



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CÂMPUS DE TRÊS LAGOAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO EM GEOGRAFIA**

**EFICIÊNCIA DOS BIOINDICADORES PARA AVALIAÇÃO NA
QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA
LAGOA MAIOR URBANA DE TRÊS LAGOAS/MS**

RONY CARLOS BARCELOS BLINI

**TRÊS LAGOAS
2015**

RONY CARLOS BARCELOS BLINI

**EFICIÊNCIA DOS BIOINDICADORES PARA AVALIAÇÃO NA
QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA
LAGOA MAIOR URBANA DE TRÊS LAGOAS/MS**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação-
Mestrado em Geografia/CPTL/UFMS – Área de
Concentração Análise Geoambiental e Produção do
Território, como exigência final para obtenção do Título de
Mestre em Geografia, sob orientação do Prof. Dr. Arnildo
Pott.**

**TRÊS LAGOAS/MS
2015**

Maria R. B. Blini
(in memoriam)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força e luz que me acompanham sempre.

Agradeço especialmente aos meus pais pelo exemplo de dedicação e amor incondicional, me apoiando em todos os momentos, principalmente nos mais difíceis minha Mãe Maria R. B. Blini (*in memoriam*) e pai Edivaldo Blini.

Agradeço a minha irmã e também Prof Renata Blini, pela força de vontade e incentivo em sempre a me ajudar nos momentos de dificuldades durante este trajeto de renovação para o mestrado.

Agradeço a minha e fiel companheira Liana, que entendesse os momentos que precisei ficar ausente para as saídas de campo e as viagens necessárias ao mestrado e aos meus filhos Raíssa e Leandro.

Ao meu orientador Prof Dr Arnildo Pott e o meu co-orientador, Prof Dr André Luiz Pinto, pelo incentivo, dedicação e ensinamentos que foram essenciais ao desenvolvimento desta dissertação.

Ao nosso ex aluno, Prof Dr Kleber Renan de Souza Santos, pela ajuda nas identificações de diversas algas, importantes para minha dissertação.

A minha colega de trabalho, Prof Dra Maria J. Neto, que também com seus conhecimentos, me ajudou muito nesta dissertação.

Ao meu colega de trabalho, Prof Dr Odanir G. Guerra, que também com seus conhecimentos, me ajudou muito nesta dissertação.

A Prefeitura de Três Lagoas em nome de nossa ex aluna Bióloga Ana Paula, diretora de meio ambiente, pela confiança de nossa pesquisa na Lagoa Maior de Três Lagoas.

Aos meus colegas alunos do laboratório de Genética Molecular e de Microrganismos/Biotecnologia, da CPTL/UFMS.

Aos meus colegas de trabalho, Áurea, Nereida, Ângela, e sem dúvida nenhuma, a Rosely que me ajudou nas coletas tanto sem chuva com chuva, muito obrigado especial.

A nossa secretária do Mestrado, Josilene Moreira Silveira agradeço pelas informações sempre em dia, através dos e-mails, muito obrigado.

Aos meus colegas do Mestrado, Denivaldo F. de Souza, pelos Mapas da mesma área que trabalhamos obrigado, e meu amigo de quarto nas viagens, Rodrigo, e sem dúvidas minha pequena só no tamanho, mais uma extraordinária pessoa Aninha de Aquidauana, um obrigado especial pra você.

Ao programa de pós-graduação Geografia, Análise Geoambiental e Produção do Território no Campus de Três Lagoas da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, pela oportunidade.

A todos os professores do programa de pós-graduação, que tive aulas, em que aprendi muito sobre vários temas.

A todas as pessoas que, de alguma maneira, me ajudaram e que, por falha, tenha esquecido de mencionar.

RESUMO

As informações adquiridas através dos bioindicadores podem ser empregadas na identificação de poluentes de origem local, regional e global, e na avaliação dos efeitos causados. A ação antrópica e da própria natureza trazem prejuízos à qualidade da água consumida pelos seres vivos e em especial pelo ser humano, assim fica reduzida a quantidade de água doce de boa qualidade distribuída pelo mundo. Neste contexto o cartão postal de Três Lagoas, a Lagoa Maior urbana, vem sofrendo alterações com o grande processo de industrialização, novas construções e uso e ocupação do solo, que pode estar associado à eutrofização. O objetivo deste trabalho foi o de avaliar a eficiência dos bioindicadores na qualidade físico química das águas superficiais da Lagoa Maior urbana no município de Três Lagoas, MS. Foram coletadas amostras em cinco pontos distintos para os parâmetros microbiológicos físicos e químicos, e oito para fitoplâncton, totalizando 13 amostras ao mês de março de 2013 a fevereiro de 2014, totalizando 156 amostras. Quanto às macrófitas, a metodologia utilizada para coleta foi a do caminhamento ao redor da lagoa e observação das ilhas existentes, foram encontradas 50 espécies distribuídas em 33 famílias em torno e dentro da Lagoa. Os parâmetros biológicos usados foram coliformes totais e fecais, e os químicos foram nitrogênio, fósforo, potássio; os físicos, pH, turbidez, temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, e sólidos totais dissolvidos. Os resultados para os microbiológicos deram positivos em todos pontos para coliformes fecais, do grupo da bactéria *Escherichia coli*. Para o fitoplâncton as algas, a principal preocupação foi a ocorrência de grande quantidade de cianobactérias, capazes de produzir e liberar para o meio líquido toxinas, que podem afetar a saúde humana. A contaminação pode ocorrer pela ingestão acidental da água, como por contato em atividades de recreação, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado. Com os resultados, pôde-se concluir que a água da Lagoa esta imprópria para balneabilidade e recreação, enquadrando-se na classe quatro do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em que o limite de coliformes fecais é de 1.000 NMP/100mL. Com relação às macrófitas são muitas vezes alvo de retiradas para “melhorar” o visual da lagoa, e isto não deveria ser feito, pois elas fazem a fixação do nitrogênio e limpeza natural. É necessário um plano de manejo para recuperar este ambiente, local de visita ao Município de Três Lagoas, MS. É preciso planejar melhor o uso e ocupação da terra, em torno da lagoa, pois ela está inserida ao núcleo urbano, tanto cultural, como paisagística e para o desporto; mas se desviarmos o ciclo natural deste ambiente em troca de nossos interesses tecnológicos e econômicos, pensando no meio natural como mercadoria, um dia os recursos naturais podem esgotar-se.

Palavras chave: Algas, Coliformes, Água, Eutrofização.

ABSTRACT

The information acquired through bioindicators can be used to identify pollutants from local, regional and global sources and to assess the effects caused by them. The human action and nature itself bring harm to the quality of water consumed by living beings and especially to the human beings, so the amount of good quality drinking water distributed worldwide is reduced. In this context, the main natural attraction of Três Lagoas, the largest urban lake, has been changing with the high industrialization process, new buildings and the land use and occupation, which may be associated with eutrophication. The objective of this study was to evaluate the efficiency of the chemical bioindicators of chemical and physical quality of surface water of the largest urban lake in Três Lagoas, MS. Different samples from five points were collected for physical and chemical microbiological parameters, and eight for phytoplankton totaling 13 samples per month, from March 2013 to February 2014, totaling 156 samples. As for weeds, the methodology used for data collection was the walking around the lake and observation of existing islands, where 50 species in 33 families around and inside the lake were found. The biological parameters used were total and fecal coliforms; the chemicals were nitrogen, phosphorus, potassium, and the physical ones were pH, turbidity, water temperature, electrical conductivity, dissolved oxygen, and total dissolved solids. The results for microbiological at all points tested positive for fecal coliform bacteria *Escherichia coli* group. For phytoplankton algae, the main concern was the occurrence of large amount of cyanobacteria, which can produce and release toxins into the liquid medium, which can affect human health. Contamination can occur through accidental ingestion of water, contact in recreational activities, or by contaminated fish consumption. With the results, we concluded that the lake water is inappropriate for bathing and recreation, once is it classified as the level four of the National Environmental Council (CONAMA), where the limit of fecal coliforms is 1.000 MPN /100mL. Macrophytes are often removed from the water to "improve" the local appearance and this should not be done, because they perform nitrogen fixation and natural cleansing. A management plan is required to retrieve this environment, once it is an important natural site in Três Lagoas, MS. A better plan for the use and occupation of the land around the lake is essential as it is inserted into the urban core, for cultural, landscape and the sport activities, but if we harm the natural cycle of this environment to benefit our technological and economic interests, one day the natural resources will be extinguished.

Keywords: Algae, Coliforms, Water, Eutrophication.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Justificativa	9
1.2 Objetivos	10
1.2.1 Objetivo Geral	10
1.2.2 Objetivos Específicos	10
2. REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1 Breve histórico	11
2.2 Fatores físicos e químicos como agente de monitoramento de qualidade das águas superficiais.....	15
2.2.1 Fósforo	16
2.2.2 Nitrogênio	17
2.2.3 Cloretos	17
2.3 Fatores microbiológicos como agente de biomonitoramento das águas superficiais	17
2.4 As macrófitas aquáticas como indicadores biológicos das águas superficiais	20
2.5 Importância do fitoplâncton como bioindicador de águas superficiais	24
3. METODOLOGIA	27
3.1 Coleta das Amostras.....	31
3.1.1 Coleta de material físico e químico.....	31
3.1.2 Coleta de material microbiológico	31
3.1.3 Coleta de macrófitas aquáticas	32
3.1.4 Coleta de material fitoplanctônico	32
3.2 Análise das Amostras	33
3.2.1 Análise das amostras físico e químico	33
3.2.2 Análise das amostras microbiológico.....	35
3.2.2.1 Técnica dos Tubos Múltiplos	35
3.2.3 Análise das amostras de macrófitas.....	37
3.2.4 Análise das amostras de fitoplâncton	37
3.3 Tratamento numérico dos dados.....	39
3.3.1 Frequência de ocorrência dos táxons.....	39
4. RESULTADOS.....	40
4.1 Precipitação durante o período de coletas	40
4.2 Monitoramento físico químico das águas superficiais da Lagoa Maior.....	40
4.2.1 pH.....	41
4.2.2 Oxigênio dissolvido.....	43
4.2.3 Demanda química de oxigênio	46
4.2.4 Temperatura da água	46
4.2.5 Temperatura do ar	48
4.2.6 Sólidos totais dissolvidos	50

4.2.7	Turbidez	52
4.2.8	Potencial de oxirredução	54
4.2.9	Condutividade Elétrica	56
4.3	Monitoramento Microbiológicos.....	58
4.4	Monitoramento das Macrófitas	60
4.5	Monitoramento do Fitoplâncton	65
4.5.1	Cyanophyta.....	68
4.5.2	Chlorophyta.....	73
4.5.3	Bacillariophyta... ..	73
4.5.4	Euglenophyta	74
5.	EFICÊNCIA DOS BIOINDICADORES.....	76
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
6.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES.....	78
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Drenagem da bacia hidrográfica do córrego da Onça.....	3
Figura 2: Fotografia aérea das lagoas do município de Três Lagoas/MS.....	4
Figura 3: Dia de lazer na Lagoa Maior (1939).....	6
Figura 4: Vista da Lagoa Maior (1991).....	11
Figura 5: Esquema da interligação entre as lagoas.....	12
Figura 6: Imagem da Lagoa Maior em 1998.....	13
Figura 7: Fotomicrografia dos sedimentos.....	14
Figura 8 Pontos para coleta do microbiológico, físico químico e fitoplâncton.....	28
Figura 9: Frasco de vidro transparente.....	31
Figura 10: Equipamento de campo (Oriba).....	31
Figura 11: Frascos com as amostras microbiológicas.....	31
Figura 12: Coletor de fitoplâncton por meio de malha.....	32
Figura 13: Frasco âmbar para a coleta do fitoplâncton.....	32
Figura 14: Caldo lactosado.....	35
Figura 15: Caldo Lactosado Verde Brilhante Bile.....	36
Figura 16: Placas de Petri para crescimento microbiológico de E. coli.....	37
Figura 17: Câmara de Neubauer.....	38
Figura 18: Quadrantes da Câmara de Neubauer e método de leitura.....	38
Figura 19: Gráfico de precipitação durante o período de coleta.....	40
Figura 20: Análise de fósforo total e nitrogênio total em cinco pontos.....	41
Figura 21: Análise de pH.....	42
Figura 22: Valores de pH nos pontos na Lagoa Maior.....	43
Figura 23: Concentração de oxigênio dissolvido na Lagoa Maior.....	44
Figura 24: Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos na Lagoa Maior.....	45
Figura 25: Análise de demanda química de oxigênio.....	46
Figura 26: Temperatura da água na Lagoa Maior.....	47
Figura 27: Temperatura da água nos pontos na Lagoa Maior.....	48
Figura 28: Temperatura do ar na Lagoa Maior.....	49
Figura 29: Variação da temperatura do ar nos pontos, na Lagoa Maior.....	50
Figura 30: Concentração dos Sólidos Totais Dissolvidos na Lagoa Maior.....	51
Figura 31: Variação da concentração dos sólidos totais dissolvidos nos pontos.....	52
Figura 32: Valores de Turbidez na Lagoa Maior.....	53
Figura 33: Variação de Turbidez nos pontos na Lagoa Maior.....	54
Figura 34: Análise do Potencial de Oxirredução na Lagoa Maior.....	55
Figura 35: Variação do Potencial de Oxirredução nos pontos na Lagoa Maior.....	56
Figura 36: Oscilação temporal da Condutividade Elétrica, na Lagoa Maior.....	57
Figura 37: Variação da Condutividade Elétrica nos pontos na Lagoa Maior.....	58
Figura 38: Crescimento de <i>Escherichia coli</i> no Meio Caldo Bile.....	59
Figura 39: Crescimento de <i>Escherichia coli</i> no Meio EC.....	59
Figura 40: <i>Diodia kuntzei</i>	61
Figura 41: <i>Sagittaria rhombifolia</i>	62
Figura 42: <i>Nymphaea gardneriana</i>	62
Figura 43: <i>Pontederia cordata</i>	62
Figura 44: <i>Salvinia auriculata</i>	63
Figura 45: <i>Typha domingensis</i>	63
Figura 46: Macrófitas na margem da Lagoa Maior.....	64

Figura 47: Remoção das macrófitas na Lagoa Maior.....	64
Figura 48: Corte das gramíneas no entorno da Lagoa Maior.	65
Figura 49: Diversidade fitoplanctônica na Lagoa Maior.....	68
Figura 50: <i>Chroococcus. prescottii</i> Drouet e Daily	69
Figura 51: <i>Chroococcus. turgidus</i>	69
Figura 52: <i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau.....	69
Figura 53: <i>Chroococcus dispersus</i> Lemmermann.....	69
Figura 54: <i>Merismopedia glauca</i> Ehrenberg.....	70
Figura 55: <i>Snowella lacustris</i> Chodat.....	70
Figura 56: <i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin.....	70
Figura 57: <i>Microcystis protocystis</i> Crow.....	70
Figura 58: <i>Aphanothece stagnina</i>	70
Figura 59: <i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. West.....	70
Figura 60: <i>Merismopedia trolleri</i> Bachmann.....	71
Figura 61: <i>Aphanocapsa elachista</i> W. West e G. S. West.....	71
Figura 62: <i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i> Azevedo e Sant'Anna.....	71
Figura.63: <i>Komvophoron schmidlei</i> (Jaag).....	72
Figura 64: <i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn.....	72
Figura.65: <i>Planktothrix agardhii</i>	72
Figura 66: <i>Pseudanabaena sp.</i>	72
Figura 67: <i>Nostoc piscinale</i> Kützing.....	72
Figura 68: <i>Cosmarium venustum</i>	73
Figura 69: <i>Desmodesmus subspicatus</i>	73
Figura 70: <i>Micrasterias truncata</i>	73
Figura 71: <i>Micrasterias sp.</i>	73
Figura 72: <i>Navicula sp</i>	74
Figura 73: <i>Surirella sp</i>	74
Figura 74: <i>Euglena oxyuris</i>	75
Figura 75: <i>Euglena limnophila</i>	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização do meio quanto à concentração de fósforo.	17
Tabela 2: Classe de estado trófico (IET) e suas características principais.....	20
Tabela 3: Localização das estações de monitoramento da qualidade das águas superficiais da Lagoa Maior.....	30
Tabela 4: Parâmetros, equipamentos e métodos utilizados para análise da qualidade das águas superficiais da Lagoa Maior	34
Tabela 5 : Classificação das águas doces brasileiras, segundo seus usos preponderantes, de acordo com a Resolução CONAMA n. 357/2005.....	35
Tabela 6: Classificação das águas doces brasileiras, segundo seus limites, de acordo com a Resolução CONAMA n. 357/2005 e adaptação efetuada por Souza &Pinto (2011).....	35
Tabela 7: Listagem das espécies de macrófitas aquáticas identificadas na Lagoa Maior.....	61
Tabela 8: Listagem das algas aquáticas identificadas na Lagoa Maior.....	66

1. INTRODUÇÃO

As informações adquiridas por meio do biomonitoramento podem ser empregadas na identificação de poluentes de origem local ou regional e na avaliação de efeitos com alcance local, regional ou global. Além disso, o biomonitoramento fornece informações importantes que podem ser necessárias na indicação do responsável pelos efeitos provocados, mesmo quando o contaminante se encontra na faixa de limite aceitável. Assim, índices podem ser criados especificamente para detectar derramamento de óleo, poluição orgânica, alteração de pH na água, lançamento de pesticidas, entre outros (BUSS, 2003). O biomonitoramento, que consiste no uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente é realizado com a utilização de espécies existentes na área de estudo, selecionadas por sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros, permitindo verificar as condições do local ao longo do tempo (MATTHEWS *et al.*, 1982).

