosa, nucleóide, ribossomos, inclusões de fosfato, proteínas e lipídeos (grânulos de cianoficina), citoplasma e lamelas fotossintéticas (tilacóides). As células desses indivíduos apresentam características de bactérias por não constar de núcleo delimitado por carioteca, material nuclear em meio ao

protoplasma (no nucleoplasma), porém não apresentam organelas celulares como as bactérias. A Figura 2 ilustra a estrutura de uma cianobactéria em desenho esquemático.

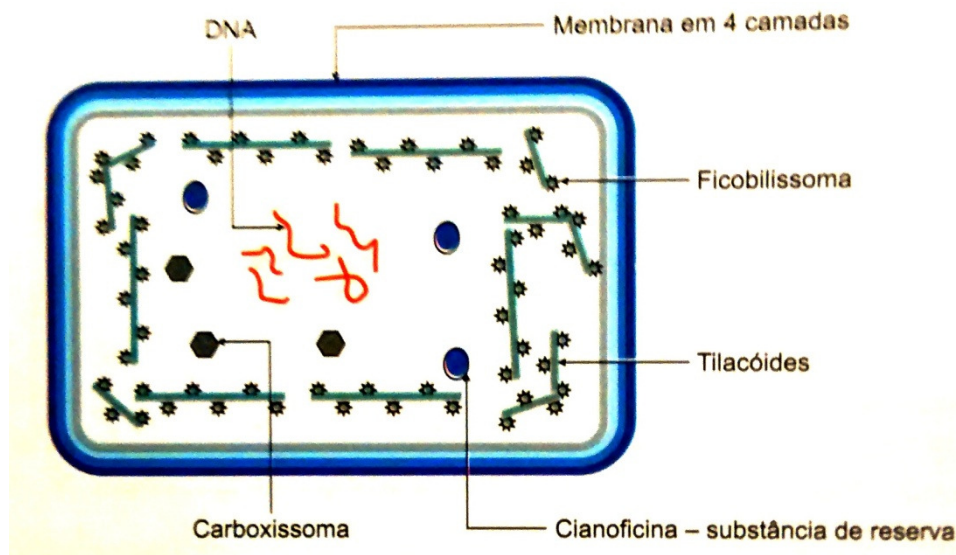


Figura 2: Desenho esquemático da estrutura de uma cianobactéria.

Fonte: CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS (2006).

Algumas cianobactérias, como *Microcystis*, *Gomphosphaeria*, *Gloetrichia*, *Dolichospermum* e *Oscillatoria*, apresentam vacúolos gasosos (aerótopos) que permitem que esses indivíduos controlem sua flutuação e fiquem sempre em uma profundidade ótima ao acesso de nutrientes, oxigênio e luz (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) expõem algumas características essenciais para o entendimento da biologia das cianobactérias.

As chamadas cianobactérias filamentosas apresentam diferenciação denominada de heterocitos, os quais têm importante função ecológica. Essa estrutura se difere das células vegetativas e dos esporos, apresentam paredes espessas e são responsáveis pela fixação do nitrogênio atmosférico (N_2). Elas podem fixar nitrogênio, pois são as únicas células do filamento que não produzem oxigênio, permitindo ambiente anóxico para o funcionamento das nitrogenases (enzima responsável pela fixação biológica do nitrogênio). São originados de células vegetativas, nas quais forma-se um invólucro sobre a parede celular, exceto nos pólos, região esta onde se ligam as células vegetativas adjacentes, através de poro ou canal, possibilitando trocas de produtos metabólicos (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

Em relação ao tamanho das células, os mesmos autores Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) indicam que as cianobactérias podem variar entre 0,5 e 1µm como do gênero *Synechocistis*, até 40µm como no gênero *Oscillatoria*.

Os gêneros de cianobactérias se caracterizam pela sua morfologia. *Chroococcus* são unicelulares, enquanto que *Dolichospermum*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis*, são filamentosas. Outras podem ocorrer individualmente como *Synechococcus* e *Aphanothece*, porém outras são agrupadas em colônias como *Microcystis*, *Gomphospheria* e *Merismopedia*, sendo a maior parte delas envolvidas em mucilagem (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

Além dos heterocitos, algumas espécies produzem estruturas chamadas acinetos que são células de resistência. Também apresentam paredes espessas que são capazes de acumular reservas de proteínas (sob a forma de grânulos de cianoficina). Essas estruturas suportam dessecação podendo ficar no sedimento por muitos anos, por isso são produzidas quando as condições do meio não são favoráveis (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

Algumas espécies podem ser bentônicas (muitas filamentosas) ou planctônicas, além de algumas possuírem período de dormência no sedimento e formas vegetativas planctônicas (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

Rippka et. al. (1979), é responsável por um sistema de classificação de cianobactérias, no qual elas são divididas em cinco grupos. Os autores separam-nas em seções de I a V, de acordo com a forma, presença ou ausência de bainhas de mucilagem e padrões de divisão celular. Outros sistemas de classificação mais utilizados são o de Komárék e Anagnostidis que utilizam para classificação, além de características morfológicas e fenotípicas, as características genéticas, juntamente com a filogenética.

3.4.1. Locomoção

As cianobactérias podem ou não apresentar dispositivos para locomoção na massa líquida. Além da presença de vacúolos gasosos (aerótopos) que permitem que as cianobactérias se movimentem verticalmente na coluna d'água, alterando sua profundidade, esses indivíduos podem expulsar seu material orgânico produzido, agindo como elemento propulsor, uma vez que não possuem cílios nem flagelos para realizar esses movimentos. Nas cianobactérias filamentosas o movimento é deslizante (através da secreção de polissacarídeos e conseqüente aderência à superfície) ou de rotação.

Dessa maneira, as cianobactérias não motoras ficam dispersas no meio líquido guiando-se pelas correntes convectivas unicamente.

Os gêneros *Microcystis*, *Merismopedia*, *Limnothrix* e *Oscillatoria* apresentam vacúolo que permitem que eles se posicionem em locais da coluna d'água com melhores condições para sua sobrevivência. Em contrapartida, os gêneros *Pseudanabaena* e *Aphaenocapsa* não os possuem, fazendo com que estes gêneros fiquem sujeitos à movimentação das águas para seu deslocamento e deslizamento por movimentos ondulatórios (ROSINI; SANT'ANNA; TUCCI, 2013).

3.4.2. Reprodução

Espécies filamentosas podem apresentar como forma de reprodução assexuada, os hormogônios que são conjuntos de 3 a 5 células que darão origem à novas colônias pelo mecanismo de brotamento e fragmentação. A reprodução assexuada ocorre por crescimento e invaginação da parede celular por processos denominados de divisão binária (uma célula origina duas filhas) ou por fissão múltipla (uma célula origina mais de duas filhas). Diferem-se da mitose de protistas e outros eucariontes pelo fato de os conteúdos celulares e o nucleóide serem multiplicados e não divididos (CALIJURI, ALVES, DOS SANTOS, 2006).

3.4.3. Nutrição

As cianobactérias são indivíduos que realizam fotossíntese como meio de obter energia para seu crescimento celular. Uma maneira de obtenção de nutrientes é por assimilação de nitrogênio e fósforo no seu processo de desenvolvimento.

Autores como Kellner e Pires (1998) destacam que as cianobactérias são organismos que apresentam bastante influencia na biologia das lagoas facultativas, sendo importantes principalmente no processo de decomposição da matéria orgânica. Os mesmos autores, além de Mezrioui, Oudra (s. d.) também destacam a importância da assimilação dos nutrientes nitrogênio e fósforo para o desenvolvimento desses indivíduos e para a remoção desses nutrientes e de metais pesados do meio.

Segundo Calijuri, Alves e Dos Santos (2006), a nutrição das cianobactérias é simples, sem necessidades de vitaminas ou outros co-fatores de crescimento, podendo haver fotoassimilação de substâncias como glicose ou acetato.

3.4.4. Produção de cianotoxinas

Alguns fatores são importantes para a proliferação de cianobactérias e conseqüente eutrofização do ambiente seguida de efeitos nocivos e doenças por intoxicação com cianotoxinas. Dentre eles, O'Neil et.al. (2012) indicam que o aumento da população humana (origem antrópica) poderia ser o principal fator para a poluição do ambiente por nutrientes.

A comunidade fitoplanctônica, em geral estabiliza seu crescimento em temperaturas em torno de 20°C, porém as cianobactérias tendem a realizar crescimento mais elevado em temperaturas superiores a esse valor. Com o aquecimento global e temperaturas se elevando com o passar dos anos, a tendência é que as cianobactérias dominem esses ambientes em detrimento das outras classes componentes do fitoplâncton. Em relação ao aquecimento das águas, irá aumentar a frequência, intensidade e duração da estratificação térmica, o que acarretará em nutrientes dispostos mais ao fundo do corpo d'água, favorecendo novamente as cianobactérias motoras que podem utilizar seus aerótopos para se localizarem em regiões de melhores condições para a sua sobrevivência.

Segundo Merel et. al. (2013), uma floração de cianobactérias é decorrente de pelo menos três fatores: temperaturas elevadas das águas, superior a 25°C, sendo favorecida a dominância de cianobactérias em relação à outros grupos devido ao aquecimento global; exposição à luz, devendo haver o mínimo necessário para a realização da fotossíntese; e reservatórios eutrofizados.

Várias espécies de cianobactérias produzem toxinas chamadas cianotoxinas. A eutrofização, além de possivelmente ocasionar a produção dessas substâncias, pode proporcionar uma conseqüente diminuição de oxigênio e mortandade de peixes, e diminuir a diversidade de espécies com dominância de algumas poucas espécies.

As florações de cianobactérias podem levar a impactos negativos nos corpos d'água, alterando sua qualidade, e podendo contribuir com a produção de toxinas (BRASIL, 2006 b).

Estas florações podem variar seu grau de toxicidade, tanto de acordo com as variações temporais, como espacialmente, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população do ambiente que estão inseridas (BRASIL, 2003). Referente a isso, Sivonem e Jones (1999) relatam que a maioria das cianobactérias produz cianotoxinas se estão inseridas em ambientes de condições ótimas para o crescimento destas. A questão da luminosidade é bastante importante nesse caso, e alguns exemplos podem ser listados: *Oscillatoria* apresentam crescimento maior em menor disponibilidade de luz; *Dolichospermum* preferem intensidade de luz moderada; enquanto que *Aphanizomenon* preferem alta intensidade de luz. Conseqüentemente, cada uma delas produz mais toxinas em condições favoráveis de luminosidade específicas.

Como é possível encontrar cianotoxinas nas águas, os tratamentos de água devem ser mais rigorosos, demandando mais gastos e eficiência para a retirada das cianobactérias e conseqüente diminuição de cianotoxinas, uma vez que a cianotoxina na água de

abastecimento pode prejudicar a saúde humana que irá se beneficiar dessa água. De acordo com Sivonem e Jones (1999), as toxinas dissolvidas na água podem ser mais elevadas quando em casos de envelhecimento das células e em declínio de florações. Nesse caso, para tratamento de água é importante que se retirem as cianobactérias intactas e saudáveis da água bruta para evitar o gasto com tratamentos adicionais como a utilização de carbono ativado e oxidação.

Essas cianotoxinas geralmente são tóxicas para outras espécies. Sua produção ainda não tem causa definida, mas segundo Calijuri, Alves e Dos Santos (2006), pesquisadores acreditam que tenha relação com a possibilidade de defesa de predação por organismos zooplancônicos e outros predadores primários, enquanto que outros pesquisadores sugerem que essa produção esteja mais relacionada com condições de crescimento ou competição por recursos. De todo modo, é possível entender que a produção de cianotoxinas pelas cianobactérias esteja relacionada à sua sobrevivência e fixação no hábitat de maneira mais vantajosa possível.

O contato da população com essas cianotoxinas e os danos gerados, pode ocorrer pela pele, ingestão, intravenosa (em hemodiálise) ou por bioacumulação na cadeia alimentar. Sua origem pode ser hepatotóxica, neurotóxica e dermatotóxica. (CARMICHAEL, 2001).

As toxinas podem ser classificadas como endotoxinas ou exotoxinas devido sua origem e dispersão no ambiente. As endotoxinas são liberadas da parede celular das cianobactérias quando elas morrem ou entram em senescência. São chamados de lipopolissacarídeos (LPS) e são constituintes das paredes celulares de gram-negativas estando presente em todas as cianobactérias. As exotoxinas são as neurotoxinas e as hepatotoxinas, compostos altamente tóxicos, porém secretados em baixas concentrações. São metabólitos secundários intracelulares e são produzidos somente por algumas cepas de cianobactérias (SIVONEN, JONES, 1999; McELHINEY, LAWTON, 2005; CALIJURI, ALVES, DOS SANTOS, 2006). Esses metabólitos secundários podem ser microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas (GKELIS et. al., 2014).

Sivonem e Jones (1999) ainda relatam que intoxicações por neurotoxinas são menos comuns, porém microcistinas e nodularinas são mais prováveis de ocorrer caso algumas cianobactérias estejam presentes, e são responsáveis por lesões hepáticas. As microcistinas são as toxinas mais amplamente distribuídas nas águas doces (BARTRAM et. al., 1999).

As cianobactérias que produzem exotoxinas, segundo Sivonen e Jones (1999) e Cybis et. al. (2006), são *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Anabaenopsis*,

Aphanizomenon e *Nodularia*. Os alcalóides podem ser neurotóxicos (anatoxinas e saxitoxinas), citotóxicos (cilindrospermopsinas) ou dermatotóxicos (aplysiatoxinas e lyngbyatoxina) e as cianobactérias que os produzem são *Dolichospermum*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya*, *Schizothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Umezakia*. Os lipopolissacarídeos (LPS) são dermatotóxicos. As microcistinas normalmente são produzidas por gêneros como *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Dolichospermum* (PAWLIK-SKOWROŃSKA; KALINOWSKA; SKOWROŃSKI, 2013), além de *Nostoc*, e *Anabaenopsis* (McELHINEY e LAWTON, 2005).

Cybis et. al. (2006) atentam para o odor de terra e de mofo na água que pode ocorrer devido à presença dessas cianotoxinas. Esse odor pode ocorrer devido aos compostos geosmina e metilisoborneol (MIB) produzido pelas cianobactérias.

De acordo com a CETESB (2006), os gêneros *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Cylindrospermopsis* de cianobactérias são produtores potenciais de neurotoxinas. As potenciais produtoras de hepatotoxinas são *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Oscillatoria*, *Radiocystis* e *Cylindrospermopsis*, as quais são conhecidas como microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas. As neurotoxinas incluem anatoxina-a, anatoxina-a (s) e saxitoxinas (O' NEIL et. al., 2012). Gkelis et. al. (2014) indicaram os gêneros *Dolichospermum* e *Microcystis* como tóxicos e dominantes em seu estudo em um lago eutrofizado na Grécia. Neste estudo, as cianobactérias representaram 75% do fitoplâncton e os gêneros *Dolichospermum*, *Microcystis* e *Aphanizomenon* foram os mais dominantes.

O'Neil et. al. (2012) indicam os gêneros *Dolichospermum*, *Microcystis* e *Cilindrospermopsis* como os gêneros formadores de florações mais presentes em ambientes de água doce. *Dolichospermum* é típico de sistemas lênticos, e algumas espécies do gênero produzem microcistina, anatoxina-a, anatoxina-a (S), cilindrospermopsina e saxitoxina. *Microcystis* é o gênero formador de floração mais comum e pode produzir microcistina e anatoxina-a. Florações de *Microcystis* normalmente estão associadas à ambientes com alta concentração de nitrogênio. A estratificação térmica promove a ocorrência desse gênero, uma vez que possuem capacidade de regular sua posição em relação à coluna d'água. Com o aumento da temperatura, a viscosidade da água diminui e dessa forma as algas eucarióticas tendem a se alojarem em regiões de fundo do reservatório, fortalecendo a capacidade competitiva de *Microcystis* nesses ambientes. *Cilindrospermopsis* é um dos gêneros responsáveis pela produção de cilindrospermopsinas. São mais encontradas em locais com temperaturas elevadas, próximas a 30°C, porém a produção de toxinas ocorre normalmente

em torno de 20°C. Também tendem a prevalecer em ambientes estratificados onde a disponibilidade de fósforo é reduzida na camada superior do reservatório.

Em estudos com lagos no Canadá, Persaud et. al. (2015) encontraram *Aphanizomenon* e *Dolichospermum* como os gêneros mais dominantes. *Dolichospermum* dominaram, em geral, entre os meses mais quentes de verão, enquanto que *Aphanizomenon* foi destaque na primavera, início de verão e outono.

As microcistinas, por ser peptídeo cíclico, são bastante estáveis e resistentes a hidrólises químicas e oxidação, quando próximos de valores de pH neutros. Bactérias encontradas em reservatórios e em efluentes de esgotos são capazes de degradar 90% das microcistinas, dependendo da concentração inicial das toxinas e da temperatura da água (SIVONEN, JONES, 1999).

Em ecossistemas tropicais, altas temperaturas favorecem uma rápida assimilação microbiana de ortofosfato, mantendo assim as concentrações de fósforo em níveis baixos, contribuindo com florações de cianobactérias (O'NEIL, et. al., 2012).

Os gêneros de cianobactérias citados anteriormente podem ser verificados na Tabela 4, mais adiante.

Como anteriormente citado, acidentes por cianotoxinas podem ocorrer. Fica evidente nesses casos, a necessidade de manutenção e fiscalização dos sistemas de esgotamento sanitário e abastecimento de água para que seja possível identificar potenciais acidentes e evitá-los.

3.4.5. Cianobactérias nas lagoas de estabilização

O sistema de lagoas de estabilização depende da interação entre fatores bióticos e abióticos. Dentre os fatores bióticos, a importância das algas dá-se no processo de purificação (GLOYNA, 1972; SAUZE, 1978). Todas as algas possuem clorofila *a*, que são importantes para a produção de oxigênio, devido ao processo de fotossíntese, permitindo a ocorrência dos processos de decomposição aeróbio da matéria orgânica. De acordo com a concentração de clorofila *a*, é possível estimar a quantidade de algas nas lagoas facultativas. Em geral, nas lagoas de estabilização são encontrados quatro grupos de algas, dentre elas algas verdes, fitoflagelados, algas azuis (cianobactérias) e diatomáceas (KELLNER; PIRES, 1998).

Os gêneros de cianobactérias normalmente encontrados nas lagoas facultativas e de maturação são: *Dolichospermum*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Synechococcus*, *Synechocystis* (GLOYNA, 1971; PEARSON; SILVA, 1988; UEHARA; VIDAL, 1989; PEARSON; MARA; SILVA, 1998).

Von Sperling (1996) cita *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anacystis* e *Dolichospermum* como os principais gêneros de cianobactérias encontrados em lagoas de estabilização, coincidindo, em alguns gêneros, com os gêneros citados anteriormente.

Em estudos realizados na Represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba (CYBIS et. al., 2006), *Microcystis* foi o gênero mais representado e *Oscillatoria* destacou-se em períodos de verão, porém trata-se de uma ambiente de reservatório de água para abastecimento público e não de lagoas de estabilização. Ainda assim, é possível destacar e observar a grande ocorrência de *Microcystis* em diversos ambientes.

Casali (2008) em estudos nas ETEs de Pariquera-Açu e Jacupiranga no Baixo Ribeira de Iguape – SP, observou que o gênero de cianobactéria *Phormidium* esteve presente em situações com valores de pH entre 7 e 9,6. Estudo realizado por Oliveira (2010) em estação de tratamento de esgoto de Mangabeira em João Pessoa – PB, afirma que o biovolume de uma espécie do gênero *Oscillatoria* apresentou correlação negativa com a relação N:P, indicando que a biomassa dessa espécie aumenta quando se diminuem os nutrientes do meio. Em contrapartida, o contrário ocorre com uma espécie do gênero *Synechocystis*.

As lagoas de estabilização de esgoto são ambientes lênticos, que, segundo Merel et. al. (2013), são ambientes mais propícios para florações de cianobactérias por apresentarem altas concentrações de nitrogênio, fósforo e carbono. Outros ambientes lênticos como reservatórios de abastecimento de água não são propícios para as florações devido à baixa concentração de nutrientes desses locais.

Cianobactérias podem impactar a eficiência do tratamento de esgoto. Elas são importantes para o processo de degradação de matéria orgânica, porém elas podem suprimir o crescimento de outras classes do fitoplâncton que também são importantes para o tratamento de esgoto (BARRINGTON; REICHWALDT; GHADOUANI, 2013).

A Tabela 4 a seguir, expõem os gêneros de cianobactérias mais comuns nos ambientes citados e os gêneros potencialmente tóxicos de acordo com os autores.

Tabela 4: Gêneros de cianobactérias mais comumente encontrados de acordo com os autores.

Cianobactérias					
Principais gêneros produtores de cianotoxinas		Gêneros comumente encontrados em lagoas de estabilização		Gêneros encontrados em rios ou represas	
<i>Dolichospermum</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Microcystis</i> <i>Lyngbya</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Nostoc</i> <i>Anabaenopsis</i> <i>Nodularia</i> <i>Schizothrix</i> <i>Umezakia</i>	Sivonen; Jones (1999) e Cybis et.al. (2006)	<i>Dolichospermum</i> <i>Merismopedia</i> <i>Microcystis</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Spirulina</i> <i>Synechocystis</i> <i>Synechococcus</i>	Gloyna (1971), Pearson, Mara e Silva (1998), Pearson e Silva (1988) e Uehara e Vidal (1989)		
<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Nostoc</i> <i>Anabaenopsis</i>	McElhiney; Lawton (2005) e Pawlik- Skowrońska et. al. (2013)			<i>Microcystis</i> <i>Planktothrix</i>	Cybis et. al. (2006)
<i>Dolichospermum</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Microcystis</i> <i>Radiocystis</i>	CETESB (2006)	<i>Oscillatoria</i> <i>Phormidium</i> <i>Anacystis</i> <i>Dolichospermum</i>	Von Sperling (1996)		
<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i>	Gkelis et. al. (2014)				
<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i> <i>Cylindrospermopsis</i>	O' Neil et. al. (2012)				

Nota: Os gêneros encontrados em lagoas facultativas são relativos à lagoas facultativas e de maturação.

De acordo com a literatura, o crescimento exacerbado de cianobactérias é influenciado por diversos fatores, entre eles, pode-se destacar a profundidade da lagoa, radiação solar que incide nela, densidade das algas e tamanho das células das algas (MEZRIOUI; OUDRA, s. d.).

Outros fatores também colaboram com a floração das cianobactérias, tais como tempo de retenção da água nos reservatórios, aumento da temperatura, baixa relação N:P (Nitrogênio:Fósforo), superfície de radiação e condições de vento, assim como observado na literatura (GALVÃO, *et al.*, 2008).

Oliveira (2010) afirma que os sistemas de lagoas facultativas de estabilização de esgoto são ambientes favoráveis para a proliferação de cianobactérias, pois apresentam altas

concentrações de nitrogênio e fósforo, além de pH normalmente acima de 8,0 e alta incidência de radiação solar.

Roques³, citado por Mezrioui e Oudra (s. d.), encontrou uma relação entre a variação temporal da concentração de oxigênio na água e a radiação solar, e a profundidade da lagoa. As variações sazonais de temperatura são responsáveis pelas variações de tipos de gêneros e de quantidade de cianobactérias nas lagoas de estabilização, assim como verificado nos estudos realizados por Mezrioui e Oudra (s. d.), em Marrakech (Marrocos), os quais perceberam que, no verão, as cianobactérias se mostram mais abundantes.

Weisse⁴, citado por Mezrioui e Oudra (s. d.), observou que o aumento da temperatura nas lagoas de estabilização de Marrakech, causaram um aumento da concentração de cianobactérias, porém isso também pode ser atribuído à própria qualidade do efluente que é depositado nas lagoas.

Como nas regiões tropicais a variação de precipitação é bastante evidente, com períodos bastante secos e outros bastante chuvosos, é possível que se tenha uma variação das condições para proliferação de cianobactérias, assim como variação nos gêneros encontrados. A extrema precipitação dos períodos quentes e chuvosos pode diluir os componentes físico-químicos como nitrogênio e fósforo, variando dessa forma as condições para as cianobactérias. Neste sentido, Casali (2008) em seu estudo observou que precipitação em dias anteriores à coleta levaram a uma diminuição na concentração de fitoplâncton e de nutrientes devido ao fenômeno de diluição do efluente. A precipitação também pode diminuir o tempo de detenção hidráulico da lagoa devido ao aumento na vazão. Ainda com relação à diluição, a mesma autora afirma que uma espécie do gênero *Synechocystis* foi mais abundante no período chuvoso, quando houve maior diluição da massa líquida da lagoa, que pode ter ocorrido pelo aumento da zona eufótica favorecendo a colonização do ambiente.

3.5. Principais parâmetros físico-químicos associados à presença de cianobactérias e a qualidade de água do corpo receptor

3.5.1. Série de Nitrogênio

De acordo com a CETESB (2009), o nitrogênio é o elemento mais abundante na atmosfera, sendo 78% em relação à composição do ar atmosférico, e está presente na composição de todos os seres vivos. O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas

³Roques, H. Fondements théoriques Du traitement biologique dès eaux I et II. Techniques et Documents: Paris. 1979.

⁴Weisse, T. Dynamics of autotrophic picoplankton in lake Constance. J Plankton Res 1988; 10: 1179 – 1188.

de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. Nitrogênio orgânico e amoniacal são formas reduzidas e indicam que a fonte de poluição está próxima do local estudado, ou seja, são poluições mais recentes, enquanto que nitrito e nitrato são formas oxidadas, indicando descargas de esgoto mais antigas. Assim fica evidente a relação existente entre as formas de nitrogênio com a degradação do esgoto.

Os esgotos sanitários são a principal fonte de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal nas águas naturais. Esse nitrogênio orgânico é proveniente de proteínas, enquanto que o nitrogênio amoniacal está presente devido à hidrólise da uréia na água. A atmosfera é outra fonte importante, devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas que se encontram nos corpos hídricos, pelo mecanismo de incorporação do nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas. O escoamento das águas pluviais provenientes de áreas agrícolas e urbanas também constituem fonte importante de nitrogênio nas águas naturais ou reservatórios.

Nos esgotos domésticos o nitrogênio total inclui nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. O nitrogênio orgânico está presente na forma de proteínas, aminoácidos e uréia. A amônia é produzida como primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico. O nitrito é o estágio intermediário da oxidação da amônia e por isso é quase ausente no esgoto bruto. O nitrato é o produto final da oxidação da amônia e também é praticamente ausente no esgoto bruto (VON SPERLING, 2005).

Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo; se prevalecerem o nitrito e o nitrato denotam que as descargas de esgotos se encontram distantes (CETESB, 2009).

As concentrações das formas de nitrogênio presentes nos esgotos domésticos podem variar, porém normalmente correspondem aos valores apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Concentração de formas de nitrogênio em esgotos domésticos brutos.

Concentrações de Nitrogênio em esgoto doméstico bruto	
Parâmetro	Concentração (mg/L)
Nitrogênio total	35 - 60
Amônia	20 - 35
Nitrato	0 - 1

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

As plantas e as cianobactérias absorvem as formas de amônia (NH_4^+) denominada também como nitrogênio amoniacal, e nitrato (NO_3^-), assim como já explicado anteriormente por ser um nutriente importante nas lagoas de estabilização de esgoto para as cianobactérias que ali vivem e necessitam dessas formas de nitrogênio como nutriente para seu desenvolvimento. O fenômeno de remoção de nitrogênio que pode ocorrer nas lagoas facultativas é a amônia (NH_3) se oxidando a nitrato (NO_3^-), fenômeno chamado de nitrificação, e posteriormente o nitrato se reduzindo a nitrito (NO_2^-), e assim para óxido nítrico e a nitrogênio molecular gasoso, denominado desnitrificação (OLIVEIRA, 2010).

Quando o pH do meio atinge valores próximos a 10, a amônia (NH_4^+) passa a ser convertida, nas lagoas facultativas, em amônia livre (NH_3) que é liberada para a atmosfera (VON SPERLING, 1996).

Nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-) são íons que fazem parte do ciclo de nitrogênio. O nitrato está presente em águas subterrâneas e superficiais em baixas concentrações, porém em locais onde haja escoamentos de água provenientes de áreas agrícolas, e despejos de dejetos humanos e animais, essa concentração pode se elevar bastante. O excesso desses nutrientes (nitritos e nitratos) pode ser tóxico se chegar a altas concentrações (3mg/L e 50mg/L) em águas de abastecimento. A toxicidade do nitrato está relacionada com a sua redução a nitrito que pode causar problemas relacionados à hemoglobina que não mais consegue desenvolver sua função de transportar oxigênio (WHO, 1998).

De acordo com a CETESB (2009), os processos de tratamento de esgotos empregados atualmente no Brasil não contemplam totalmente a remoção de nutrientes. Dessa forma, os efluentes finais tratados lançam elevadas concentrações destes nutrientes nos corpos d'água.

Entre os mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização, é possível destacar a volatilização da amônia; assimilação da amônia pelas algas; assimilação de nitratos pelas algas; nitrificação-desnitrificação; sedimentação do nitrogênio orgânico particulado. Destes, o mais importante é a volatilização da amônia, que é o mesmo que sua liberação para a atmosfera. Em ambientes com pH elevado, tende a se produzir mais amônia livre (NH_3) que pode ser volatilizada, com o deslocamento para a esquerda da Equação 3.6.



Assim sendo, em valores de pH próximos a 9,5, aproximadamente 50% da amônia se encontra na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . A fotossíntese contribui para a elevação do pH do meio por retirar CO_2 , ou seja, a acidez carbônica, proporcionando condições para a volatilização da amônia livre. A fotossíntese também é responsável pelo aumento do

desenvolvimento de algas que consomem diretamente a amônia livre do ambiente (VON SPERLING, 2005).

Pano e Middlebrooks (1982) em estudo com três lagoas facultativas de estabilização de esgoto em Peterborough, Eudora, Kans e Corinne Utah, com similares condições climáticas e lagoas em série, verificou que nas primeiras lagoas a remoção de amônia era mais significativa do que as posteriores. Os três sistemas possuem características dos seus esgotos bastante diferente uma das outras. A de Eudora trata de esgoto doméstico com valores de pH variando de 8,1 a 8,5 e temperaturas de 22 a 27°C no período de verão, com uma remoção total em todo o sistema de 99% de amônia, sendo que aproximadamente 80% foi removida na primeira lagoa.

Estudos realizados por Casali (2008) em lagoas facultativas demonstraram que em períodos de maior precipitação influenciou na diminuição da concentração de nutrientes e na densidade fitoplanctônica, enquanto que no período em que não ocorreu precipitação significativa, esses valores foram maiores.

3.5.2. Fósforo Total

Fósforo é um elemento químico que na natureza encontra-se combinado formando fosfatos inorgânicos e outros sais, porém não existe na forma livre, pois é muito reativo. No ambiente ele pode ser absorvido por plantas ou outros seres vivos, porém podem se precipitar em fundos de reservatórios até que algo possa devolvê-lo à cadeia trófica, sendo este último o mecanismo que permite maior remoção de fósforo no ambiente. À respeito disso, Von Sperling (1996) afirma que em lagoas de estabilização, essa remoção de fosfato por precipitação ocorre em valores de elevado pH, principalmente acima do valor de 8.

De acordo com a CETESB (2009), o fósforo está presente em águas naturais devido às descargas de esgotos sanitários provenientes de matéria orgânica fecal e detergentes em pó, além de efluentes industriais através de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, frigoríficos, laticínios, etc. Águas provenientes de drenagem de áreas agrícolas e urbanas também podem levar a grande quantidade de fósforo nas águas naturais. O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo. Os ortofosfatos são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas e os polifosfatos, ou fosfatos condensados, polímeros de ortofosfatos. No Brasil, os esgotos sanitários se caracterizam por ter uma concentração de fósforo total na faixa de 6 a 10

mgP/L, não exercendo efeito limitante sobre os tratamentos biológicos. Na Tabela 6 é possível observar os parâmetros nos efluentes domésticos.

Tabela 6: Concentração de formas de fósforo em efluentes domésticos brutos.

Concentrações de Fósforo em efluente doméstico bruto	
Parâmetro	Concentração (mg/L)
Fósforo Total	4 – 15
Fósforo Orgânico	1 – 6
Fosfatos (Inorgânico)	3 - 9

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

A forma energeticamente mais favorável à assimilação biológica é o ortofosfato (PO_4^{3-}). O fósforo orgânico deve ser hidrolisado para conseguir ser absorvido pelos organismos autotróficos, como afirma Mendonça (2000).

Em relação à eficiência de remoção dos dois principais nutrientes, nitrogênio e fósforo, estudos mostram que a remoção de nitrogênio é normalmente menor que 70%. Em relação à eficiência de remoção de fósforo, é normalmente mais baixa que a de nitrogênio atingindo valores de 40 a 50% (CRAGGS, 2005).

Oliveira (2010) explica a relação existente entre o fitoplâncton e as substâncias dissolvidas no meio, uma delas sendo a dos nutrientes nitrogênio e fósforo que são assimilados pelo fitoplâncton para a formação de suas células. A morte desses indivíduos (lise celular) libera novamente esses nutrientes para o meio. Dessa maneira, é possível entender o ciclo desses dois nutrientes nas lagoas de estabilização. Em relação ao tratamento biológico, em processos aeróbios, a relação ideal para que esses processos ocorram é uma relação $\text{DBO}_{5,20}:\text{N}:\text{P}$ mínima de 100:5:1, enquanto que em processos anaeróbios, a relação $\text{DQO}:\text{N}:\text{P}$ mínima é de 350:7:1.

3.5.3. Matéria Orgânica Carbonácea

A Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO é um parâmetro que determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio que os microrganismos necessitam para realizar a respiração e degradar a matéria orgânica. A CETESB (2009) define como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável, sendo normalmente expressa em $\text{mg O}_2/\text{L}$.

O teste da DBO permite reproduzir o fenômeno natural que ocorre nos reservatórios, porém somente por estimativa, uma vez que desconsidera alguns fatores que ocorrem naturalmente quando em ambiente natural (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

Aumentos em valores de DBO significam uma grande quantidade de matéria orgânica despejada em determinado reservatório.

A Demanda Química de Oxigênio - DQO é, segundo Valente, Padilha e Silva (1997), um indicador de matéria orgânica baseado na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido por ação de um agente químico oxidante forte.

De acordo com o relatório da CETESB (2009), é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico, como exemplo, o dicromato de potássio. Os valores da DQO são normalmente maiores que os da DBO.

É um parâmetro importante na caracterização de esgotos sanitários. DBO juntamente com DQO são parâmetros úteis para observar a biodegradabilidade dos despejos.

A DBO mede a porção mais facilmente biodegradável, enquanto que a DQO mede tanto a porção biodegradável como a não biodegradável (oxidada). Dessa forma, quanto mais o valor de DBO se aproximar do valor de DQO, significa que mais biodegradável será o efluente.

A fonte de carbono, expressa em DBO e DQO são extremamente importantes para as cianobactérias no que diz respeito à relação simbiótica que tem com as bactérias heterotróficas, uma vez que estas degradam a matéria orgânica (carbono) pelo processo de respiração (consumo de O₂ liberado pelas cianobactérias).

Von Sperling (2005) afirma que a poluição das águas, sejam elas de corpos d'água ou de esgoto, pode ser medida indiretamente pelos valores de DBO e DQO, e assim quantificando a matéria orgânica. Dessa forma, o teor de matéria orgânica indica o potencial do consumo do oxigênio dissolvido pelos organismos decompositores. As cianobactérias têm que fornecer o oxigênio para os decompositores e assim sendo, quando a DBO for alta (lagoa sobrecarregada de matéria orgânica), tem-se também, uma grande quantidade de cianobactérias. Estas também estarão presentes devido ao grande aporte de nutrientes oriundos de despejos domésticos.

Casali (2008) em seu estudo com duas lagoas facultativas encontrou relação direta entre a matéria orgânica e a densidade fitoplanctônica, na qual as cianobactérias estão inseridas.

3.5.4. Série de Sólidos

Segundo a CETESB (2009), em saneamento, os sólidos nas águas correspondem a toda matéria que após evaporação, secagem ou calcinação (utilização da mufla) da amostra, permanece como resíduo. As diversas frações de sólidos presentes na água são: sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis. Essas frações são determinadas através do método gravimétrico (APHA, 1998).

Os sólidos totais são divididos em sólidos dissolvidos e sólidos suspensos. Em relação aos sólidos suspensos, tem-se a divisão de suspensos fixos e suspensos voláteis.

A concentração de sólidos suspensos voláteis está associada à presença de compostos orgânicos na água, porém não especifica a origem dessas moléculas orgânicas. Sabe-se que uma parte pode ser representada pelas cianobactérias.

Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, enquanto que os sólidos não voláteis, os fixos, representam a matéria inorgânica (VON SPERLING, 2005).

Esgotos domésticos apresentam concentração típica de sólidos suspensos na faixa de 120 a 360 mg/L (JORDÃO, 2005).

Em sistemas de tratamento de esgoto, em processos anaeróbios, os sólidos em suspensão voláteis presente no lodo são utilizados para estimar a concentração de organismos decompositores de matéria orgânica. Algumas frações de sólidos podem ser relacionadas, assim como acontece com a relação entre Sólidos em Suspensão Voláteis e Sólidos em Suspensão Totais (SSV/SST), representando o grau de mineralização de um lodo. Em alguns casos, essa relação pode ser de 0,8 e, após a digestão bioquímica, esse valor reduzir para 0,4. Isso ocorre porque a fração orgânica (SSV) é oxidada e fração inorgânica se mantém. Os Sólidos Suspensos Totais (SST) são representados pela soma dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF).

Os sólidos suspensos contribuem para o aumento da turbidez e da cor aparente do meio líquido. Não interfere na cor verdadeira, pois esta é filtrada removendo todos os sólidos suspensos do meio.

Na determinação de sólidos, a utilização das balanças analíticas ou de precisão é imprescindível.

3.5.5. Temperatura

Diferenças no clima causam variações na temperatura seja de corpos d'água ou não. Em corpos d'água naturais ocorrem variações sazonais e nictemerais, podendo inclusive,

estratificar o meio líquido. Despejos industriais e usinas termoelétricas podem elevar a temperatura de corpos d'água.

A temperatura é um fator fundamental para o meio aquático, pois ela influencia várias reações e aceleram ou diminuem alguns fenômenos que ocorrem na natureza. A exemplo disso tem-se organismos com temperaturas ótimas de crescimento, limitação de temperatura para desova, incubação, tolerância a baixas ou altas temperaturas, dentre outros exemplos (CETESB, 2009).

A temperatura tem influencia no crescimento e aumento da quantidade de células de cianobactérias. Von Sperling (1996) relatou que a relação entre radiação luminosa e velocidade de fotossíntese estão diretamente ligadas à temperatura, sendo que temperaturas em torno de 5°C não apresentam muita alteração de valores de velocidade de fotossíntese ao aumentar a radiação luminosa, porém com temperaturas por volta de 25°C, um aumento da radiação luminosa, corresponde a um aumento da velocidade de fotossíntese. Explicando essa questão, Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) relatam que os organismos fitoplanctônicos utilizam o resultado da produção fotossintética para crescimento celular e aumento da biomassa. Estes autores ainda afirmam que ambientes mais apropriados para o desenvolvimento de cianobactérias, são ambientes de água doce cuja temperatura se encontra entre 15 e 30°C. Bittencourt, Oliveira e Yunes (2001) afirmaram que temperaturas do ar médias diárias acima de 25°C, podem favorecer um intenso crescimento de algumas populações de cianobactérias, conhecido como floração. Em relação à tratamentos de esgoto por lagoas de estabilização, Oliveira (2010) relatou que uma menor variabilidade na temperatura, favorece o desenvolvimento e atividade dos microrganismos que atuam no mecanismo de biodegradação da matéria orgânica.

As lagoas de estabilização podem estar sujeitas ao fenômeno de estratificação térmica, fornecendo uma realidade na qual existe uma camada superior de maior temperatura na lagoa que não se mistura com a camada inferior com menor temperatura, e dessa forma, o comportamento das algas e cianobactérias é influenciado por essa estratificação de maneira que as algas não motoras tendem a sedimentar e atingem a camada inferior escura da lagoa caso sejam mais densas que a camada de água do hipólímnio, deixando de produzir oxigênio, passando a consumi-lo mais intensamente; já as algas motoras tendem a se deslocar da região mais superficial e com elevada temperatura (em torno de 35°C) da lagoa, pelo fenômeno da fotoinibição, formando camada densa de algas na sub-superfície que impede a incidência de luz na parte mais inferior da mesma (VON SPERLING, 1996).

Bui (2012) em estudo com lagoa encontrou uma correlação positiva entre temperatura e desenvolvimento de cianobactérias.

Fatores físico-químicos também são influenciados pela temperatura, pois quando ela se eleva de 0 a 30°C, outros fatores como viscosidade, tensão superficial, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização, diminuem. Em contrapartida, nesse mesmo caso, a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam (CETESB, 2009).

3.5.6. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio proveniente da atmosfera consegue se dissolver na camada superficial das águas devido à diferença de pressão parcial dos meios. A velocidade de um corpo d'água também tem relação direta com a aeração superficial dessas águas. No caso de corredeiras em cascata, a taxa de aeração é bastante alta, diminuindo em cursos d'água como rios sem cascatas, e a menor taxa é encontrada em ambientes lânticos.

As algas apresentam papel fundamental para o aumento do oxigênio dissolvido nos corpos d'água, pois são responsáveis pela produção fotossintética de oxigênio.

No geral, águas poluídas apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido devido ao seu consumo na decomposição da matéria orgânica, e em águas limpas, concentração mais elevada. As lagoas de estabilização, como já apresentado neste trabalho, se vale da fotossíntese como fonte de oxigênio para degradação da matéria orgânica, através das bactérias heterotróficas que necessitam do oxigênio para respirar e produzem gás carbônico que são utilizados pelas algas e cianobactérias, resultando em uma relação simbiótica extremamente importante para o tratamento do esgoto. “Através da medição da concentração de oxigênio dissolvido, os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras e a eficiência do tratamento dos esgotos, durante a oxidação bioquímica, podem ser avaliados” (CETESB, 2009, pg. 21). O oxigênio dissolvido também permite identificar a capacidade de manutenção da vida aquática de um corpo d'água.

Nos casos de lagoas de estabilização, Bui (2012) ao estudar lagoas no Vietnam observou correlação positiva entre oxigênio dissolvido e cianobactérias. Essa correlação pode ser resultado da atividade fotossintética como já mencionado.

3.5.7. pH (Potencial Hidrogeniônico)

Em estudos de saneamento ambiental, o pH é considerado bastante importante pois pode influenciar em diversos equilíbrios químicos de águas naturais ou de tratamento. O pH,

assim como a temperatura, influenciam diretamente na fisiologia de diversas espécies, além de afetar a solubilidade de alguns nutrientes (CETESB, 2009).

O processo de fotossíntese consome CO_2 do meio. Dessa forma, para que se mantenha um equilíbrio, o íon bicarbonato se dissocia liberando íons hidroxila e CO_2 (Equações 3.1 e 3.2). Isso faz com que o pH do meio se eleve.

A vida aquática, assim como o desenvolvimento de cianobactérias, normalmente estão inseridas em águas neutro-alcalinas com padrões de pH na faixa de 6 a 9 (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

O pH indica a acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. Em sistemas de tratamento de esgotos, a neutralidade é a condição mais favorável para o processo, pois permite uma maior diversidade de ecossistema e tratamento mais estável (CETESB, 2009).

3.5.8. Turbidez

A turbidez é o grau de atenuação de intensidade que o feixe de luz sofre ao atravessar uma amostra de água (esta atenuação dá-se por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos suspensos nessa amostra. Os sólidos podem ser partículas inorgânicas como areia, silte e argila, assim como orgânicas, representadas por algas e bactérias e plâncton em geral. Dessa maneira, os sólidos suspensos influenciam na turbidez de uma amostra. A turbidez é uma medida de apenas um dos muitos efeitos dos sólidos suspensos e é influenciada pelo tamanho e forma das partículas de sólidos, pelo fitoplâncton, substâncias húmicas e minerais dissolvidas, e matéria orgânica. Portanto, uma alta turbidez pode ter relação com elevada concentração de sólidos suspensos (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

É um problema em Estações de Tratamento de Água, pois elevados níveis de turbidez, demandam maiores quantidades de coagulantes e outros componentes do tratamento para que seja eficiente. O incorreto uso do solo contribui para processos erosivos, aumentando a turbidez dos corpos d'água.

Turbidez elevada também é prejudicial para o desenvolvimento de algas e cianobactérias, pois pode dificultar a penetração de luz no corpo d'água (CETESB, 2009).

3.5.9. Cor

A cor é o grau de redução (por absorção de parte da radiação eletromagnética) de intensidade que a luz sofre ao atravessar uma amostra de água (CETESB, 2009).

A cor é um fator estético da água, causando repulsa quando está bastante alterada.

A cor de uma amostra de água, de acordo com a CETESB (2009), está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido aos sólidos dissolvidos, sejam orgânicos ou inorgânicos.

A cor apresenta duas definições: cor verdadeira e cor aparente. A cor verdadeira é aquela em que se removeu a turbidez, ou seja, na qual não há sólido em suspensão, enquanto que a cor aparente é aquela na qual ainda estão os sólidos presentes, sem qualquer tipo de filtração.

4. MATERIAIS E MÉTODO

4.1. Área de Estudo

O estudo em questão foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgoto do Distrito de Santa Eudóxia do município de São Carlos (SP). Este Distrito está inserido na sub-bacia do Rio Quilombo, pertencente à Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu. O Distrito se localiza a aproximadamente 30km de distância de São Carlos e, de acordo com o IBGE, possui uma população local total de aproximadamente 2.570 habitantes, sendo 1.845 de população urbana e 725 rural (BRASIL, 2010). A Figura 3 ilustra a localização do Distrito em relação à sede (São Carlos), enquanto a Figura 4 ilustra o posicionamento do município em relação ao Estado de São Paulo e o posicionamento da lagoa de estudo.

São Carlos, de acordo com dados do INMET (BRASIL, 2014) apresentou, durante o período de estudo que corresponde ao intervalo de tempo de Julho de 2013 a Julho de 2014, precipitação média de 41,9 mm, temperatura média máxima de 27,3°C e temperatura média mínima de 16,2°C. Dados de temperatura coletados na ETE-Santa Eudóxia em campo, serão apresentados mais adiante.



Figura 3: Localização do distrito de Santa Eudóxia em relação à cidade de São Carlos.

Fonte: Google Earth – acesso em 08/08/2013.

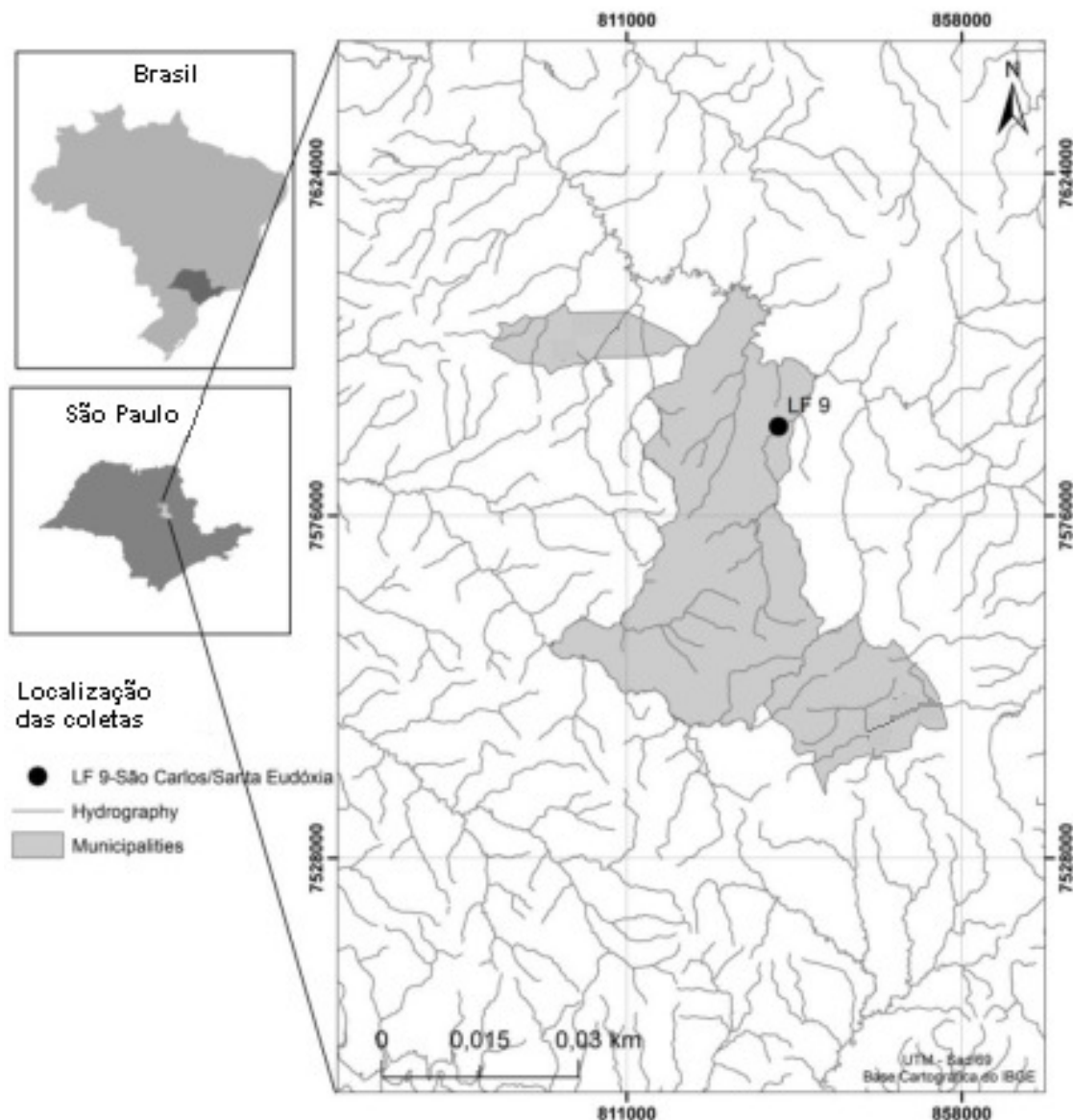


Figura 4: Localização da ETE - Santa Eudóxia.

Fonte: Laboratório de Hidrobiologia – campus UFSCar São Carlos.

A responsável pela manutenção e operação da ETE é o SAAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos) que conta com o serviço de limpeza de grade, caixa de areia, coletas de afluente e efluente da ETE, de maneira periódica, realizado pela Divisão de Tratamento de Água e Esgoto – DTAE. A CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) aprova projetos emitidos pelo SAAE para que melhorias ou implantações na ETE em questão possam, dentro das especificações e exigências necessárias, se adequar à Legislação. De acordo com Povinelli, Marchezin e Kellner (2001), a ETE em questão é operada pelo SAAE desde 1992, após sua construção.

4.2. Descrição da ETE-Santa Eudóxia

As lagoas facultativas da ETE-Santa Eudóxia deságuam o efluente pós-tratamento no Rio Quilombo, rio este que por meio do Decreto nº 10.755 (SÃO PAULO, 1977), é enquadrado como Classe 2. Com essa classificação, suas águas podem ser destinadas, após tratamento convencional, para fins de abastecimento da população, irrigação, parques e jardins, pesca e aqüicultura, e recreação do tipo natação e mergulho.

O efluente tratado na lagoa é essencialmente doméstico, porém com algumas influências de comércio como posto de gasolina.

O sistema de tratamento é composto por dois conjuntos de lagoas de estabilização distribuídas segundo a disposição clássica do sistema Australiano que consiste em uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa, sendo as lagoas menores, as de maturação (anaeróbias), e as maiores, as facultativas.

O desenho esquemático da ETE-Santa Eudóxia pode ser visto a seguir com a Figura 5 na qual verifica-se a seqüência e o posicionamento das lagoas do sistema.

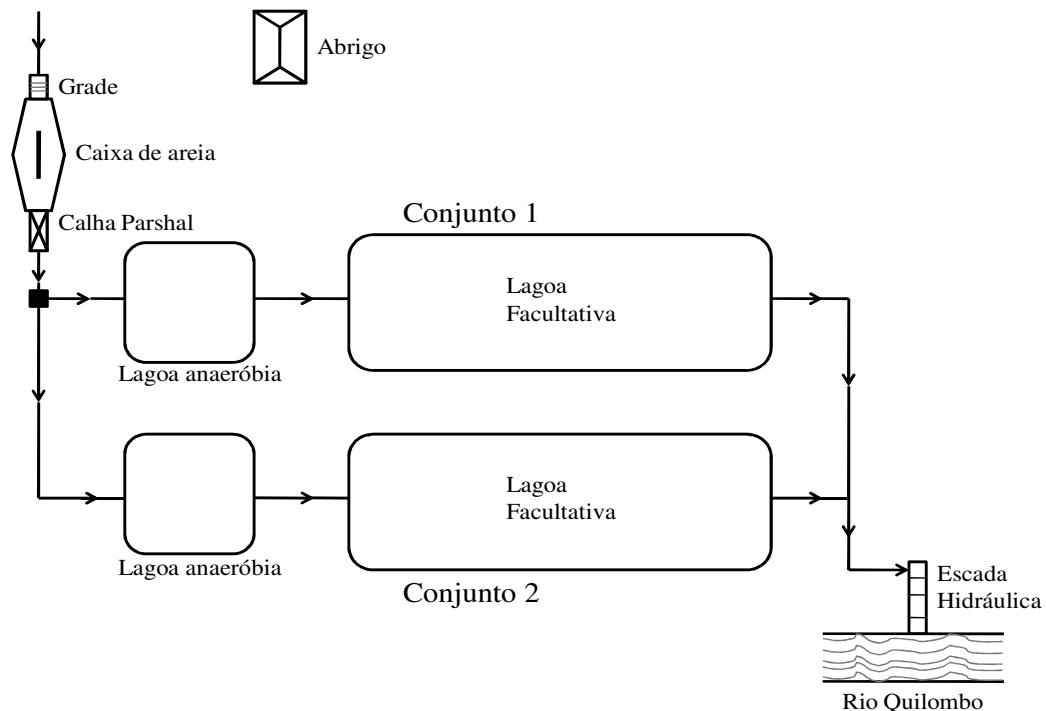


Figura 5: Desenho esquemático do conjunto de lagoas de Santa Eudóxia.

Fonte: Povinelli, Marchezin e Kellner (2001).

O afluente que chega à ETE passa por uma grade e em seguida por um desarenador ou caixa de areia, como pode ser observado na Figura 6.

A caixa de areia possui duas câmaras que operam alternadamente. Após este tratamento, o efluente é encaminhado para as lagoas anaeróbias e posteriormente para as lagoas facultativas.



Figura 6: Grade e desarenador da ETE de Santa Eudóxia.

As tubulações de entrada de todas as lagoas, tanto as anaeróbias quanto as facultativas são colocadas a meia profundidade da lagoa de maneira que fiquem submersas.

Os efluentes gerados das duas lagoas facultativas que compõem o sistema são reunidos em uma única tubulação que passam por uma calha Parshall (Figura 7) e descem por uma escada hidráulica (Figura 8) até serem liberados no Rio Quilombo.



Figura 7: Junção dos afluentes das duas lagoas facultativas e calha Parshall.



Figura 8: Escada Hidráulica com saída para o Rio Quilombo.

A finalidade da escada hidráulica é dissipar a energia contida no efluente final antes de ser lançado no rio.

4.2.1. Características físicas e operacionais

A Tabela 7 a seguir apresenta as características físicas do complexo de lagoas da ETE-Santa Eudóxia. As dimensões correspondem ao comprimento e largura junto ao fundo, a meia profundidade útil e, na crista do talude, assim como a folga existente entre a crista e superfície líquida.

Tabela 7: Características físicas da ETE - Santa Eudóxia.

LAGOAS	DIMENSÕES (m)			Área a meia profundidade (m ²)	Volume médio (m ³)
	Comprimento	Largura	Profundidade		
Anaeróbias (cada)	13,2	13,2	3,6	174,24	627,26
Facultativas (cada)	107,36	23,36	1,4	2507,92	3511,1

Fonte: POVINELLI; MARCHEZIN; KELLNER, 2001.

4.3. Pontos de amostragem e frequência das coletas

Os pontos de coleta utilizados neste trabalho receberam códigos para que fosse realizada de maneira mais simples, a identificação dos frascos. O Quadro 2 especifica os códigos.

Quadro 2: Descrição dos pontos de amostragem com seus respectivos códigos e coordenadas geográficas.

CÓDIGO	DESCRIÇÃO	COORDENADAS GEOGRÁFICAS
R9M	Rio Quilombo à Montante do ponto de lançamento do efluente final da ETE de Santa Eudóxia	21°47'1.89"S e 47°47'28.15"O
LF9	Escada hidráulica, localizada junto ao Rio Quilombo onde são reunidos os efluentes das lagoas facultativas do Conjunto 1 e do Conjunto 2	21°46'27.76"S e 47°46'52.22"O
R9J	Rio Quilombo à Jusante do ponto de lançamento do efluente final	21°46'35.58"S e 47°47'11.26"O

O ponto LF9 corresponde ao local de mistura dos dois efluentes das lagoas. A coleta no ponto de rio à montante R9M foi realizada na margem esquerda do rio enquanto que no ponto de rio à jusante R9J, a coleta foi realizada na margem direita.

Na Figura 9 é possível observar a localização dos pontos de coleta e o curso do rio.






Figura 9: Localização da ETE e do Rio Quilombo e os pontos de coleta: R9M, LF9 e R9J.
Fonte: Google Earth – acesso em 25/02/2014.

A medida de distância entre os pontos foi realizada ao longo do curso do rio, obedecendo ao traçado visualizado na Figura 9. As coletas foram feitas distantes do ponto de saída do efluente devido ao aproveitamento de duas pontes, uma à montante e outra à jusante do lançamento, para facilitar o acesso às coletas. Dessa maneira, a distância encontrada do ponto de montante R9M até o ponto de lançamento do efluente tratado LF9 é de aproximadamente 1686 metros, enquanto que a distância do ponto de lançamento LF9 até o ponto de coleta à jusante R9J é de aproximadamente 662 metros.

O Quadro 3 ilustra as características locais dos pontos de coleta com destaque para diferenciação de dois tipos de locais: pontos de rio; e ponto de lagoa. As características dos rios compreendem mata ciliar, enquanto que do ponto de saída da lagoa possivelmente ocorrem áreas de pastagem e monocultura de cana-de-açúcar.

Quadro 3: Imagem e características locais dos pontos de coleta.

CÓDIGO	IMAGEM	CARACTERÍSTICAS LOCAIS
R9M		<p>Trecho com mata ciliar conservada composta de árvores de grande porte distribuídas de maneira contínua, arbustos e herbáceas de médio e pequeno portes e esparsas no local¹; presença de trilhas utilizadas por pescadores; trecho próximo à ponte e passagem de veículos.</p>
LF9		<p>Presença de vegetação afastada da região das lagoas; áreas de monocultura de cana de açúcar ao redor; presença de cavalos e gados esporadicamente na área ao redor da ETE. Possível área de pastagem.</p>
R9J		<p>Trecho com mata ciliar conservada composta de árvores de grande porte distribuídas de maneira contínua, arbustos e herbáceas de médio e pequeno portes e esparsas no local¹; presença de trilhas utilizadas por pescadores; trecho próximo à ponte e passagem de veículos.</p>

Nota: ¹ = Dansereau, P. Description and Recording of Vegetation Upon a Structural Basis. **Ecology**. v. 32, n. 2, p. 172-229, 1951.

4.3.1. Período de Amostragem

As coletas foram mensais, com início em Julho de 2013 e término em Julho de 2014, totalizando treze coletas e conseqüentemente, treze análises de cada padrão estudado. As datas das coletas são apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8: Datas das coletas.

Datas das Coletas			
Julho 2013	23	Fevereiro 2014	27
Agosto 2013	27	Março 2014	25
Setembro 2013	24	Abril 2014	22
Outubro 2013	29	Mai 2014	27
Novembro 2013	26	Junho 2014	24
Dezembro 2013	12	Julho 2014	29
Janeiro 2014	28		

Os meses de Setembro de 2013 a Março de 2014 foram considerados períodos mais quentes e os meses de Abril a Julho, períodos mais frios. Segundo Pearson, Mara e Bartone (1987) as lagoas tem períodos de maior eficiência da lagoa (período mais quente) e períodos de menor eficiência (período mais frio).

Para cada mês de coleta, foram retiradas amostras de três pontos distintos do sistema da ETE em questão. Os pontos de coleta estão indicados no Quadro 2, respectivamente com os códigos utilizados durante o trabalho.

A coleta do efluente foi feita através de balde de aço inox AISI 316L com capacidade de 5 litros, assim como consta na Figura 10.



Figura 10: Coleta das amostras e medições no local.

Durante todo o trabalho foram analisados os dados de DBO, DQO, nitrogênio, fósforo, temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos suspensos totais e oxigênio dissolvido. As análises de

fósforo total (PT), oxigênio dissolvido (OD), nitrato (NO₃), turbidez (Turb) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), são importantes, pois são variáveis bastante relacionadas à eutrofização de rios e reservatórios.

De acordo com Souza (1977) no Guia Técnico de Coleta de Amostras de Água da CETESB orienta que para que se realizem exames físicos e químicos da DBO_{5,20}, é preciso que se colete um volume de amostra de 5L de água em frascos plásticos posteriormente refrigerados a 4°C e o prazo de análise não pode ultrapassar 24 horas. À respeito disso, as coletas realizadas neste trabalho obedeceram as seguintes quantidades em volume para cada ponto de coleta: 100mL de amostra para análise qualitativa, 100mL para análise quantitativa, um frasco de 300mL para análises de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo, dois frascos de 1000mL para sólidos totais, cor e turbidez. Os frascos foram devidamente identificados e as amostras foram preservadas em gelo para que as características do esgoto fossem mantidas (FEAM, 2006).

Todas as análises, excetuando-se as qualitativas e quantitativas de cianobactérias, foram realizadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de São Carlos.

4.3.2. Metodologia de Análise das Amostras

Todas as análises realizadas em laboratórios foram feitas com o uso de equipamentos rotineiros de laboratórios, como pipetas de 2, 5 e 10mL; provetas de vários volumes; geladeira para armazenar as amostras, porém outras necessitaram de equipamentos específicos para casa análise. Na Tabela 9 constam os métodos referentes aos parâmetros analisados.

Tabela 9: Faixa de detecção do espectrofotômetro em função do parâmetro analisado.

Parâmetro Analisado	Método	Faixa de detecção
Nitrogênio Total	Test 'N Tube Persulfate Method	0–25 mg/L N
Fósforo Total	PhosVer 3 Test 'N Tube With Acid Persulfate Digestion	0.00–3.50 mg/L PO ₄ ³⁻
DQO	Dichromate Reactor Digestion Method	0–40mg/L
Cor	APHA Platinum-Cobalt Standard Method	0 to 500 units

Fonte: Manual Hach 1999.

Nota: O fabricante não informou o nível mínimo de detecção.

4.3.2.1. Nitrogênio

As análises de nitrogênio foram realizadas através do kit para Nitrogênio e aparelho Digestor/Reator de DQO Hach Nitrogênio.