Os ecossistemas aquáticos têm sido fortemente alterados em decorrência dos vários impactos ambientais resultantes de atividades antrópicas. Muitos rios, córregos, lagos e reservatórios têm sofrido impactos em razão das atividades humanas. Isso pode ser percebido principalmente em áreas urbanas, nas quais os cursos d'água são modificados, recebendo esgotos industriais e domésticos in natura, além de sedimentos e lixo. Conseqüentemente, os ecossistemas aquáticos urbanos vêm perdendo suas características naturais e sua diversidade biológica (CALLISTO & MORENO, 2004). Muitos trabalhos estão sendo desenvolvidos nos recursos hídricos para avaliar esses impactos.

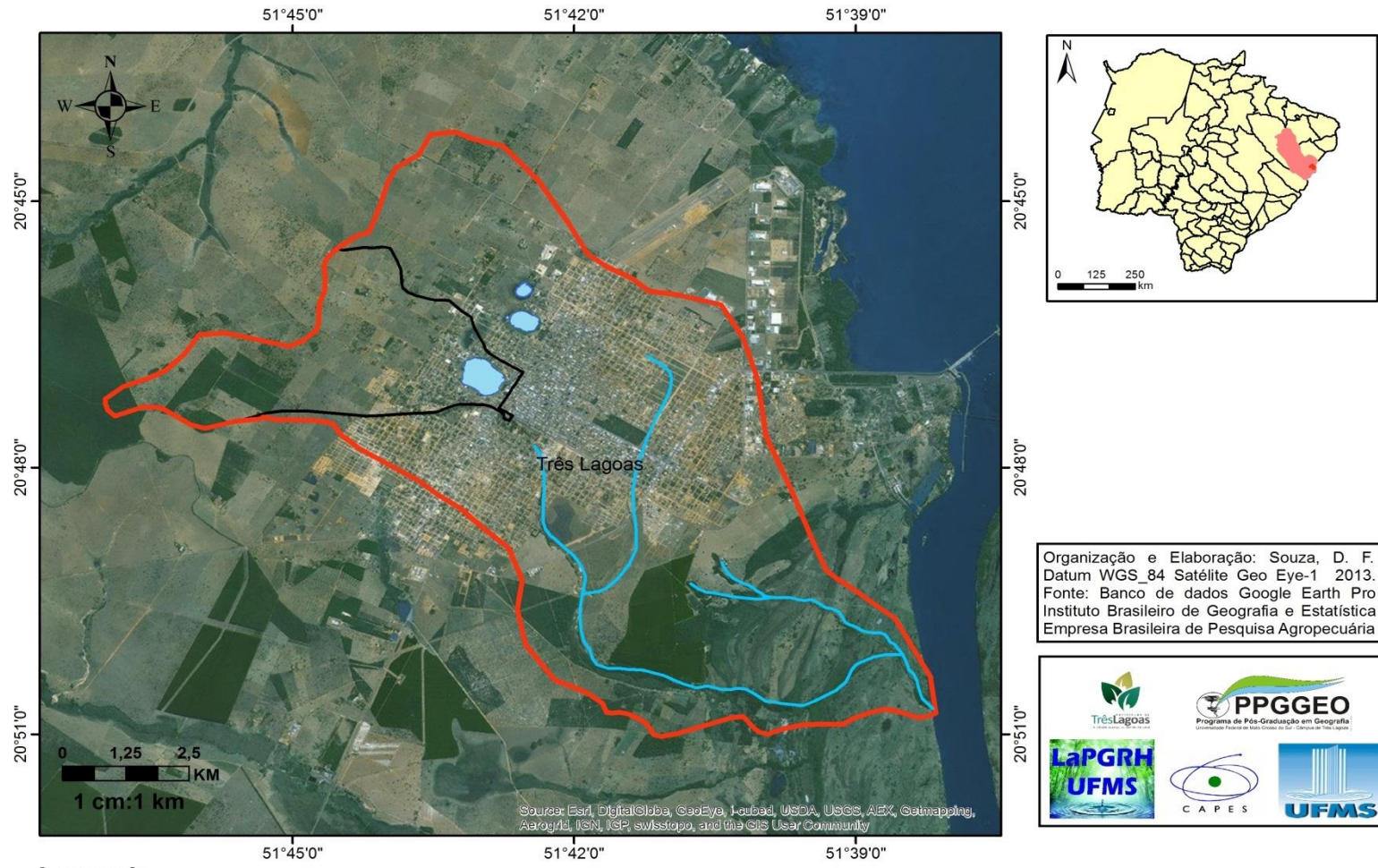
O monitoramento biológico apresenta vantagens em relação à avaliação das medidas físicas e químicas da água, pois estas registram apenas o momento em que foram coletadas, sendo necessárias várias análises para a realização de um monitoramento temporal eficiente. Além disso, se as coletas forem realizadas longe da fonte poluente, os resultados apresentarão perturbações sutis sobre o ecossistema (BUSS *et al.*, 2003). Assim, faz-se necessária a utilização conjunta dos métodos, o que permite uma caracterização mais completa dos recursos hídricos (CUCHIARA *et al.*, 2007).

A pesquisa de saneamento básico, realizada no ano 2000 pelo IBGE, mostrou que 98% dos municípios brasileiros contam com serviço de abastecimento de água, quase 100% com coleta de lixo, e 52% com coleta de esgoto. No entanto, apenas 20 % oferecem tratamento e os demais depositam seus resíduos sólidos em lixões. A atividade humana gera resíduos e estes, em contato com o meio ambiente, podem proporcionar efeitos indesejáveis e negativos aos seres vivos. Isto é o que se chama de poluentes. Dependendo

da densidade ou concentração desses no meio ambiente, resultam no maior ou menor índice de poluição (BRAGA, 2002). O crescimento das cidades nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. Em todo o planeta, praticamente não existe um ecossistema que não tenha tido influência direta ou indireta do homem, como, por exemplo, contaminação dos ambientes aquáticos, desmatamentos, contaminação de lençol freático e introdução de espécies exóticas, resultando na diminuição da diversidade de habitats e perda da biodiversidade.

Para avaliar as consequências da poluição sobre os ecossistemas aquáticos continentais são necessários vários tipos de informações. Programas de biomonitoramento são os mais indicados para detectar o nível de comprometimento da vida aquática e avaliar o nível de degradação ambiental (CALLISTO *et al*, 2005). Os índices de estado trófico (IET) foram desenvolvidos com o intuito de classificar as águas de lagos e reservatórios, facilitando, assim, aos agentes a tomada de decisões e a comunicação ao público sobre o estado ou a natureza na qual se encontram tais sistemas. Para Toledo Jr. *et al.* (1983), a classificação ou estado trófico do ambiente é padronizado da seguinte maneira: oligotrófico (O), mesotrófico (M) e eutrófico (E). Outros sistemas de classificação incluem, ainda, ultraoligotrófico e hipereutrófico. O desenvolvimento de um organismo depende, com frequência, do fator que ocorre na amplitude mais elevada ou mais estreita, ou seja, no seu péssimo fisiológico. Cada sistema biológico (organismo, população, comunidade) é capaz de indicar o efeito de fatores ambientais, sejam eles naturais ou antrópicos. A indicação de fatores ambientais bióticos ou abióticos através de sistemas biológicos é chamada frequentemente de Bioindicação (MATSURA, 2000).

A área que envolve o complexo lacustre de Três Lagoas está totalmente inserida na malha urbana do município e corresponde à área de drenagem da bacia hidrográfica do córrego da Onça (Figura 1).



Legenda

- Bacia Hidrográfica do Córrego da Onça
- Limite da Drenagem da Lagoa Maior
- Drenagem Corrego da Onça
- Lagoas

Figura 1: Drenagem da bacia hidrográfica do córrego da Onça. Fonte: Laboratório PGRH/CPTL (SOUZA, 2014), modificado de IBGE (2013)

O nome da cidade deve-se a esse conjunto natural de corpos de água, dispostos em uma suave depressão (NACAYAMA, 2000), conhecidos como lagoas Menor, do Meio e Maior (Figura 2).



Figura 2: Fotografia aérea das lagoas do município de Três Lagoas/MS. Fonte: Prefeitura Municipal, 2000.

Segundo Levoratto (1999), a formação do núcleo urbano se iniciou no entorno da Lagoa Maior e foi impulsionada pela construção da Estrada de Ferro Noroeste do Brasil. Esse mesmo autor considera a Lagoa Maior "o principal patrimônio de nossa terra, possuidor de um significativo valor cultural, estético, histórico, turístico e paisagístico para o nosso povo". Segundo Aranha (1999) até a década de 1930 essa lagoa foi um balneário rodeado por jardins, com águas limpas que eram usadas para banho, pesca e navegação recreativa. Em seu interior chegou a existir uma espécie de barracão, ao qual se chegava por uma passarela de madeira, ponto de partida para os banhos, concursos de natação e passeios de barco, o que pode ser verificado por uma histórica fotografia datada de 1939 (Figura 3).

Com o crescimento da cidade as lagoas começaram a ser afetadas pelas consequências da presença humana. As duas lagoas menores estiveram por muito tempo sujeito à exploração do solo e subsolo com um maior impacto de degradação resultante da retirada de argila para a fabricação de telhas e tijolos por pequenos oleiros (NACAYAMA,

2000). Entre 1979 e 1981 o projeto CURA tentou revitalizar a vocação de lazer da Lagoa Maior, construindo galerias de efluência até o esgoto urbano e ductos de água pluviais visando diminuir a sedimentação provocada durante as chuvas. A lagoa Maior de Três Lagoas localiza-se na área central da cidade e corresponde a um dos pontos topograficamente mais baixos no perímetro urbano e liga-se no alto curso do córrego da Onça, que por sua vez é afluente do rio Paraná, pela sua margem direita, no estado do Mato Grosso do Sul. O entorno da lagoa é ocupado por áreas de recreações como pista de caminhada, academias ao ar livre, campos de futebol, pista de skate, quadras de vôlei, e parquinho para as crianças. Há também nos arredores vários comércios, bares e restaurantes, e também algumas residências e prédios com estruturas modernas e novos empreendimentos; estas mudanças que alteraram a dinâmica que a natureza levou anos para atingir o seu equilíbrio, rompe-se dessa harmonia e intensifica a complexidade ambiental em que vivemos, nos conduzindo a trabalhar a partir dos processos de degradação já em desenvolvimento. Dessa forma obtemos desafios ainda maiores para buscar soluções que apontem mecanismos que relacionem as possíveis causas e, ao mesmo tempo, entender os processos que levam a atenuar os problemas ambientais.



Figura 3: Dia de lazer na Lagoa Maior, em fotografia de 1939. Fonte: LEVORATO, 1999.

Em nosso planeta possui uma grande variedade de ecossistemas, podendo estar separados de forma generalizada em ecossistemas aquáticos e terrestres. Dentre os ecossistemas aquáticos estão incluídos os lagos naturais ou artificiais (represas), lagunas, estuários, rios, mares e oceanos. Esse conjunto de ecossistemas aquáticos comporta parte da rica biodiversidade brasileira. O planeta Terra apresenta uma quantidade elevada de água na sua composição, substância esta fundamental para os seres vivos. A famosa frase de Yuri Gágarin, "A Terra é azul", ilustra muito bem a imensa proporção de corpos d'água quando comparados às pequenas extensões de terra na superfície do planeta vista do espaço. As águas continentais ou interiores apresentam como valor estratégico as suas importantes utilizações como recreação, turismo, pesca, aquicultura, transporte, abastecimento de água para consumo humano e geração de energia elétrica (TUNDISI, 2007).

Para que a água seja considerada potável, após o tratamento convencional, os parâmetros físico-químicos e microbiológicos deverão estar de acordo com a Portaria nº36, do Ministério da Saúde, de 19 de janeiro de 1990, que em seu Anexo apresenta as normas e o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano, a serem observadas em todo o território nacional (BRASIL, 1990). A água doce é elemento essencial ao abastecimento do consumo humano e ao desenvolvimento de suas atividades industriais e agrícolas e é de grande importância aos ecossistemas, tanto vegetal como animal das terras emersas (REBOUÇAS, 1999). Sendo a água de importância vital ao indivíduo, a garantia de sua potabilidade e de suas condições higiênico-sanitárias é de grande importância para toda a população (SIQUEIRA, 2005). Somente 30% da população mundial tem garantia de água tratada, sendo que os 70 % restantes dependem de poços e outras fontes de abastecimento passíveis de contaminação (MACÊDO, 2001).

O turismo e recreação requerem águas de excelente qualidade e fácil acesso. A eutrofização é um fator que afasta o público das águas, com o desenvolvimento desta ocorre um aumento nos custos de tratamento de água potável e agravamento nos custos de obtenção de água para o consumo humano e para a balneabilidade (TUNDISI, 2005). A quantidade total de água no planeta Terra (1386 milhões de km²) tem permanecido aproximadamente constante nos últimos 500 milhões de anos. A distribuição dos volumes estocados nos principais reservatórios de água da Terra mostra que 97,5% do volume total constitui os oceanos e mares e somente 2,5% é de água doce. Porém a maior parte dessa água ou se encontra congelada nas calotas polares e geleiras ou se situa no subsolo. Assim, somente 0,3% encontram-se acessível ao abastecimento humano e para o desenvolvimento

de suas atividades industriais e agrícolas, e de importância vital aos ecossistemas (REBOUÇAS *et al.*, 1999). Desta última parcela muito pouco está disponível para os seres humanos, animais e plantas.

Os resíduos descartados que acabam tomando o rumo dos rios podem estar presentes na água e nos sedimentos, que são as camadas de partículas minerais e orgânicas finamente granuladas que estão em contato com a parte inferior dos corpos d'água naturais (COSTA *et al.*, 2008) e usualmente, são uma mistura complexa de minerais, matéria orgânica e componentes biológicos (FRANZEN, 2009). De uma forma mais literal, o sedimento também é conhecido como aquilo que está disponível para o transporte, algo que se deposita ou depositou e até mesmo o que é passível de se depositar (TRINDADE, 2010). Isso mostra a mobilidade a que os compostos presentes nesse meio estão sujeitos, além de chamar a atenção para a possibilidade da sua liberação por tempo indeterminado para a coluna d'água sem que se perceba (JARDIM, 2004). O Brasil tem 8% da água doce do planeta, cerca de 112 bilhões de metros cúbicos. Aproximadamente 80% das águas nacionais estão na Amazônia, onde só se encontram 5% dos brasileiros. Os outros 20% das águas nacionais têm de abastecer 95% da população (CREA, 1998). Com o advento da Lei 9.433/97 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, não apenas a importância da água e necessidade de sua conservação e uso mais apropriado foi reconhecida pelo poder público, mas também sua importância estratégica e seu valor como capital ecológico (TUCCI, 1999).

Com relação aos padrões de qualidade das águas para os diferentes usos, do ponto de vista legal, a Resolução CONAMA 357/05 regulamenta tanto o número de células de cianobactérias como a aplicação de ensaios ecotoxicológicos. Da mesma forma, com relação à potabilidade, a Portaria do Ministério da Saúde n° 2914/11 estabelece limites para o número de células de cianobactérias e concentrações de cianotoxinas. As intoxicações por cianobactérias podem ocorrer via consumo de água de reservatório com a presença de florações, por meio de atividades de recreação em mananciais comprometidos ou pelo consumo de animais contaminados com toxinas. A prática de esportes náuticos em que há contato direto com a água em locais comprometidos pela presença de cianobactérias é considerada como exposição de alto risco, devendo, portanto, ser evitada para o ser humano não se tornar susceptível a irritações alérgicas na pele e nos olhos, a necrose de tecidos, asma, entre outros efeitos. De acordo com Garcia *et al.* (2004), já há casos comprovados de morte pela ingestão de alimentos contaminados com elevada concentração de toxinas.