O protocolo seguido para a realização das análises foi Nitrogênio Total TNT Método da Digestão com Persulfato, da própria Hach e o passo-a-passo será descrito a seguir: Primeiramente o reator de DQO foi ligado e esperou-se atingir a temperatura ótima de 105°C. Em seguida, com a utilização de um funil, foi adicionado o conteúdo do pacote de reagente persulfato em cada tudo de reagente de hidróxido. Um tubo de branco foi feito para cada mês de análise. O passo seguinte foi adicionar 2 mL de amostra em cada tubo de hidróxido devidamente identificado com os códigos correspondentes aos pontos de coleta. No tubo branco foi adicionado 2 mL de água livre de orgânicos (água deionizada). Os tubos foram agitados por 30 segundos e levados ao reator para aquecimento por 30 minutos. O persulfato não se dissolve completamente após a mistura. Passados os 30 minutos, os tubos foram retirados do reator e colocados em uma grade para que se atingisse a temperatura ambiente.

No espectrofotômetro portátil Hach DR/2010 entrou-se com o número do programa para Nitrogênio Total e em seguida, zera-se a amostra.

Em seguida, nas amostras já digeridas, foram adicionados, com a ajuda do funil, um pacote de reagente A TN em cada tubo. Agitou-se por 15 segundos. Esperou-se três minutos para que ocorresse a reação. Passado o tempo de reação foi adicionado o reagente B TN e agitou-se por mais 15 segundos. Esperou-se mais dois minutos para a reação. O reagente não se dissolve completamente e a solução torna-se amarelada. Após o despertar do cronômetro, 2 mL das amostras digeridas de tubos de hidróxido foram transferidos para novos tubos com reagente C. Os tubos foram tampados e invertidos por 10 vezes, ficando mornos em seguida. Esperou-se mais cinco minutos para a reação nos frascos.

Foi colocado o adaptador para tubos no espectrofotômetro para a leitura dos valores. Os tubos foram limpos com papel absorvente macio. Primeiramente foi colocado o tubo branco e a amostra foi zerada para que servisse de padrão para as outras leituras. Assim que o display mostrou 0 mg/L N TN, os outros tubos foram lidos e os valores foram registrados. O aparelho exibe as três formas seguintes de leitura: NH₃, N, NO₃.

4.3.2.2. Fósforo

As análises de fósforo foram realizadas através do kit para Fósforo e aparelho Digestor/Reator de DQO e fósforo Hach – método DQO micro Hach.

O protocolo seguido para a realização das análises foi Fósforo Total Método Phosver de Digestão com Persulfato em Meio Ácido, da própria Hach e o passo-a-passo será descrito a seguir: Após ligar o aparelho, esperou-se atingir a temperatura de 150°C. Em seguida, foi inserido no espectrofotômetro portátil Hach DR/2010 o número do programa para fósforo reativo teste N tubos. Posteriormente foram adicionados 5 mL das amostras em tubos de ácido hidrolizável devidamente identificados com os códigos dos pontos de coleta. Também foi feito um branco com a adição de água deionizada para comparação com os outros tubos e o resultado do branco foi utilizado para ser subtraído dos valores das outras leituras de amostras. Com a ajuda de um funil, foi adicionado o conteúdo do pacote de persulfato de potássio nos tubos. Agitou-se 15 segundos para dissolver. Os tubos foram levados ao reator para aquecimento por 30 minutos à uma temperatura de 150°C. Após a reação, os tubos foram colocados em uma grade para atingir a temperatura ambiente. Em seguida foram adicionados 2 mL de hidróxido de sódio 1,54N em cada tubo. Agitou-se por mais 15 segundos. Os tubos foram limpos com papel absorvente macio e colocados no espectrofotômetro para a leitura. Zerou-se a amostra. Em seguida, com a ajuda de um funil, foi adicionado o conteúdo do pacote de Phosver 3 nos tubos que foram tampados e agitados por 15 segundos. Aguardou-se dois minutos para a reação. Após o despertar do cronômetro os tubos foram limpos e colocados no aparelho para a leitura e registrados os valores. As formas lidas foram P e PO_4^{3-} .

4.3.2.3. Oxigênio Dissolvido, pH, Temperatura da Água e do Ar

Todas essas medidas foram realizadas à campo seguidamente de cada coleta evitando qualquer interferência e medidas respectivamente com o uso dos aparelhos oxímetro microprocessado modelo AT-160, phmetro de campo Instrutemp PHmeter PH-013M, termômetro acoplado no phmetro. Os aparelhos foram colocados em contato com o meio líquido que foi coletado através de balde de aço inox AISI 316L com capacidade de 5 litros.

Os registros foram realizados sempre no mesmo horário com pequenas variações de 30 minutos para mais ou para menos, sendo sempre em torno das 11h da manhã.

4.3.2.4. Demanda Química de Oxigênio

Essas análises foram realizadas através do kit para DQO e Digestor/Reator da Hach, com leitura de espectrofotômetro Hach DR/2010.

O reator foi ligado e esperou-se atingir a temperatura de 150°C. Foram pipetados 2 mL de amostra nos tubos de Ultra Low Reagent devidamente identificados com os códigos dos pontos de coleta. Para o tubo de branco, foi pipetado 2 mL de água deionizada em um tubo de Ultra Low Reagent. Os tubos foram tampados e agitados para homogeneização. No reator,

esperou-se um tempo de reação de 120 minutos (2h). Assim que a reação ocorreu, os tubos foram retirados do reator para que atingissem a temperatura ambiente.

O espectrofotômetro foi ligado e o número do programa inserido. Em seguida foi colocado o tubo de branco, após ser limpo com papel absorvente macio e zerou-se a amostra. Os outros tubos também foram colocados no aparelho para leitura e os resultados foram registrados.

O valor obtido nas leituras foi utilizado para a reação de DBO.

4.3.2.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio

O teste de DBO foi realizado através da mistura de solução com a amostra, nas proporções de acordo com os resultados de DQO, através de uma tabela que consta o valor de DQO encontrado e sua respectiva quantidade em mL de amostra que deve ser colocada no frasco. A análise é feita com dois frascos para cada quantidade (mL) de amostra, sendo um escuro e outro claro. No frasco claro é medido o oxigênio dissolvido após a coleta; enquanto que o oxigênio do frasco escuro só é medido após 5 dias, período em que a amostra fica em uma incubadora a uma temperatura de 20°C. A diferença de concentração de oxigênio medido do primeiro dia em relação ao quinto dia, representa a demanda bioquímica de oxigênio (oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica via respiração dos microrganismos) (VALENTE, PADILHA, SILVA, 1997). A equação utilizada para se estimar a DBO é a seguinte:

$$\text{DBO (mg/L)} = (\text{OD 1º dia} - \text{OD 5º dia}) \times V_f/V_a \quad \text{Eq. 4.1}$$

Onde: OD 1º dia – Oxigênio dissolvido no frasco claro (mg/L);
OD 5º dia – Oxigênio dissolvido no frasco escuro incubado, após 5 dias (mg/L);
V_f – volume do frasco (mL);
V_a – volume da amostra (mL).

Os valores utilizados foram as médias dos valores obtidos de cada ponto de coleta.

A estufa incubadora utilizada foi modelo 347 CD FANEM e para a confecção dos frascos e medição do oxigênio dissolvido foi utilizado um agitador magnético com aquecimento NT 103.

4.3.2.6. Série de Sólidos

Anteriormente à filtração, os filtros foram muflados em mufla EDGCON 1P modelo 1800 por um período de uma hora em temperatura de 480°C e em seguida pesados em balança de precisão ou analítica Shimadzu AUY 220 UniBloc. Esperou-se que atingissem a temperatura ambiente em dissecador. Para medição de sólidos, a amostra foi filtrada em

Bomba à vácuo IBAV modelo BRD2 e Microfiltro Fibra de Vidro GF-1 Macherey-Nagel com diâmetro de 47mm e poro de 0,45µm. Após a filtração, os filtros foram para a Estufa de Secagem e Esterilização FANEM modelo 315 SE por um período de 24 horas a uma temperatura de 103-105°C. Após esse período os filtros foram armazenados em dissecador e aguardou-se aproximadamente uma hora para que os filtros atingissem a temperatura ambiente. Em seguida foram pesados em balança de precisão ou analítica novamente. Posteriormente, os filtros foram mais uma vez para a mufla por um período de uma hora à temperatura de 480°C para que a matéria orgânica fosse queimada e dessa forma fosse possível fazer a diferença de peso para obtenção dos sólidos suspensos voláteis, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos totais.

As análises foram realizadas em réplica, sendo feitos dois filtros para cada ponto de coleta. Os valores utilizados neste trabalho referem-se às médias desses dois valores.

As equações correspondentes aos cálculos de sólidos são as seguintes:

Para sólidos suspensos totais (SST):

$$\text{SST} = (\text{P1}-\text{P0}) \times 1000/\text{Vf} \quad \text{Eq. 4.2}$$

Onde: P1 – Peso do filtro após retirado da estufa (mg);

P0 – Peso do filtro após a retirada da mufla pela primeira vez, sem amostra (mg);

Vf – Volume de amostra filtrada (L).

Para sólidos suspensos voláteis (SSV):

$$\text{SSV} = (\text{P1}-\text{P2}) \times 1000/\text{Vf} \quad \text{Eq. 4.3}$$

Onde: P1 – Peso do filtro após retirado da estufa (mg);

P2 – Peso do filtro após a retirada da mufla pela segunda vez, com a amostra (mg);

Vf – Volume de amostra filtrada (L).

Para sólidos suspenso fixos (SSF):

$$\text{SSF} = \text{SST} - \text{SSV} \quad \text{Eq. 4.4}$$

4.3.2.7. Cor

Após ligar o espectrofotômetro portátil Hach DR/2010, esperou-se o aparelho se estabilizar. Posteriormente uma cubeta de 25 mL foi enchida até acima da marca com água destilada. Essa foi limpa com papel absorvente macio e colocada no aparelho para zerar a amostra. Em outra cubeta as amostras foram colocadas e o procedimento foi o mesmo da que continha a água destilada, porém sem zerar a amostra, sendo possível realizar a leitura das amostras que foram expressos em unidades de platina cobalto (PtCo). Em cada troca de amostra, a cubeta foi lavada com água destilada.

A cor aparente foi obtida com o processo descrito anteriormente sem a filtração das amostras, enquanto que a cor verdadeira foi obtida após a filtração das mesmas.

4.3.2.8. Turbidez

Primeiramente o Turbidímetro portátil 2100 P Hach foi ligado e esperou-se estabilizar. Cada amostra foi homogeneizada e colocada na cubeta que foi inserida no aparelho após a limpeza da mesma com papel absorvente macio. Os valores foram lidos em U.T.N. A turbidez foi medida com a amostra bruta, sem filtração.

4.3.3. Variáveis Climatológicas

A fim de avaliar a possível interferência da precipitação na qualidade das amostras coletadas, verificou-se a precipitação diária para a região de Santa Eudóxia. É importante destacar que os dados obtidos através do INMET (BRASIL, 2014), são referentes ao município de São Carlos e não especificamente ao Distrito de Santa Eudóxia.

4.3.4. Análises Microbiológicas

4.3.4.1. Análise quantitativa. Contagem e identificação

As análises quantitativas foram realizadas de acordo com o método de Utermöhl com a sedimentação dos volumes das amostras, e observação e contagem dos indivíduos em microscópio invertido com aumento de 400x. É feita uma estimativa de quantos indivíduos podem existir em 2 mL da câmara de sedimentação. Colônias com mais de 5 células e tricomas foram considerados como um único indivíduo na realização da contagem. A metodologia foi feita por análise de organismos dominantes, encerrando a análise da amostra quando atingisse o número estipulado. Alguns autores recomendam 2 horas, enquanto outros sugerem de 3 a 4 horas, de repouso da amostra para cada centímetro da coluna da câmara de sedimentação (CETESB, 2006). Isso é importante para que as cianobactérias, que possuem vacúolos, tenham condições de sedimentar (CALJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006). A densidade total dos indivíduos, em organismos/mL, foi calculada através da Equação 4.5 e a unidade fundamental de contagem foi o campo do microscópio (CASALI, 2008).

$$D_{(\text{org/mL})} = \frac{C \times At}{Af \times F \times V} \quad \text{Eq. 4.5}$$

Onde: D – Densidade total (organismos/mL);

C – número de organismos contados;

At – Área total do fundo da câmara de sedimentação (mm²);

Af – Área do campo de contagem (mm²);

F – Número de campos contados;

V – Volume da amostra sedimentada.

A identificação do fitoplâncton foi realizada através de chaves de classificação e bibliografias específicas como as de Anagnostidis e Komárék^{5,6,7} (citado por CASALI, 2008), Bicudo e Menezes (2005), Bourrely^{8,9,10} (citado por CASALI, 2008), Castro, Bicudo e Bicudo¹¹ (citado por CASALI, 2008), Komárék e Fott¹² (citado por CASALI, 2008), Parra et.al.¹³ (citado por CASALI, 2008) e Sant'Anna et.al. (2006). Os indivíduos foram identificados até o nível de gênero, uma vez que, segundo Komárék (2003) indicar espécies pode não ser confiável pelo fato de que estudos foram realizados com base em critérios de classificação moderna de morfologia e variação fenotípica e dessa forma, algumas variáveis como tamanho e forma celular, presença de bainhas, dentre outras, são superestimadas.

As análises de lagoa foram realizadas sob supervisão da pesquisadora Simone Pereira Casali, enquanto que as de rio, a pesquisadora responsável foi Marisa Guimarães Cardillo Isidoro.

4.3.4.2. Análise qualitativa

Para as análises qualitativas, no momento da coleta foi utilizada rede de plâncton com 20µm de abertura (Figura 11) e as amostras foram armazenadas em frascos plásticos de capacidade de 200mL, porém somente 100mL de amostra e o restante com formol a 4%.

Essa análise é realizada em microscópio óptico binocular, com câmara clara, e ocular de medição. Pode-se utilizar substâncias acessórias que evidenciem alguma característica de um determinado gênero. A identificação ocorre através de análises de características citomorfológicas, estruturais e morfométricas, por meio de bibliografia especializada. Os mesmos autores citados acima são utilizados para a identificação dos indivíduos (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

⁵Anagnostidis, K.; Komárék, J. (1986). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2 – Chroococcales. *Algological Studies*, v. 73, p. 157-226.

⁶Anagnostidis, K.; Komárék, J. (1988). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. *Algological Studies*, v. 50-53, p. 327-472.

⁷Anagnostidis, K.; Komárék, J. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. *Algological Studies*, v. 82, p. 247-345.

⁸Bourrely, P. (1972). *Les algues d'eau douce – initiation à la systématique – les algues vertes*. v. 1. Paris: N. Boubée.

⁹Bourrely, P. (1981). *Les algues d'eau douce – les algues jaunes et brunes*. v. 2. Paris: N. Boubée.

¹⁰Bourrely, P. (2002). *Les algues d'eau douce - les algues bleues et rouges – les eugléniens, péridiniens et cryptomonadines*. v. 3. Paris: N. Boubée.

¹¹Castro, A. A. J.; Bicudo C. E. M.; Bicudo D. C. (1991). Criptogamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas; 2 – Chryptophyceae. Hoehnea*, v. 18, p. 87-106.

¹²Komárék, J.; Fott, B. (1983). Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales, In: *HUBER-PESTALOZZI, G. Das phytoplankton des süßwassers; systematik und biologie*, v. 7(1), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuch – handlung: Stuttgart, 1044p.

¹³Parra, O. O.; Gonzalez, M.; Dellarossa, V.; Rivera, P.; Orellana, M. (1982). *Manual taxonômico del fitoplâncton de águas continentales com especial referencia al fitoplancton de Chile*. Classe Cyanophyceae. Concepcion: Universidad de Concepcion.



Figura 11: Coleta com rede de plâncton.

4.3.5. Análise Estatística de Dados

Análise de regressão é uma técnica de modelagem utilizada para analisar a relação entre uma variável dependente (Y) e uma ou mais variáveis independentes $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$. O objetivo dessa técnica é estimar uma função que descreve, o mais próximo possível, a relação entre essas variáveis e assim prever o valor que a variável dependente (Y) irá assumir para um determinado valor da variável independente X.

A hipótese considerada consiste na expressão do número de cianobactérias (Y) por variáveis constituídas por parâmetros físico-químicos do meio ($X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$), podendo ser genericamente escrito pela Equação 4.6.

$$Y = f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n) + \varepsilon \quad \text{Eq. 4.6}$$

Onde: o termo ε representa uma perturbação aleatória na função, ou o erro da aproximação.

O número de variáveis independentes varia de uma aplicação para outra, quando se tem apenas uma variável independente chama-se Modelo de Regressão Simples, quando se tem mais de uma variável independente chama-se de Modelo de Regressão Múltipla.

A forma da função $f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$ também varia, podendo ser representada por um modelo linear, polinomial ou até mesmo uma função não linear.

Para estimativa da função $f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$ empregou-se a regressão linear da Planilha Eletrônica EXCEL, considerando como variável dependente Y, o número total de cianobactérias, e como variáveis independentes ($X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$), alguns parâmetros físico-químicos, como $DBO_{5,20}$, concentração de Nitrogênio Total, Concentração de Fósforo Total, pH e temperatura da amostra coletada.

A diferença entre os valores independentes discretos medidos (Y) e os valores independentes obtidos pela função $f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$, (\hat{y}), devem ser relativamente pequenas, sendo analisado pelos testes estatísticos ANOVA (teste de variância) e teste *t-Student*, conforme proposto por Lapponi (1995).

Segundo Koelher (1968) o desvio padrão (σ) da estimativa, expresso pela Equação 4.7, informa de forma aproximada quão grande é o erro de estimativa (os resíduos) do grupo de dados, medindo na própria unidade de Y. Assim, ao ajustar uma reta, se espera que ela explique o grupo de dados. Se os dados estiverem contidos numa reta, se obterá uma reta coincidente com os pontos observados e, dessa maneira, a soma dos quadrados dos desvios será igual a zero e a reta ajustada explica completamente.

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n-2}} \quad \text{Eq. 4.7}$$

Sendo cumpridas as premissas da regressão linear, se espera que aproximadamente 95% dos dados observados y se encontrem dentro do intervalo $\pm\sigma$ de seus respectivos valores projetados pela reta de regressão (\hat{y}).

O coeficiente de determinação (r^2) é uma forma de medir o grau de associação dos pares de valores referentes às duas variáveis de um mesmo experimento. De acordo com Koelher (1968) o coeficiente de determinação é uma medida sintética que exprime o quão bem a reta de regressão da amostra se ajusta aos dados.

O coeficiente de determinação r^2 é sempre positivo, e pode ser interpretado como a porcentagem (0 a 100%) do total da soma dos quadrados dos desvios das observações Y com relação à média y que podem ser explicados (ou atribuídos) pelo uso de x para prever Y na reta de regressão. Demonstra-se, também, que o coeficiente de determinação é igual ao quadrado do coeficiente de correlação (r); e vice-versa. Segundo Koelher (1968), o coeficiente de correlação é mais indicado para ser usado como medida da força da relação entre as variáveis e o coeficiente de determinação é mais apropriado para definir a reta de regressão e explicar o ajuste da reta.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados os resultados físico-químicos e biológicos do efluente da lagoa facultativa de Santa Eudóxia e do Rio Quilombo, manancial receptor, bem como as variáveis climatológicas do local, para o período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

5.1. Variáveis Climatológicas

A Tabela 10 apresenta os dados de precipitação e temperatura média para os dias de coleta bem como para os três dias que antecederam esse estudo, além do precipitado acumulado e da temperatura média dos quatro dias considerados.

Tabela 10: Precipitação e temperatura nos três dias anteriores às coletas.

Data	Precipitação diária (mm)	Precipitação Acumulada nos 4 dias (mm)	Temperatura (°C)	Temperatura Média nos 4 dias (°C)
20/07/2013	2,5		20,9	
21/07/2013	0,2		21,6	
22/07/2013	1,1	6,2	18,9	18,4
23/07/2013	2,4		12,2	
24/08/2013	0		22,8	
25/08/2013	0		22,1	
26/08/2013	0	1,7	20	18,7
27/08/2013	1,7		9,8	
21/09/2013	0		25,6	
22/09/2013	0,5		25,7	
23/09/2013	0,3	0,8	21,7	22,6
24/09/2013	0		17,4	
26/10/2013	0		24,2	
27/10/2013	0		23,9	
28/10/2013	9,6	9,6	18,6	21,7
29/10/2013	0		20,1	
23/11/2013	14		19,7	
24/11/2013	0		20,1	
25/11/2013	8	22	20	20,4
26/11/2013	0		21,6	
09/12/2013	0,3		26,1	
10/12/2013	14,8		21,2	
11/12/2013	11,2	26,3	21,7	22,7
12/12/2013	0		21,9	
25/01/2014	0,8		24,9	
26/01/2014	0		26,5	
27/01/2014	0	0,8	26,4	25,8
28/01/2014	0		25,3	

Tabela 10: Continuação.

Data	Precipitação diária (mm)	Precipitação Acumulada nos 4 dias (mm)	Temperatura (°C)	Temperatura Média nos 4 dias (°C)
24/02/2014	5,2		23,4	
25/02/2014	2,1	10,9	22,8	24,2
26/02/2014	3,6		25,4	
27/02/2014	0		25,3	
22/03/2014	15,1		22,9	
23/03/2014	0	15,1	20,6	21,8
24/03/2014	0		21,4	
25/03/2014	0		22,3	
19/04/2014	0		23,6	
20/04/2014	0	0	23,2	22,5
21/04/2014	0		23	
22/04/2014	0		20	
24/05/2014	5,8		17,8	
25/05/2014	0,2	6	18,7	16,8
26/05/2014	0		16,7	
27/05/2014	0		14	
21/06/2014	0		15,7	
22/06/2014	0	0	17,7	17,4
23/06/2014	0		18	
24/06/2014	0		18	
26/07/2014	0		13,9	
27/07/2014	0,3	0,3	15,3	16
28/07/2014	0		16,9	
29/07/2014	0		18	

Fonte: INMET, 2014.

Nota: Negrito = data de coleta e respectivos valores de precipitação e temperatura.

Observando os dados apresentados na Tabela 10 percebe-se que no período de coleta referente aos meses de Novembro e Dezembro de 2013 ocorreram as maiores precipitações acumuladas quase que concomitantemente com as temperaturas médias dos períodos analisados. Esse comportamento, verão chuvoso com altas temperaturas e invernos secos com baixas temperaturas, é característico de ambientes sub-tropicais úmido, podendo classificá-lo como Cwa segundo a classificação climática de Köppen (1931).

5.2. Parâmetros físico-químicos

Os dados apresentados aqui se referem a todos os parâmetros que foram analisados durante o trabalho em relação aos meses de coleta.

Nesta seção foram agrupados e analisados os parâmetros físico-químicos empregados neste trabalho durante o período de Julho de 2013 a Julho de 2014 referente ao efluente de lagoa facultativa de Santa Eudóxia e em pontos ao longo do corpo receptor localizados à montante e à jusante do lançamento.

Os parâmetros físico-químicos analisados foram: Nitrogênio Total (NT), Fósforo Total (PT), DBO, DQO, Série de Sólidos, Temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), Turbidez e pH.

5.2.1. Nitrogênio Total

A Tabela 11 contém as concentrações de Nitrogênio Total obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 11: Valores obtidos para concentração de Nitrogênio Total no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Concentração de Nitrogênio Total (mg/L)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	13	85	2
Ago 13	0	50	0
Set 13	0	40	2
Out 13	0	25	0
Nov 13	0	30	0
Dez 13	0	20	0
Jan 14	1	35	1
Fev 14	1	35	1
Mar 14	0	35	0
Abr 14	0	30	0
Mai 14	1	50	1
Jun 14	4	55	2
Jul 14	1	55	1

A Figura 12 apresenta os resultados obtidos das análises de Nitrogênio total para amostras coletadas no efluente da lagoa facultativa e em pontos localizados à montante e à jusante do lançamento para o período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

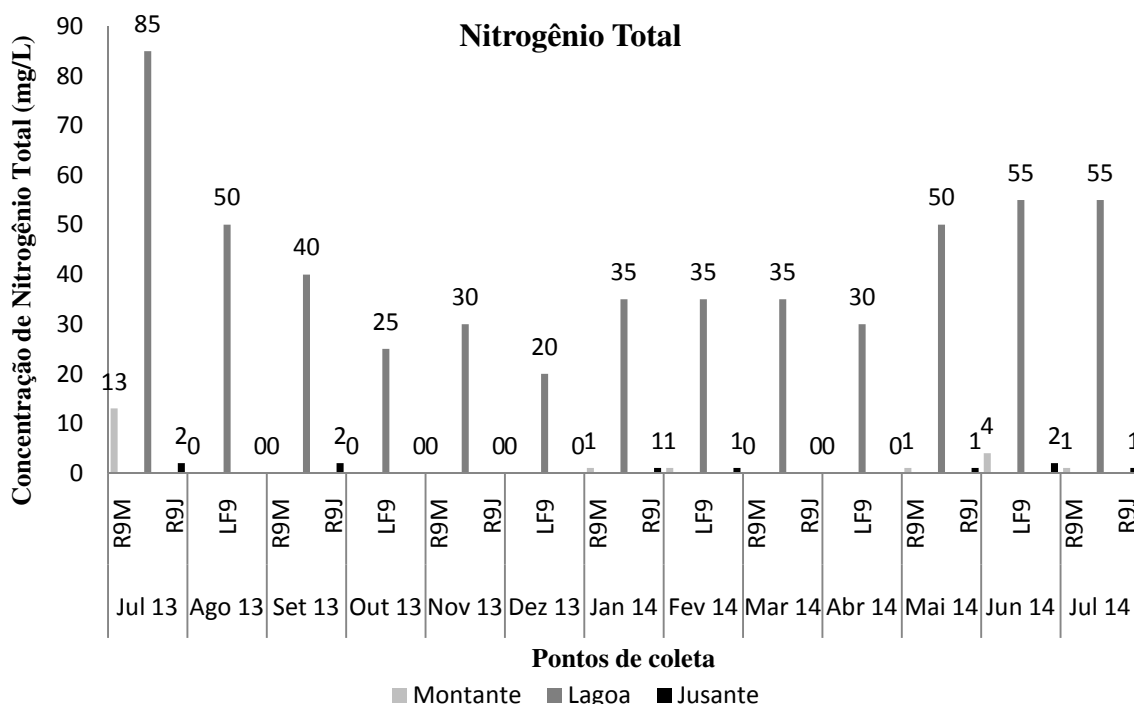


Figura 12: Concentração de Nitrogênio Total nos três pontos de coleta em todo o período de estudo.

Observando os dados apresentados na Figura 12 é possível verificar que a concentração de nitrogênio total presente no efluente da lagoa facultativa variou de 20 mg/L (Dezembro de 2013) a 85 mg/L (Julho de 2013), com valor médio de 42 mg/L. no corpo receptor, é possível verificar que a concentração de nitrogênio total variou do não-detectável até 13 mg/L (Julho de 2013). No rio, à montante do lançamento do efluente da lagoa, a média de nitrogênio total foi de 1,6 mg/L, enquanto que à jusante do lançamento, a concentração média foi de 0,8 mg/L.

Embora as concentrações de nitrogênio total observadas no efluente da lagoa fossem significativamente superiores às concentrações observadas à montante do lançamento, resultaram em concentrações à jusante significativamente menores. Esse fato pode ser explicado pela maior área de contribuição da bacia hidrográfica com exutório localizado em R9J (jusante) se comparado à área de drenagem com exutório em R9M (montante) exercendo assim, efeito da diluição e auto-depuração do corpo d'água.

O valor elevado de concentração de nitrogênio total à montante do mês de Julho de 2013 pode estar relacionado ao fato de que na região à montante da coleta há pasto, de

maneira que a matéria orgânica eliminada pelos animais pode influenciar na qualidade da água. O crescimento das cidades e aumento da população tem papel fundamental na questão do enriquecimento das águas por nutrientes, assim como afirmam Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) e O'Neil et. al. (2012).

Os valores de nitrogênio da lagoa estão em sua maioria, correspondendo aos valores normalmente encontrados no esgoto bruto assim como afirmado por Von Sperling et. al. (2009). Apesar dos valores apresentados na Figura 12 se referirem a um esgoto tratado, é possível comparar com valores apresentados pelos autores, que indicam valores entre 35 e 60 mg/L de concentração de nitrogênio total. Como é possível observar, uma única análise excedeu o valor de 60 mg/L (Julho de 2013) e algumas não atingiram o valor mínimo de 35 mg/L mencionado pela literatura (Outubro, Novembro e Dezembro de 2013, e Abril de 2014). Esses valores provavelmente resultaram abaixo do valor mínimo por ser um efluente já tratado e diluição do nutriente (CASALI, 2008).

É importante mencionar que a Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece padrões de limite para o Nitrogênio Amoniacal devido aos seus efeitos tóxicos na água, não mencionando, porém, limites para a concentração de nitrogênio total.

5.2.2. Fósforo Total

A Tabela 12 contém as concentrações de Fósforo Total obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 12: Valores obtidos para concentração de Fósforo Total no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Concentração de Fósforo Total (mg/L)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	0,04	4,5	0,03
Ago 13	0,06	6,04	0,06
Set 13	0,03	6,12	0,03
Out 13	0,04	5,55	0,08
Nov 13	0,1	5,35	0,26
Dez 13	0,07	5,3	0,08
Jan 14	0,22	6	0,16
Fev 14	0,03	7,18	0,02
Mar 14	0,12	7,36	0,08
Abr 14	0,03	7,4	0,06
Mai 14	0,04	7,33	0,1
Jun 14	0,06	7,55	0,06
Jul 14	0,12	7,9	0,09

A Figura 13 ilustra a variação da concentração de Fósforo Total no Rio Quilombo tanto à montante quanto à jusante do lançamento do efluente da lagoa facultativa.

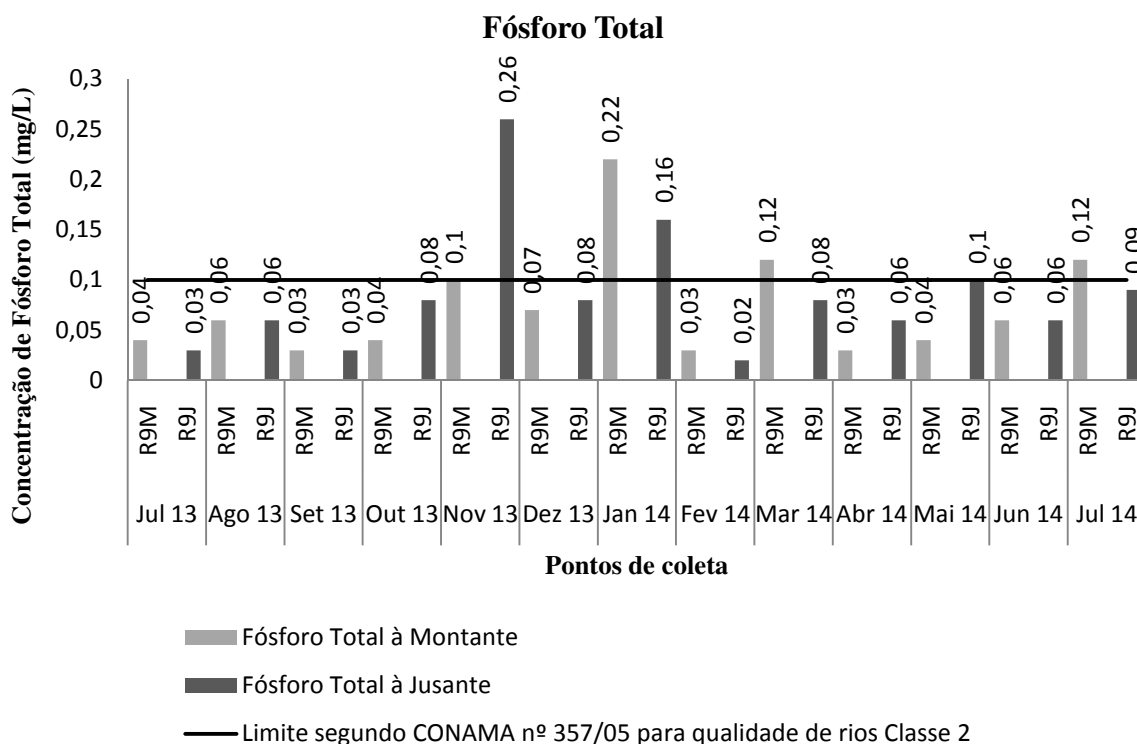


Figura 13: Concentração de Fósforo Total nos pontos de rio em todo o período de estudo.