Cada vez mais tem chamado a atenção para utilização racional dos recursos hídricos, uma vez que, se não houver um controle maior deste bem natural, a procura será cada vez maior do que a demanda.

1.1 Justificativa

A água é uma substância fundamental para a vida na Terra. Com o crescente aumento da população e o conseqüente impacto nos recursos hídricos tornam-se cada vez mais necessárias medidas que permitam a preservação, manutenção e recuperação da qualidade e quantidade de água no planeta. Cada vez mais tem se chamado a atenção para utilização racional dos recursos hídricos, uma vez que, se não houver um controle maior deste bem natural, a procura será cada vez maior do que a demanda. As águas naturais possuem um valor inestimável para indicar as condições ambientais de um determinado ecossistema. A avaliação dos recursos hídricos, bem como o gerenciamento e planejamento ambiental, não pode ser realizada sem este tipo de estudo (PIMENTEL, 2001). A qualidade da água dos nossos rios lagoas e outros reservatórios está comprometida pelos poluentes que nela são lançados, provenientes de esgotos domésticos ou efluentes industriais, ou de outras fontes decorrentes de contaminantes carreados pela água de chuva que escoam pela superfície do solo ou pavimentação (SOARES & MAIA, 1999).

A integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos continentais vem recebendo com maior intensidade os impactos causados pelas atividades humanas nas últimas décadas e suas comunidades estão sujeitas às diversas alterações ambientais sendo, em muitos ambientes, substancialmente reduzidas ou mesmo eliminadas. Assim, a crescente demanda e contínua pelos recursos aquáticos, causadas pelo crescimento populacional, urbanização, industrialização e irrigação podem levar a uma rápida e contínua degradação destes ambientes (MEDEIROS, 2002). É no sedimento dos ambientes aquáticos onde ocorrem todos os processos (sendo eles físicos, químicos e microbiológicos) relacionados a esse meio. Esses processos estão ligados diretamente à produtividade do ecossistema aquático e também terrestre. Eles não são importantes apenas para a ocorrência dos processos, mas no estudo da evolução histórica e armazenamento de elementos conservativos. Sem esquecer que também são necessários nos estudos e avaliações da intensidade e forma de impactos a que os ecossistemas aquáticos estiveram ou estão submetidos (SAMPALHO, 2003).

A formação do núcleo urbano do município de Três Lagoas iniciou-se no entorno da Lagoa Maior e foi impulsionada pela construção da Estrada de Ferro Noroeste do Brasil (LEVORATTO 1999). Esse mesmo autor considera a Lagoa Maior "o principal patrimônio de nossa terra, possuidor de um significativo valor cultural, estético, histórico, turístico e paisagístico para o nosso povo". Segundo Aranha (1999), até a década de 1930 essa lagoa foi um balneário rodeado por jardins, com águas limpas que eram usadas para banho, pesca e navegação recreativa. Então porque não tentar revitalizar esta histórica Lagoa que já esta inserida como patrimônio ecológico da cidade.

Acredito que a educação é uma das responsáveis pela formação do homem, e prepará-lo é preparar as novas gerações, para agir com responsabilidade, ética e sensibilidade.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência dos bioindicadores na qualidade físico química das águas superficiais da Lagoa Maior urbana de Três Lagoas/MS.

1.2.2 Objetivos Específicos

Monitorar de março de 2013 a fevereiro de 2014, a qualidade microbiológica da água da Lagoa Maior urbana no município de Três Lagoas - MS;

Avaliar se os fitoplanctônicos são bons bioindicadores na qualidade e limitações de uso das águas superficiais, na Lagoa Maior urbana de Três Lagoas.

Levantar e avaliar a composição, estrutura e distribuição das espécies de macrófitas da Lagoa Maior urbana, no período de março de 2013 a fevereiro de 2014;

Enquadrar a lagoa dentro das classes de limitações do uso das águas superficiais do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 *Breve histórico*

No ano de 1991 a Prefeitura Municipal encomendou a uma construtora um projeto de urbanização da lagoa (Construtora Brasília, 1991), que incluiu escavar uma parte da lagoa para aumentar sua profundidade, e essa “fatia” foi impermeabilizada e separada do restante da lagoa para uso por banhistas. O projeto também incluiu a retirada do sedimento que assoreava boa parte da área, mas as obras foram novamente interrompidas. Segundo informações colhidas entre representantes de órgãos ambientais do município, a interrupção pelo IBAMA ocorreu por faltar um plano de salvamento para a fauna, fato agravado depois que alguns animais foram mortos pelas máquinas (peixes, aves e uma sucuri de grande porte). Em consequência, o sedimento removido permaneceu nas áreas marginais da lagoa (Figura 4); com o passar do tempo, tais áreas foram sendo cobertas por vegetação invasora como braquiária, capim-colonião, arranha-gato, mamona que misturadas a plantas típicas de locais inundados, como as macrófitas (sobretudo junco e taboa) e até mesmo arbóreas, como embaúba.



Figura 4.:vista da Lagoa Maior (1994), onde podem ser observadas a área coberta por macrófitas e a área reservada a banhistas (triângulo ao fundo). (Fonte: Prefeitura Municipal, 1994)

Como o conjunto lacustre tem conexões naturais decorrentes das diferenças de nível existentes, nos períodos chuvosos a drenagem natural vertia água desde a Lagoa Menor para a do Meio e desta para a Maior, provocando alagamentos na área de baixios situada entre elas. Com o crescimento da cidade e a ocupação urbana da região entre as lagoas (atual Bairro Interlagos), as inundações passaram a ser um transtorno para a população; a Prefeitura instalou um sistema de bombeamento de água desde a Lagoa do Meio para a Maior, cujo excesso era vertido para a galeria de águas pluviais, ligada ao Córrego da Onça (Figura 5).

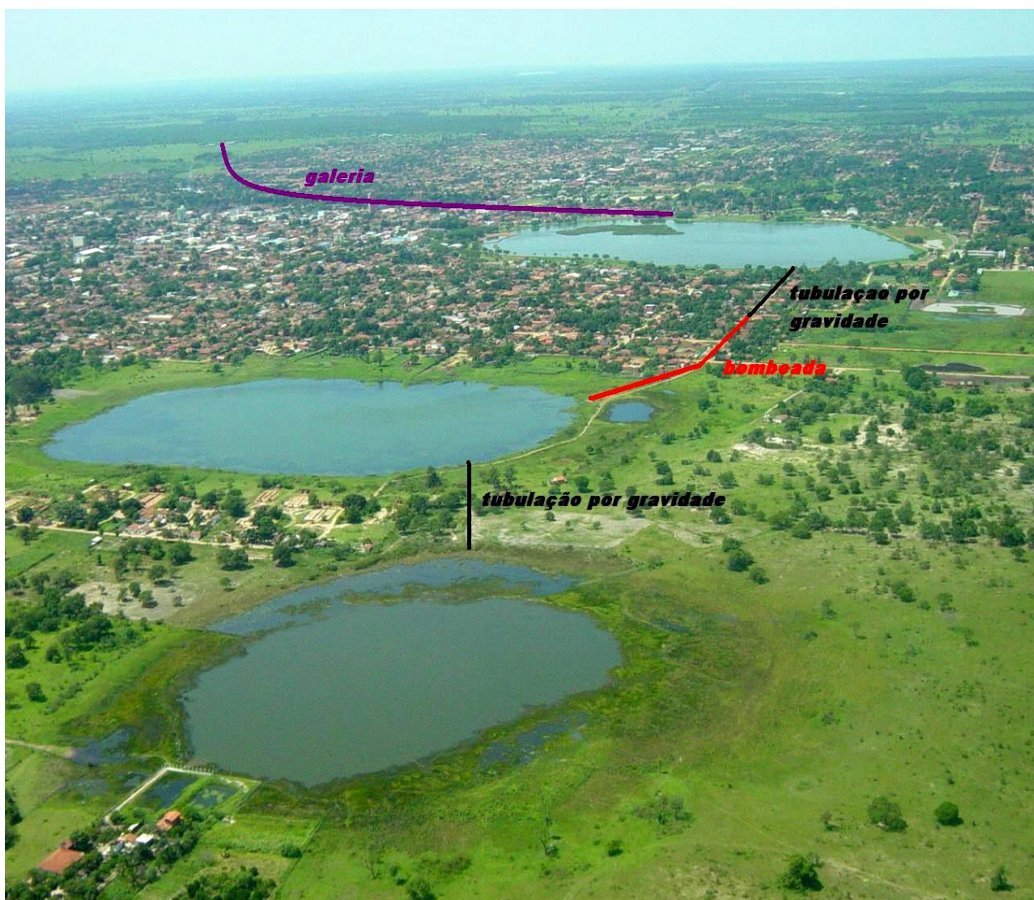


Figura 5: Esquema da interligação entre as lagoas. (Fonte: Guedes, M. V. 2005)

Em 1998 um novo projeto de urbanização da Lagoa Maior foi desenvolvido pela Prefeitura Municipal, com diversas ações para a recomposição da paisagem local. Foram reformulados os sistemas de entrada e saída de água, criando-se as chamadas lagoas de contenção, para recebimento das águas pluviais, que permitiam a decantação de parte do material sólido antes do ingresso da água na lagoa. Com apoio técnico e financeiro da CESP (Companhia Energética de São Paulo), a lagoa foi integralmente drenada, visando

remover a vegetação e grande parte de seu substrato (SILVA, 2004) (Figura 6). Posteriormente foi restabelecido o aporte de água desde a Lagoa do Meio e feito o tratamento paisagístico das imediações.



Figura 6: Imagem da Lagoa Maior em 1998, quando da remoção de substrato e vegetação. (Foto: Vilela, M. J. A.)

Em análise dos sedimentos se observa o grande espalhamento de substrato arenoso. No passado essa parte da lagoa foi aterrada visando o estabelecimento de área para banho, projeto, mais recentemente, abandonado.

Algumas Lâminas delgadas do substrato permitem observar predominância minerogênica (cristais de quartzo) mas presença, em todos os campos observados, de espículas de esponja, elementos esqueletais de poríferos. Tais remanescentes são altamente alergóginos, sendo capazes de induzir fortes reações tóxicas (inchaços e coceiras), oftálmicas (conjuntivites) e respiratórias (rinites). Observam-se substratos predominantemente pelíticos (siltico-argilosos) de cor escura, em cuja composição predominam massivamente os mesmos elementos esqueletais de poríferos, aos quais se somam remanescentes quebrados de frústulas de diatomáceas, matéria biogênica silicosa, também de amplo potencial alergógeno. Na região do Alto Paraná esses finos sedimentos lacustres são popularmente conhecidos como pó-de-mico; resultam da meteorização de uma camada de rocha (espongilito) antes existente sob o bento da maior parte das lagoas de várzea da região. O registro micrográfico dos substratos amostrados e analisados(Figura 7),

revela diferentes tipos de sedimentos potencialmente prejudiciais à saúde humana, com destaque para as espículas de esponjas e os restos orgânicos em decomposição; os primeiros com grande potencial alergógeno e a matéria orgânica, associada a variados tipos de bactérias, potencialmente indutora de processos infecciosos, analisados por Silva (2004).

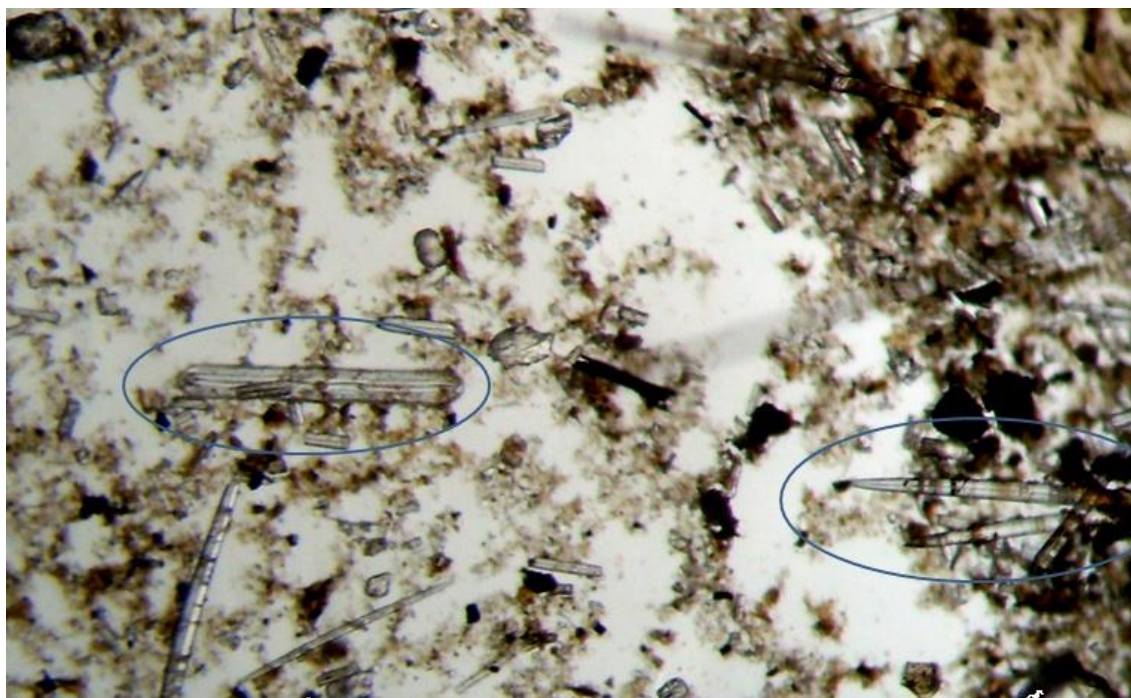


Figura 7: (Fonte: Silva, J. L. L., 2004) Fotomicrografia dos sedimentos. Circulados uma frústula de diatomácea (a esquerda) e espículas de esponjas (a direita). Observe-se grande quantidade de grãos de silte e argila e pontuações escuras maiores de matéria orgânica em decomposição.

Um projeto de remodelamento das lagoas, elaborado por uma empresa de assessoria ambiental de Campo Grande, foi aprovado em 2009. Ele inclui a criação de uma Área de Proteção Permanente, unidade de conservação (UC) de uso sustentável, dentro do qual estaria inserido o “Complexo das Lagoas”. Esta categoria de UC tem os objetivos de proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais.

Desde a obtenção da Licença Prévia (LP 119/2009), a Prefeitura passou a adotar um programa de controle das macrófitas da Lagoa Maior, com intuito de manter o aspecto paisagístico adotado. O manejo consiste na remoção (manual e com auxílio de ancinhos) das macrófitas submersas e flutuantes e no corte das enraizadas emergentes que crescem nas áreas marginais mais rasas, além do corte frequente do gramado que recobre as áreas com uso de máquinas elétricas e retirada com trator, medida também adotada nas

lagoas de contenção. Parte da vegetação retirada tem sido usada como retentor de umidade junto às palmeiras

2.2 Fatores físicos e químicos como agente de monitoramento de qualidade das águas superficiais

Segundo Esteves (1998), a turbidez é uma medida da capacidade de dispersão da radiação. Uma das principais causas da turbidez é a matéria sólida em suspensão, e também matérias orgânicas e inorgânicas, em áreas em que houve a retirada da mata natural para inserção de agricultura, ou com solos descobertos que dão origem a estes materiais.

Parâmetros Físicos: cor, turbidez, sabor e odor, temperatura.

Parâmetros Químicos: Ph, alcalinidade, acidez, dureza, ferro, manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, micropoluentes inorgânicos e micropoluentes orgânicos.

Condutividade elétrica (CE) - é a medida da facilidade da água em conduzir a corrente elétrica. É diretamente proporcional ao teor de sólidos dissolvidos sob a forma de íons.