Devido à magnitude das concentrações de fósforo total observadas para o corpo receptor e para a lagoa facultativa, optou-se por apresentar a que se refere a esta última, na Figura 14.

Da Figura 13 é possível observar que no ponto R9M à montante do lançamento, a concentração de fósforo total varia de 0,03 mg/L (Setembro de 2013) a 0,22 mg/L (Janeiro de 2014), sendo que para o período analisado de Julho de 2013 a Julho de 2014, a concentração média foi de 0,074 mg/L.

Já para as concentrações referentes ao ponto de monitoramento no corpo receptor, à jusante do lançamento, conforme apresentado na Figura 13 variaram de 0,02 mg/L a 0,26 mg/L, sendo que a concentração média para o período analisado foi de 0,085 mg/L.

A Figura 13 ilustra ainda a concentração limite para fósforo total segundo à Resolução CONAMA nº 357/05 para qualidade de rios classe 2. É possível observar que alguns resultados excederam o limite estipulado. Os resultados que extrapolaram o valor limite previsto na Resolução CONAMA nº 357/05 referem-se às amostras de montante de Janeiro, Março e Julho de 2014 e jusante de Novembro de 2013 e Janeiro de 2014. Apesar das amostras de rio do mês de Janeiro terem ultrapassado o valor limite, não correspondeu a

maior concentração de fósforo total na lagoa, como observado na Figura 14. Essa maior concentração no mês de Janeiro de 2014 pode ter ocorrido por elevado nível de detergentes e fertilizantes utilizados nas áreas ao redor do rio, como citado pela CETESB (2009).

Para os demais meses do período analisado, as amostras simples mensais tiveram suas concentrações de fósforo total inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para qualidade de rios Classe 2.

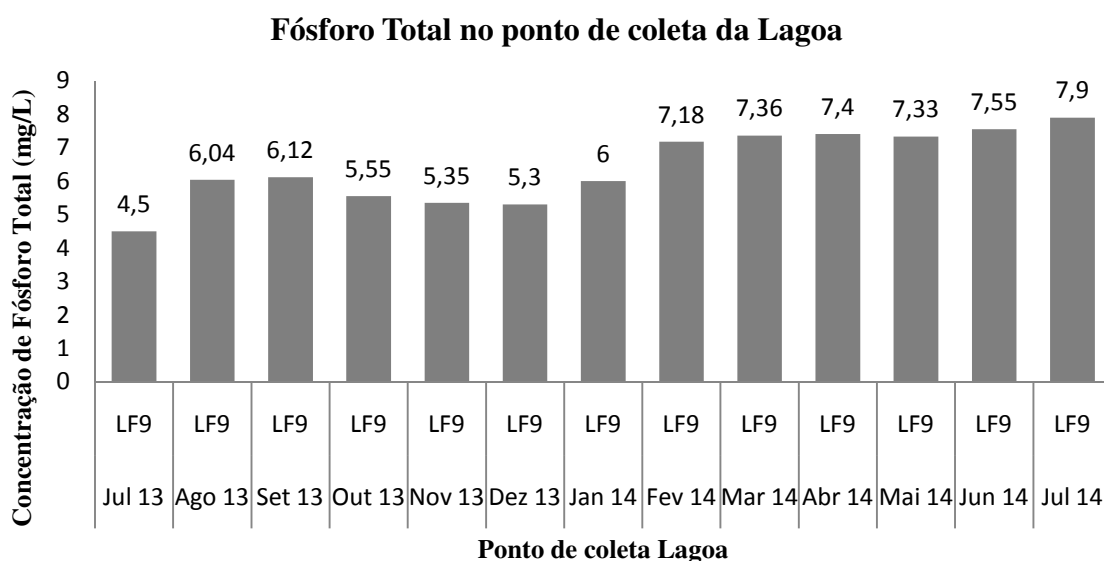


Figura 14: Concentração de Fósforo Total no ponto de lagoa em todo o período de estudo.

A Figura 14 ilustra a variação da concentração de fósforo total presente no efluente da lagoa facultativa de Santa Eudóxia. Pelos resultados obtidos a concentração de fósforo total variou de 4,5 mg/L (Julho de 2013) a 7,9 mg/L (Julho de 2014) com valor médio de 6,43 mg/L.

A CETESB (2009) afirma que os esgotos sanitários brasileiros apresentam uma concentração de fósforo total entre 6 e 10 mg/L, enquanto que Von Sperling (2005) afirma que a concentração se encontra entre 4 e 15 mg/L. Os valores obtidos nas análises de lagoa (Figura 14), indicam que a análise de Julho, Outubro, Novembro e Dezembro de 2013 estão em desacordo com o apresentado pela CETESB (2009), enquanto que todas as outras análises estariam de acordo, porém em relação à Von Sperling (2005), todas as análises estão de acordo com a faixa de concentração. Os valores que estão mais abaixo da faixa representada pela CETESB (2009) podem ser explicados devido à transformação de fósforo total em ortofosfato que é utilizado pelo fitoplâncton, resultando em baixas concentrações de fósforo

total. Como os valores de ortofosfatos não estão representados neste trabalho, isso não pode ser comprovado.

Os valores apresentados na Figura 14 são relativos à concentração de fósforo total e não à fosfatos, portanto não é possível relacionar ao que foi afirmado por Von Sperling (1996) em relação à remoção de fosfatos por precipitação quando o pH do meio está acima de 8,5.

A Figura 14 não apresenta valor limite, pois nas Resoluções CONAMA nº 357/05, 430/11 e Decreto Estadual nº 8468/76 usados neste trabalho, não há valor de fósforo para emissão de efluentes. Independente de não existir limite, o efluente emitido não pode prejudicar a qualidade do rio.

Das treze amostragens realizadas, 5 delas (38,5%) apresentaram concentração de fósforo total à jusante maior que à montante; 3 delas (23%) sem alteração entre concentração de montante e jusante; e 5 delas (38,5%) com concentração de montante superior ao de jusante.

Com relação ao nitrogênio total, observou-se que em uma amostragem realizada, os valores de concentração para o ponto de monitoramento à jusante foi maior que à montante; em duas amostragens (15%) os valores de montante superaram os de jusante; e em 10 amostragens (77%) as concentrações obtidas para montante e jusante foram iguais.

Os níveis de nutrientes (N e P) encontrados neste trabalho apresentaram no geral, valores mais elevados no ponto de coleta de rio à montante do lançamento do que à jusante, indo de encontro ao que foi verificado por Douterelo, Perona e Mateo (2004) em estudo de cianobactéria e qualidade de água ao comparar montante e jusante, no qual encontraram concentrações mais elevadas de nutrientes em jusante quando comparado com concentrações em montante. Essa diferença pode ser explicada pela possível interferência de áreas de pastagem e cultivo de cana-de-açúcar à montante do lançamento, apesar da grande influência do desaguamento do efluente do tratamento no rio.

5.2.3. Matéria Orgânica Carbonácea

A matéria orgânica carbonácea foi determinada a partir do método indireto de ensaio da Demanda Bioquímica de Oxigênio para 5 dias a 20°C (DBO_{5,20}).

A Tabela 13 contém as concentrações de DBO obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9) e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 13: Valores obtidos para concentração de DBO no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Concentração de DBO (mg/L)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	0	213	3
Ago 13	0	-424	9
Set 13	35	-3	33
Out 13	-1	-61	1
Nov 13	0	9	1
Dez 13	2	82	2
Jan 14	0	-1	0
Fev 14	0	92	6
Mar 14	0	15	1
Abr 14	0	6	0
Mai 14	-2	3	0
Jun 14	3	87	2
Jul 14	3	90	0

No gráfico apresentado pela Figura 15 consta a variação da DBO_{5,20} obtida para os pontos de amostragem localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento do efluente de lagoa, bem como o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

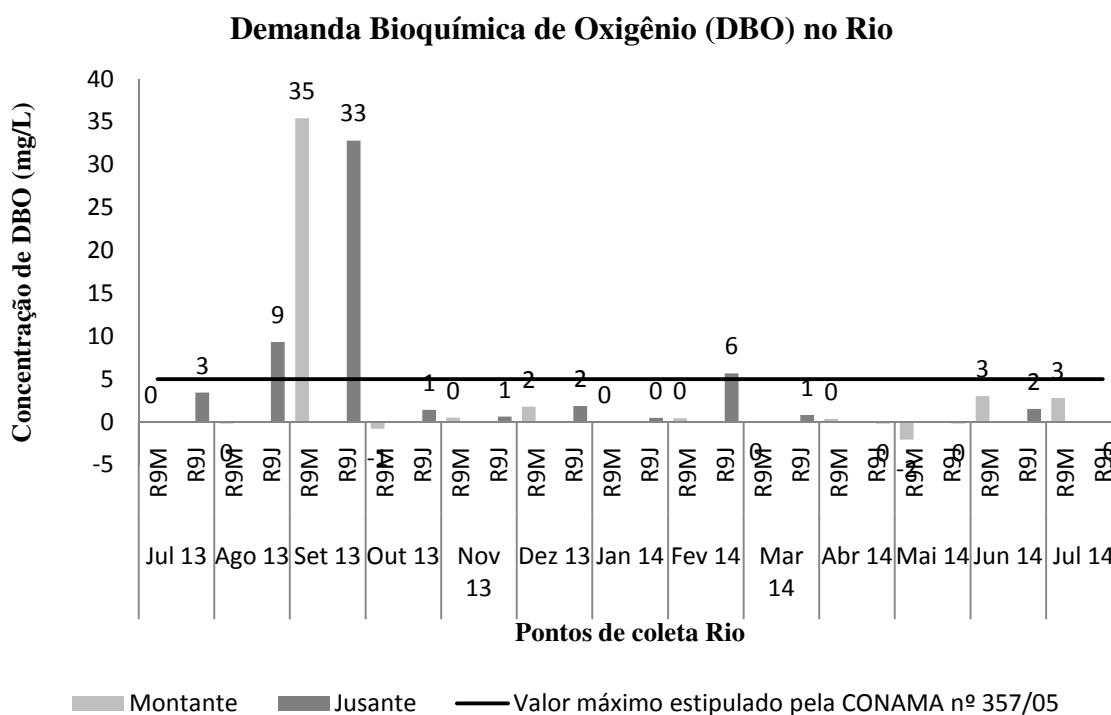


Figura 15: Concentração de DBO nos pontos do rio em todo o período de estudo.

Analisando a Figura 15, é possível observar que, no mês de Setembro de 2013, a DBO apresentou concentrações bastante elevadas em relação ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05, indicando aumento de matéria orgânica nos pontos de rio. Os meses de Agosto de 2013 e Fevereiro de 2014 apresentaram valores superiores ao estipulado pela Legislação.

De acordo com Von Sperling (2005), em rios normalmente são observados valores para DBO_{5,20} que variam de 1 mg/L a 12 mg/L, tendo o valor entre 2 e 3 mg/L utilizado para indicar manancial de qualidade duvidosa. Assim, os valores obtidos para o mês de Setembro de 2013 para os pontos à montante e à jusante do lançamento se mostram incompatíveis com um Rio Classe 2.

A Figura 16 ilustra a variação da DBO_{5,20} medida para o efluente da lagoa facultativa, bem como o limite máximo estabelecido pelo Decreto Estadual nº 8468/76 para lançamento de efluentes em corpos d'água enquadrados como Classe 2.

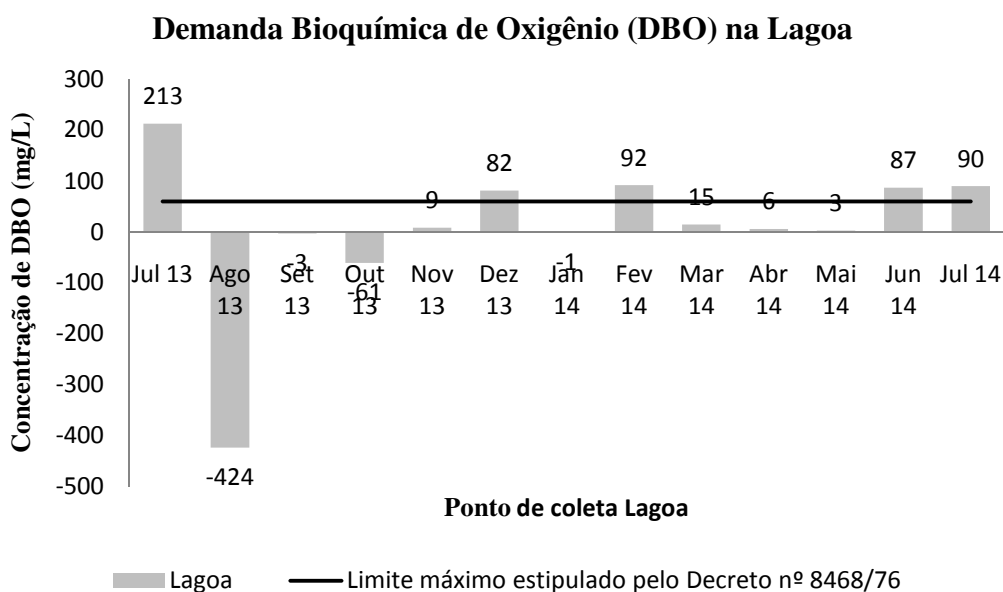


Figura 16: Concentração de DBO no ponto da lagoa em todo o período de estudo.

No efluente da lagoa facultativa, a DBO obtida e registrada na Figura 16, indica que os meses de Julho e Dezembro de 2013 e Fevereiro, Junho e Julho de 2014 apresentaram concentrações elevadas, indicando grande quantidade de matéria orgânica, valores superiores ao limite estipulado pela Legislação.

É importante mencionar que apesar das análises de DBO terem sido realizadas em laboratório, seus resultados não foram utilizados nas discussões deste trabalho pelo fato de que, em algumas análises, terem surgido valores negativos, como é possível observar nas

Figuras 15 e 16. Isso não deveria ter ocorrido pelo fato deste representar a degradação da matéria orgânica no meio, mas pode ter resultado nisso devido à problemas na preparação das amostras e/ou por falha na sonda para medição do oxigênio dissolvido. Dessa forma, os valores de DQO foram utilizados como estimativa da matéria orgânica no efluente da lagoa facultativa ao invés dos valores da DBO.

A Tabela 14 contém as concentrações de DQO obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9) e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 14: Valores obtidos para concentração de DQO no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Concentração de DQO (mg/L)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	0	263	0
Ago 13	0	287	0
Set 13	185	653	206
Out 13	0	310	0
Nov 13	4	280	6
Dez 13	12	274	11
Jan 14	0	346	0
Fev 14	3	305	22
Mar 14	11	282	10
Abr 14	0	244	0
Mai 14	0	210	0
Jun 14	0	286	0
Jul 14	0	302	1

Dessa forma, a Figura 17 representa a Demanda Química de Oxigênio (DQO).

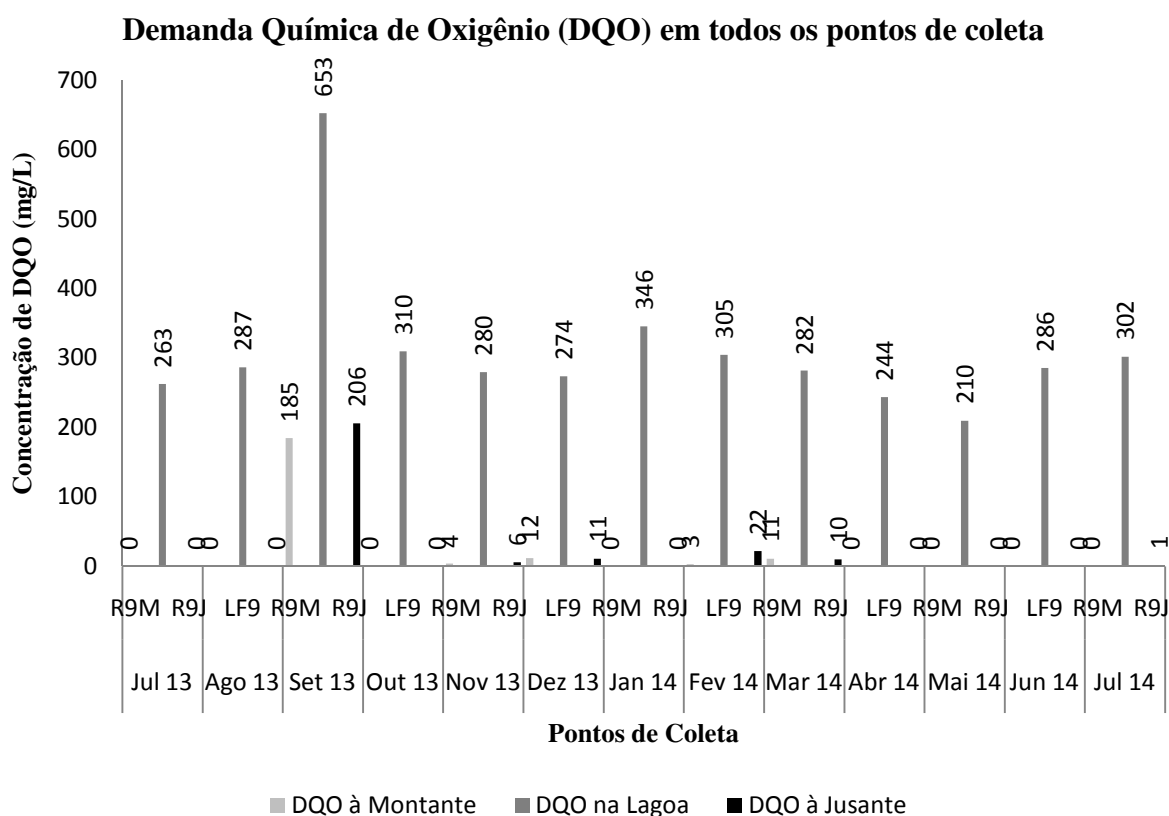


Figura 17: Concentração de DQO nos pontos de coleta em todo o período de estudo.

Na Figura 17, com a representação da Demanda Química de Oxigênio é possível observar uma constante de valores para o efluente da lagoa, com exceção do mês de Setembro de 2013 que apresentou um valor elevado se comparado aos demais valores obtidos. Porém, juntamente com o valor elevado de lagoa neste mês, obteve-se também um número bastante significativo em montante e jusante do mesmo mês, indicando que neste período a quantidade de matéria orgânica foi elevada.

A matéria orgânica presente nas amostras do efluente da lagoa não influenciou significativamente os valores de DQO à jusante do rio.

A amostra referente ao mês de Setembro de 2013 pode ser considerada de elevada concentração de matéria orgânica segundo Valente, Padilha e Silva (1997).

De acordo com Von Sperling (2005) quando a lagoa está sobrecarregada (altos valores de DBO e DQO), espera-se uma grande quantidade de cianobactérias, uma vez que fornecem o oxigênio para os organismos decompositores degradarem a matéria orgânica.

De acordo com isso, a relação encontrada neste trabalho vai de encontro do que Casali (2008) observou em seu estudo com duas lagoas facultativas onde verificou relação direta entre a matéria orgânica e a densidade fitoplanctônica, na qual as cianobactérias estão

inseridas. Isso pode ocorrer devido aos padrões fósforo total e DQO não serem fator limitante para o desenvolvimento das cianobactérias.

A Tabela 15 contém as concentrações de DQO e densidade de cianobactérias obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9) e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 15: Valores obtidos para concentrações de DQO e densidade de cianobactérias no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	DQO (mg/L)	Densidade de Cianobactérias (org./mL)
Jul 13	263	55752
Ago 13	287	25672
Set 13	653	2741
Out 13	310	498
Nov 13	280	1150
Dez 13	274	73
Jan 14	346	27853
Fev 14	305	88010
Mar 14	282	18355
Abr 14	244	3449
Mai 14	210	94355
Jun 14	286	9771
Jul 14	302	11974

A Figura 18 ilustra os valores obtidos para DQO e densidade de cianobactérias observadas no efluente da lagoa facultativa para o período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

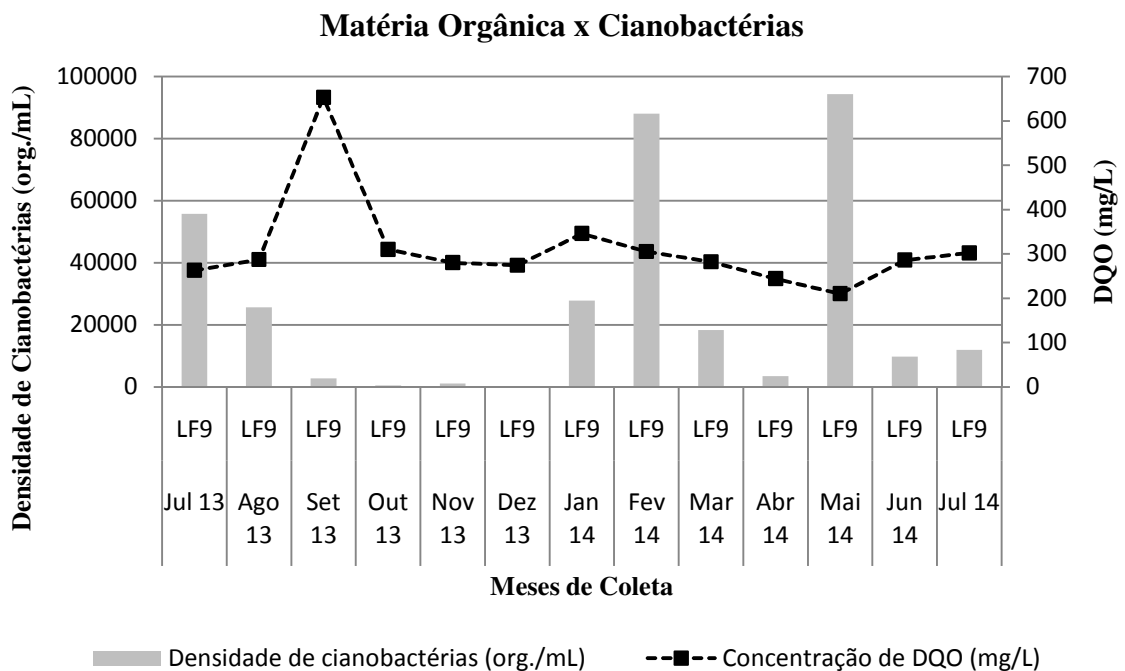


Figura 18: Relação de cianobactérias com matéria orgânica representada pela DQO.

A partir dos dados apresentados na Figura 18 é possível observar que a DQO do efluente da lagoa variou de 210 mg/L (Maio de 2014) a 653 mg/L (Setembro de 2013), com média em 310 mg/L referentes ao período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

5.2.4. Sólidos Suspensos Totais

É importante destacar que os dados relativos à Julho de 2013 não foram analisados e os de Agosto de 2013 apresentaram alguns valores negativos, provavelmente por problemas nas análises. Dessa forma, serão apresentados os dados a partir de Setembro de 2013.

A Tabela 16 contém as concentrações de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) obtidos para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9), em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 16: Valores obtidos para concentrações de Sólidos no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Concentração de Sólidos (mg/L)								
	SST			SSV			SSF		
	R9M	LF9	R9J	R9M	LF9	R9J	R9M	LF9	R9J
Jul 13									
Ago 13	3,5	115	-4,5	1,5	4,5	-3	2	110,5	-1,5
Set 13	5,2	176,8	6,7	1,5	123,7	53,2	3,6	53,2	4,7
Out 13	9,9	199	4	1,8	104	0,7	8,1	95	3,3
Nov 13	8,3	189	7,4	1,9	111,6	2	6,4	77,4	5,4
Dez 13	12	157,5	13,4	3,8	85	3,5	8,2	72,5	9,9
Jan 14	5,3	191,5	10	0,7	117	1,3	4,7	74,5	8,7
Fev 14	16	140,5	8	2,6	89,5	1,4	13,4	51	6,6
Mar 14	4,2	121	3,5	3,3	118	3,2	0,8	3	0,3
Abr 14	10	80	8	2,5	51	2,5	7,5	29	5,5
Mai 14	7,8	134	8,2	1,8	44	2,7	6	90	5,5
Jun 14	3,8	156	4,3	1	88	1,5	2,8	68	2,8
Jul 14	8	140	3,8	1,7	118	1,3	6,3	22	2,5

Como os valores de sólidos suspensos em lagoa são bastante elevados quando comparados aos de rio, optou-se por separar a apresentação dos resultados. Dessa forma, a Figura 19 ilustra os valores obtidos nas análises de sólidos suspensos nos pontos de rio à montante e à jusante.

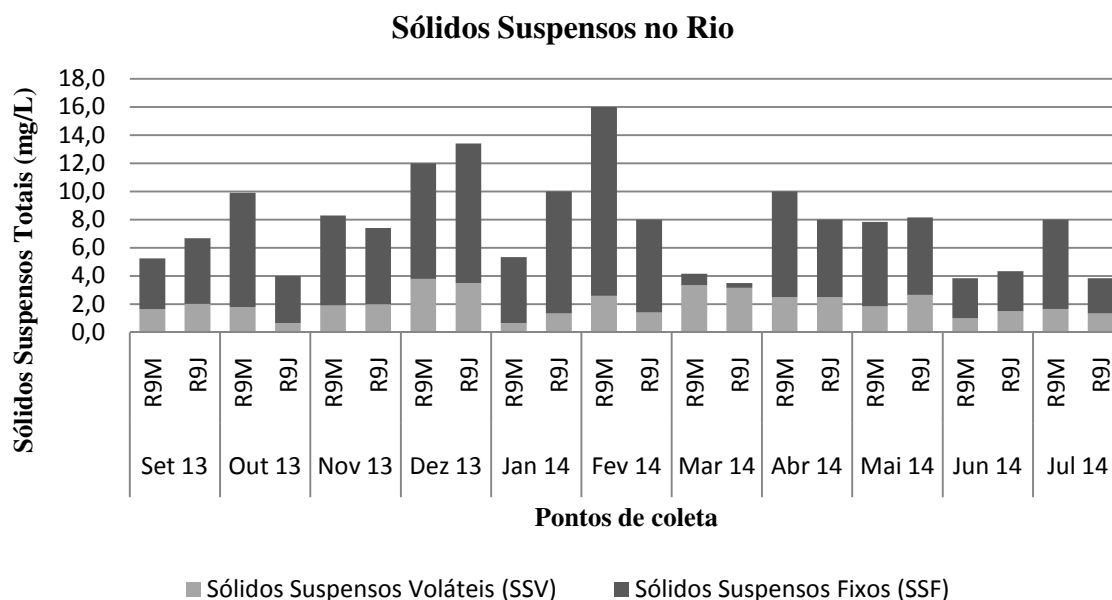


Figura 19: Sólidos suspensos (voláteis e fixos) nos pontos de montante e jusante do rio.

Os valores de sólidos suspensos voláteis no ponto de montante (R9M) variaram de 0,7 mg/L (Janeiro de 2014) a 3,8 mg/L (Dezembro de 2013), enquanto que no ponto de jusante

(R9J), esse valor variou de 0,7 mg/L (Outubro de 2013) a 3,5 mg/L (Dezembro de 2013). As médias obtidas nos dois pontos foram, respectivamente, 2,1 mg/L e 2 mg/L.

Em relação a sólidos suspensos fixos, os valores obtidos no ponto de montante (R9M) variaram de 0,8 mg/L (Março de 2014) a 13,4 mg/L (Fevereiro de 2014), enquanto que no ponto de jusante (R9J) o valor variou de 0,3 mg/L (Março de 2014) a 9,9 mg/L (Dezembro de 2013). As médias obtidas nos dois pontos foram, respectivamente, 6,2 e 5 mg/L.

A Tabela 17 contém as concentrações de sólidos suspensos totais e turbidez obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9).

Tabela 17: Valores obtidos para concentração de SST e Turbidez no efluente das lagoas facultativas.

Coleta	Concentração de SST (mg/L) na lagoa	Turbidez (UNT)
Jul 13		184
Ago 13	115	206
Set 13	176,8	269
Out 13	199	273
Nov 13	189	255
Dez 13	157,5	202
Jan 14	191,5	332
Fev 14	140,5	215
Mar 14	121	153
Abr 14	80	148
Mai 14	134	139
Jun 14	156	183
Jul 14	140	179

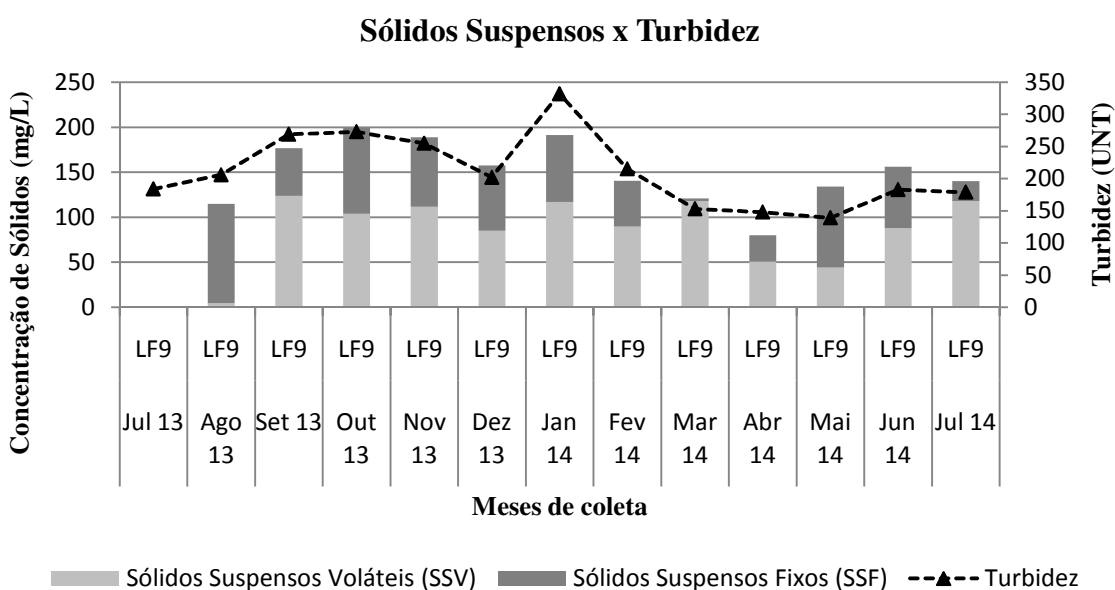


Figura 20: Relação de Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis com Turbidez do meio.

A análise de Março de 2014 (Figura 20) apresentou valores de sólidos suspensos voláteis bem próximos aos sólidos suspensos totais, indicando que nesta amostra, quase todo sólido suspenso é representado por matéria orgânica assim como indicado por Von Sperling (2005). Uma parte dessa matéria orgânica pode ser representada pelas cianobactérias.

Na grande maioria dos valores obtidos com as análises de lagoa, constam valores entre a faixa comum de concentração relatada por Jordão (2005). Apenas o mês de Abril de 2014 apresentou concentração mais baixa de 120mg/L.

É possível verificar na Figura 20, que os sólidos suspensos contribuem realmente para a turbidez do meio, que apresentou valores mais elevados, em concentrações mais elevadas de sólidos suspensos totais.

5.2.5. Temperatura

A seguir serão apresentados os dados de temperatura obtidos durante o período de estudo de Julho de 2013 a Julho de 2014. Primeiramente serão apresentados os dados relacionados à temperatura do ar e, posteriormente da temperatura do efluente da lagoa facultativa.