Os resíduos descartados que acabam caindo nos rios e lagos e podem estar presentes na água e nos sedimentos, que são as camadas de partículas minerais e orgânicas finamente granuladas que estão em contato com a parte inferior dos corpos d'água naturais e, usualmente, é uma mistura complexa de minerais, matéria orgânica e componentes biológicos, que de uma forma mais literal, é o sedimento que também é conhecido como aquilo que está disponível para o transporte, algo que se deposita ou depositou e até mesmo o que é passível de se depositar (TRINDADE, 2010). É no sedimento dos ambientes aquáticos onde ocorrem todos os processos (sendo eles físicos, químicos e microbiológicos) relacionados a esse meio. Esses processos estão ligados diretamente à produtividade do ecossistema aquático e também terrestre, a concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades levando estes corpos d'água à eutrofização (ESTEVES, 1986). Tal processo acontece principalmente em lagos e represas, embora possa ocorrer mais raramente em rios, uma vez que as condições ambientais destes serem mais desfavoráveis para o crescimento de algas. São vários os efeitos indesejáveis da eutrofização, entre eles: maus odores e mortandade de peixes, mudanças na biodiversidade aquática, redução na navegação e capacidade de transporte, modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial, contaminação da água destinada ao

abastecimento público. Em alguns casos, as toxinas podem estar presentes na água após o tratamento da mesma, o que pode agravar seus efeitos crônicos. Desta maneira introduz-se a distinção de contaminante (todo elemento ou composto que ocorre em concentrações mais elevadas do que os naturais) e poluente (qualquer matéria ou energia que interfira na saúde e segurança da população, e além de prejudicar suas atividades sociais e econômicas). Porém, a presença de contaminantes pode qualitativa ou quantitativamente alterar as características naturais do ambiente, e também sua utilização, gerando assim efeitos negativos e constituindo poluição. O contaminante torna-se então, um poluente (VON RÜCKERT, 2010).

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Nesse índice, os resultados do índice calculados a partir dos valores de fósforo, devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. Segundo Lamparelli (2004) o cálculo do IET em rios, a partir dos valores de fósforo total, é feito pela fórmula (Equação 2.1).

$$IET = 10 \left(6 - \left(0,42 - 0,36 \left(\frac{\ln(PT)}{\ln(2)} \right) \right) \right) \quad (2.1)$$

Onde o fósforo total (PT) é expresso em micrograma por litro.

Em reservatórios, o cálculo do IET a partir dos valores de fósforo é feito pela Equação 2.2.

$$IET = 10 \left(6 - \left(1,77 - 0,42 \left(\frac{\ln(PT)}{\ln(2)} \right) \right) \right) \quad (2.2)$$

onde o fósforo total (PT) é expresso em micrograma por litro.

2.2.1 Fósforo

Constituinte responsável: sólidos em suspensão ou dissolvidos ortofosfatos (diretamente disponíveis para o metabolismo biológico - formas mais simples: fosfato, hidrogenofosfato, diidrogenofosfato, ácido fosfórico), polifosfato (moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de P; hidrólise-ortofosfato (processo lento) e fósforo orgânico; Unidade: mg/L. Origem natural: dissolução de solos, decomposição da matéria orgânica. Origem antropogênica: esgotos domésticos, despejos industriais, fertilizantes, detergentes. Importância: elemento indispensável para o crescimento de vegetais e algas

(quando em elevadas concentrações pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos levando à eutrofização - Tabela 1.

Tabela 1 : Caracterização do meio quanto à concentração de fósforo.

Concentração	Característica
< 0,01 a 0,02 mg/L	Não eutrófico
0,02 < [P] < 0,05 mg/L	Estágio intermediário
> 0,05 mg/L	Eutrófico

Fonte: Tundisi, 2000.

2.2.2 Nitrogênio

Constituinte responsável: sólidos em suspensão ou dissolvidos. Unidade: mg/L
Origem natural: constituinte de proteínas e vários outros compostos biológicos. Origem antropogênica: esgotos domésticos, despejos industriais, fertilizantes. Importância: nitrogênio na forma de nitrato: associado a doenças como metahemoglobinemia; na forma de amônia, tóxico aos peixes; elemento indispensável para o crescimento de vegetais e algas (quando em elevadas concentrações pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos levando a eutrofização); Nos processos bioquímicos: conversão da amônia a nitrito (e deste a nitrato) implica no consumo de OD e alcalinidade; Determinação da forma predominante do N pode fornecer informações sobre o estágio da poluição (poluição recente, nitrogênio na forma orgânica ou de amônia; poluição mais remota, nitrato).

2.2.3 Cloretos

Constituinte responsável: sólidos dissolvidos Unidade: mg/L. Origem natural: dissolução de minerais, intrusão de águas salinas. Origem antropogênica: esgotos domésticos, despejos industriais, irrigação. Importância: sabor salgado da água potável [Cl] < 250 mg/L Oxigênio dissolvido - Matéria orgânica - Micropoluentes orgânicos e inorgânicos.

2.3 Fatores microbiológicos como agente de biomonitoramento das águas superficiais

A população microbiana aquática reflete as condições terrestres circundantes, mostrando os efeitos de práticas domésticas, agrícolas e industriais, conduzindo assim a uma degradação da qualidade da água decorrente do impacto das atividades humanas. Os microrganismos encontrados em ambiente aquático são determinados pelas condições físicas e químicas que ocorrem naquele ambiente, e essas condições variam de um local

para o outro e em relação a fatores como temperatura, luminosidade, pH e nutrientes. Algumas espécies microbianas são nativas em áreas ecológicas específicas, enquanto outras são transitórias, provenientes de atividades humanas que geram um impacto na biodiversidade. Por exemplo, em águas que recebem esgotos domésticos com grande quantidade de nutrientes orgânicos, podem ser encontradas bactérias do grupo coliforme, como a *Escherichia coli*. A presença deste microrganismo na água pode indicar risco potencial à saúde, uma vez que o mesmo é proveniente do intestino grosso do homem e de animais de sangue quente, indicando assim contaminação fecal, isto acontece também com outras bactérias como os estreptococos fecais, e também vírus intestinais como o causador da Hepatite A ou da poliomielite (GREENBERG *et al.*, 1992).

A quantificação bacteriana em corpos d'água é de grande interesse para saúde pública, uma vez que a detecção de altos níveis bacterianos está frequentemente associada com elevados níveis de patógenos para humanos (USEPA, 1986). A maioria dos microrganismos patogênicos, causadores de doenças transmitidas pela água, é predominantemente de origem fecal e são conhecidas como patógenos entéricos. O termo microrganismos indicadores refere-se a um tipo de microrganismo cuja presença na água é evidência de que ela está poluída com material fecal de origem humana ou de outros animais de sangue quente. Este tipo de poluição indica que qualquer microrganismo patogênico que ocorre no trato intestinal desses animais pode também estar presente (PELCZAR, 1997). Grande parte dos coliformes, principalmente os fecais, tem demonstrado grande relevância científica no estudo microbiológico de águas advindas de lençóis freáticos pela sua grande diversidade. Podem ser encontrados *E. coli* e *Pseudomonas aeruginosa*, sendo estes os organismos patogênicos mais estudados devido à sua ação bacteriológica na infecção diarréica (MARTINS, 1991).

Os indicadores de poluição mais comumente utilizados são os coliformes, principalmente o grupo dos coliformes fecais ou termotolerantes e os totais. A composição da microbiota em um corpo d'água pode ser influenciada por vários parâmetros físicos e químicos, como por exemplo, temperatura, pH, oxigênio dissolvido e fosfatos totais dissolvidos (MORAIS *et al.*, 1996). Os coliformes fecais, um subgrupo dos coliformes totais representados principalmente pela espécie *E. coli*, têm sido extensivamente utilizados no monitoramento da qualidade de águas e são considerados os mais específicos indicadores de qualidade de águas destinadas a potabilidade e balneabilidade. O grupo coliforme é constituído por bactérias pertencentes aos gêneros *Citrobacter*, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Klebsiella* (NOGUEIRA *et al.*, 2003). Diversos fatores podem interferir

sobre a enumeração dos coliformes, como pH, temperatura e outros organismos presentes na água. (GUILHERME & SILVA, 2000). A qualidade bacteriológica de águas recreacionais é avaliada pelos mesmos indicadores recomendados para águas destinadas ao consumo humano, isto é, coliformes totais e coliformes fecais (YOSHPE-PURER *et al.*, 1987).

Segundo KUHNERT *et al.* (2000), existe uma grande diversidade de linhagens de *E. coli* comensal pertencentes a diferentes sorotipos, e que podem ser isoladas das fezes de indivíduos saudáveis. Estas linhagens são eliminadas maciçamente no ambiente e podem contaminar os alimentos, a superfície de corpos d'água e os sedimentos, geralmente sem causar nenhum efeito adverso à saúde humana. A *E. coli* comensal da microbiota intestinal é considerada inofensiva para o hospedeiro e é um patógeno oportunista. A utilização do grupo coliforme como critério de adequação microbiológica da água de consumo proporcionou sua adoção como padrão de potabilidade nas legislações de todos os países que regulamentaram a mesma questão (CERQUEIRA, 1997). A metodologia padrão empregada no exame bacteriológico da água, para medida do grupo coliforme, inclui a técnica dos tubos múltiplos. Os organismos aplicados no biomonitoramento incluem os indicadores microbiológicos capazes de verificar a contaminação de corpos d'água por resíduos humanos; entre os mais utilizados estão os coliformes fecais e os termotolerantes, encontrados em elevadas concentrações nas fezes humanas.

As bactérias do grupo coliforme têm sido extensivamente utilizadas na avaliação da qualidade das águas, sendo até hoje o parâmetro microbiológico básico incluído nas legislações relativas à água para consumo humano. O aumento da contaminação das águas naturais intensificou a presença e a persistência de patógenos entéricos, especialmente em áreas atingidas por descarga de esgoto. Sabe-se que a contaminação microbiana das águas possui um alto potencial patogênico, constituindo-se em um problema de saúde pública (TORTORA *et al.*, 2000). Há mais de 70 anos, no monitoramento da qualidade da água, o grupo coliforme vem sendo empregado como indicador biológico específico (SOUZA *et al.* 1983).

Os valores do Índice de Estado Trófico (IET) são classificados segundo classes de estado tróficos, apresentadas, juntamente com suas características - Tabela 2.

Tabela 2 : Classe de estado trófico e suas características principais

Valor do IET	Classe de estado trófico	Características
--------------	--------------------------	-----------------

= 47	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
47 < IET = 52	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
52 < IET = 59	Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
59 < IET = 63	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
63 < 67	Supertrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
> 67	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fontes: CETESB (2007); LAMPARELLI (2004)

2.4 As macrófitas aquáticas como indicadores biológicos das águas superficiais

As macrófitas são organismos que vivem em ambientes úmidos até ambientes saturados de água; Tundisi e Tundisi, (2008). São plantas vasculares aquáticas que necessitam ter as raízes totalmente imersas na água ou em solo bastante úmido. Por este motivo, podem ocorrer dentro ou nas proximidades da água, são bons indicadores da concentração de nutrientes e de outros poluentes, tais como contaminantes tóxicos, herbicidas e metais; compõem uma importante comunidade em ecossistemas límnicos porque, na maioria dos casos, elas são os principais produtores primários, produzem biomassa elevada, e contribuem para a biodiversidade (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998).

A grande maioria dos lagos no mundo propicia o desenvolvimento de extensas comunidades de macrófitas aquáticas em suas regiões litorâneas, as quais desempenham

importante papel no metabolismo de todo o sistema com características morfológicas de cada lago (WETZEL, 1993). Assim, macrófitas e sua microflora e microfauna associadas podem exercer influência importante na dinâmica trófica dos ecossistemas lacustres. Weaver e Clementes (1938 apud ESTEVES, 1998) propuseram o termo macrófitas aquáticas (*macro* = grande, *fito* = planta), o qual definiu amplamente como plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou solos saturados com água. Segundo Cook (1996), "macrófitas aquáticas" são vegetais cujas partes estão fotossinteticamente ativas permanentemente ou por alguns meses submersos ou flutuantes em água e são visíveis a olho nu.

Entretanto, para o *International Biology Program* (IBP), macrófita aquática é a denominação mais adequada para caracterizar plantas que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Desta forma, incluem-se vegetais que variam desde macroalgas, como o gênero *Chara*, até angiospermas, como o gênero *Typha*, capazes de colonizar diversos ambientes, de salobros ou salgados, passando por rios, lagos, brejos e corredeiras até fontes termais (ESTEVES, 1998; POTT, 1999).

As hidrófitas apresentam considerável importância ecológica, uma vez que fornecem um ambiente propício para o desenvolvimento de uma fauna e de bactérias associadas. Ao colonizar ambientes brejosos e margens de lagos, essas plantas contribuem, através de seu sistema radicular e de rizomas, para retenção de sedimentos e de matéria orgânica, e ainda servem como indicadoras ambientais. Por influência da atividade humana, principalmente devido à poluição e à eutrofização de lagos e rios, o equilíbrio ecológico pode ser rompido e dificilmente consegue se restabelecer. A deposição de sedimentos liberados e a turbidez resultante da dissolução da matéria orgânica e da suspensão de partículas orgânicas e inorgânicas podem reduzir consideravelmente a penetração dos raios solares, interferindo na possibilidade de plantas submersas efetuarem a fotossíntese (CORRELL & CORRELL, 1972). Macrófitas em lagos rasos estão envolvidas em vários mecanismos de *feedback*, que tendem a manter um estado de águas claras. São vegetais que habitam desde brejos até ambientes totalmente submersos (SCHEFFER, 1998).

Economicamente, algumas famílias como Alismataceae, Cabombaceae, Nymphaeaceae, Onagraceae, Plantaginaceae, Pontederiaceae e Salviniaceae possuem importância apícola, ornamental, utilização para purificação da água, na produção de cosméticos, entre outras funções (POTT & POTT, 2000).

Pesquisas realizadas nas regiões tropicais, sobre a composição química e o processo de decomposição das macrófitas, evidenciaram o seu importante papel no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, podendo tornar-se as principais controladoras da dinâmica de nutrientes nestes locais, motivo pelo qual passaram a receber maior atenção por parte dos cientistas de todo o mundo (ESTEVES, 1998). Em relação à sua distribuição nos corpos d'água, as plantas aquáticas apresentam algumas formas biológicas, as quais incluem submersas fixas ou livres, flutuantes fixas ou livres, emergentes, anfíbias ou epífitas (IRGANG *et al.*, 1984). Torna-se fundamental a correta observação dessas plantas no ambiente e o conhecimento sobre a morfologia vegetal para o sucesso na identificação científica. Devido ao fato das macrófitas aquáticas constituírem um grupo muito grande, elas são geralmente classificadas em cinco grupos ecológicos, baseados em seu modo de vida no ambiente, as emersas: enraizadas no sedimento, porém as folhas crescem para fora da água, ex: junco, taboa; as com folhas flutuantes, enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água, ex.: lírio-d'água, vitória-régia; as submersas enraizadas, crescendo totalmente debaixo d'água, ex.: elódea, cabomba e as macrófitas aquáticas submersas livres que permanecem debaixo d'água e podem se prender a pecíolos e caules de outras como a utriculária; e por fim as aquáticas que flutuam livremente na superfície da água, ex.: alface-d'água, aguapé, orelha-de-rato (ESTEVES & CAMARGO; 1986).

As macrófitas respondem de forma rápida a gradientes ambientais, sendo adequadas para mapear a variabilidade encontrada em ambientes distintos. No entanto, devido às suas características fisiológicas e sensibilidade a variações no ambiente, podem ter o seu estabelecimento e crescimento determinados por concentração de nutrientes e pH das águas (TREVELIN *et al.*, 2007). Possuindo uma ampla faixa de tolerância à temperatura, estes vegetais podem ocorrer em abundância nas regiões de clima tropical e temperado, podendo estar submetidas a temperaturas que variam de próximo a zero até 60°C, embora temperaturas elevadas favoreçam o seu desenvolvimento. Em condições próximas do limite de tolerância, esses vegetais podem realizar os processos fotossintéticos apenas o suficiente para sua sobrevivência. As variáveis ambientais podem influenciar em conjunto ou isoladamente as características fotossintéticas do vegetal, tanto sazonalmente quanto diariamente. Por outro lado, se as características ambientais são favoráveis, pode ocorrer um acréscimo da produtividade e um conseqüente aumento da propagação vegetativa e sexuada (HENRY-SILVA & CAMARGO, 2000).