A Tabela 18 contém as temperaturas (°C) do ar obtidas durante o período de coleta nos pontos de lagoa facultativa (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 18: Temperaturas do ar obtidas durante as coletas nos pontos de lagoa facultativa e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Temperatura do ar (°C)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	13,9	14	14,1
Ago 13	14,4	15,2	14,5
Set 13	30,3	26,3	25,7
Out 13	27,8	33,3	29,9
Nov 13	27	27,2	23,1
Dez 13	28,4	28,8	27,9
Jan 14	32,6	30,5	34,1
Fev 14	31,5	27,9	26,2
Mar 14	31,5	32,2	27,8
Abr 14	18,5	19,3	22,5
Mai 14	17,9	19,6	18,9
Jun 14	24,9	26,05	25
Jul 14	22,4	23,6	23

A Figura 21 apresenta os valores da temperatura do ar referente aos pontos amostrais obtidos à montante (R9M), à jusante do lançamento (R9J) e do efluente da lagoa facultativa (LF9) para o período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

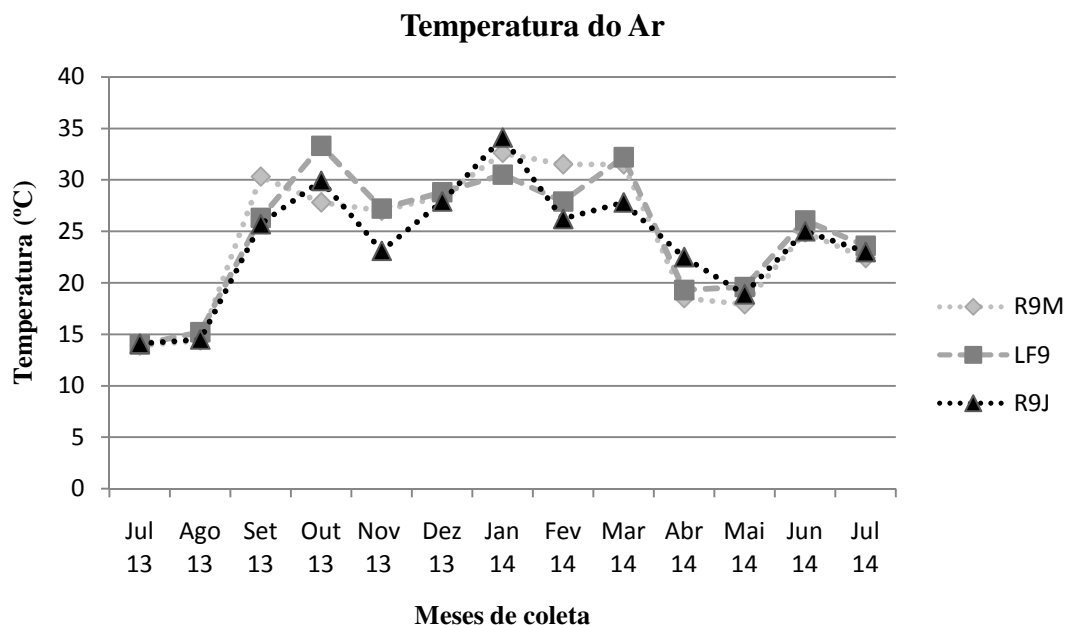


Figura 21: Temperaturas do ar obtida mensalmente para os três pontos de coleta referente ao período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

A partir dos dados apresentados na Figura 21 pode-se observar que no ponto à montante do lançamento, a temperatura variou de 13,9°C (Julho de 2013) a 32,6°C (Janeiro de 2014) com valor médio estabelecido em 24,7°C. Em relação ao ponto de coleta de efluente de lagoa facultativa, a temperatura do ar variou de 14°C (Julho de 2013) a 33,3°C (Outubro de 2013) com valor médio estabelecido em 24,9°C. Para o ponto de amostragem de jusante do lançamento, a temperatura do ar variou de 14,1°C (Julho de 2013) a 34,1°C (Janeiro de 2014) com valor médio estabelecido em 24,1°C.

Como anteriormente citado, o horário de coleta foi sempre por volta das 11 horas da manhã. Nesse horário, as temperaturas do ar variaram mostrando uma diferença entre os períodos mais frios (Julho e Agosto de 2013 e Abril a Julho de 2014) e os períodos mais quentes (Setembro de 2013 a Março de 2014).

A Tabela 19 contém as temperaturas (°C) do meio líquido obtidas no efluente das lagoas facultativas (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 19: Temperaturas do meio líquido obtidas durante as coletas nos pontos de lagoa facultativa e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Temperatura do meio líquido (°C)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	19	19,3	19
Ago 13	18,5	18,7	18,4
Set 13	25,6	25,7	24,1
Out 13	31,7	28,5	31,6
Nov 13	27,9	27,7	25,1
Dez 13	25,5	32,1	29,7
Jan 14	35,8	38,9	35,4
Fev 14	29,4	33,7	30,5
Mar 14	28,5	29,2	26,3
Abr 14	19,9	22,5	21,1
Mai 14	19,2	20,2	19,4
Jun 14	18,7	22,6	22,2
Jul 14	20,9	23	23,1

A Figura 22 ilustra a temperatura do meio líquido, seja dos pontos de rio à montante e à jusante quanto do ponto de saída do efluente da lagoa facultativa.

A temperatura é um fator fundamental para o meio aquático, influenciando reações e acelerando ou diminuindo fenômenos naturais.

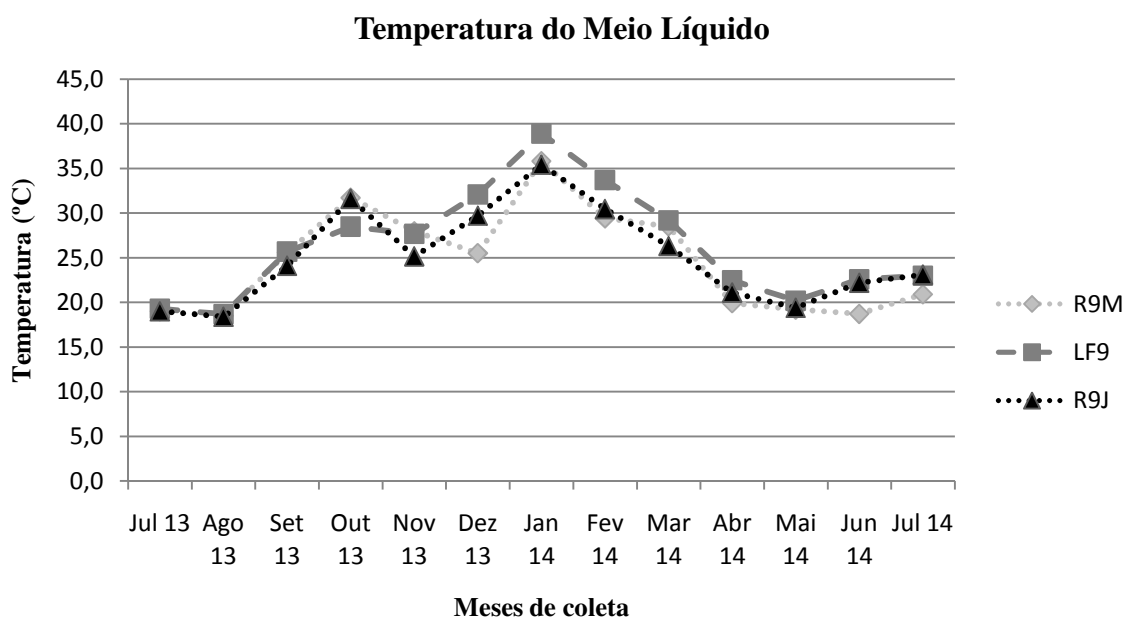


Figura 22: Temperaturas do meio líquido obtidas mensalmente para os três pontos de coleta referente ao período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

A partir dos dados apresentados na Figura 22 pode-se observar que no ponto à montante do lançamento, a temperatura da água do rio variou de 18,5°C (Agosto de 2013) a

35,8°C (Janeiro de 2014) com valor médio estabelecido em 24,7°C. Em relação ao ponto de coleta de efluente de lagoa facultativa, a temperatura do líquido variou de 18,7°C (Agosto de 2013) a 38,9°C (Janeiro de 2014) com valor médio estabelecido em 26,3°C. Para o ponto de amostragem de jusante do lançamento, a temperatura da água do rio variou de 18,4°C (Agosto de 2013) a 35,4°C (Janeiro de 2014) com valor médio estabelecido em 25,1°C.

Da mesma forma, como é possível verificar na Figura 22 houve variação de temperatura na água mostrando uma diferença entre os períodos mais frios (Julho e Agosto de 2013 e Abril a Julho de 2014) e os períodos mais quentes (Setembro de 2013 a Março de 2014). No geral, a água apresentou temperaturas mais altas do que no ar. As maiores temperaturas da água são encontradas nas lagoas devido ao fato da decomposição da matéria orgânica estar ocorrendo mais intensamente neste local. De acordo com Oliveira (2010), as altas temperaturas contribuem para uma grande eficiência do tratamento, uma vez que aceleram a velocidade das reações bioquímicas para degradação da matéria orgânica, já que aumenta o metabolismo dos microrganismos. Os valores de temperatura obtidos estão, em sua maioria, dentro dos valores de 15 a 30°C como relatado por Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) e Sant'Anna et. al. (2006).

Em nenhum momento a temperatura ultrapassou o valor de 40°C estipulado pela Resolução CONAMA nº 430/11 e Decreto Estadual nº 8468/76.

A Tabela 20 contém as densidades de cianobactérias e as temperaturas do meio líquido obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9).

Tabela 20: Densidades de Cianobactérias e temperatura do meio líquido no efluente das lagoas facultativas.

Coleta	Densidade de Cianobactérias (org./mL) na lagoa	Temperatura do meio líquido (°C)
Jul 13	55752	19,3
Ago 13	25672	18,7
Set 13	2741	25,7
Out 13	498	28,5
Nov 13	1150	27,7
Dez 13	73	32,1
Jan 14	27853	38,9
Fev 14	88010	33,7
Mar 14	18355	29,2
Abr 14	3449	22,5
Mai 14	94355	20,2
Jun 14	9771	22,6
Jul 14	11974	23

De acordo com o relatado por Von Sperling (1996) e Calijuri, Alves e Dos Santos (2006), a taxa fotossintética em excesso contribuiria para o desenvolvimento de cianobactérias. Não se pode comparar a taxa fotossintética com temperatura, porém elas se relacionam e um aumento da radiação luminosa e fotossíntese, teria correspondência a um aumento na temperatura. Dessa forma, o resultado esperado seria um aumento do desenvolvimento de cianobactérias conforme a temperatura se elevasse. Como pode ser verificado na Figura 23, essa relação não ocorreu necessariamente.

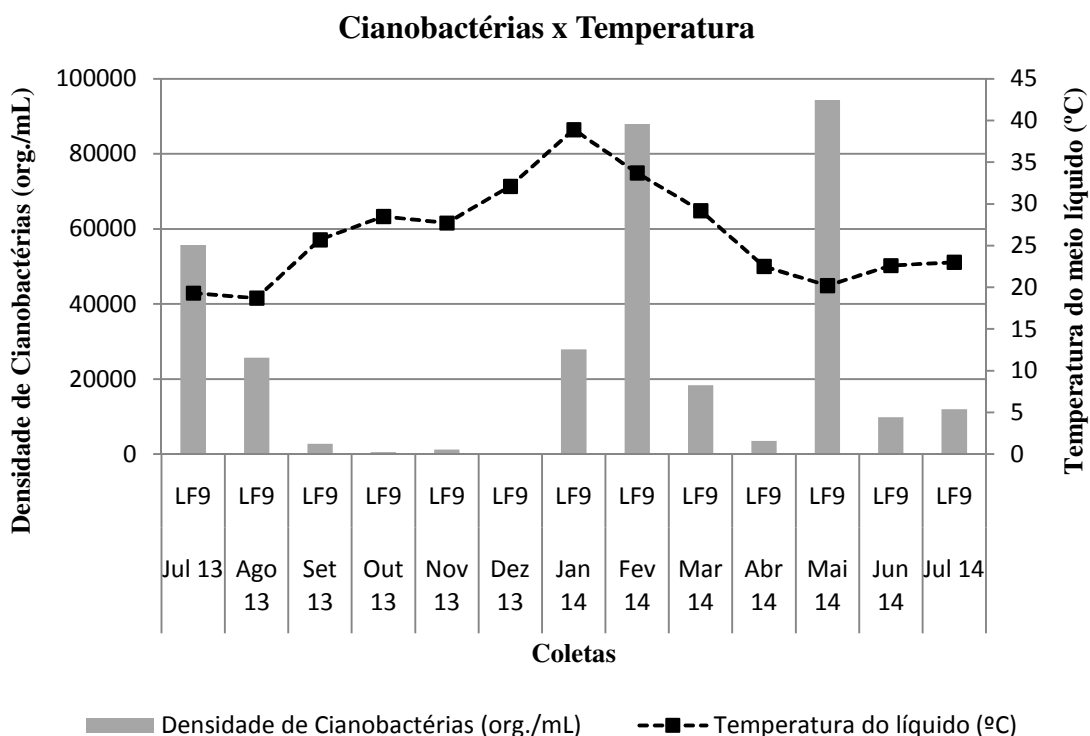


Figura 23: Relação entre cianobactérias na lagoa e temperatura do meio líquido.

Oliveira (2010) verificou que uma menor variabilidade da temperatura encontrada em lagoas de estabilização, favorece o desenvolvimento e atividade dos microrganismos que participam do processo da biodegradação da matéria orgânica. Os resultados obtidos para temperatura analisados apresentaram grande variação durante os meses de coleta caracterizados pelos períodos de verão e de inverno, porém a medida de temperatura na coluna d'água para verificar a variação, não foi realizada.

Dessa maneira, aplicou-se o modelo matemático proposto por Kellner (2000) para avaliar os perfis de temperatura e avaliar a possível ocorrência de estratificação térmica. Sua influência está discutida na seção 5.3.1.

5.2.6. Oxigênio Dissolvido

A Tabela 21 contém as concentrações de oxigênio dissolvido obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 21: Valores obtidos para concentração de oxigênio dissolvido no efluente de lagoas facultativas e em pontos de corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Concentração de Oxigênio Dissolvido (mg/L)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	8,36	9,8	9,7
Ago 13			
Set 13	7,95	9,3	8,21
Out 13	6,96	7,9	7,05
Nov 13	8,05	7,4	8,2
Dez 13	9,16	7,5	7,72
Jan 14	7,48	6,6	7,68
Fev 14	7,55	6,6	8,62
Mar 14	7,9	8,2	7,83
Abr 14	9,11	8,8	8,57
Mai 14	6,18	3,1	6,28
Jun 14	7,68	7,8	8,8
Jul 14	6,06	5,4	6,54

A Figura 24 apresenta as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) medida mensalmente no efluente da lagoa facultativa, bem como o limite mínimo estabelecido pelo Decreto Estadual nº 8468/76 para corpos d'água enquadrados como Classe 2.

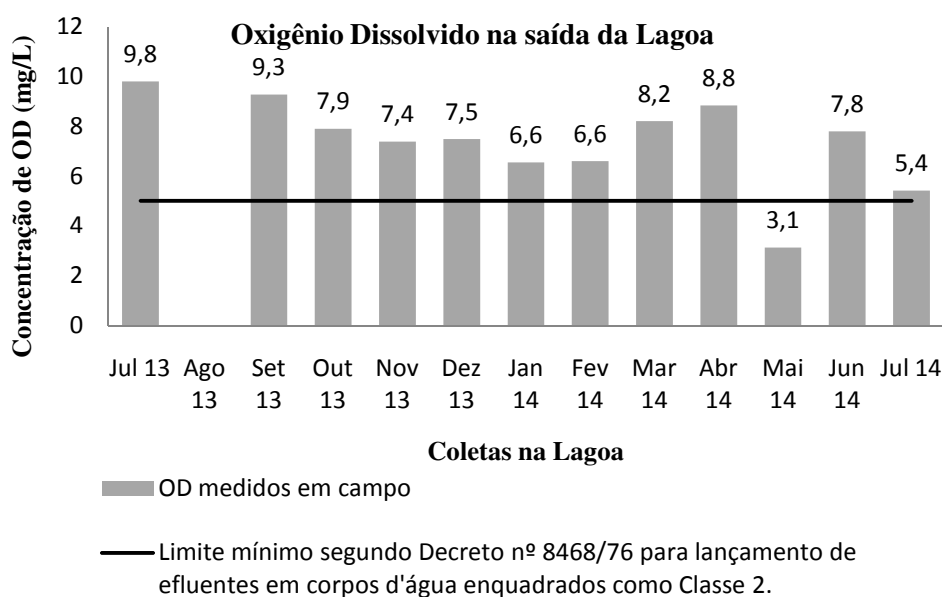


Figura 24: Oxigênio dissolvido na saída da lagoa e limite estabelecido pela Legislação.

Observando a Figura 24 é possível observar que a concentração de OD no efluente da lagoa facultativa variou de 3,1 mg/L a 9,8 mg/L, com valor médio estabelecido em 7,36 mg/L, permanecendo, para quase todas as amostras, acima do limite estabelecido pelo Decreto Estadual nº 8468/76 para corpos d'água classificado como Classe 2 (5 mg/L).

Esse comportamento pode ser explicado pela ação das algas e cianobactérias que fornecem oxigênio para o meio através da produção fotossintética de oxigênio, corroborado o estudo de Bui (2012), que encontrou correlação positiva entre oxigênio dissolvido e cianobactérias.

Independentemente do valor observado de oxigênio dissolvido na lagoa, é interessante notar que o despejo do efluente no rio não causou problema na qualidade de suas águas, uma vez que também não excedeu o limite estabelecido na legislação responsável, como observado na Figura 25 que apresenta a variação da concentração de OD no corpo receptor, possibilitando inferir que o rio está com boa capacidade de auto-depuração, possivelmente pela aeração superficial das águas que é maior em ambientes com mais altas velocidades do que as lagoas.

Povinelli, Marchezin e Kellner (2001), observaram que o oxigênio dissolvido no Rio Quilombo foi de 7,6 mgO₂/L à montante ao ponto de lançamento de esgoto. Nesse mesmo ponto, ao longo do período de estudo foi encontrada concentração média de oxigênio dissolvido de 7,7 mgO₂/L, indicando que houve uma manutenção na oxigenação do corpo d'água do período analisado.

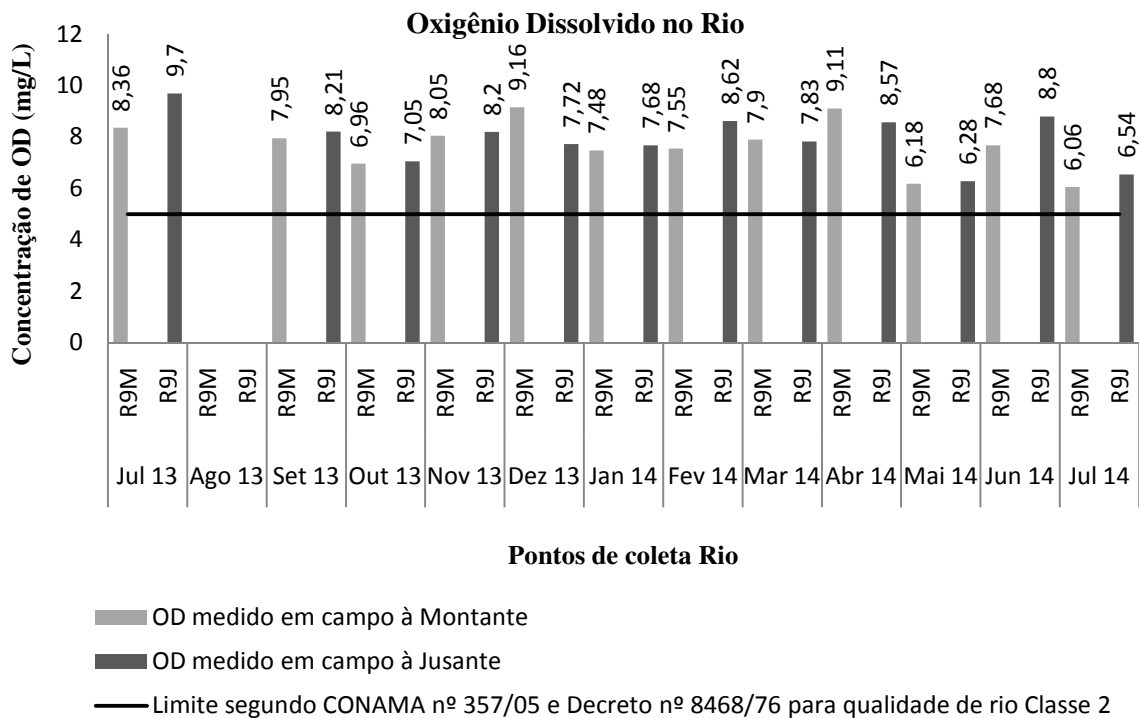


Figura 25: Oxigênio dissolvido nos pontos de rio e limite estabelecido pela Legislação.

Em alguns casos, o oxigênio dissolvido à jusante ao lançamento foi até maior que o valor de montante, talvez pela distância do ponto de lançamento ao ponto de coleta à jusante e possíveis interferências de pastagem à montante.

Na coleta de Agosto de 2013, a concentração de oxigênio dissolvido tanto para lagoa quanto para o manancial não foram obtidas por problemas no equipamento utilizado.

5.2.7. pH (Potencial Hidrogeniônico)

A Tabela 22 contém os valores de pH obtidos para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 22: Valores obtidos de unidade de pH no efluente da lagoa facultativa e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Unidade de pH		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	6,5	7,4	6,6
Ago 13	6,8	8	6,7
Set 13	7	8,8	7
Out 13	7,1	7,9	7,2
Nov 13	7,2	8	7,2
Dez 13	7,4	8,3	7,1
Jan 14	7,4	8,8	7,4
Fev 14	6,8	8,3	6,8
Mar 14	7,3	8,1	8,1
Abr 14	8,1	7,8	8
Mai 14	7,9	7,4	7,7
Jun 14	7,0	7,5	7,0
Jul 14	6,5	7,7	6,8

A Figura 26 apresenta os valores de pH obtidos para os pontos de coleta referentes ao lançamento do efluente, bem como à montante e à jusante do mesmo para o período de Julho de 2013 a Julho de 2014, assim como os limites máximo e mínimo estabelecidos pela Legislação.

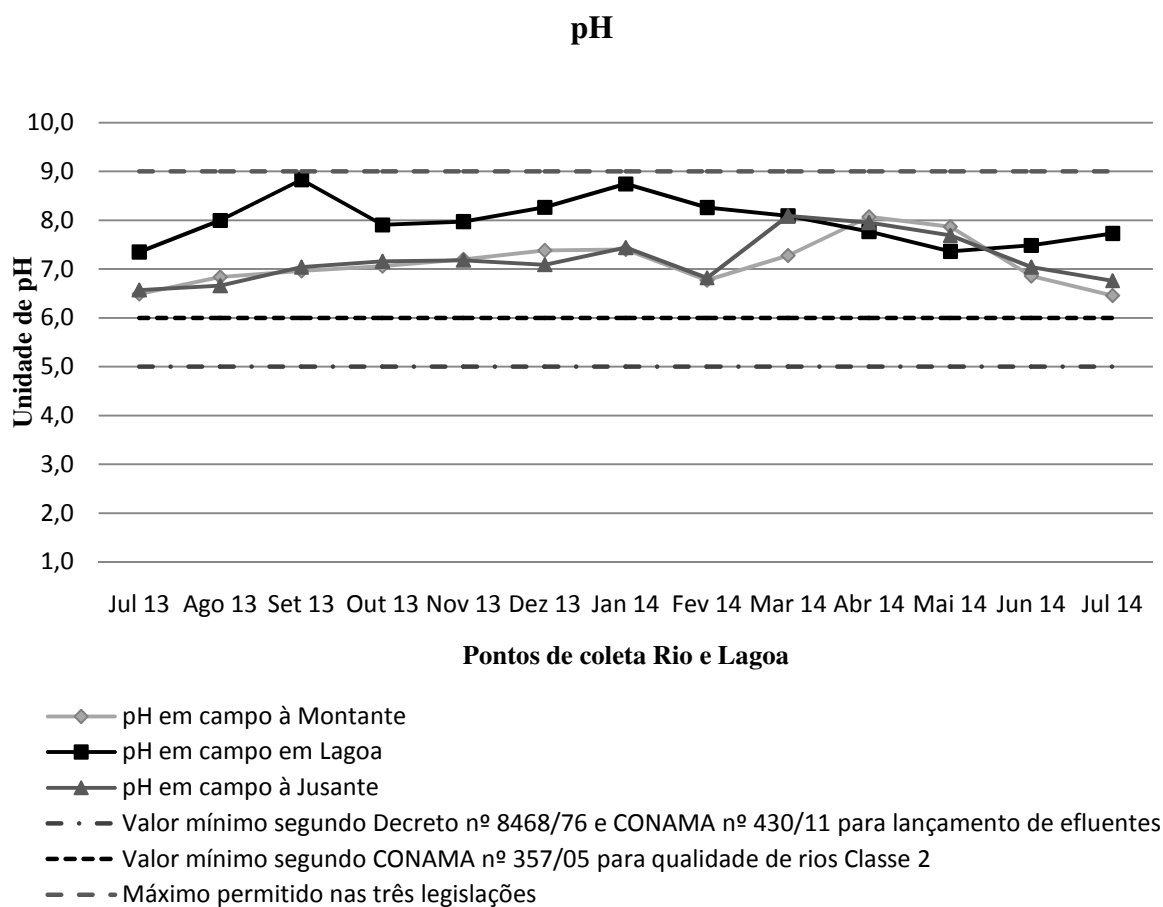


Figura 26: Valores de pH para os três pontos de coleta e valores estipulados pela Legislação.

O padrão para lançamento de efluentes corresponde aos dados de LF9, enquanto que para qualidade de rios Classe 2 correspondem aos dados de R9M e R9J, representado na Figura 26.

Os valores encontrados durante o estudo, sejam em lagoa ou rio, estão na faixa neutroalcalina com valores de pH entre 6 e 9, assim como afirmado por Calijuri, Alves e Dos Santos (2006) e Sant’Anna et. al. (2006) como sendo valores ótimos para desenvolvimento de cianobactérias e vida aquática em geral.

O valor de pH normalmente se apresentou mais elevado nas lagoas devido ao fato da maior intensidade de fotossíntese nesse ambiente pela alta concentração de cianobactérias nesse local, ocasionando assim, liberação dos íons hidroxila, elevando o pH do meio, assim como apresentado anteriormente neste trabalho (Eq. 3.1 e Eq. 3.2). Os valores de pH do Rio (montante e jusante), apresentam média de 7,1 e 7,2 respectivamente, sendo que a média do pH das lagoas foi de 8, evidenciando um grande aumento deste fator analisado. Na lagoa esse valor de pH elevado pode ser explicado pela capacidade de ação de algas e cianobactérias em fixar temporariamente o CO₂ do ambiente, como afirmaram Raesossadati et. al. (2014).

Os valores de pH na lagoa são considerados alcalinos por consequência da atividade fotossintética, porém, de acordo com a CETESB (2009), a neutralidade seria mais favorável para o processo de tratamento de esgoto.

5.2.8. Turbidez

A Tabela 23 contém as densidades de cianobactérias e a turbidez obtidas para as amostras do efluente das lagoas facultativas (LF9).

Tabela 23: Valores obtidos para densidade de cianobacterias e turbidez no efluente das lagoas facultativas.

Coleta	Densidade de Cianobactérias (org./mL) na lagoa	Turbidez (UNT)
Jul 13	55752	184
Ago 13	25672	206
Set 13	2741	269
Out 13	498	273
Nov 13	1150	255
Dez 13	73	202
Jan 14	27853	332
Fev 14	88010	215
Mar 14	18355	153
Abr 14	3449	148
Mai 14	94355	139
Jun 14	9771	183
Jul 14	11974	179

A Figura 27 apresenta as variações de cianobactérias e da turbidez do efluente da lagoa facultativa para o período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

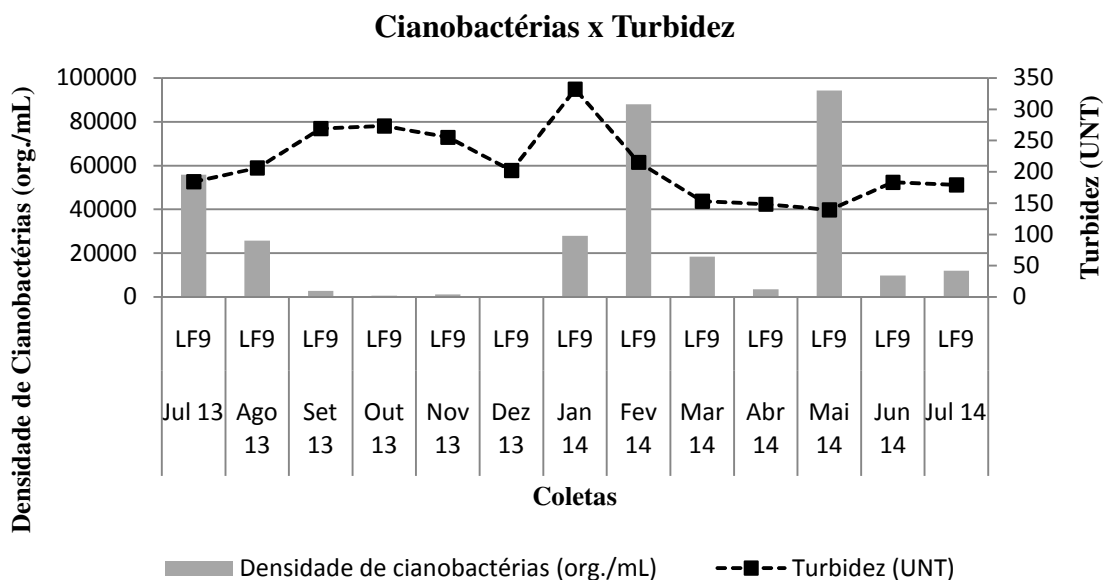


Figura 27: Relação entre cianobactérias e turbidez nos meses de coleta.

Segundo a CETESB (2009), uma alta turbidez pode prejudicar o desenvolvimento de cianobactérias devido ao fato de que dificulta a penetração de luz no corpo d'água. Na Figura 27 fica evidente que nos meses de Setembro e Outubro de 2013 a turbidez se elevou e conseqüentemente a densidade de cianobactérias diminuiu, enquanto que no mês de Novembro de 2013, uma leve queda na turbidez, resultou em um leve aumento de densidade de cianobactérias, porém o mesmo deveria ter ocorrido no restante das análises, mas isso não foi observado. Por outro lado, a turbidez pode se elevar de acordo com um aumento das partículas de sólidos, das quais as cianobactérias são representadas pelos sólidos voláteis.

A Tabela 24 contém os valores de turbidez obtidos para as amostras do efluente das lagoas facultativas (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 24: Valores obtidos de unidades de turbidez no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Unidades de Turbidez (UNT)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	11	184	9
Ago 13	10	206	10
Set 13	10	269	11
Out 13	8	273	10
Nov 13	18	255	19
Dez 13	15	202	17
Jan 14	12	332	17
Fev 14	15	215	13
Mar 14	12	153	12
Abr 14	16	148	17
Mai 14	13	139	13
Jun 14	8	183	8
Jul 14	10	179	8

A Figura 28 ilustra os valores de turbidez nos pontos de rio tanto à montante quanto à jusante e o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para qualidade de rios Classe 2, durante o período de Julho de 2013 a Julho de 2014.

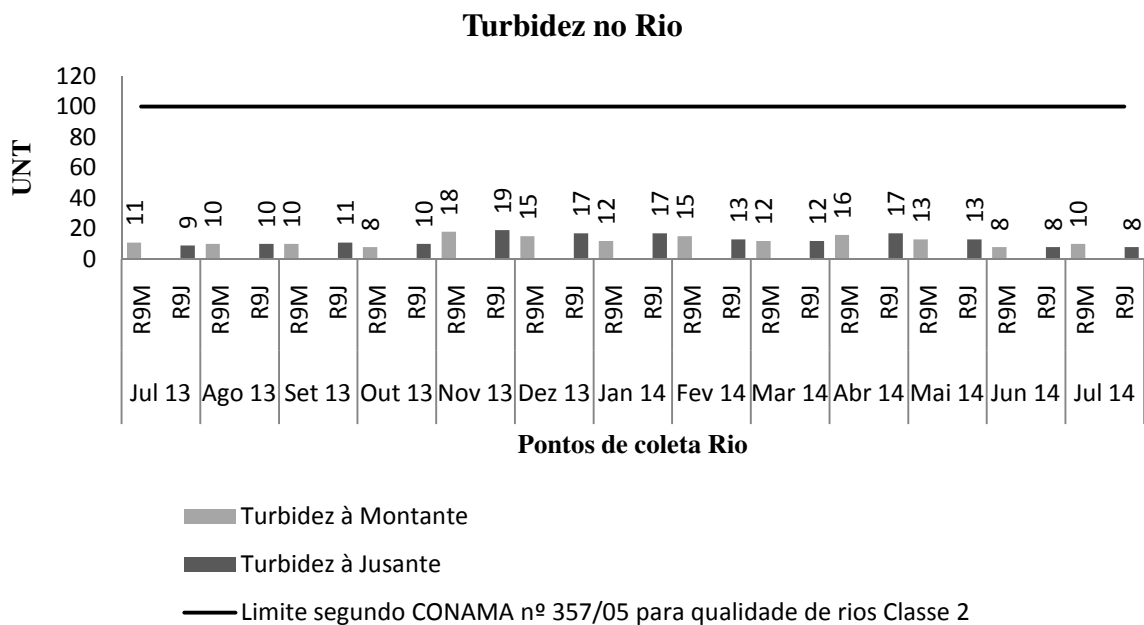


Figura 28: Turbidez observada nos pontos de rio e limite estipulado pela Legislação.

De acordo com os valores obtidos (Figura 28), verifica-se que o limite estipulado pela Resolução CONAMA nº 357/05 em relação à turbidez em rios Classe 2, foi bem maior do que os valores encontrados nas análises das amostras, estando de acordo com os padrões estabelecidos. Porém não há limite estabelecido por legislação quanto se trata de emissão de

efluentes (Figura 29). Neste caso é possível observar que os valores encontrados em lagoa foram demasiadamente maiores dos que os encontrados no rio, porém não prejudicou a qualidade do corpo d'água em que foi desaguado.

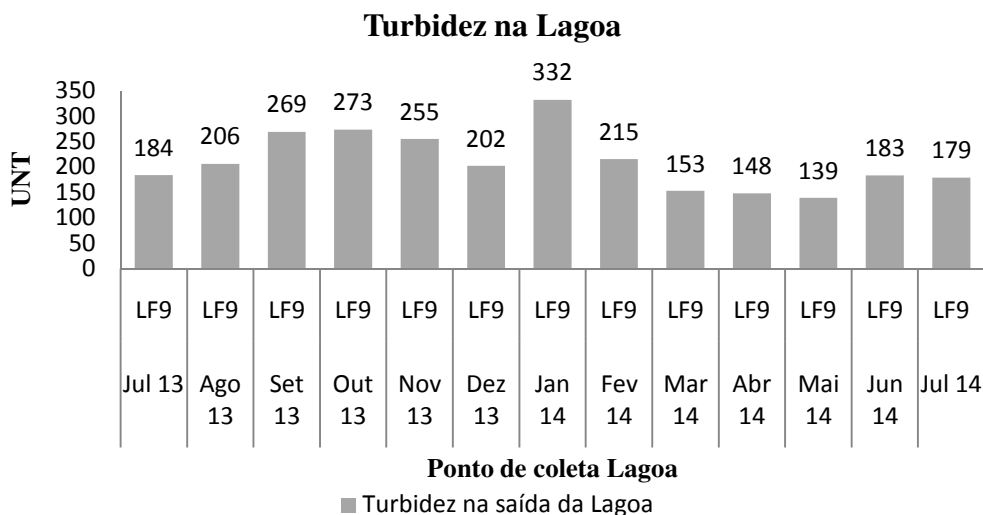


Figura 29: Turbidez observada na saída da lagoa durante o período de estudo.

5.2.9. Cor

A Tabela 25 contém os valores de cor aparente e verdadeira obtidas para as amostras do efluente da lagoa facultativa (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 25: Valores obtidos de cor verdadeira e aparente no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Cor (mg Pt/L)					
	Cor Aparente			Cor Verdadeira		
	R9M	LF9	R9J	R9M	LF9	R9J
Jul 13	60	1780	64			
Ago 13	72	2000	76			
Set 13	106	2355	121			
Out 13	72	2220	73			
Nov 13	124	2080	130			
Dez 13	119	1900	138			
Jan 14	84	2340	95	37	446	36
Fev 14	89	1660	115	42	235	41
Mar 14	72	1385	70	24	177	29
Abr 14	131	1410	120	22	299	30
Mai 14	78	1395	63	22	221	19
Jun 14	56	1890	58	22	341	25
Jul 14	68	1775	71	20	640	20

A Figura 30 apresenta os resultados obtidos para cor nos pontos de coleta do rio para o período de Julho de 2013 a Julho de 2014 e o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

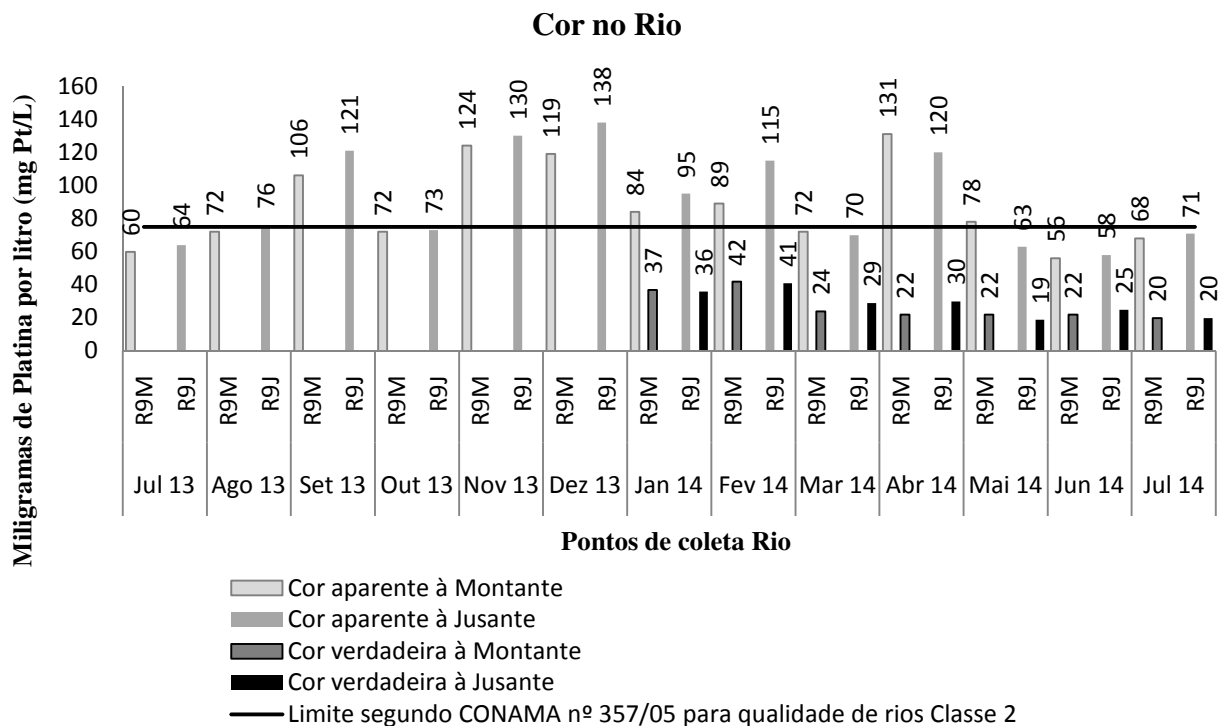


Figura 30: Cor aparente e verdadeira nas coletas de rio e limite estipulado pela legislação.

De acordo com o estabelecido pela legislação, a cor verdadeira dos rios não pode ultrapassar o limite máximo de 75 mg Pt/L e isso não ocorreu em nenhum dos pontos de coleta seja à montante, seja à jusante.

Valores elevados de cor aparente são devidos a não filtração da amostra e conseqüente influência de sólidos suspensos, sejam orgânicos ou inorgânicos.

É possível verificar que a cor verdadeira só foi medida a partir de Janeiro de 2014, pois anteriormente não se considerou a importância desse fator para as análises dos resultados.

Na lagoa, os valores de cor aparente e verdadeira (Figura 31) se apresentaram maiores do que no rio devido a influência de sólidos suspensos.

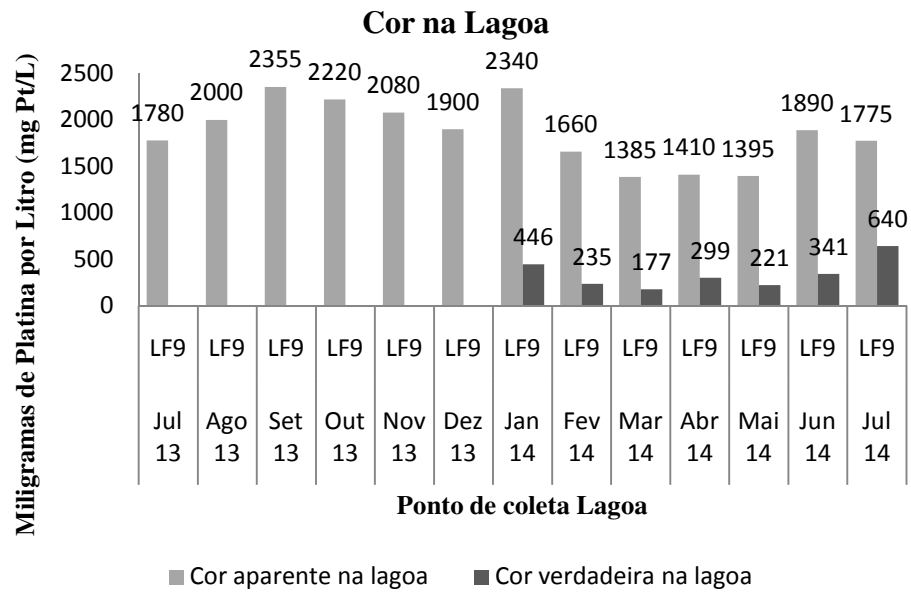


Figura 31: Cor aparente e verdadeira nas coletas de lagoa.

5.3. Análise Estatística dos Dados

5.3.1. Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos

Os resultados das análises físico-químicas do efluente da lagoa facultativa para os parâmetros considerados, bem como as médias (\bar{x}), os desvios-padrão (DP), os coeficientes de variação (CV) e as densidades de cianobactérias presentes no efluente da lagoa de estabilização estão apresentados na Tabela 11. É importante salientar que a concentração hidrogeniônica $[H^+]$ foi calculada a partir dos valores medidos de pH.

Tabela 26: Resultados das análises físico-químicos e de densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa facultativa da ETE Santa Eudóxia.

Coleta	Densidade de Cianobactérias (org/mL)	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Temperatura do efluente (°C)	DQO (mg/L)	pH	[H ⁺]
23/Julho/2013	55752	85	4,50	19,3	263	7,35	4,47E-08
27/Agosto/2013	25672	50	6,04	18,7	287	8,00	1,00E-08
24/Setembro/2013	2741	40	6,12	25,7	653	8,83	1,48E-09
29/Outubro/2013	498	25	5,55	28,5	310	7,91	1,23E-08
26/Novembro/2013	1150	30	5,35	27,7	280	7,97	1,07E-08
12/Dezembro/2013	73	20	5,30	32,1	274	8,27	5,37E-09
28/Janeiro/2014	27853	35	6,00	38,9	346	8,80	1,78E-09
27/Fevereiro/2014	88010	35	7,18	33,7	305	8,30	5,50E-09
25/Março/2014	18355	35	7,36	29,2	282	8,10	8,13E-09
22/Abril/2014	3449	30	7,41	22,5	244	7,80	1,70E-08
27/Maio/2014	94355	50	7,33	20,2	210	7,40	4,37E-08
24/Junho/2014	9771	55	7,55	22,6	286	7,50	3,24E-08
29/Julho/2014	11974	55	7,90	23,0	302	7,70	1,86E-08
\bar{x}	26127,2	41,9	6,4	26,3	310,9	7,79	1,63E-08
DP	32805,4	17,1	1,1	6,1	107,9	-	1,48E-08
CV (%)	126%	41%	17%	23%	35%	-	91%

Nota: O pH médio foi calculado a partir da concentração média de H⁺.

O coeficiente de variação (CV), que é obtido pela razão entre o desvio-padrão e a média, representa uma medida de dispersão em relação à média da amostra analisada.

Analisando os dados apresentados na Tabela 26 é possível observar a grande dispersão dos resultados em função da média que resultou o coeficiente de variação (CV) para a densidade de cianobactérias.

A fim de relacionar a densidade de cianobactérias (Cbt) observada no efluente da lagoa de estabilização, expressa pela Equação 5.1.

$$Cbt = -91038,8 + 1186,47 \cdot NT + 6137,04 \cdot PT + 2053,27 \cdot T - 83,83 \cdot DQO + 0 \cdot [H^+] \quad \text{Eq. 5.1}$$

Sendo Cbt a densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa de estabilização (org/mL); NT a concentração de Nitrogênio Total (mg/L) presente no efluente da lagoa de estabilização; PT a concentração de Fósforo Total (mg/L) presente no efluente da lagoa de estabilização, T a temperatura do efluente da lagoa de estabilização (°C); DQO a demanda química de oxigênio do efluente da lagoa de estabilização (mg/L); [H⁺] a concentração hidrogeniônica do efluente da lagoa de estabilização.

Analisando a Equação 5.1 é possível observar que a concentração hidrogeniônica, no intervalo de observações que variou de 4,37E-8 a 1,48E-9, que corresponde a valores de pH

entre 7,40 a 8,83, não influenciou a densidade de cianobactérias observada no efluente da lagoa.

O coeficiente de determinação (R^2) encontrado da Equação 5.1 foi de 0,326, evidenciando que as variações nos níveis da *DQO*, nitrogênio total (*NT*), fósforo total (*PT*) e temperatura (*T*) explicaram 32,6% das variações da densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente da lagoa de estabilização.

Com o intuito de verificar a influência de cada variável na estimativa da densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização, representada pela Equação 5.1, foram retiradas as quatro variáveis independentes significativas (*NT*, *PT*, *DQO* e *T*) uma a uma, gerando seis novos modelos de regressão, cujos valores dos coeficientes de determinação (R^2) por variável e a diferença percentual relativa (*Dif [%]*) do coeficiente de determinação do modelo com 3 variáveis em relação ao coeficiente de determinação (0,326) do modelo completo (Equação 5.1), é apresentado na Tabela 27.

Tabela 27: Valores dos coeficientes de determinação para os modelos com três variáveis independentes.

Variável Retirada	R^2 do modelo reduzido	Diferença Percentual Relativa [%]
<i>DQO</i>	0,253	22,4%
<i>T</i>	0,244	25,2%
<i>PT</i>	0,288	11,7%
<i>NT</i>	0,103	68,4%

Da Tabela 27 é possível observar que a concentração de fósforo total (*PT*) explicou muito pouco as variações na densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização, por reduzir em 11,7% o coeficiente de determinação ajustado em relação ao modelo completo, seguidos da *DQO* (22,4%) e temperatura (25,2%). A retirada da concentração de nitrogênio total (*NT*) no modelo foi responsável por reduzir em 64,4%.

Na tentativa de se obter modelos matemáticos mais precisos, foi investigada a possibilidade da estimativa da densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização em função das variáveis independentes consideradas isoladamente (*DQO*, *T*, *PT* e *NT*), desconsiderando a concentração hidrogeniônica $[H^+]$ por não haver representatividade na Equação 5.1.

A Figura 32 ilustra os gráficos das nuvens de pontos geradas pela relação da densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização com as variáveis independentes estudadas.

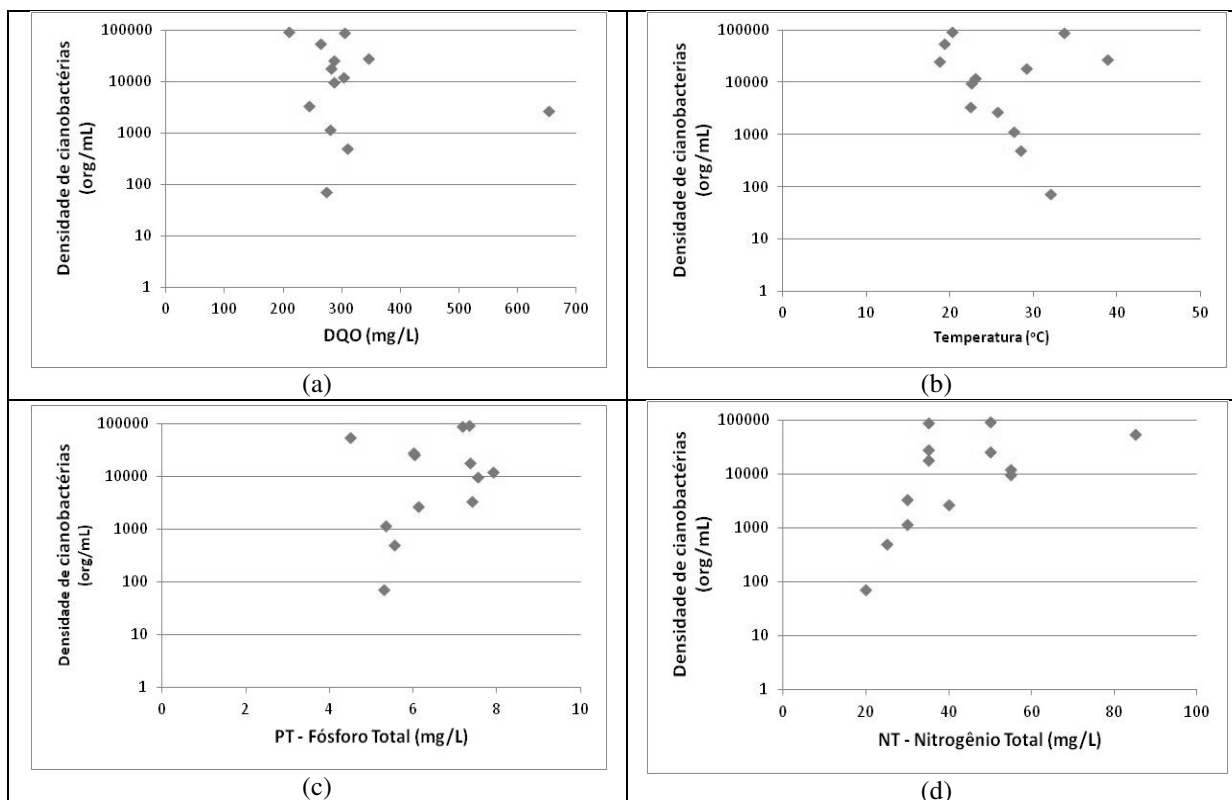


Figura 32: Diagramas de dispersão gerados pela relação da densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente, com as variáveis independentes investigadas: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.

Os modelos de regressão (Equações 5.2 a 5.7) testados na tentativa de relacionar a densidade de cianobactérias (*Cbt*) com as demais variáveis independentes foram os polinomiais (linear [Lin], quadrático [Quad], cúbico [Cub]), exponencial [Exp], geométrico e logarítmico [Log], sendo a , b , c , e d os coeficientes ajustados pelo método dos mínimos quadrados e x e y as variáveis independente e dependente, respectivamente.

$$y = a + b \cdot x \quad \text{Eq. 5.2}$$

$$y = a + b \cdot x + c \cdot x^2 \quad \text{Eq. 5.3}$$

$$y = a + b \cdot x + c \cdot x^2 + d \cdot x^3 \quad \text{Eq. 5.4}$$

$$y = a \cdot e^{b \cdot x} \quad \text{Eq. 5.5}$$

$$w_p = a \cdot x^b \quad \text{Eq. 5.6}$$

$$y = a + b \cdot \log(x) \quad \text{Eq. 5.7}$$

A Tabela 28 apresenta os resultados dos coeficientes de determinação encontrados pelos modelos de regressão (Equações 5.2 a 5.7) da densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente da lagoa em função das quatro variáveis consideradas.

Tabela 28: Resultados dos coeficientes de determinação (R^2) dos modelos de regressão testados em relação à densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente da lagoa de estabilização.

	Modelos	Variáveis Independentes			
		NT	PT	T	DQO
<i>Cbt</i>	<i>Lin</i>	0,1594	0,0254	0,0068	0,0875
	<i>Quad</i>	0,1720	0,0454	0,1982	0,1657
	<i>Cub</i>	0,2237	0,4297	0,5409	0,3491
	<i>Exp</i>	0,3917	0,1364	0,0528	0,0261
	<i>Log</i>	0,1783	0,0206	0,0178	0,1204
	<i>Geo</i>	0,5326	0,1219	0,0841	0,0326

Da Tabela 28 nota-se que com relação à concentração de nitrogênio total (NT), o melhor modelo que explica as variações da densidade de cianobactérias (*Cbt*) no efluente da lagoa foi o geométrico, e para as demais variáveis, o modelo polinomial cúbico apresentou as melhores aproximações.

A Tabela 29 apresenta os modelos de regressão por variável dependente associados aos maiores valores do coeficiente de determinação (R^2) obtidos.

Tabela 29: Modelos de regressão para a estimativa da densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente da lagoa de estabilização associados aos maiores valores do coeficiente de determinação (R^2) obtidos para as variáveis independentes considerados.

Variável	Modelo de Regressão
<i>NT</i>	$Cbt = 0,0028 \cdot NT^{4,0437}$
<i>PT</i>	$Cbt = 5E + 06 + (2E + 06) \cdot PT + 410782 \cdot PT^2 - 22111 \cdot PT^3$
<i>T</i>	$Cbt = 2E + 06 - 171515 \cdot T + 5769,8 \cdot T^2 - 62,63 \cdot T^3$
<i>DQO</i>	$Cbt = (1E + 06) - 10966 \cdot DQO + 29,38 \cdot DQO^2 - 0,024 \cdot DQO^3$

A Figura 33 ilustra os resultados dos ajustes por mínimos quadrados dos modelos de regressão apresentados na Tabela 29 aos conjuntos de valores obtidos.

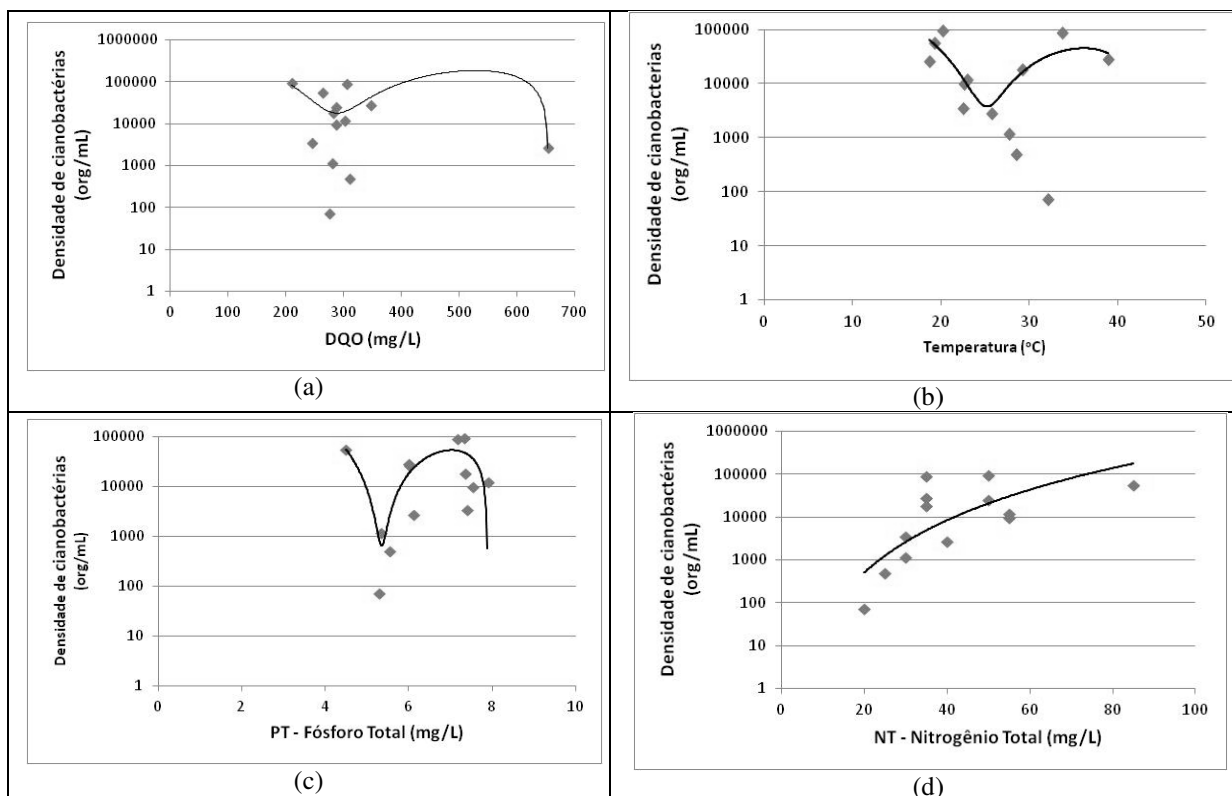


Figura 33: Modelos de regressão ajustados para estimação da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização em função das variáveis independentes consideradas significativas neste estudo: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.

Pelos gráficos apresentados na Figura 33 e pelos coeficientes de determinação (R^2) apresentados na Tabela 28 é possível perceber a fraca aderência dos pontos obtidos aos modelos de regressão analisados e que melhor ajustes apresentaram.

Esse fato chamou a atenção, pois Morales, Bina e Kellner (2014), ao analisar os resultados obtidos no período de Julho a Dezembro de 2013, em estudo preliminar, haviam encontrado boas correlações entre a densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização e temperatura (T) do efluente e concentração de nitrogênio total (NT) presente no efluente, tendo relatado coeficientes de determinação (R^2) de 0,678 para temperatura e 0,9164 para a concentração de nitrogênio total.

Procurou-se então hipótese que pudesse explicar satisfatoriamente a redução dos coeficientes de determinação (R^2) obtido para o período de Julho a Dezembro de 2013 e para o período completo do experimento, que foi de Julho de 2013 a Julho de 2014.

Morales, Bina e Kellner (2014) observaram variação das características de locomoção dos gêneros de cianobactérias presentes no efluente da lagoa de estabilização durante o período de Julho a Dezembro de 2013, prevalecendo organismos livre nadantes, em relação a

organismos motores, sugerindo que essa diferença pudesse estar associada à estratificação térmica da coluna líquida da lagoa.

Estratificação térmica é o nome dado ao fenômeno que mostra clara distinção entre as temperaturas das camadas superficiais e mais profundas dos corpos d'água.

De acordo com Esteves (1988, p. 129):

“...quando as diferenças de temperatura geram camadas de água com diferentes densidades, que em si já formam uma barreira física, impedindo que se misturem, e se a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente criando a condição de estabilidade térmica. Quando ocorre este fenômeno, o ecossistema aquático está estratificado termicamente.”

Segundo Esteves (1988), com base na diferença de densidade da água entre 4°C e 5°C é que define-se a estratificação térmica com gradiente de 1°C/m.

Kellner e Pires (2002), ao aplicar o modelo proposto por Kellner (2000), observaram que para regiões tropicais, com temperatura da ordem de 24°C, a existência de gradiente térmico de 0,6°C/m seria suficiente para causar a estratificação térmica.

Para Kellner (2000), no caso de lagoas de estabilização, a literatura sugere que na grande maioria dos casos, a estratificação da coluna líquida é consequência do efeito da temperatura sobre a densidade da água. Essa estabilidade térmica somente pode ser rompida por forças que, atuando sobre a massa líquida, consigam fornecer energia suficiente para provocar a mistura da coluna d'água.

Segundo Esteves (1988), em razão das diferenças de densidade, para desestratificar massas de água com temperatura entre 29°C e 30°C é necessário 37 vezes mais trabalho do vento do que entre 4°C e 5°C, conforme pode ser observado na Tabela 30.

Tabela 30: Comparação da densidade da água em diferentes intervalos de temperatura.

Temperatura (°C)	Diferença entre Densidades (g/cm³)	Aumento da resistência à mistura em relação a 4°C -5°C
4-5	0,000008	1 vez
9-10	0,000081	10 vezes
14-15	0,000145	18 vezes
24-25	0,000252	31 vezes
29-30	0,000298	37 vezes

Fonte: Adaptado de Esteves (1988).

Como no estudo experimental não previu a medição do perfil térmico da lagoa facultativa estudada, aplicou-se o modelo computacional proposto por Kellner (2000) para a lagoa facultativa de Santa Eudóxia, a fim de identificar os períodos de estratificação, bem como os perfis verticais de temperatura para os horários das coletas realizadas, a fim de obter

a diferença de densidade entre o epilímnio e o hipolímnio da lagoa, e verificar o grau de resistência à mistura em relação à diferença de densidade da água para a faixa de temperatura entre 4 – 5 °C.

A Figura 34 ilustra a variação horária da relação entre o volume do epilímnio e o volume físico da lagoa, obtida a partir da aplicação do modelo computacional proposto por Kellner (2000). Analisando o gráfico apresentado na Figura 34, é possível observar que a lagoa facultativa de Santa Eudóxia apresentou comportamento diário de estratificação e desestratificação, de maneira que no período compreendido entre Maio e Agosto (hora 2221 a aproximadamente 4900) o volume líquido da lagoa misturava-se completamente em algumas horas do dia, sendo que nos demais meses não houve a indicação de uma completa desestratificação ao longo do dia.