Segundo Pandit (1984), as macrófitas de água doce têm maior influência sobre a parte física e química do ambiente do que as plantas terrestres. Quando atingem alta

densidade causam redução no teor de oxigênio dissolvido na água, em decorrência do aumento de matéria orgânica em decomposição, onde atuam microrganismos decompositores que consomem grande quantidade de oxigênio. A redução de oxigênio dissolvido impede a sobrevivência de organismos aeróbios causando a mortandade de peixes e outros organismos aquáticos. Na decomposição anaeróbia há produção de gases, como sulfídrico e metano, o que causa odor e sabor à água (BEYRUTH, 1992). Elas realizam parte da produção primária servindo de alimento para peixes e outros organismos aquáticos. São importantes componentes estruturais e do metabolismo dos ecossistemas aquáticos tropicais sul-americanos. Nesses ambientes, cerca de 95% da biomassa total concentra-se nessas plantas, o que determina que muitas redes tróficas têm seu início no detrito gerado por elas (POMPÊO & MOSCHINI-CARLOS, 2003). Em ambientes nativos, problemas relacionados à infestação por macrófitas aquáticas são mais escassos que em regiões impactadas, o que se deve a fatores naturais que exercem controle sobre um desenvolvimento explosivo dessas populações, dentre eles: competição entre espécies, presença de insetos fitófagos e outros inimigos naturais, períodos de enchentes e alternância do regime hidrológico.

Apresenta importante papel na troca de nutrientes, podendo tornar-se as principais controladoras da dinâmica de nutrientes no ecossistema (JUNK, 1980). Dessa forma, participam intensivamente da reciclagem de nutrientes, podendo assimilar elementos retidos no sedimento por intermédio das raízes, os quais são liberados para a coluna de água através da excreção e da decomposição (GRANÉLI & SOLANDER, 1988). Macrófitas aquáticas também são utilizadas em programas de biomonitoramento devido à sua propriedade de bioacumulação (BENTO *et al.* 2007). Estas plantas também são utilizadas na caracterização ou na despoluição de ambientes aquáticos, para obtenção de biogás, para alimentação de animais e para o controle da erosão de regiões suscetíveis (IRGANG *et al.* 1984).

O Programa da TV "Globo, com equipe de reportagem "Cidades e Soluções"(2014) visitou a maior estação ecológica de tratamento de esgotos do Brasil, em Araruama no Estado do Rio de Janeiro, na Região dos Lagos, a estação usa apenas plantas para tratar a matéria orgânica. São elas que cuidam da parte mais importante do tratamento. São 170 litros de esgoto por segundo. (<http://g1.globo.com>. Acesso:18 de agosto de 2014). E a planta mais interligada é uma espécie de samambaia aquática que pertence ao gênero *salvinia* a mesma encontrada na lagoa antes das "limpezas"

2.5 *Importância do fitoplâncton como biondicador de águas superficiais*

Segundo Felisberto e Rodrigues (2005), a importância das algas em sistemas aquáticos como um recurso natural é, em parte, decorrente de sua disponibilidade por toda a superfície da água e de qualquer substrato imerso. De acordo com Branco (1978), as algas constituem o grupo mais importante do ponto de vista hidrobiológico. Em lagoas há um elevado número de produtores primários de pequenas dimensões como as algas e cianobactérias que habitam tanto o plâncton ou fixas a algum substrato, ou ainda podem ocupar uma imprecisa fronteira entre o plâncton e outras comunidades aderidas, as quais são reguladas pela intensidade luminosa e concentração de nutrientes (MARGALEF, 1983).

Microalgas é uma denominação genérica empregada para designar um conjunto de divisões de algas, caracterizadas por apresentarem formas unicelulares, isoladas ou coloniais. Podem ser encontradas nos mais diferentes ambientes: rios, lagos, oceanos e mares, sendo as que crescem aderidas a qualquer substrato natural ou artificial, denominadas microalgas perifíticas (ESKINAZI-LEÇA *et al.*, 1996). Considerando os substratos vivos, as algas são importantes colonizadores de macrófitas aquáticas (WEHR & SHEATH, 2003). Esta multiplicidade fisiológica do fitoplâncton permite a coexistência de diversas espécies em integração contínua num mesmo volume de água (SCHEFFER *et al.*, 2003) e uma distribuição espacial e sucessão sazonal da comunidade em resposta a variações dos parâmetros ambientais.

A abundância e a composição da comunidade fitoplanctônica fornecem informações sobre a saúde dos ecossistemas, bem como o risco à saúde humana. Isso porque alguns organismos (especialmente cianobactérias) produzem uma ampla variedade de compostos alergênicos, tóxicos e carcinogênicos (GREGOR *et al.*, 2005). O padrão sucessional de mudanças na fisionomia da comunidade algas perifíticas depende de um complexo conjunto de interações entre as características do habitat, fatores alogênicos, autogênicos e composição das espécies (PETERSON, 1996). Estudos mostraram que a trajetória sucessional das espécies no perifiton depende dos fatores ambientais (FERRAGUT & BICUDO 2010).

O perifiton destaca-se não somente como importante produtor primário, mas também como o maior regulador do fluxo de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. Dessa forma, o nível de poluição das águas pode ser rápido e eficientemente avaliado, utilizando medidas de metabolismo e biomassa do perifiton associadas às características físicas e

químicas da água. Assim, muitos organismos perifíticos, por responderem prontamente às mudanças ambientais e aos seus requerimentos específicos, podem ser utilizados como sensíveis indicadores da qualidade da água e de seu estado trófico (POMPÊO & MOSCHINI-CARLOS, 2003).

O estudo da comunidade fitoplanctônica é de fundamental importância como indicativo da qualidade da água, e possibilita a realização de previsões a partir de alterações ambientais (BEYRUTH, 1996). A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução de oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática, a perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. Essas florações podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento e problemas relacionados à saúde pública, podendo gerar danos ao fígado, sistema nervoso e epiderme (AZEVEDO & BRANDÃO, 2003).

As cianobactérias são conhecidas também como cianofíceas, cianoprocariotas, algas azuis ou verde azuladas. São organismos procarióticos fototróficos que apresentam formas unicelulares, coloniais ou filamentosas, com cerca de 150 gêneros e mais de 2000 espécies (HOEK *et al.* 1995). São organismos que se aproximam das bactérias devido à ausência de núcleo verdadeiro e plastos; ausência de formas de reprodução sexuada, parede celular glicopeptídica, ausência de mitocôndria, complexo de Golgi e retículo endoplasmático e acúmulo de cianoficina (amido das cianofíceas) como substância de reserva, que por sua vez é bastante semelhante ao glicogênio. Por outro lado, assemelham-se às algas devido aos seguintes fatores: presença de clorofila e de pigmentos hidrossolúveis (ficobilinas: c-ficocianina, c-ficoeritrina, allo-ficocianina) e lipossolúveis (beta-caroteno e xantofilas: micoxantina, micoxantofila, oscillaxantina).

Em águas continentais, as cianobactérias são os únicos organismos fitoplanctônicos que produzem toxinas prejudiciais aos animais e ao homem, (CARMICHAEL, 1988). As cianotoxinas são produtos do metabolismo secundário das cianobactérias e a produção ou não destas toxinas, assim como o estado fisiológico das células, parece estar relacionado a fatores ambientais, tanto físicos quanto químicos (CARMICHAEL, 1988). As intoxicações humanas por toxinas de cianobactérias podem ocasionar problemas hepáticos (hepatotoxinas), neurológicos (neurotoxinas), dermatites (dermatotoxinas), reações citotóxicas (citotoxinas) e irritações ao contato (endotoxinas).

Com relação à variabilidade anual do nível hidrológico de um curso de água, a composição e a abundância do fitoplâncton em lagos marginais podem apresentar

modificações substanciais. Na Lagoa Albuquerque no Pantanal, Espíndola *et al.* (1996) encontraram densidade máxima do fitoplâncton no período de águas altas, enquanto abundância mínima foi registrada no período de águas baixas, correspondendo a efeitos de concentração e diluição, respectivamente, com a mudança do nível hidrológico do rio.

Têm sido apontadas como as causas mais frequentes do processo de eutrofização artificial, a qual provoca maior incidência de floração de microalgas e cianobactérias, as inúmeras formas de impacto antrópico nos ecossistemas aquáticos, o lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado, a ausência de um programa de coleta e disposição de resíduos sólidos, a destruição da mata ciliar dos mananciais, favorecendo a erosão e o transporte de elevada carga de sedimentos para o interior destes corpos d'água (BARBOSA, 1994). A necessidade de monitoramento e controle de cianobactérias nas águas continentais brasileiras é uma necessidade atual, uma vez que os estudos têm confirmado a ocorrência de cianobactérias tóxicas em reservatórios utilizados para abastecimento público e lagos da maioria dos estados brasileiros. No entanto, as crescentes preocupações relacionadas com as cianobactérias estão relacionadas ao fato de que uma proporção significativa delas produzem uma ou mais toxinas. Nos últimos vinte anos as cianobactérias passaram a fazer parte da lista dos chamados "patógenos emergentes", podendo liberar estas toxinas com graves efeitos à saúde do homem e de outros animais, principalmente quando ingeridas ou inoculadas (JARDIM & VIANA, 2003). As florações de cianobactérias são resultantes do crescimento exponencial de suas células, favorecidas por alta temperatura, pH elevado, disponibilidade de fósforo e nitrogênio inorgânico (MATTHIENSEN, 2000). A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Várias espécies vivem em solos e rochas onde desempenham um importante papel nos processos funcionais do ecossistema e na ciclagem de nutrientes. Entretanto, ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta melhor crescimento em águas neutro alcalinas (pH 7-9), temperatura entre 15 a 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (AZEVEDO, 1998).

3. METODOLOGIA

Para o monitoramento da Lagoa Maior, foram realizadas coletas pela manhã, entre 8:00 e 11:00 horas, de março de 2013 até fevereiro de 2014, perfazendo um ano de amostragem, em oito pontos para o fitoplâncton, e cinco pontos para os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos e para as macrófitas, o método de caminhamento para coleta dos materiais (FILGUEIRAS *et al.*, 1994) e os registros fotográficos seguiram recomendações de Judd *et al.* (2009). A determinação foi realizada por meio de chaves de identificação, bibliografias especializadas e experiência prévia de membros da equipe. A classificação taxonômica das famílias seguiu o sistema APGII – Angiosperm Phylogeny Group II (2003), no qual as famílias se posicionam de acordo com suas relações filogenéticas. As grafias dos nomes científicos e seus descritores seguiram os registros das bases de dados do Missouri Botanical Garden e The International Plant Names Index, ambos disponíveis no site The Plant List (2010).

Os pontos foram selecionados utilizando-se os critérios para o monitoramento físico, químico e biológico: diversidade de uso da terra, sistema de drenagem, sobretudo de caixas de retenção e canalização de ligação da lagoa do Meio para a Maior, para complementação de vazão. Todos os locais de amostragem tiveram suas coordenadas determinadas com emprego do Global Positioning System (GPS), marca Garmin, modelo GPSmap 76CSx, para melhor localizar as posições dos pontos nas imagens de satélite e determinação precisa no mapa (Figura 8). A tabela 3 mostra as posições dos pontos escolhidos para as análises e breve descrição dos locais.

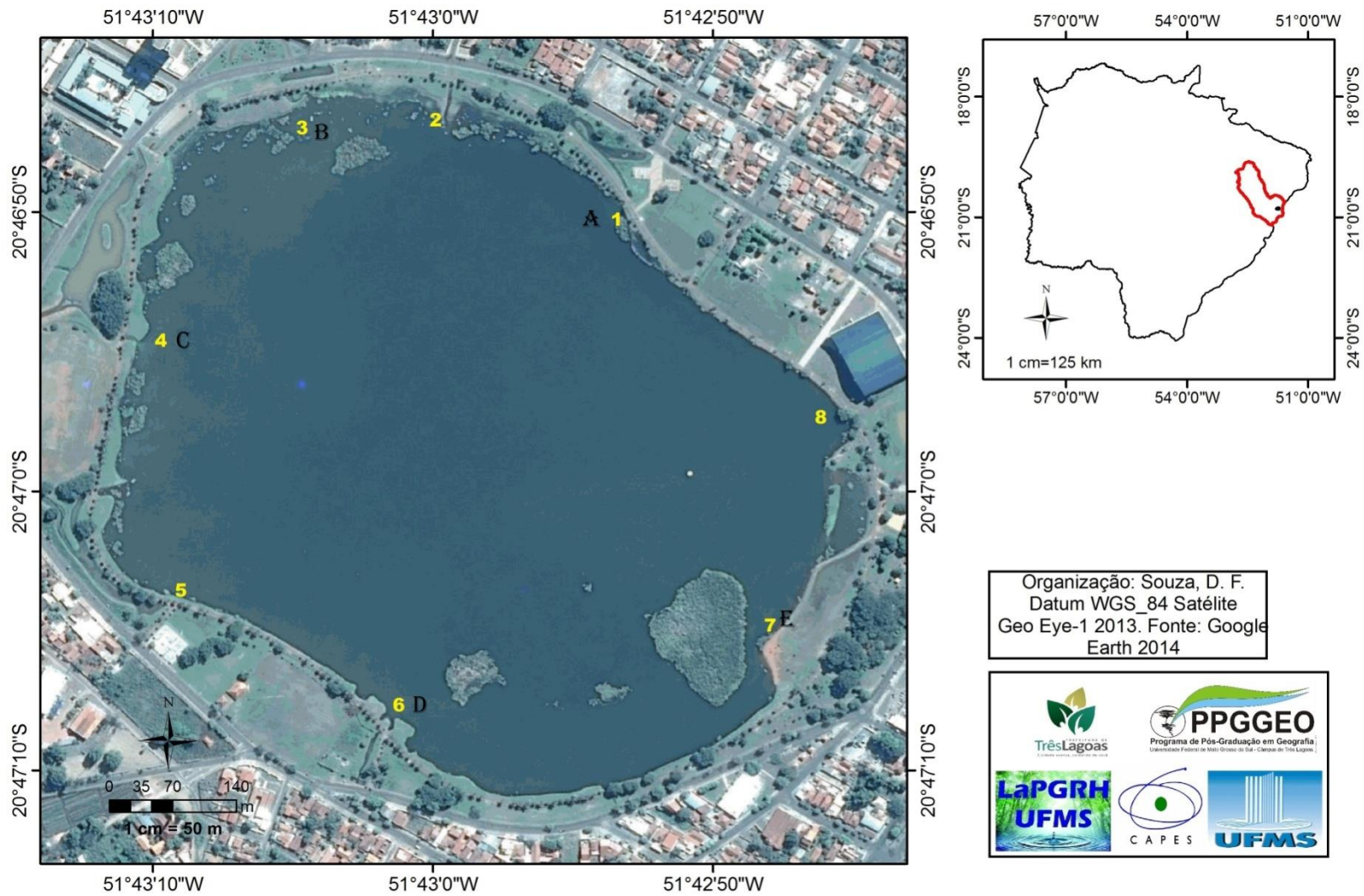





Figura 8 : Pontos para coleta do microbiológico, físico químico representado por letras e fitoplâncton pelos números. Fonte : Souza, 2014.

Tabela 3: Localização das estações de monitoramento da qualidade das águas superficiais da Lagoa Maior para coletas do fitoplâncton, físico químico e microbiológico em Três Lagoas, MS.

Ponto	Amostragem	Coordenadas Geográficas	Localização e Caracterização do Ponto	Observação
1	Fitoplâncton Microbiológico	20°46'81"S 51°42'85"W	Em frente da Pracinha de Exercícios, próximo à entrada da caixa de retenção de água.	 Fluxo constante de água entrando na Lagoa.
2	Fitoplâncton Microbiológico	20°46'73"S 51°42'95"W	Entrada das águas da Lagoa do Meio	 Época de chuva, aberto, com vazante intensa
3	Fitoplâncton	20°46'47"S 51°42'75"W	Próximo à entrada de água da caixa de retenção do Empório da Lagoa	 Fluxo constante de água entrando na Lagoa
4	Fitoplâncton Microbiológico	20°46'88"S 51°43'14"W	Próximo à entrada das águas da caixa de retenção do OT	



Fluxo constante de água entrando e saindo dos diques de contenção

5	Fitoplâncton	20°46'96"S 51°43'16"W	Próximo à entrada das águas da caixa de retenção da pista de Skate
---	--------------	--------------------------	--



Fluxo constante de água entrando na Lagoa

6	Fitoplâncton Microbiológico	20°47'11"S 51°42'99"W	Saída para o córrego da Onça
---	--------------------------------	--------------------------	------------------------------




Fluxo constante de água saindo da lagoa para o córrego do onça na época das chuvas

7	Fitoplâncton Microbiológico	20°47'06"S 51°42'76"W	De frente ao aterro na entrada principal da Lagoa
---	--------------------------------	--------------------------	---



Área de alimentação dos patos e gansos não silvestres

8	Fitoplâncton	20°47'02"S 51°42'73"W	De frente ao ginásio de esportes	
---	--------------	--------------------------	----------------------------------	--

Área com várias rochas basálticas, colocadas no final.