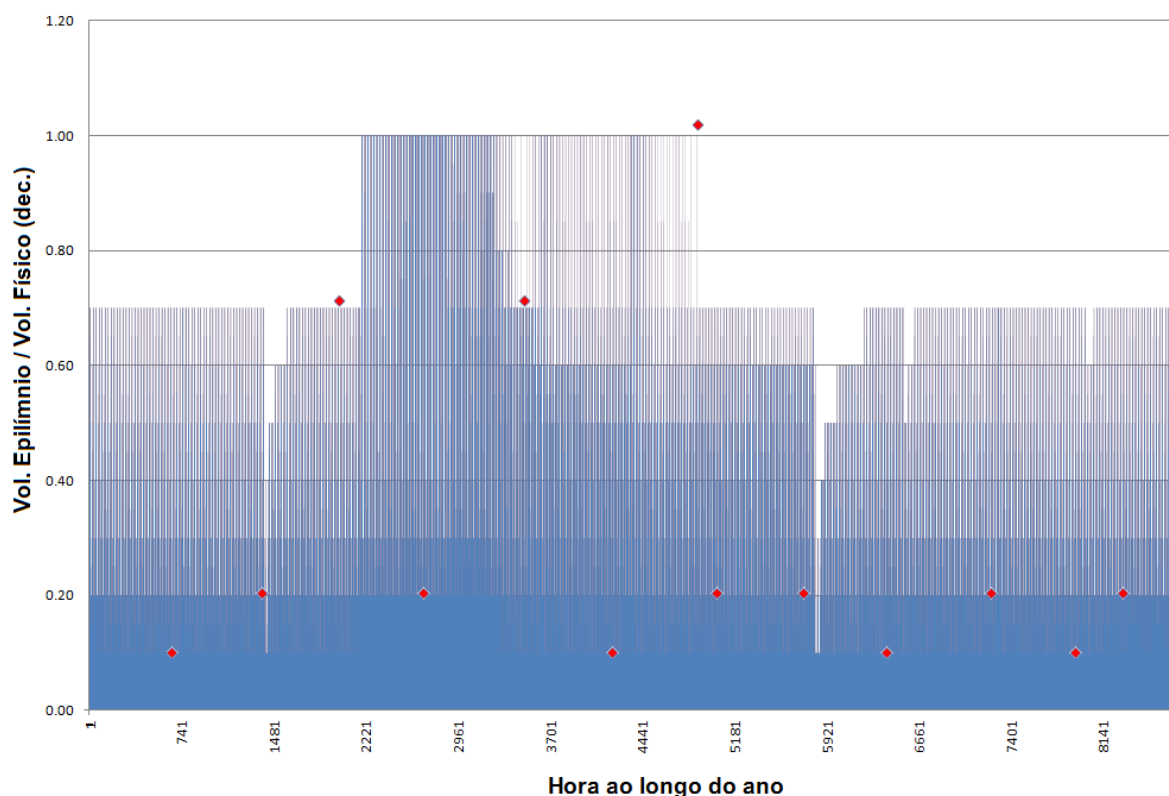


Figura 34: Variação horária, ao longo do ano da relação entre o volume do Epilímnio e o volume físico da lagoa e indicação dessa relação nos horários das coletas realizadas.

A Tabela 31 apresenta dados característicos das densidades de cianobactérias presente no efluente da lagoa de estabilização, juntamente com as temperaturas do epilímnio e do hipolímnio, obtidas a partir do emprego do modelo computacional proposto por Kellner (2000), assim como a resistência de mistura vertical do volume líquido, estimado a partir do gradiente de densidade considerando-se as temperaturas de 4°C e 5°C (0,008 kg/m³/m).

Tabela 31: Valores característicos da resistência de mistura e classificação térmica da coluna d'água da lagoa de estabilização de Santa Eudóxia considerando as datas das coletas das amostras baseadas na resposta do modelo computacional proposto por Kellner (2000).

Data	Densidade de Cianobactérias (org/mL)	Temperatura Estimada (°C)		Gradiente densidade - $\Delta\rho_{T_H-T_E}/h$ (kg/m ³ /m)	$\frac{\Delta\rho_{T_H-T_E}/h}{\nabla\rho_{4-5^\circ C}}$ (adim.)	Situação
		Epilímnio	Hipolímnio			
23/Julho/2013	55752	20,106	20,051	0,007900	0,99	M
27/Agosto/2013	25672	20,645	20,047	0,085900	10,73	E
24/Setembro/2013	2741	30,543	24,418	1,203500	150,43	E
29/Outubro/2013	498	31,174	24,415	1,343900	167,99	E
26/Novembro/2013	1150	29,789	24,412	1,041300	130,16	E
12/Dezembro/2013	73	32,769	24,411	1,711300	213,91	E
28/Janeiro/2014	27853	37,667	24,609	2,920700	36,51	E
27/Fevereiro/2014	88010	27,912	27,899	0,002600	0,33	M
25/Março/2014	18355	30,867	30,800	0,007920	0,99	M
22/Abril/2014	3449	24,424	23,654	0,131700	16,46	E
27/Maio/2014	94355	21,476	21,432	0,006800	0,85	M
24/Junho/2014	9771	21,576	20,690	0,132200	16,53	E
29/Julho/2014	11974	23,549	20,050	0,540000	67,50	E

Nota: M – verticalmente misturado; E – verticalmente estratificado

Avaliando os dados da Tabela 31, em especial a resistência à mistura vertical, pode-se perceber que sempre que o gradiente de densidade simulado para a lagoa, a partir dos perfis térmicos estimados pelo modelo de Kellner (2000), foram iguais ou menores que o gradiente de densidade estabelecido para a conceituação da estratificação térmica (0,008 kg/m³/m) a coluna líquida apresentou-se misturada, e quando maiores, a lagoa de estabilização permaneceu termicamente estratificada.

Embora os perfis térmicos para a lagoa tenham sido obtidos por simulação computacional, Kellner e Pires (2002) e Kellner, Moreira e Pires (2009) mostraram a aderência obtida entre os valores de temperatura simulados e obtidos após medição. Apenas para observação, construiu-se os gráficos dos perfis térmicos simulados sendo comparados com as temperaturas das amostras coletadas, conforme apresentado na Figura 35.

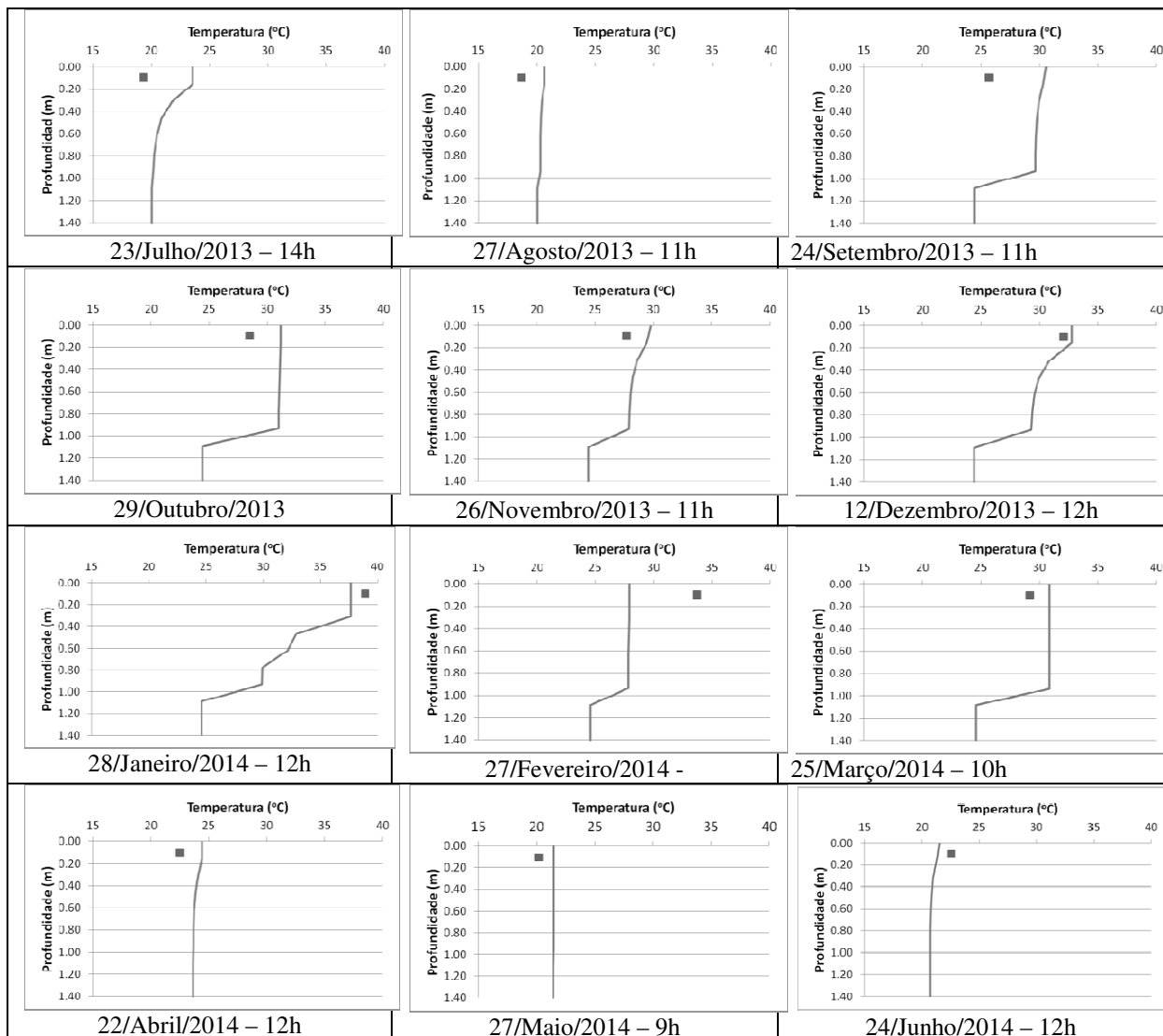


Figura 35: Perfis verticais de temperatura da lagoa facultativa de Santa Eudóxia, obtidos por simulação matemática para os dias e horários das coletas de amostras.

A fim de avaliar o efeito da estratificação térmica da lagoa facultativa, construiu-se o gráfico apresentado pela Figura 36 relacionando as densidades de cianobactéria encontradas no efluente e apresentadas na Tabela 26, e os valores obtidos para a resistência de mistura apresentados na Tabela 31.

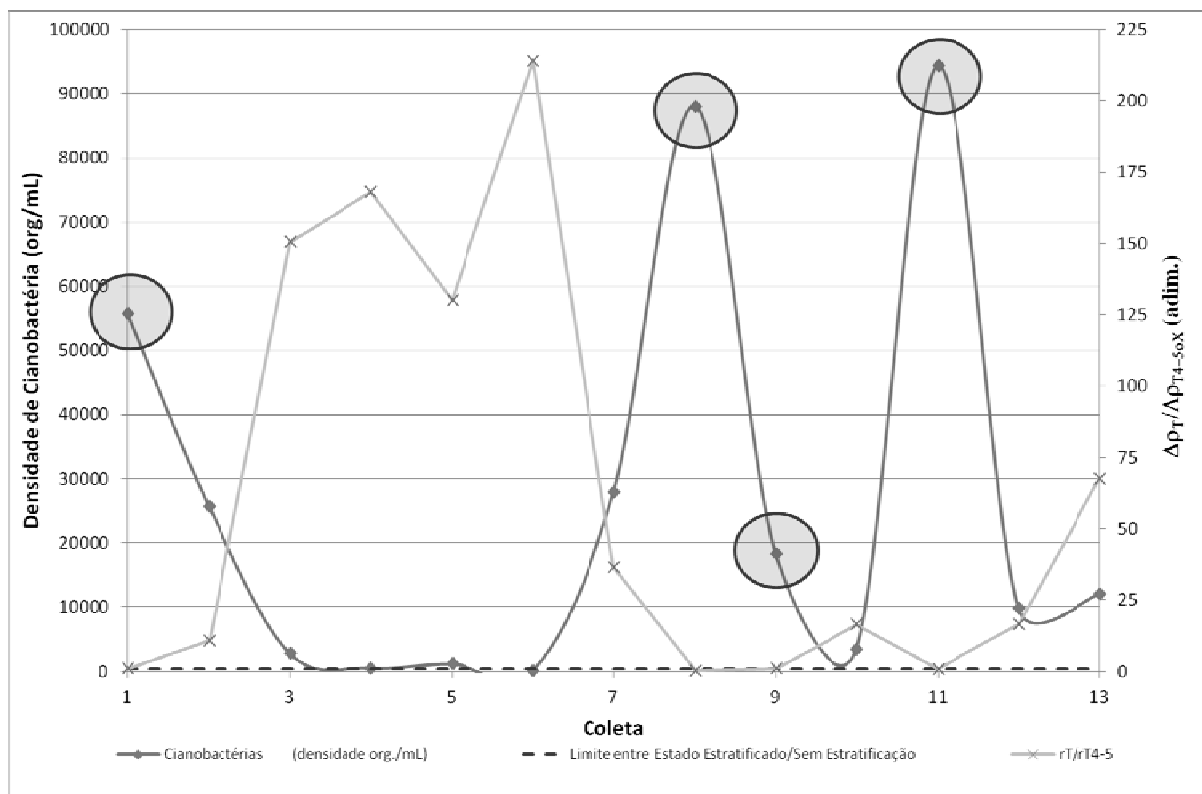


Figura 36: Variação da densidade de cianobactérias observadas no efluente da lagoa facultativa e o valor da resistência de mistura vertical da coluna d'água.

Nota: Os pontos referentes a densidade de cianobactérias que estão circulados referem-se a situações que resultaram resistência de mistura vertical da coluna líquida igual ou inferior a 1,0, indicando que a lagoa, no horário da coleta, não apresentava estratificação térmica.

Analisando o gráfico apresentado na Figura 36, é possível observar que as coletas realizadas em Julho de 2013 e Fevereiro, Março e Maio de 2014 ocorreram com a lagoa sem estratificação vertical, enquanto as demais coletas ocorreram em períodos nos quais o volume líquido da lagoa encontrava-se verticalmente estratificado, tendo como base os resultados das simulações dos perfis térmicos.

Assim, considerando a hipótese de que um volume líquido verticalmente estratificado opera de maneira semelhante a dois volumes líquidos independente, de menor valor que o primeiro, conforme proposto por Kellner e Pires (2002), procedeu-se a nova análise de regressão estatística a fim de verificar as correlações entre a densidade de cianobactérias (Cbt) observadas no efluente da lagoa, e os parâmetros considerados (NT, PT, T, $[H^+]$).

Com isso, os resultados das análises físico-químicas apresentados na Tabela 26 foram reagrupados na Tabela 32, para a lagoa não estratificada, e Tabela 33, para a lagoa estratificada.

Tabela 32: Resultados das análises físico-químicos e de densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa facultativa da ETE Santa Eudóxia quando não estratificada termicamente.

Coleta	Densidade de Cianobactérias (org/mL)	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Temperatura do efluente (°C)	DQO (mg/L)	pH	[H ⁺]
23/Julho/2013	55752	85	4,50	19,3	263	7,35	4,47E-08
27/Fevereiro/2014	88010	35	7,18	33,7	305	8,30	5,50E-09
25/Março/2014	18355	35	7,36	29,2	282	8,10	8,13E-09
27/Maio/2014	94355	50	7,33	20,2	210	7,40	4,37E-08
\bar{x}	64118,0	51,3	6,6	25,6	265,0	7,59	2,55E-08
DP	34877,6	23,6	1,4	7,0	40,5	-	2,16E-08
CV (%)	54%	46%	21%	27%	15%	-	85%

Nota: O pH médio foi calculado a partir da concentração média de H⁺.

Tabela 33: Resultados das análises físico-químicas e de densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa facultativa da ETE Santa Eudóxia quando estratificada termicamente.

Coleta	Densidade de Cianobactérias (org/mL)	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Temperatura do efluente (°C)	DQO (mg/L)	pH	[H ⁺]
27/Agosto/2013	25672	50	6,04	18,7	287	8,00	1,00E-08
24/Setembro/2013	2741	40	6,12	25,7	653	8,83	1,48E-09
29/Outubro/2013	498	25	5,55	28,5	310	7,91	1,23E-08
26/Novembro/2013	1150	30	5,35	27,7	280	7,97	1,07E-08
12/Dezembro/2013	73	20	5,30	32,1	274	8,27	5,37E-09
28/Janeiro/2014	27853	35	6,00	38,9	346	8,80	1,78E-09
22/Abril/2014	3449	30	7,41	22,5	244	7,80	1,70E-08
24/Junho/2014	9771	55	7,55	22,6	286	7,50	3,24E-08
29/Julho/2014	11974	55	7,90	23,0	302	7,70	1,86E-08
\bar{x}	9242,3	37,8	6,4	26,6	331,3	7,91	1,22E-08
DP	10758,1	13,0	1,0	6,1	123,8	-	9,67E-09
CV (%)	116%	34%	16%	23%	37%	-	79%

Nota: O pH médio foi calculado a partir da concentração média de H⁺.

Analisando os dados apresentados na Tabela 32 é possível observar que, para o volume da lagoa verticalmente misturado, a dispersão dos resultados em função da média diminuiu, resultando em um menor coeficiente de variação (CV) para a densidade de cianobactérias. Na Tabela 33, é possível verificar que o coeficiente de variação (CV) manteve-se elevado, porém menor ao se considerar o conjunto total de dados obtidos, conforme apresentado na Tabela 26.

Essa variação na dispersão dos resultados para a densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa parece indicar dois cenários diferentes, adequando-se ao argumento proposto por Kellner e Pires (2002) de que volumes líquidos estratificados termicamente comportam-se como dois reatores independentes.

Devido ao reduzido número de dados resultantes para a condição de não estratificação térmica, não realizou-se a análise estatística para o referido conjunto.

Assim, para avaliar o comportamento da densidade de cianobactérias (*Cbt*) em relação aos parâmetros físico-químicos analisados em função da estratificação ou não da massa líquida, procedeu-se a análise de regressão para cada um dos cenários.

A fim de relacionar a densidade de cianobactérias (*Cbt*) observada no efluente da lagoa de estabilização, quando termicamente estratificada, obteve-se a fórmula geral expressa pela Equação 5.8.

$$Cbt = -16638,2 + 926,97 \cdot NT - 4157,02 \cdot PT + 968,06 \cdot T - 25,63 \cdot DQO + 0 \cdot [H^+] \quad \text{Eq. 5.8}$$

Sendo *Cbt* a densidade de cianobactérias presente no efluente da lagoa de estabilização (org/mL); *NT* a concentração de Nitrogênio Total (mg/L) presente no efluente da lagoa de estabilização; *PT* a concentração de fósforo total (mg/L) presente no efluente da lagoa de estabilização, *T* a temperatura do efluente da lagoa de estabilização (°C); DQO a demanda química de oxigênio do efluente da lagoa de estabilização (mg/L); $[H^+]$ a concentração hidrogeniônica do efluente da lagoa de estabilização.

Analisando a Equação 5.8 é possível observar que a concentração hidrogeniônica, no intervalo de observações que variou de 1,22E-8 a 9,678E-9, que corresponde a valores de pH entre 8,01 a 8,00, não influenciou a densidade de cianobactérias observada no efluente da lagoa.

O coeficiente de determinação (R^2) encontrado da Equação 5.8 foi de 0,585, evidenciando que as variações nos níveis da DQO, nitrogênio total (*NT*), fósforo total (*PT*) e temperatura (*T*) explicaram 58,5% das variações da densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente da lagoa de estabilização.

Com o intuito de verificar a influência de cada variável na estimativa da densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização termicamente estratificada, representada pela Equação 5.8, foram retiradas as quatro variáveis independentes significativas (*NT*, *PT*, DQO e *T*) uma a uma, gerando seis novos modelos de regressão, cujos valores dos coeficientes de determinação (R^2) por variável e a diferença percentual relativa (Dif [%]) do coeficiente de determinação do modelo com 3 variáveis em relação ao coeficiente de determinação (0,585) do modelo completo (Equação 5.8) é apresentado na Tabela 34.

Tabela 34: Valores dos coeficientes de determinação para os modelos com três variáveis independentes, considerando a lagoa termicamente estratificada.

Variável Retirada	R² do modelo reduzido	Diferença Percentual Relativa [%]
<i>DQO</i>	0,507	15,4%
<i>T</i>	0,394	32,7%
<i>PT</i>	0,516	11,8%
<i>NT</i>	0,063	89,3%

Da Tabela 34 é possível observar que a concentração de fósforo total (PT) explicou muito pouco as variações na densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização, por reduzir em 11,8% o coeficiente de determinação ajustado em relação ao modelo completo (muito próximo do valor obtido quando analisado o conjunto geral de dados), seguidos da DQO (15,4%) e temperatura (32,7%). A retirada da concentração de nitrogênio total (NT) no modelo foi responsável por reduzir em 89,3%.

Na tentativa de se obter modelos matemáticos mais precisos, foi investigada a possibilidade da estimativa da densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização em função das variáveis independentes consideradas isoladamente (DQO, T, PT e NT), desconsiderando a concentração hidrogeniônica $[H^+]$ por não haver representatividade na Equação 5.2.

A Figura 37 ilustra os gráficos das nuvens de pontos gerados pela relação da densidade de cianobactéria presente no efluente da lagoa de estabilização, para os cenários estratificados e não estratificado, com as variáveis independentes estudadas.

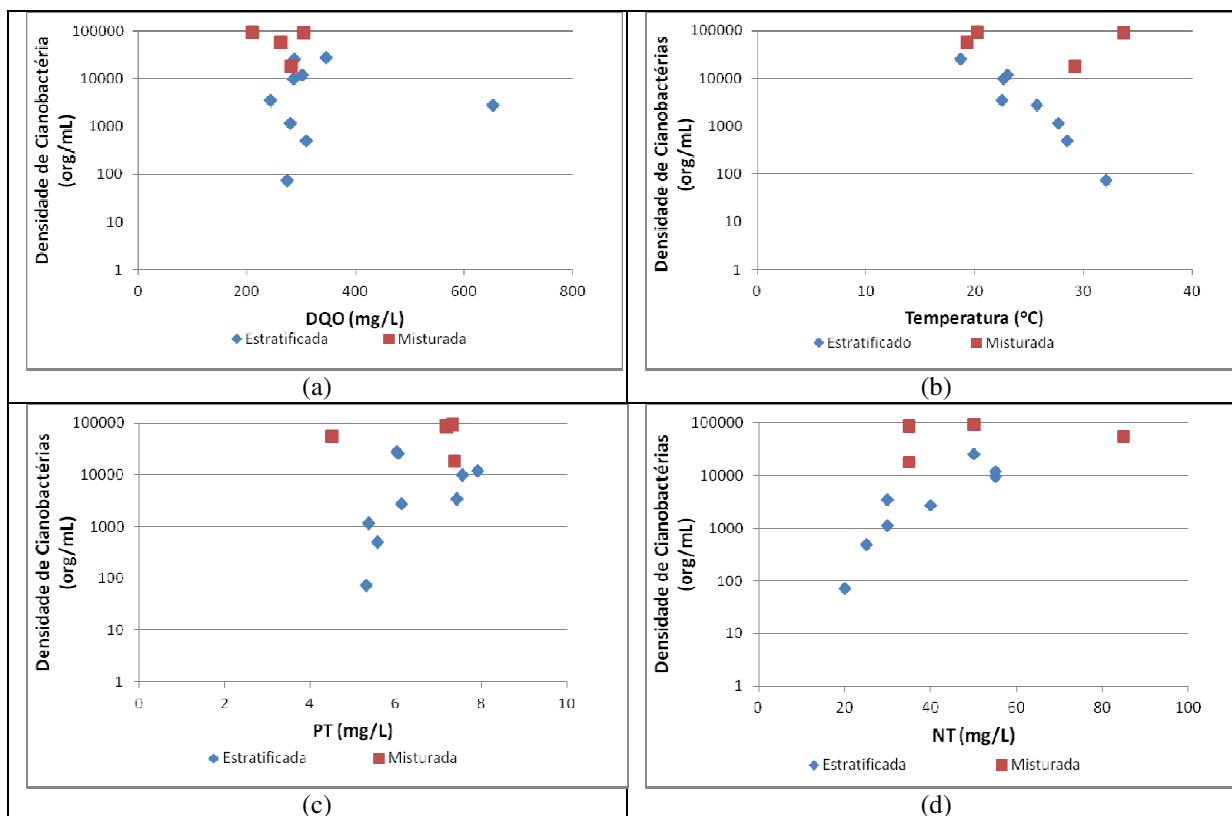


Figura 37: Diagramas de dispersão gerados pela relação da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente, considerando os cenários de estratificação e não estratificação térmica, com as variáveis independentes investigadas: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.

Ao analisar os gráficos de dispersão apresentados na Figura 37, é possível observar que as densidades de cianobactérias (CBt) encontradas no efluente da lagoa de estabilização mantiveram-se mais agrupadas quando a lagoa apresentou-se misturada, em comparação à condição de estratificação. Essa observação é corroborada pelos coeficientes de variação (CV) apresentados nas Tabelas 32 e 33.

Aplicou-se então os modelos de regressão representados pelas Equações 5.2 a 5.7, a fim de encontrar uma equação que pudesse descrever a densidade de cianobactérias (Cbt), considerando a lagoa termicamente estratificada, em função dos parâmetros físico-químicos analisados.

A Tabela 35 apresenta os resultados dos coeficientes de determinação encontrados pelos modelos de regressão (Equações 5.2 a 5.7) da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa em função das quatro variáveis consideradas, considerando o cenário de estratificação térmica da lagoa.

Tabela 35: Resultados dos coeficientes de determinação (R^2) dos modelos de regressão testados em relação à densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente da lagoa de estabilização, considerando o cenário de estratificação térmica.

	Modelos	Variáveis Independentes			
		NT	PT	T	DQO
<i>Cbt</i>	<i>Lin</i>	0,553	0,024	0,690	0,009
	<i>Quad</i>	0,553	0,278	0,892	0,333
	<i>Cub</i>	0,679	0,467	0,905	0,399
	<i>Exp</i>	0,803	0,299	0,927	0,003
	<i>Log</i>	0,534	0,033	0,753	0,001
	<i>Geo</i>	0,869	0,329	0,894	0,008

Da Tabela 35 nota-se que com relação à concentração de nitrogênio total (NT), o melhor modelo que explica as variações da densidade de cianobactérias (*Cbt*) no efluente da lagoa foi o geométrico, para as variáveis PT e DQO, o modelo polinomial cúbico apresentou as melhores aproximações, enquanto que para a temperatura (T) o modelo que melhor se ajustou foi o exponencial.

A Tabela 36 apresenta os modelos de regressão por variável dependente associados aos maiores valores do coeficiente de determinação (R^2) obtidos, considerando o cenário de estratificação térmica.

Tabela 36: Modelos de regressão para a estimativa da densidade de cianobactérias (*Cbt*) presente no efluente da lagoa de estabilização associados aos maiores valores do coeficiente de determinação (R^2) obtidos para as variáveis independentes consideradas.

Variável	Modelo de Regressão
<i>NT</i>	$Cbt = 0,0001 \cdot NT^{4,6563}$
<i>PT</i>	$Cbt = -3E + 06 + (1E + 06) \cdot PT - 21669 \cdot PT^2 + 10684 \cdot PT^3$
<i>T</i>	$Cbt = 1E + 08 \cdot e^{-0,433 \cdot T}$
<i>DQO</i>	$Cbt = 2998957 - 2829,2 \cdot DQO + 8,4267 \cdot DQO^2 - 0,0073 \cdot DQO^3$

A Figura 38 ilustra os resultados dos ajustes por mínimos quadrados dos modelos de regressão apresentados na Tabela 36 aos conjuntos de valores obtidos, considerando o cenário de estratificação térmica.

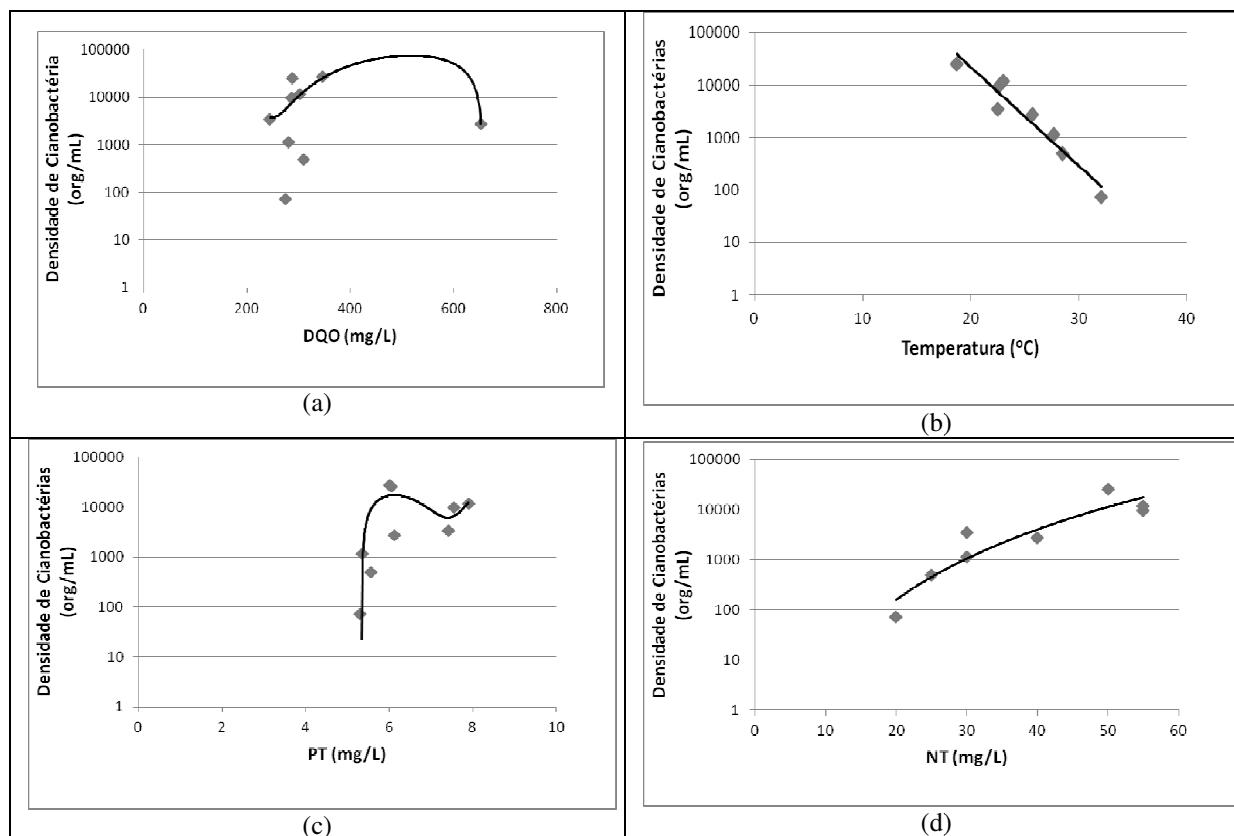


Figura 38: Modelos de regressão ajustados para estimação da densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização, considerando o cenário de estratificação térmica, em função das variáveis independentes consideradas significativas neste estudo: (a) DQO do efluente; (b) temperatura do efluente; (c) concentração de fósforo total presente no efluente; (d) concentração de nitrogênio total presente no efluente.

Analisando o conjunto geral de dados ou somente aqueles para os quais a lagoa encontrava-se estratificada, as variáveis independentes NT e T melhor descreveram a densidade de cianobactérias (Cbt) presente no efluente da lagoa de estabilização. As variáveis PT e DQO pouco explicaram essa relação e não se observou qualquer relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração hidrogeniônica.

Observação semelhante foi feita por Morales, Bina e Kellner (2014) ao tratar os dados disponíveis até Dezembro de 2013 e que, praticamente, constituía-se na lagoa estratificada, com somente um mês em mistura no conjunto de dados.

A concentração de nitrogênio total (NT) parece ter afetado diretamente o número absoluto de cianobactérias no efluente, enquanto a temperatura do efluente apresentou correlação negativa.

A concentração de fósforo total (PT) e a demanda química de oxigênio (DQO) não foram fatores limitantes para o crescimento das cianobactérias, talvez daí a baixa correlação verificada entre suas concentrações e a densidade de cianobactéria no efluente.

Ao se separar os dados obtidos em ambiente estratificado do conjunto de dados, conseguiu-se representar com maior precisão a densidade de cianobactérias presente no efluente (Cbt) considerando-se os parâmetros concentração de nitrogênio total (NT), concentração de fósforo total (PT), demanda química de oxigênio (DQO) e temperatura do efluente (T). Isso pode ser comprovado analisando os coeficientes de determinação (R^2) das equações (5.1) e (5.8). Enquanto para análise do conjunto geral de dados obteve-se explicação em 32,6% dos casos, ao se analisar somente os dados obtidos em condição de estratificação, resultou em explicação de 58,5% dos casos.

5.3.2 Avaliação da característica motora das cianobactérias encontradas no efluente em função da condição de mistura observada na lagoa de estabilização.

A Tabela 37 apresenta as densidades de cianobactérias encontradas durante o período amostral realizado na ETE Santa Eudóxia, suas características de locomoção e a condição de mistura observada.

Tabela 37: Características de locomoção observadas nas cianobactérias presentes no efluente da lagoa de estabilização.