3.1 Coleta das Amostras

3.1.1 Coleta de material físico e químico

A coleta de amostras para os parâmetros físicos e químicos foi realizada com frascos de vidro, transparente amarrado em uma haste, com coleta direta na profundidade média de 20 a 30 cm em cada ponto (Figura 9). Alguns parâmetros foram analisados em campo utilizando o aparelho modelo Horiba modelo U 50. (Figura 10)



Figura 9: Frasco vidro transparente .



Figura:10 :Horiba Mod.U 50

3.1.2 Coleta de material microbiológico

As coletas microbiológicas foram feitas com auxílio de frascos de polietileno de parede dupla de volume de 200 mL, esterilizados em autoclave. O material foi coletado na profundidade média de 20 a 30 cm de cada ponto escolhido. Não foi adicionado nenhum fixador, pois as amostras precisam estar vivas e cultivadas rapidamente após a coleta (Figura 11).



Figura 11: Frascos com as amostras para as análises microbiológicas.

3.1.3 Coleta de macrófitas aquáticas

A coleta de plantas aquáticas foi realizada de acordo com Fidalgo & Bonini (1989), seguindo as técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico, acondicionado no herbário do Campus de Três Lagoas - UFMS.

3.1.4 Coleta de material fitoplanctônico

Para a coleta das amostras da comunidade fitoplanctônica, foi utilizado o coletor de malha de 20 μ m de abertura (Figura 12), frascos âmbar esterilizados em autoclave e fixados com lugol a 2% (Figura 13) e a coleta direta (BICUDO & MENEZES, 2006). O material foi coletado na profundidade média de 20 a 30cm em cada ponto.



Figura12: Coleta de fitoplâncton por meio de malha 20 μ m.



Figura 13: Frasco âmbar para a coleta do fitoplâncton

3.2 Análise das Amostras

3.2.1 Análise das amostras físico e químico

As análises das amostras para os parâmetros físicos e químicos foram realizadas em campo (oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, pH, temperaturas do ar e água, salinidade, sólidos totais dissolvidos e potencial redox) por meio do equipamento Horiba U50 e em laboratório (demanda química de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total). A tabela 4 traz uma breve síntese da forma de análise das amostras.

Tabela 4 : Parâmetros, equipamentos e métodos utilizados para análise da qualidade das águas superficiais da Lagoa Maior urbana, Três Lagoas/MS, de março de 2013 a fevereiro de 2014

Parâmetros	Unidade	Equipamentos	Método
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Ppm	Espectrofotômetro	Standard Methods 5220D (APHA, 1995) Espectrofotométrica
Nitrogênio Total	Ppm	Espectrofotômetro	Standard Methods 5220D (APHA, 1995)) Espectrofotométrica
Fósforo Total	Ppm	Espectrofotômetro	Standard Methods 5220D (APHA, 1995) Espectrofotométrica
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	Horiba U50	Eletrométrico
Condutividade (CE)	uS/cm	Horiba U50	Eletrométrico
Turbidez	UNT	Horiba U50	Eletrométrico
Potencial Hidrogeniônico	pH	Horiba U50	Eletrométrico
Temperatura do ar	°C	Horiba U50	Eletrométrico
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	Horiba U50	Eletrométrico
Potencial Redox	mV	Horiba U50	Eletrométrico

Fonte: Pinto *et.al.*(2010).

As amostras de água obtidas nos pontos de coleta foram analisadas e classificadas segundo a Resolução do CONAMA 357/2005 (Tabela 5).

Tabela 5 : Classificação das águas doces brasileiras, segundo seus usos preponderantes, de acordo com a Resolução CONAMA n. 357/2005.

Classes	Principais usos
Especial	Consumo humano com desinfecção; Preservação de equilíbrio natural das comunidades aquáticas; Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
I	Consumo humano, após tratamento simplificado; Proteção das comunidades aquáticas; Recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho) Resolução CONAMA n. 274, de 2000; Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de películas e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
II	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, Resolução CONAMA n. 274, de 2000, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e à aquicultura e à atividade de pesca.
III	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais.
IV	Navegação e à harmonia paisagística

A Tabela 6 apresenta alguns limites para o enquadramento nas classes de águas doce de acordo como a resolução CONAMA 357/05 para alguns itens que foram avaliados no presente trabalho, como oxigênio dissolvido (OD), pH, turbidez condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (TDS) e potencial de oxirredução (ORP).

Tabela 6 : Classificação das águas doces brasileiras, segundo seus limites, de acordo com a Resolução CONAMA n. 357/2005 e adaptação efetuada por Souza & Pinto (2010).

Classes	Limites de enquadramento
Especial	Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água. OD + 10,0 mg/l pH 6,0 a 9,0 Turbidez até 20 NTU Condutividade Elétrica até 50 TDS 0 a 200 mg/L ORP até 300 mV
I	OD 10 a 6 mg/l pH 6,0 a 9,0 Turbidez 20 até 40 NTU Condutividade Elétrica 50 até 75 TDS 200 a 300 mg/L

	ORP 300 a 400 mV
II	OD 6 a 5 mg/l pH 6,0 a 9,0 Turbidez 40 até 70 NTU Condutividade Elétrica 75 até 100 TDS 300 a 400 mg/L ORP 400 a 500 mV
III	OD 5 a 4 mg/l pH 6,0 a 9,0 Turbidez 70 até 100 NTU Condutividade Elétrica 100 até 150 TDS 400 a 500 mg/L ORP 500 a 600 mV
IV	OD - 4 mg/l pH 6,0 a 9,0 Turbidez acima de 100 NTU Condutividade Elétrica +150 TDS +500 mg/L ORP + 600 mV

Fonte: Pinto et al. (2010)

3.2.2 Análise microbiológico das amostras de água

3.2.2.1 Técnica dos Tubos Múltiplos

As análises microbiológicas foram desenvolvidas no laboratório de Genética Molecular e de Microrganismos/Biotecnologia, da CPTL/UFMS. As amostras foram submetidas à técnica dos tubos múltiplos, para determinação do número mais provável de coliformes (NMP), conforme constante no *Standart Methods for Examination of Water and Wastewater* – 20^a edição, 1999. Para tal, procedeu-se a inoculação de volumes decrescentes das amostras coletadas em meio de cultura adequado, visando o crescimento dos microrganismos pesquisados, sendo cada volume inoculado em uma série de 5 tubos. Foi utilizado o fator 10 de diluição, sendo inoculados múltiplos e submúltiplos das amostras e usaram-se séries de 5 tubo para cada volume inoculado. Para que fosse determinado o NMP de coliformes totais pela técnica dos tubos múltiplos, foram necessários três ensaios: (A) presuntivo, (B) confirmatório e (C) completo:

- **A-Ensaio Presuntivo**

Realizou-se a semeadura de volumes determinados de amostras de água em série de 05 (cinco) tubos de Caldo Lactosado – C.L. (Figura 14), por meio de enriquecimento no qual as concentrações de lactose e peptona fornecem condições ótimas para o crescimento de bactérias do grupo Coliforme – contendo em seu interior tubos de

Durham invertidos, que foram incubados a $35^{\circ}\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ durante 24 a 48 horas, para que ocorresse a proliferação de organismos fermentadores de galactose, presentes na amostra. A produção de gás a partir da fermentação da lactose foi a prova presuntiva positiva para a presença e bactérias do grupo coliformes.

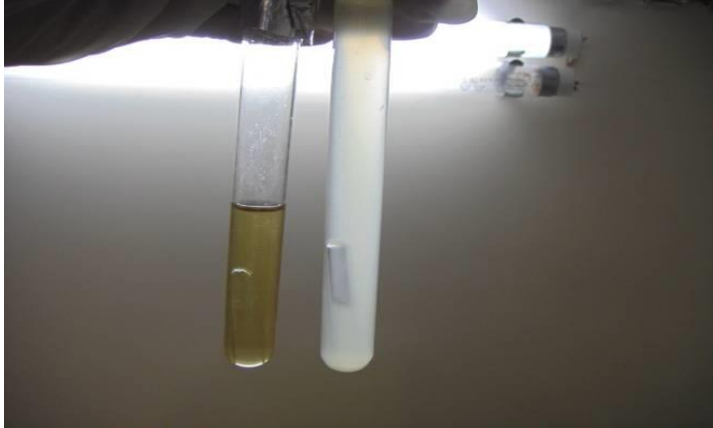


Figura 14: Caldo lactosado

- B-Ensaio Confirmatório

Os tubos com meio C.L. cujo conteúdo apresentou fermentação foram separados e contados conforme a diluição da amostra. A seguir, 1 mL do mesmo conteúdo foi inoculado em tubos contendo 10 mL de Caldo Lactosado Verde Brilhante Bile – C.L.V.B.B. (Figura 15), meio seletivo em que se obtém a inibição de bactérias gram-positivas e de esporulados da lactose, permitindo um bom desenvolvimento de bactérias do grupo Coliformes a 35°C . Após 24 horas, os tubos que apresentaram produção de gás tiveram 1 mL de seu conteúdo inoculado em 10 mL de meio E.C.,- meio seletivo para detecção de Coliformes fecais (termotolerantes), em que sais biliares inibem o crescimento de formas esporuladas e de bactérias gram-positivas. A incubação deste meio a $44,5\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ impede o desenvolvimento de coliformes que são de origem fecal.

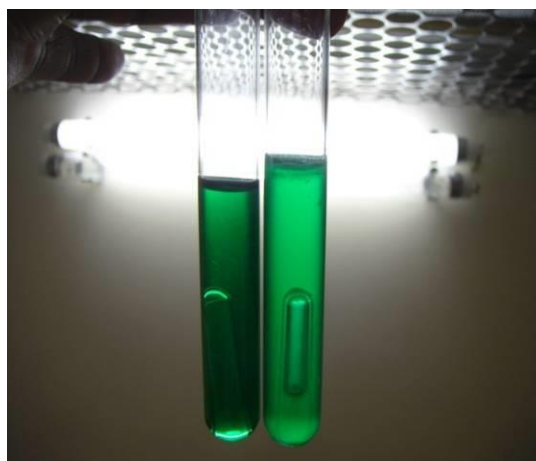


Figura 15: Caldo Lactosado Verde Brilhante Bile.

- C- Ensaio Completo

Por sua vez, 0,5 mL do conteúdo dos tubos que apresentaram produção de gás no meio E.C. foi inoculado em placas de Petri previamente preparadas contendo meio E.M.B. (ágar eosina-azul de metileno), para que pudéssemos verificar, pela formação característica das colônias, a presença de bactérias do grupo coliforme (Figura 16).

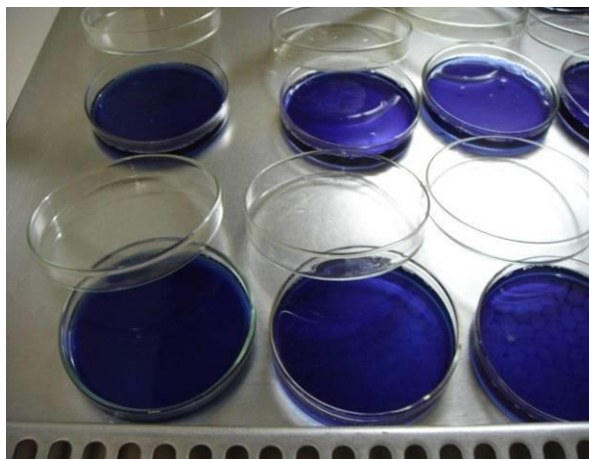


Figura 16: Placas de Petri para crescimento microbiológico de *E. coli*.

3.2.3 *Análise das amostras de macrófitas*

As amostras após a coleta foram identificadas, herborizadas, preservadas e acondicionadas no herbário do Campus de Três Lagoas - UFMS

3.2.4 *Análise das amostras de fitoplâncton*

Para identificar os táxons das algas encontradas, foram analisadas cinco lâminas e observados em 20 campos percorridos na lâmina para cada ponto de coleta, sendo estas visualizadas em 20x, 40x, e raras vezes em 100x, em microscópio Olympus CX41, e utilizada câmera fotográfica Samsung G30, direto na ocular, com abertura de 2/12 com 5 megabites de referência, e a identificação das espécies foi feita com base na bibliografia clássica e especializada (GEITLER, 1932; PRESCOTT, 1982; KOMÁREK & FOTT, 1983; KRAMMER & LANGE-BERTALOT, 1986; CROASDALE & FLINT, 1988; BOURRELLY, 1990; DILLARD, 1991; BOURRELLY & COUTÉ, 1991; WEHR & SHEATH 2003; e de acordo com Santos (2008).

Uma das formas mais comuns de se obter esta estimativa é através da contagem ao microscópio, utilizando-se uma Câmara de Neubauer, também conhecida como Câmara de Contagem. A Câmara de Neubauer é uma lâmina grossa de uso

microscópico, com formato retangular e normalmente de vidro, com uma depressão no centro, utilizada para fazer contagem de células por unidade de volume de uma suspensão. (Figura 17)

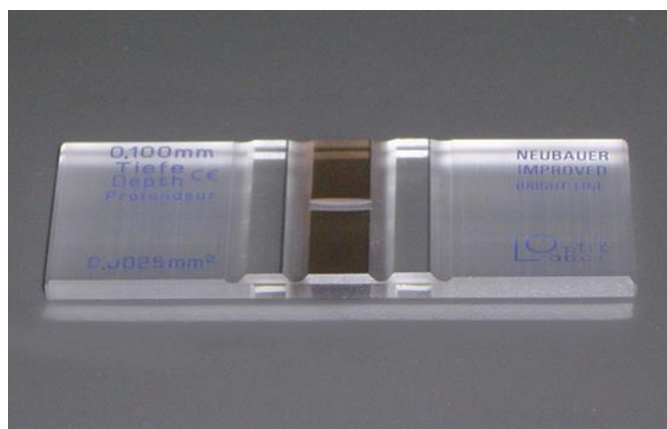


Figura 17: Câmara de Neubauer.

Pode-se notar que estes quadrantes têm subdivisões diferentes, fazendo com que o critério para escolha do quadrante onde serão contadas as células seja o tamanho destas a serem quantificadas. Assim, usualmente, células muito pequenas são contadas no quadrante C, as de tamanho intermediário no quadrante B, enquanto células grandes são contadas no quadrante A (que é o caso das leveduras). A área total compreendida pelos 9 quadrantes é de 9 mm quadrados, sendo que cada quadrante (A, B e C) são quadrados de 1 x 1mm. Ao ser colocada a lamínula (especial para ser usada na câmara de Neubauer, estas são mais grossas que as comuns), a distância da lamínula até a lâmina (profundidade) mede 0,1 mm, o que permite se obter um volume de 0,1 mm cúbicos em cada quadrante. A precisão da contagem manual utilizando este método depende basicamente da mistura correta da amostra, para que a concentração esteja homogênea e que não se formem bolhas; do número de câmaras (quadrantes) contadas; do número de células contadas, onde a concentração viável é de 200 a 400 por 0,1 mm cúbicos. (Figura 18)

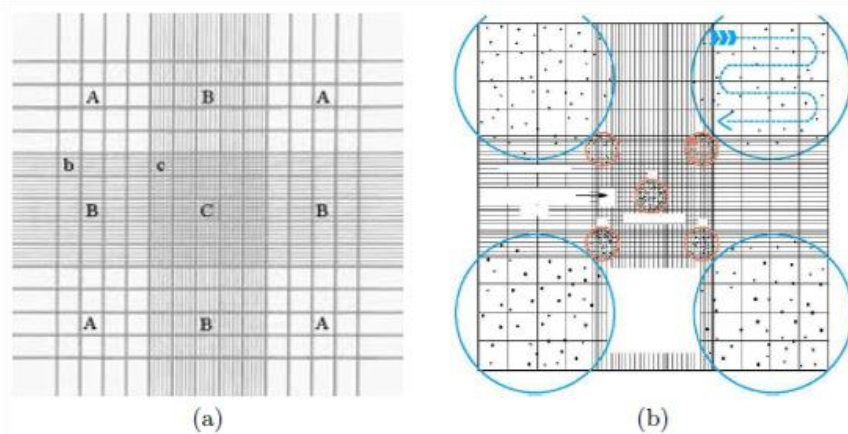


Figura 18: Quadrantes da Câmara de Neubauer e método de leitura.