Coleta	Densidade de cianobactéria (org/mL)			Situação de Mistura	Porcentagem de Cianobactérias Motoras presente no efluente (%)	Porcentagem de cianobactérias Não Motoras presente no efluente (%)
	Total	Motora	Não Motora			
23/Julho/2013	55752	54602	1150	M	97,9%	2,1%
27/Agosto/2013	25672	15710	9962	E	61,2%	38,8%
24/Setembro/2013	2741	2243	498	E	81,8%	18,2%
29/Outubro/2013	498	-	498	E	0,0%	100,0%
26/Novembro/2013	1150	1150	-	E	100,0%	0,0%
12/Dezembro/2013	73	73	-	E	100,0%	0,0%
28/Janeiro/2014	27853	8842	19011	E	32,8%	67,2%
27/Fevereiro/2014	88010	80466	7544	M	91,4%	8,6%
25/Março/2014	18355	15945	2410	M	86,9%	13,1%
22/Abril/2014	3449	3440	-	E	100,0%	0,0%
27/Maio/2014	94355	94355	-	M	100,0%	0,0%
24/Junho/2014	9771	9771	-	E	100,0%	0,0%
29/Julho/2014	11974	7663	4311	E	64,0%	36,0%

Nota: Os valores apresentados grifados correspondem às coletas cuja lagoa se encontrava em mistura.

Analisando os dados da Tabela 37, pode-se observar que, na maioria dos casos, as cianobactérias dotadas de mecanismos de locomoção predominaram em relação às não motoras.

Embora não se possa afirmar de maneira efetiva, parece que, quando se tem a lagoa estratificada, a porcentagem de cianobactérias não motoras é significativamente menor se comparado ao cenário de mistura completa.

Com o aquecimento do epilímnio em relação ao hipolimnio, a densidade da água nas camadas superiores diminui podendo deslocar para baixo as cianobactérias não motoras, pelo simples efeito físico da gravidade, ao passo que as cianobactérias motoras poderiam manter-se em camadas com temperatura mais adequadas ao seu metabolismo.

5.3.3 Variáveis Bióticas – Comunidade Fitoplanctônica (Cianobactérias)

Nessa seção são apresentados os dados de cianobactérias presentes no efluente da lagoa e no rio nos dois pontos amostrados, evidenciando a densidade de acordo com a legislação, os gêneros encontrados e potencialmente tóxicos e sua relação com o meio estratificado.

A Tabela 38 contém as densidades de cianobactérias obtidas para as amostras do efluente das lagoas facultativas (LF9), e em pontos localizados à montante (R9M) e à jusante (R9J) do lançamento.

Tabela 38: Densidades de cianobactérias no efluente das lagoas facultativas e em pontos do corpo receptor à montante e à jusante do lançamento.

Coleta	Densidade de Cianobactérias (org./mL)		
	R9M	LF9	R9J
Jul 13	54314	55752	30580
Ago 13	39476	25672	11042
Set 13	28443	2741	11120
Out 13	15281	498	72802
Nov 13	2088	1150	288
Dez 13	1498	73	85283
Jan 14	129151	27853	135623
Fev 14	66815	88010	55038
Mar 14	160091	18355	194747
Abr 14	95606	3449	151465
Mai 14	357990	94355	380735
Jun 14		9771	
Jul 14		11974	

Na Figura 39 é possível observar a densidade das cianobactérias encontradas em cada análise das coletas. Valores bastante elevados são observados tanto no período considerado de verão (de Setembro de 2013 a Março de 2014) com destaque para a coleta de Fevereiro,

quanto no período considerado de inverno (de Abril a Julho), com destaque para o mês de Maio.

As temperaturas observadas nestes dois períodos não foram parecidas, porém essas duas coletas foram identificadas como sendo períodos em que houve mistura completa da lagoa, proporcionando uma mistura das cianobactérias que por ventura tenham se alojado no fundo da lagoa.

O mês de Julho de 2013 também apresentou alta densidade de cianobactérias e também faz parte do período de mistura encontrado neste trabalho.

Na Figura 40 consta a densidade de cianobactérias no rio à montante e à jusante, assim como o valor limite estabelecido pela legislação. Verifica-se que onde os valores ultrapassaram o limite, a maior parte e que apresenta valor bastante elevado, são os dados de jusante, podendo ser justificado pela influência do despejo do efluente da lagoa. O mês de Maio de 2014 apresentou relação entre grande densidade de cianobactérias em todos os pontos de coleta, como na lagoa e rio, apresentando densidade bastante superior à permitida pela legislação.

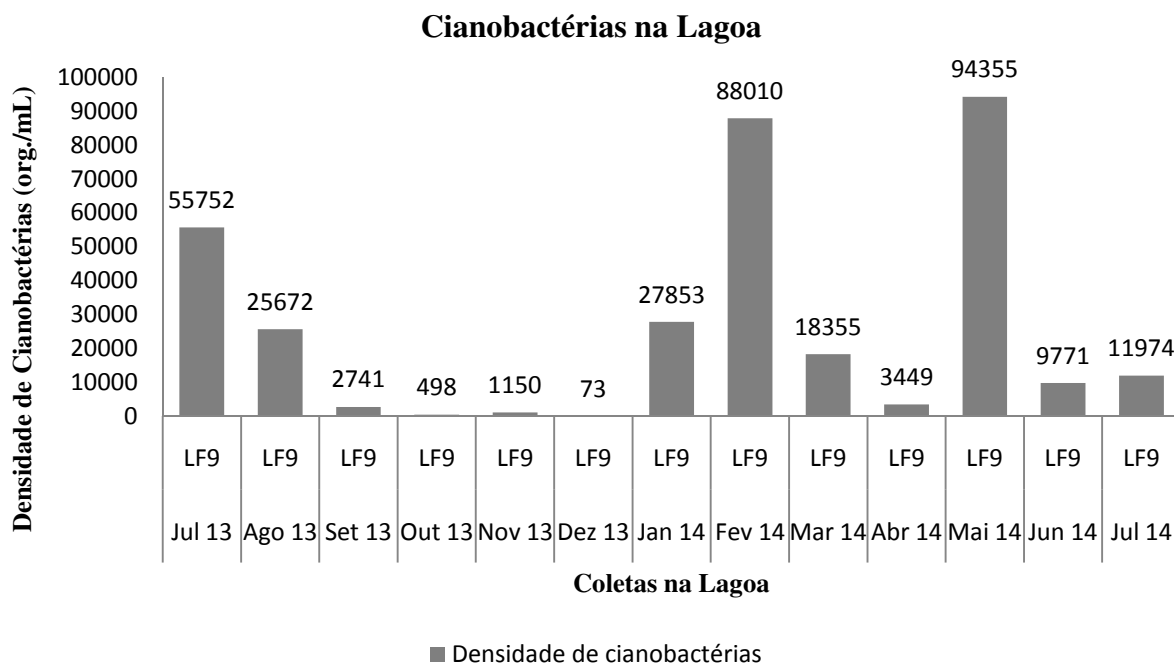


Figura 39: Cianobactérias na lagoa no período de estudo.

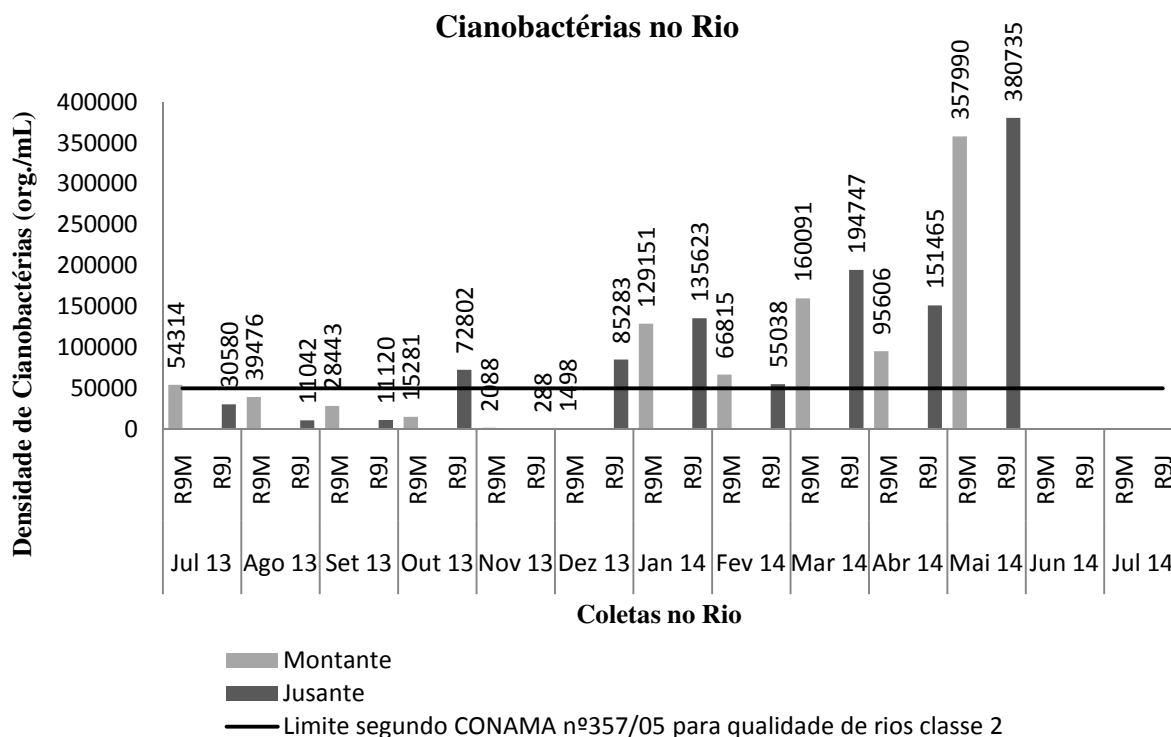


Figura 40: Cianobactérias no rio e limite estabelecido pela legislação no período de estudo.

É possível observar na Figura 40 que os dados de densidade de cianobactérias dos meses de Junho e Julho de 2014 não foram disponibilizados pelo laboratório até o momento.

De acordo com os valores obtidos de rio e lagoa, parece não haver necessariamente um impacto significativo do despejo do efluente da lagoa no rio, pois alguns valores não correspondem com emissão de efluente e densidade em jusante.

Durante o período de estudo, foram identificados 11 gêneros (unindo *Microcystis* com células livres de *Microcystis* como somente um gênero) de cianobactérias assim como outras classes, porém que foram desconsideradas neste trabalho. Dentre os gêneros de cianobactérias que estiveram presentes no rio tanto à montante quanto à jusante, os gêneros que apresentaram maior densidade (considerando todos os meses de coleta) foram, nesta ordem, *Microcystis*, *Pseudanabaena* e *Limnothrix*. Em corpos d'água de Luxemburgo e Bélgica, os autores Willame et. al. (2006) encontraram gêneros formadores de floração, nessa ordem, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* e *Oscillatoria*. O gênero *Microcystis*, dessa forma, pode estar prejudicando a qualidade do Rio Quilombo por ser potencialmente tóxico. De acordo com Sivonen e Jones (1999), McElhiney e Lawton, (2005), Cybis et. al. (2006), O'Neil et. al. (2012), Pawlik-Skowrońska, Kalinowska e Skowroński (2013) e Gkelis et. al. (2014), o gênero *Microcystis* e *Oscillatoria* são considerados produtores de cianotoxinas. Porém todos os gêneros de cianobactérias podem apresentar potencial tóxico.

Em relação à saída da lagoa, os gêneros em destaque foram, também nesta ordem, *Merismopedia*, *Oscillatoria* e *Pseudanabaena* e *Limnothrix*. A saída de *Pseudanabaena* e *Limnothrix* na lagoa pode ter influenciado a presença desses mesmos gêneros à jusante do rio, porém como também foram encontrados à montante pode ser uma característica do rio sem influencia do despejo de efluente.

O gênero *Microcystis* foi considerado por Cybis et. al. (2006), um gênero comumente encontrado em rios, assim como foi observado neste trabalho. Em relação à lagoa, o destaque para *Merismopedia* e *Oscillatoria* é corroborado por autores como Gloyna (1971), Pearson e Silva (1988), Uehara e Vidal (1989), Von Sperling (1996) e Pearson, Mara e Silva (1998). Os gêneros *Pseudanabaena* e *Oscillatoria* que também foram destaque na lagoa estão de acordo com o que foi encontrado por Vasconcelos e Pereira (2001) em um estudo sobre a comunidade fitoplanctônica de uma lagoa facultativa e de maturação em Portugal, nas quais os gêneros mais freqüentes foram *Oscillatoria*, *Microcystis* e *Pseudanabaena*, além de demonstrar a predominância das cianobactérias em detrimento de outras classes, no estudo.

Os gêneros encontrados nos pontos de coleta estão descritos na Tabela 39.

Tabela 39: Gêneros identificados nas coletas em pelo menos um dos meses de coleta.

CIANOACTÉRIA GÊNERO	LAGOA	MONTANTE	JUSANTE
<i>Limnothrix</i>	+	+	+
<i>Oscillatoria</i>	+	+	+
<i>Pseudanabaena</i>	+	+	+
Células livres de <i>Microcystis</i>	+	+	+
<i>Aphanocapsa</i>	+	-	+
<i>Lyngbya</i>	-	+	-
<i>Microcystis</i>	-	+	+
<i>Phormidium</i>	-	-	+
<i>Dolichospermum</i>	-	-	+
<i>Gleitherinema</i>	-	+	+
<i>Merismopedia</i>	+	-	-
<i>Chroococcus</i>	+	-	+

Nota: (+) = presença / (-) = ausência.

Corroborando a afirmação de Douterelo, Perona e Mateo (2004), neste trabalho também houve diferença entre gêneros encontrados em montante e jusante. Porém, estes autores verificaram que os gêneros *Lyngbya* e *Pseudanabaena* foram encontrados em locais com maior teor de nutriente, no caso representado pelo ponto de jusante. No presente

trabalho, *Pseudanabaena* esteve presente tanto à montante quanto à jusante, e *Lyngbya* não esteve presente no ponto de jusante e sim no ponto de montante.

Como é possível observar, os gêneros que estiveram presentes em ambos os pontos foram *Limnothrix*, *Oscillatoria*, *Pseudanabaena* e *Microcystis*.

A Tabela 40 apresenta as densidades de gêneros de cianobactérias encontradas durante o período amostral realizado na ETE Santa Eudóxia.

Tabela 40: Densidade (org./mL) dos gêneros de cianobactérias encontrados durante o período amostral.

Gêneros	Jul 13	Ago 13	Set 13	Out 13	Nov 13	Dez 13	Jan 14	Fev 14	Mar 14	Abr 14	Mai 14	Jun 14	Jul 14
<i>Microcystis</i>	575	3449	0	0	0	0	0	0	5748	0	0	0	0
<i>Merismopedia</i>	45980	12261	2243	0	0	0	7074	17243	5933	2299	53644	9771	7663
<i>Limnothrix</i>	8047	0	0	0	192	0	1768	0	4264	1150	2634	0	0
<i>Pseudanabaena</i>	1150	9962	498	498	0	0	19011	7544	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria</i>	0	0	0	0	958	73	0	63223	0	0	38077	0	0
<i>Chroococcus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2410	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4311

De acordo com a Tabela 40, é possível observar os gêneros que se fizeram presentes durante todo o período de realização deste trabalho, com destaque para os gêneros *Merismopedia* com densidade de 164111 organismos/mL, seguido de *Oscillatoria* com 102331 organismos/mL e *Pseudanabaena* com 38663 organismos/mL no total das amostras. Destes três principais gêneros, a presença de maior número do gênero *Merismopedia* seguido de *Oscillatoria* corrobora o que foi encontrado por Gloyna (1971), Pearson e Silva (1988), Uehara e Vidal (1989) e Pearson, Mara e Silva (1998), ao afirmarem que os gêneros de cianobactérias normalmente encontrados nas lagoas facultativas são *Dolichospermum*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Synechococcus*, *Synechocystis*.

Segundo estudo realizado por Godoy (2007), os gêneros que apareceram com maior presença na Estação de Tratamento de Efluentes estudada foram *Oscillatoria* e *Merismopedia*. O presente trabalho corrobora com o resultado de Godoy (2007) ao destacar os dois gêneros como os mais presentes.

6. CONCLUSÕES

As conclusões apresentadas aqui correspondem a todo o período de estudo, compreendendo os treze meses de coletas e análises.

Os parâmetros físico-químicos analisados que estiveram em desacordo com as legislações vigentes, não apresentaram no geral, grande interferência no corpo receptor que tenha causado danos irreparáveis ao mesmo. Os valores de nitrogênio à jusante não apresentaram interferência da ação do efluente no rio.

Os nutrientes (N e P) estiveram, no geral, de acordo com os valores que constam na literatura para esgoto bruto. Porém, o fósforo nos pontos de rio, em algumas amostras, ultrapassou o limite estipulado pela Resolução CONAMA nº 357/05 para qualidade de rios Classe 2.

O valor de nitrogênio total não pôde ser comparado com a legislação, pois esta faz referência aos valores de nitrogênio amoniacal.

Influências de pasto e monocultura de cana-de-açúcar na região de montante da coleta podem ter sido responsáveis por elevadas concentrações dos nutrientes (N e P) observadas nas análises dos pontos de coleta estabelecidos no corpo receptor.

Os valores de SST influenciaram na turbidez do meio, apresentando relação direta com este. Os SST apresentaram concentração de acordo com a literatura.

A temperatura da lagoa apresentou valor mais elevado do que no rio devido à ocorrência das reações bioquímicas, porém valores elevados levaram a uma diminuição da densidade de cianobactérias pelo fenômeno da fotoinibição até Janeiro de 2014. Nenhuma coleta apresentou valor mais alto do que o estipulado pela legislação. Houve correlação negativa entre temperatura e densidade de cianobactérias e o fenômeno da estratificação foi verificado em alguns períodos.

O OD na lagoa somente não esteve dentro dos padrões estabelecidos pela legislação em um único mês de coleta. O despejo do efluente no rio não prejudicou a qualidade do mesmo em relação a esse parâmetro.

Os valores de pH e cor aparente estiveram dentro dos limites estabelecidos pela legislação durante todo o período de estudo. pH esteve na faixa ótima para desenvolvimento de cianobactérias e vida aquática. A concentração de H⁺ não foi fator limitante para o desenvolvimento de cianobactérias.

A turbidez nos pontos de rio não ultrapassaram o valor limite da legislação. O desaguamento do efluente tratado no rio também não prejudicou sua qualidade em relação a esse parâmetro.

Em relação às análises de regressão pode-se verificar duas etapas: a primeira com correlação positiva entre densidade de cianobactérias e nitrogênio total e correlação negativa entre concentração hidrogeniônica e cianobactérias e entre temperatura e cianobactérias. Na segunda etapa, houve correlação positiva entre densidade de cianobactérias e nitrogênio total e correlação negativa entre cianobactérias e temperatura. Juntamente, foram identificados quatro meses de coleta em que não houve estratificação térmica (mistura completa) e com elevada densidade de cianobactérias.

A estratificação térmica da coluna d'água da lagoa pode ter influenciado a disponibilização das cianobactérias no efluente da mesma.

Densidades de cianobactérias em alguns pontos de rio ultrapassaram, de maneira bastante significativa, o valor limite estipulado pela legislação.

Das análises bióticas, foram identificados 11 gêneros de cianobactérias. Nos dois pontos de rio os gêneros que apresentaram a maior densidade no período foram *Microcystis*, *Pseudanabaena* e *Limnothrix*. Na saída da lagoa os gêneros em destaque foram *Merismopedia*, *Oscillatoria* e *Pseudanabaena* e *Limnothrix*, indicando uma possível influencia dos gêneros que saem da lagoa e atingem à jusante do rio. O efluente da lagoa apresenta potencial tóxico.

7. ESTUDOS FUTUROS

De acordo com os resultados obtidos sobre estratificação térmica, fica como sugestão para estudos futuros de cianobactérias em lagoas de estabilização de esgoto, que sejam realizadas medições de temperatura ao longo da coluna d'água, a amostragem da coluna líquida para identificação dos gêneros presentes e, realização de amostragens simples e compostas com maior periodicidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington, 1998.

AZEVEDO, S. M. F. O. et. al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**. 181-182. p. 441-446, 2002.

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**. v. 50, p. 86-94. 2013.

BARTRAM, J. et. al. Introduction. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. WHO. 400p. 1999.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil**. Chave para Identificação e Descrições. 2. ed. São Carlos: RiMa. 2005. 502 p.

BILOTTA, G. S., BRAZIER, R. E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota, **Water Research**, v. 42, n. 12, p. 2849-2861, 2008.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; OLIVEIRA, M. C.; YUNES, J. S. Cianobactérias Tóxicas: O uso de marcadores moleculares para avaliar a diversidade genética. **Revista Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**. Nº 23. 2001.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. Brasília, 2003. 56p.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União. Republica Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Fundação Nacional de Saúde**. Manual de saneamento. 3. ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006 a.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Secretaria de Vigilância em Saúde**. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 212 p, 2006 b.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de Janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 8 Jan. 2007.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoadevida/pnsb2008/defaulttabzip_e_sgot_san.shtm>. Acesso em: 22 fev. 2015.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União. Republica Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 mai. 2011.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília, 2013. 173p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/AEBCF8E2/Plansab_Versao_Conselhos_Nacionais_020520131.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instituto Nacional de Meteorologia – INMET**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 14 jun. 2014.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2014. 181 p.

BUI, K. **Ecological study of a large scale treatment pond system in Ho Chi Minh City (Vietnam)**. 2012. 60 f. Dissertação de Mestrado. Disponível em: <http://lib.ugent.be/fulltxt/RUG01/001/894/368/RUG01-001894368_2012_0001_AC.pdf>. Acesso em: 12/2012.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; DOS SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais**. São Carlos: Rima, 2006. 118 p.

CAREY, C. C. et. al. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. **Water Research**. v. 46. p. 1394-1407. 2012.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. **Hum. Ecol. Risk Assess**, n. 7, p. 1393–1407, 2001.

CASALI, S. P. **Variabilidade temporal da comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas de dois sistemas de tratamento de esgoto com diferentes configurações (Baixo Ribeira de Iguape, SP)**. 2008. 124p. Dissertação (Mestrado Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

CETESB. **Dispõe sobre a homologação da revisão da Norma Técnica L5.303 - Fitoplâncton de Água Doce - Métodos Qualitativo e Quantitativo (Método de Ensaio) - dez/2005**. 2006.

CETESB. Variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo – 2009**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>>. Acesso em: 20 mai. 2014.

CRAGGS, R. Nutrients. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing. 2005. p. 77-99.

CYBIS, L. F. et. al. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico PROSAB 4. **Manual para Estudo de Cianobactérias Planctônicas em Mananciais de Abastecimento Público**: Caso da Represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 64 p.

DANSEREAU, P. Description and Recording of Vegetation Upon a Structural Basis. **Ecology**. v. 32, n. 2, p. 172-229, 1951.

DOUTERELO, I.; PERONA, E.; MATEO, P. Use of cyanobacteria to assess water quality in running Waters. **Environmental Pollution** 127, p. 377–384. 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.

FERNANDEZ, J. R. A. et. al. Modeling eutrophication and risk prevention in a reservoir in the Northwest of Spain by using multivariate adaptative regression splines analysis. **Ecological Engineering**. v. 68, p. 80-89. 2014.

FERRAO-FILHO, A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. Cyanotoxins: Bioacumulation and Effects on Aquatic Animals. **Marine Drugs**. v. 9, p. 2729-2772. 2011.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Orientações básicas para operação de estações de tratamento de esgoto - ETE**. Belo Horizonte: FEAM, 2006. 52p.

FURTADO, A. L. F. F. et al. Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. **Hydrobiologia**, São Carlos, 627, p. 195-209, 2009.

GALVÃO, *et. al.* Cyanobacterial blooms in natural waters in southern Portugal: a water management perspective. **Aquatic Microbial Ecology**, Portugal, 53: 129–140, 2008.

GAURILESCU, M. et. al. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**. 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.nbt.2014.01.001>> Acesso: 22 fev. 2015.

GKELIS, S. et. al. Anthropogenic and climate-induced change favors toxic cyanobacteria blooms: Evidence from monitoring a highly eutrophic, urban Mediterranean lake. **Harmful Algae**. v. 39. p. 322–333. 2014.

GLOYNA, E. F. Waste Stabilization Ponds. **World Health Organization**. Geneva, 1971.

GLOYNA, E. F. Waste stabilization ponds. **World Health Organization**. p. 1 – 185. 1972.

GODOY, O. A. **Avaliação da presença de Cianobactérias em efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização associadas a tratamento físico-químico.** 2007. 166f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2007.

GOMES, Y. M. **Avaliação da presença de cianobactérias potencialmente tóxicas e microcistinas nas lagoas hipereutróficas da região da grande Vitória, ES.** 2014. 92f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

HACH Manual. **Wastewater and Biosolids Analysis Manual.** 1999.

JORDÃO, E. P. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 4º Ed. Rio de Janeiro, 932 p. 2005.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação.** Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244 p.

KELLNER, E. **Modelação matemática do comportamento térmico de lagoas de estabilização: a estratificação e seus efeitos.** 2000. 139 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

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

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

KELLNER, E.; MOREIRA, J. F. V.; PIRES, E. C. Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teórica. **Eng. Sanit. Ambient.** Rio de Janeiro. v. 14, n. 1, 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000100014&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 04/02/2015.

KOELHER, R. W. **The Relevance of Probability Statistics to Accounting Variance Model.** Management Accounting, 1968.

KOMÁREK, J. Problem of the taxonomic category “species” in cyanobacteria. **Cyanobacterial Research 4.** Algological Studies 109. Arch. Hydrobiol. Suppl. 148. p. 281-297. 2003.

KÖPPEN, W. **Grundriss der Klimakunde.** Berlim: Walter de Gruyter, 1931. 390 p.

LAPPONI, Juan Carlos. **Estatística usando EXCEL versões 4 e 5.** São Paulo: Laponi Treinamento e Editora Ltda., 1995.

MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. Earthscan publisher, 310p. 2003.

McELHINEY, J.; LAWTON, L. A. Detection of the cyanobacterial hepatotoxins microcystins. **Toxicology and Applied Pharmacology**. v. 203, p. 219– 230. 2005.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización**. In: __. Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadío. Colômbia: McGraw-Hill, 370 p. 2000.

MENEZES, D. O.; SILVINO, G.; NETO, A. C. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Orientações básicas para operação de estações de tratamento de esgoto. Belo Horizonte: FEAM, 2006.

MEREL, S. et. al. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**. v. 59, p. 303-327. 2013.

MEZRIOUI, N. E.; OUDRA, B. Dynamics of Picoplankton and Microplankton Flora in the Experimental Wastewater Stabilization Ponds in the Arid Region of Marrakech, Marroco and Cyanobacteria Effect on *Escherichia coli* and *Vibrio cholerae* Survival. In: WONG, Y.-S.; TAM, N. F. Y. **Wastewater Treatment with Algae**. 1997. p. 165-188.

MORALES, F. I.; BINA, B.; KELLNER, E. Correlação da densidade de cianobactérias com os parâmetros físico-químicos em lagoa de estabilização. Estudo de caso da ETE Santa Eudóxia – São Carlos (SP), Brasil. In: XXXIV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. n. 34, 2014. Monterrey. **Anais...AIDIS: Coordinación Congresos AIDIS**, 2014. 8p.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – Análise de Desempenho. Engenharia **Sanitária e Ambiental**. Vol. 10. n. 4. p. 347-357. 2005.

OLIVEIRA, M. S. R. **Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira (João Pessoa – PB)**. 2010. 125 p. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2010.

O'NEIL et. al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**. v. 14. p. 313-334. 2012.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 54, n. 4, p. 344-351, 1982.

PANTELIC, D. et. al. Cyanotoxins: Characteristics, production and degradation routes in drink water treatment with reference to the situation in Serbia. **Chemosphere**, v. 91, p.421-441, 2013.

PAWLIK-SKOWRÓŃSKA, B; KALINOWSKA, R; SKOWRÓŃSKI, T. Cyanotoxin diversity and food web bioaccumulation in a reservoir with decreasing phosphorus concentrations and perennial cyanobacterial blooms. **Harmful Algae**. v. 28, p. 118-125. 2013.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; BARTONE, C. R. Guidelines for the Minimum Evaluation of the Performance of Full-Scale Waste Stabilization Pond Systems. **Wat. Res.**, v. 21, n.9, p. 1067-1075. 1987.

PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Variações Diurnas de Certos Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos em Efluentes de Lagoas Facultativas e de Maturação. In: **Coleção de Trabalhos Técnicos Resultantes das Pesquisas Realizadas na EXTRABES 1977-1988**, Campina Grande – PB, UFPB/EXTRABES. 19 p. 1988.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Produção de oxigênio através da reação fotossintética de algas em diferentes sistemas de lagoas de estabilização no Nordeste do Brasil. In: **Coleção de Trabalhos Técnicos Resultantes das Pesquisas Realizadas na EXTRABES: 1977-1983**, Campina Grande – PB, UFPB/EXTRABES. 19 p. 1998.

PERSAUD, A. D. et. al. Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes. **Journal of Environmental Management**. v. 151, p. 343-352. 2015.

POVINELLI, J.; MARCHEZIN, B. C.; KELLNER, E. Licenciamento da Estação de Tratamento de Esgoto de Santa Eudóxia. **Serviço Autônomo de Água e Esgoto – SAAE São Carlos**. 2001.

RAEESOSSADATI, M. J. et. al. CO₂ bioremediation by microalgae in photobioreactors: Impacts of biomass and CO₂ concentrations, light, and temperature. **Algal Research**. v. 6, Part A, p. 78–85. 2014.

RIPPKA, R. et. al. Generic Assignments, Strain Histories and Properties of Pure Cultures of Cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. v.111, p. 1-61, 1979.

ROSINI, E. F.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, v.64 n.2, p. 399-417, Rio de Janeiro, 2013.

SANT'ANNA, C. L. et.al. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic. 58p. 2006.

SANT'ANNA, C. L. et al . Lista de Cyanobacteria do Estado de São Paulo. **Biota Neotrop.**, Campinas , v. 11, supl. 1. 2011.

SÃO PAULO. **Decreto n. 8.468**, de 08 de Setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

SÃO PAULO. **Decreto n. 10.755**, de 22 de Novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/gapb/DecretoEstadualSP10755_77.pdf>. Acesso em: 31 de Out. 2013.

SAUZE F. Interaction des algues et des microorganismes dans les milieu pollutes. **Industrie Alimentaire et Agricole**, v. 95, p. 1234 – 1243. 1978.

SIVONEM, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I.; Bartram, J. (eds). **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. London. Cap.3, p. 41–111. 1999.

SOUZA, H. B. Guia técnico de coleta de amostras por Helga Bernhard de Souza e José Carlos Derísio. São Paulo, **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental**, 1977. 257 p.

UEHARA, M. Y.; VIDAL, W. L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo, CETESB. (Série Manuais). 89 p. 1989.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. Eclét. Quím., São Paulo, v. 22, 1997. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46701997000100005&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 19 mai. 2014.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. **Algae: An introduction to phycology**. Cabridge University Press, 1995.

VASCONCELOS, V.M.; PEREIRA, E. Cyanobacteria diversity and toxicity in a Wastewater Treatment Plant (Portugal). **Water Research**. 35(5): 1354 – 1357. 2001.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. Volume 3. 134 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ªed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. Volume 1. 452 p.

VON SPERLING, M. et. al. Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (coordenadores). Nutrientes de Esgoto Sanitário: Utilização e Remoção – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB 5). Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 26-51.

WILLAME et. al. Morphological and molecular characterization of planktonic cyanobacteria from Belgium and Luxembourg. **J. Phycol.** v. 42, p. 1312–1332. 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking-Water Quality**. Second Edition – Volume 1. Recommendations – Addendum. Geneva, 1998. 31 p.