O sistema de classificação adotado para todos os grupos no nível de Classe foi o de Hoek *et al.* (1995). Para as Ordens dentro de cada Classe os seguintes sistemas foram adotados: Hoek *et al.* (1995) para as Chlorophyceae, Round *et al.* (1990) para as Bacillariophyceae (diatomáceas), Komárek e Anagnostidis (1989, 1999, 2005) para as Cyanobacteria, Hoek *et al.* (1995) para as Cryptophyceae, e Bourrelly (1981, 1985) para Euglenophyceae.

3.3 Tratamento numérico dos dados

3.3.1 Frequência de ocorrência dos táxons

A frequência de ocorrência foi expressa em termos de porcentagem (MATTEUCCI & COLMA, 1982), através da fórmula (Equação 3.1):

$$(3.1) \quad F = \frac{100a}{A}$$

Onde,

a = número de amostras em que o táxon ocorreu;

A = número total de amostras.

Em função do valor de F, os táxons foram classificados nas seguintes categorias:

- Muito Frequente: maior ou igual a 70 %;
- Frequente: entre 70 e 40 %;
- Pouco Frequente: entre 40 e 10 %;
- Esporádica: menor que 10 %.

As espécies que não foram encontradas entre os 100 primeiros organismos contados, mas que estiveram presentes na amostra, foram consideradas raras (R). Para as espécies coloniais, cada colônia foi considerada individual, independente do número de células presentes nessa colônia.

4. RESULTADOS

4.1 Precipitação durante o período de coletas

O período das coletas (março de 2013 a fevereiro de 2014) teve como dezembro com 242,80mm um dos meses mais chuvoso para o período de um ano, seguido de março com 165,4mm. Entretanto, janeiro e fevereiro caracterizam-se com um período seco, muito abaixo da média para ambos os meses. Agosto foi o mês mais seco, ficando praticamente sem precipitações com 0,60mm no perímetro urbano de Três Lagoas. (Figura 19)

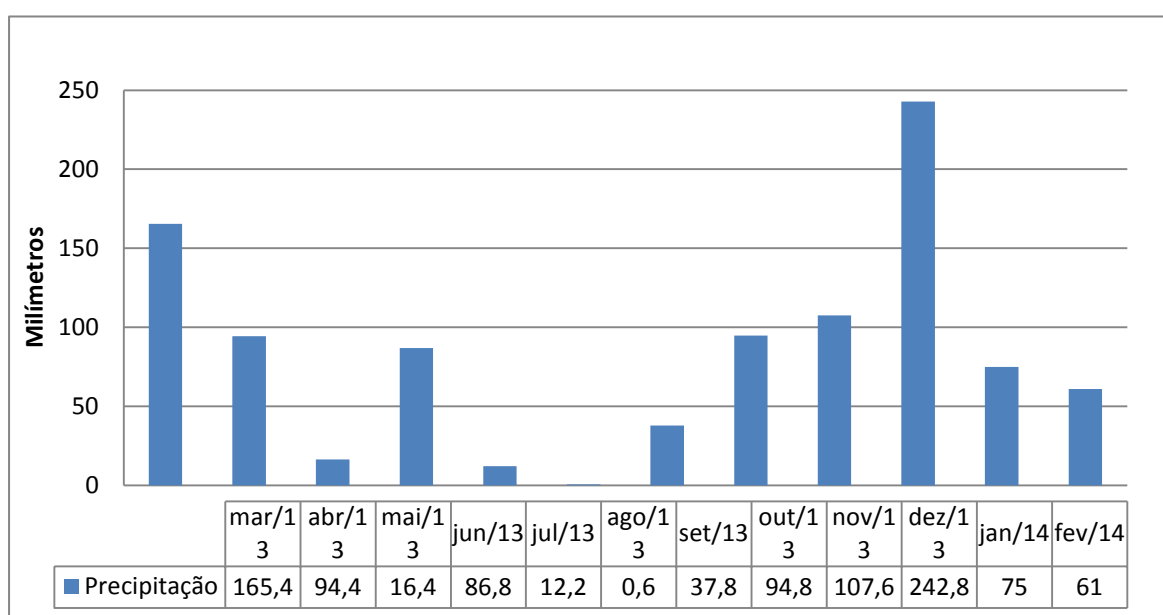


Figura 19: Gráfico de precipitação durante o tempo de coleta março 2013 a fevereiro 2014. Fonte :Agraer- Estação de Três Lagoas

4.2 Monitoramento físico químico das águas superficiais da Lagoa Maior

A Figura 20 apresenta algumas médias das análises físicas e químicas realizadas em laboratório, para os cinco pontos que foram analisados no mês de outubro, para fósforo total, nitrogênio total.

De acordo com o CONAMA, Resolução N° 357/05, a quantidade de fósforo em corpos lânticos é de 0,20 mg.L⁻¹. Com exceção do ponto 5, todos os demais estão com os valores acima do permitido conforme a referida resolução.

Os padrões de demanda de oxigênio são 3mg.L⁻¹ de O₂ em dias de temperatura à 20°C, e de acordo com a Tabela 6 os níveis estão muito acima do estabelecido.

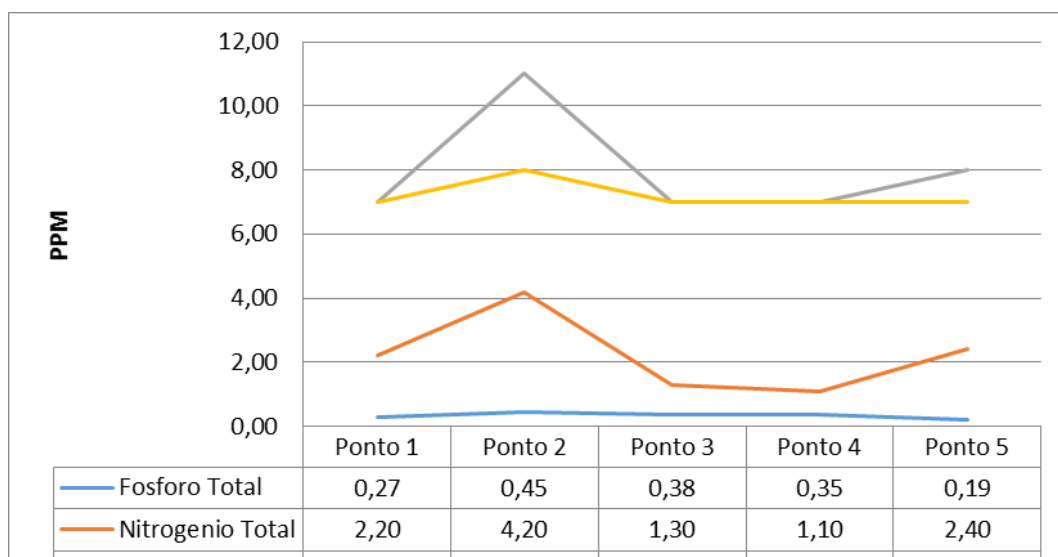


Figura 20: Análise de fósforo total, nitrogênio total, em cinco pontos.

Os valores de nitrogênio total (NH) devem manter-se em níveis inferiores a 3,7 (mg.L^{-1} N-NH) quando o valor do pH encontrar-se igual ou inferior a 7,5 ou quando o valor do pH está entre 7,5 e 8,0 (CONAMA 357/05). Desta maneira, a Lagoa Maior se encontra de acordo com a quantidade máxima permitida.

4.2.1 pH

Os parâmetros estabelecidos pelo CONAMA (357/05) para corpos d'água como a Lagoa Maior para pH estão no intervalo de 6,0 a 9,0. Desta forma podemos observar na Figura 21 que o pH no período de chuvas (novembro a fevereiro) diminuiu os níveis, sendo o menor valor apresentado no Ponto 3 (5,37) em fevereiro, e o maior valor no período de seca no Ponto 6 (9,05) em julho.

Análise de pH

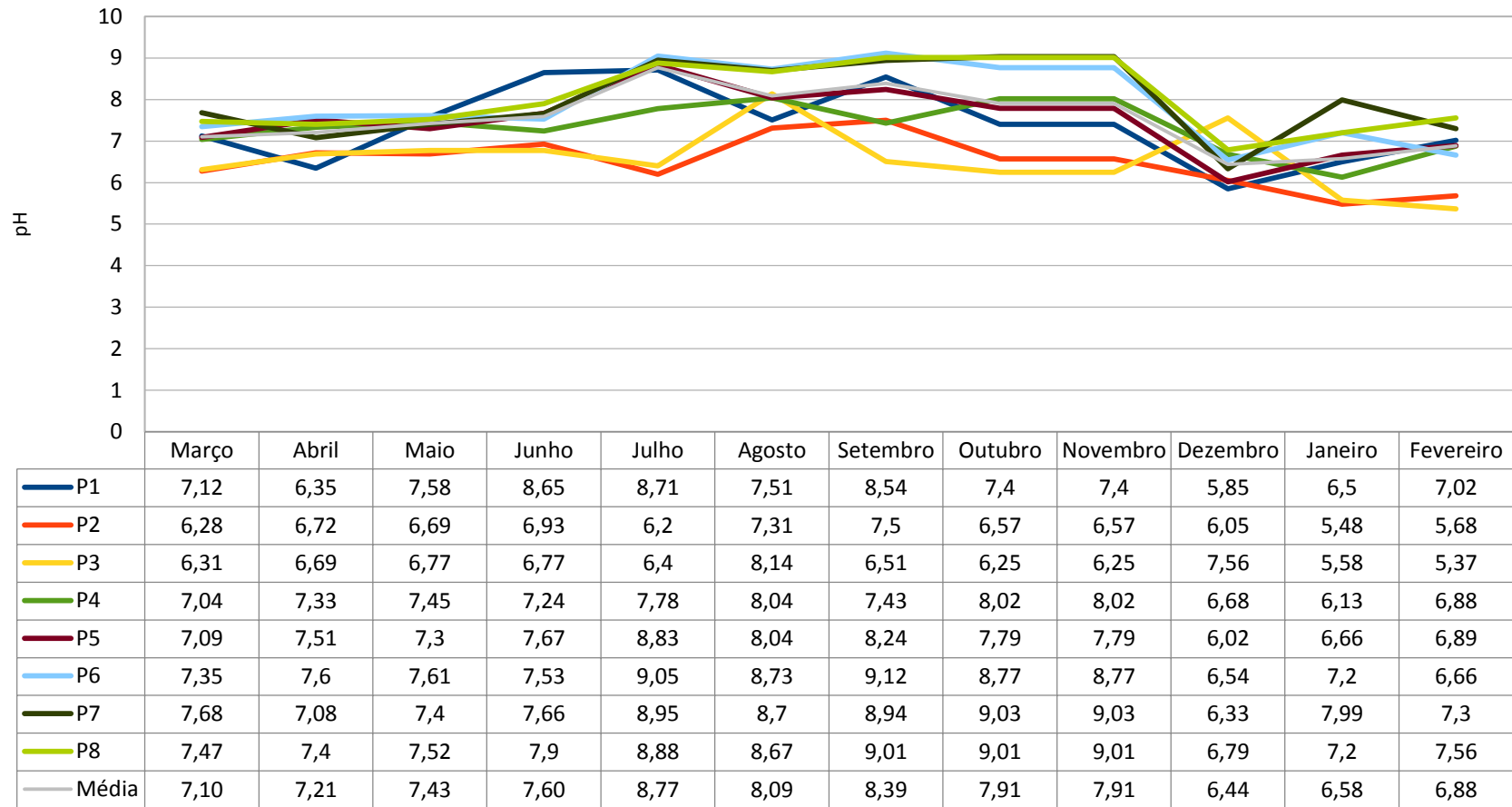


Figura 21: Análise de pH.

Nota-se no diagrama de caixa ou *boxplot* (Figura 22) a média de pH do Ponto 3 foi menor e no Ponto 7 foi maior durante o período de análise. O Ponto 3 tem alguns *outliers*, mas devido ao teste ser robusto não interfere na estatística.

De acordo com os estudos realizados por Azevedo (1998), o crescimento de cianobactérias é favorecido em pH neutro ao alcalino, temperaturas entre 15 e 30°C e alta concentração de nutrientes.

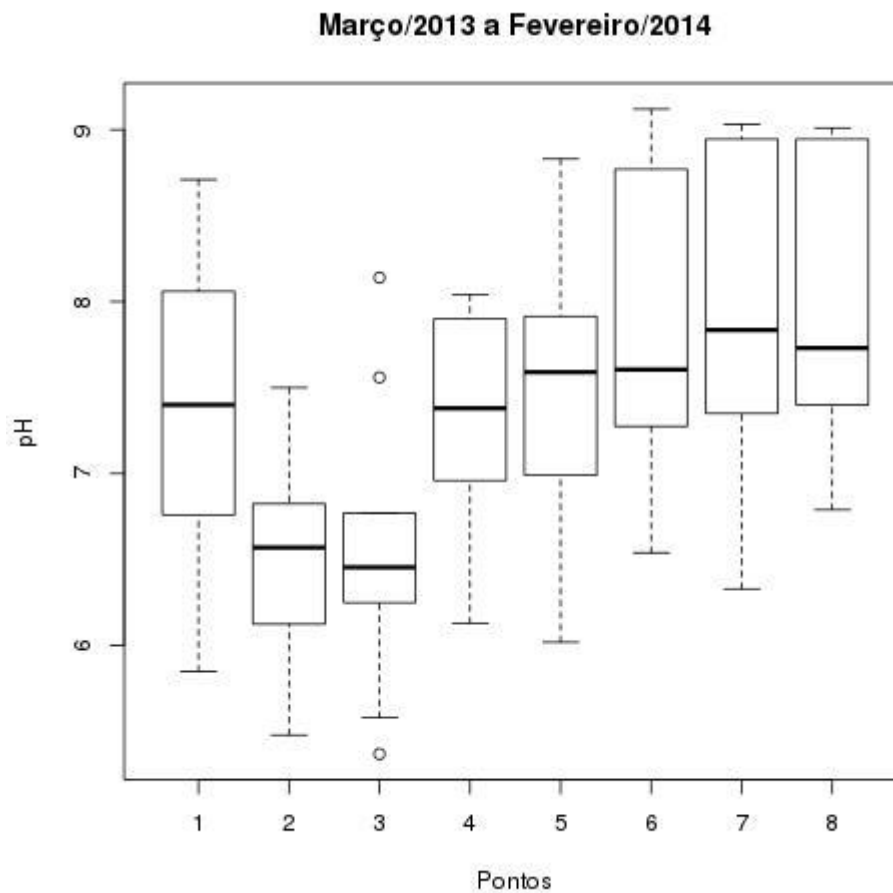


Figura 22: Valores de pH nos pontos na Lagoa Maior.

4.2.2 Oxigênio dissolvido

A quantidade de oxigênio dissolvido sofreu oscilações no decorrer dos meses (Figura 23). De acordo com o estudo de Janzen *et al.* (2008), estas oscilações podem ser resultantes do movimento turbulento entre o ar e a água, onde a interface entre eles frequentemente é irregular, podendo estar sujeita a ondas, muitas vezes acompanhadas por "quebras" e formação de bolhas. A complexidade é ainda aumentada pela presença de filmes superficiais de origem natural e antrópica, os quais modificam as características físico-químicas da interface.

Oxigênio Dissolvido

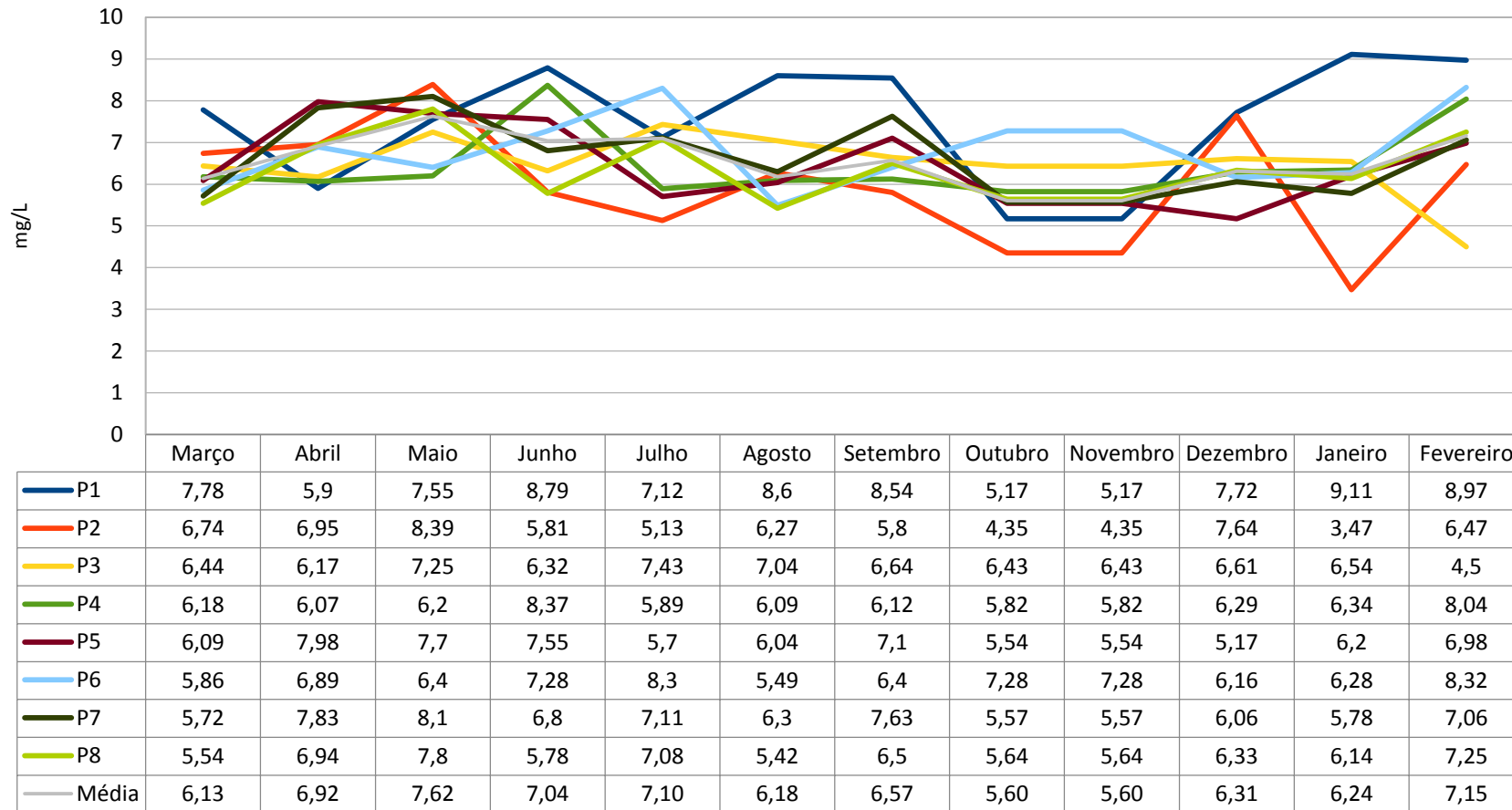


Figura 23: Concentração de oxigênio dissolvido na Lagoa Maior.

Pode-se notar que no Ponto 2 houve a menor concentração (5,95mg/L) no mês de janeiro. Neste sentido Pinto L. André (1980) comenta que muitos lagos do Pantanal se encontram em áreas abertas e, por serem rasos, estão sob constante ação dos ventos e consequente turbulência. Outro fator que pode atuar para homogeneizar o oxigênio presente nestes corpos d'água é a presença de jacarés, peixes e capivaras que movimentam a água provocando a suspensão do sedimento de fundo.

A Figura 24 trata dos valores encontrados nos pontos e o que chama a atenção é a oscilação no Ponto 2. Para melhor compreender estas variações se faz necessário um maior período de estudo. As médias dos pontos de estudo não apresentaram divergência em relação aos parâmetros do CONAMA (357/05), que em qualquer amostra o valor não deve ser inferior a 6 mg/L. Existiram algumas amostragens em que os valores estavam abaixo dos parâmetros, mas que posteriormente aumentaram para níveis acima do parâmetro.

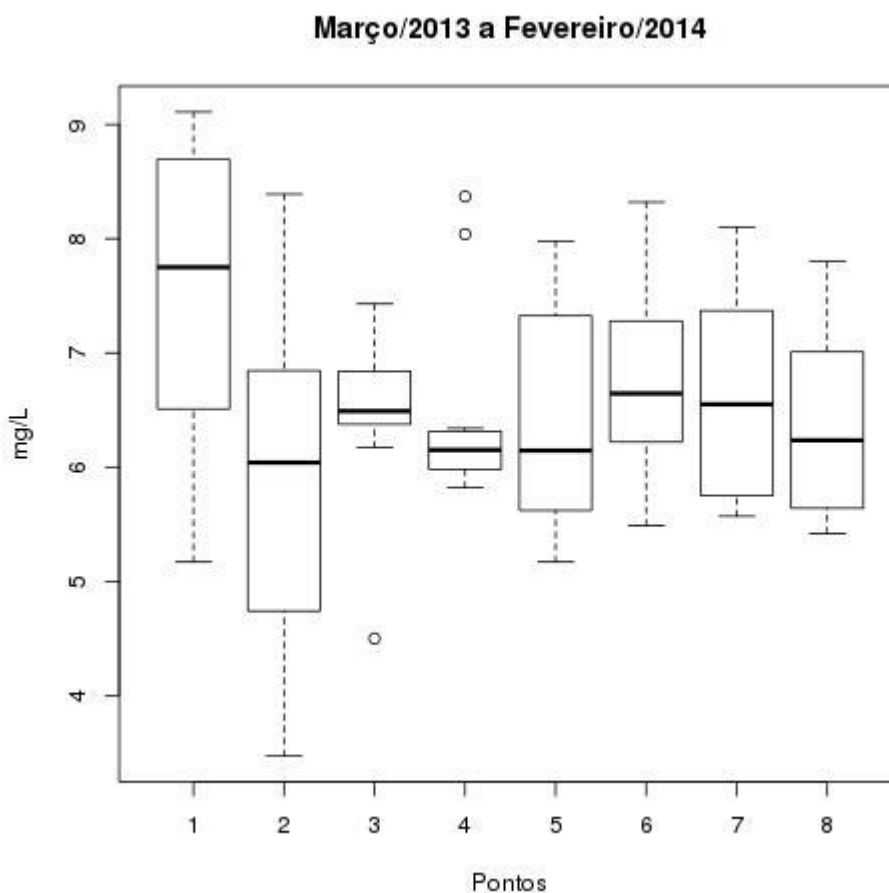


Figura 24: Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos na Lagoa Maior.

4.2.3 Demanda química de oxigênio

Como forma de confrontar os dados de oxigênio dissolvido foi realizada a análise de demanda química de oxigênio em alguns pontos (não pode ser realizado em todos os pontos devido aos custos com reagentes). A Figura 25 mostra que o ponto 4 apresentou uma demanda alta em relação aos demais pontos. Desta maneira existe a explicação para a baixa concentração de oxigênio dissolvido neste local como visto anteriormente.

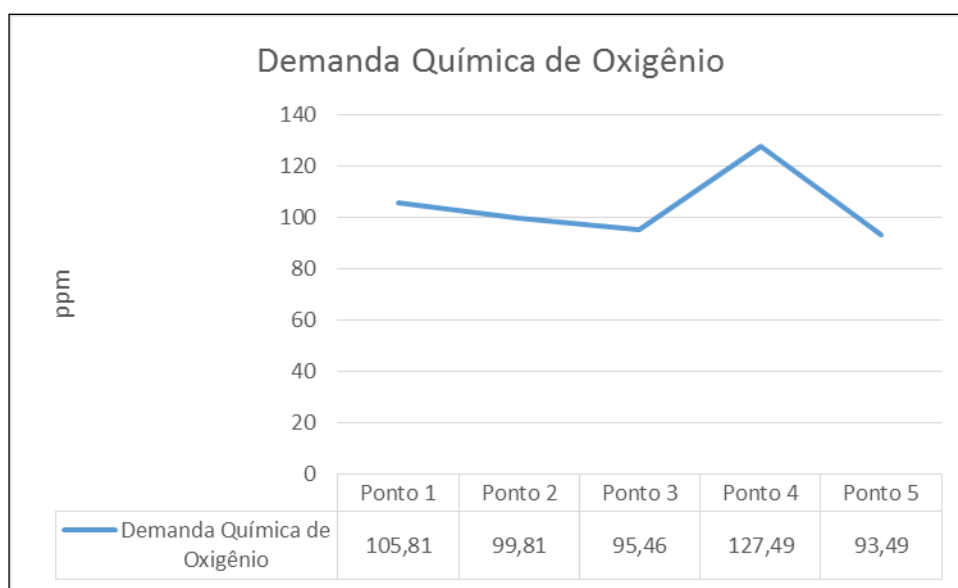


Figura 25: Análise de demanda química de oxigênio.

Durante a cheia da lagoa apresentaram os menores valores de oxigênio dissolvido. Estes baixos valores podem ser explicados pela entrada de material orgânico da planície que aumenta as taxas de mineralização aeróbia e consequente diminuição do oxigênio disponível nas primeiras camadas de água (ABDO & DA SILVA, 2004). Desta forma fica claro o papel da disponibilidade de oxigênio nos sistemas aquáticos na dinâmica de nutrientes, em especial o nitrogênio, uma vez que, geralmente, as fontes do nutriente são derivadas de processos biológicos.

4.2.4 Temperatura da água

Durante o período de estudo pode-se notar que a temperatura da água teve variações como podem ser observadas na Figura 26, onde as mudanças de estação podem ser bem acompanhadas, como verão e inverno. Em decorrência das temperaturas baixas nos meses de julho e agosto de 2013 e a ocorrência de chuvas em março, abril, maio

Temperatura da água

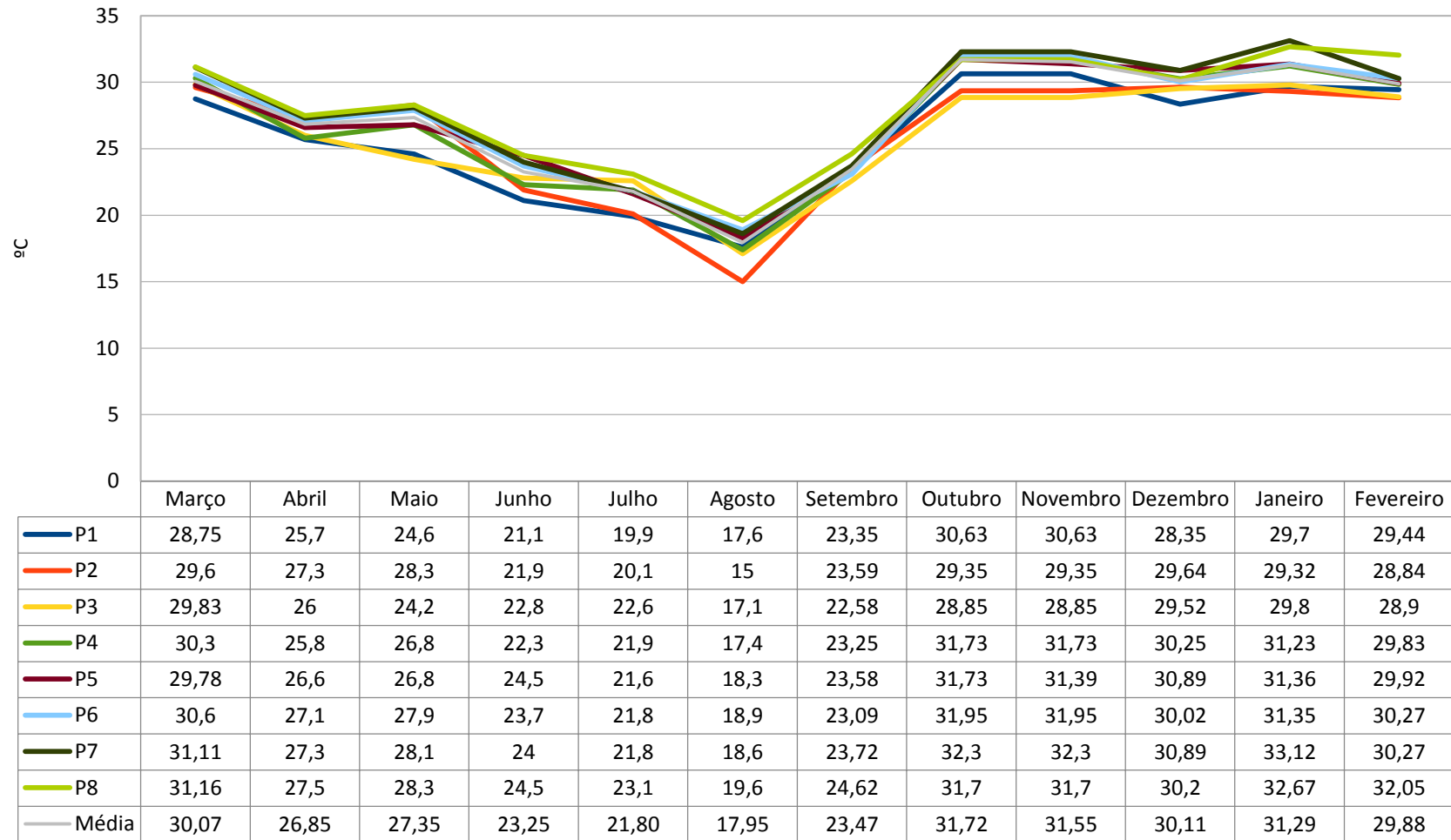


Figura 26: Temperatura da água na Lagoa Maior.

e julho, e uma baixa na temperatura no mês de agosto, ocasionando o aumento de algas cianobactérias, das quais alguns gêneros que liberam toxinas, e influenciando assim na mortandade de peixes no dia 28 de agosto.

Observa-se na Figura 27 que as temperaturas médias dos pontos são altas em relação às temperaturas baixas que ocorreram durante o período de estudo. O que chama a atenção ao Ponto 2 é que ele apresentou uma temperatura média mais elevada e que pode ter agido com fator de diminuição na concentração de oxigênio dissolvido.

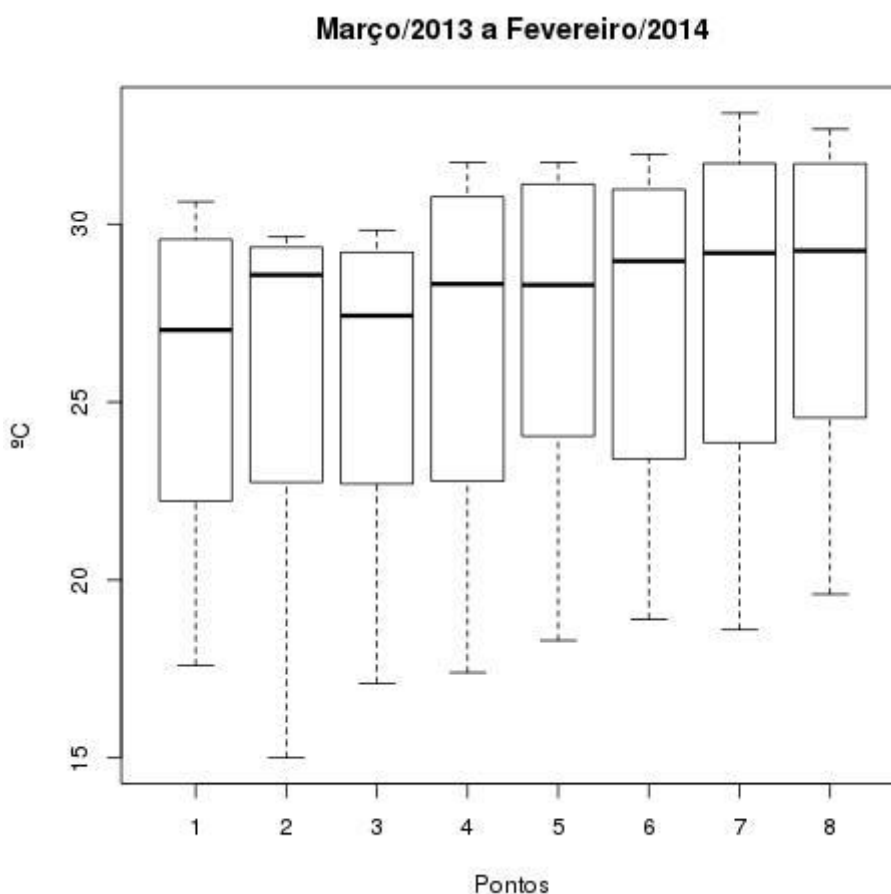


Figura 27: Temperatura da água nos pontos na Lagoa Maior

4.2.5 Temperatura do ar

Como as temperaturas da água, as temperaturas do ar acompanham as mudanças da estação. As diferenças de temperatura do ar entre a menor e a maior foram, aproximadamente, 15°C a 30°C, em apenas num mês, mas a média foi de 25.80°C - Figuras 28 e 29.

Temperatura do Ar

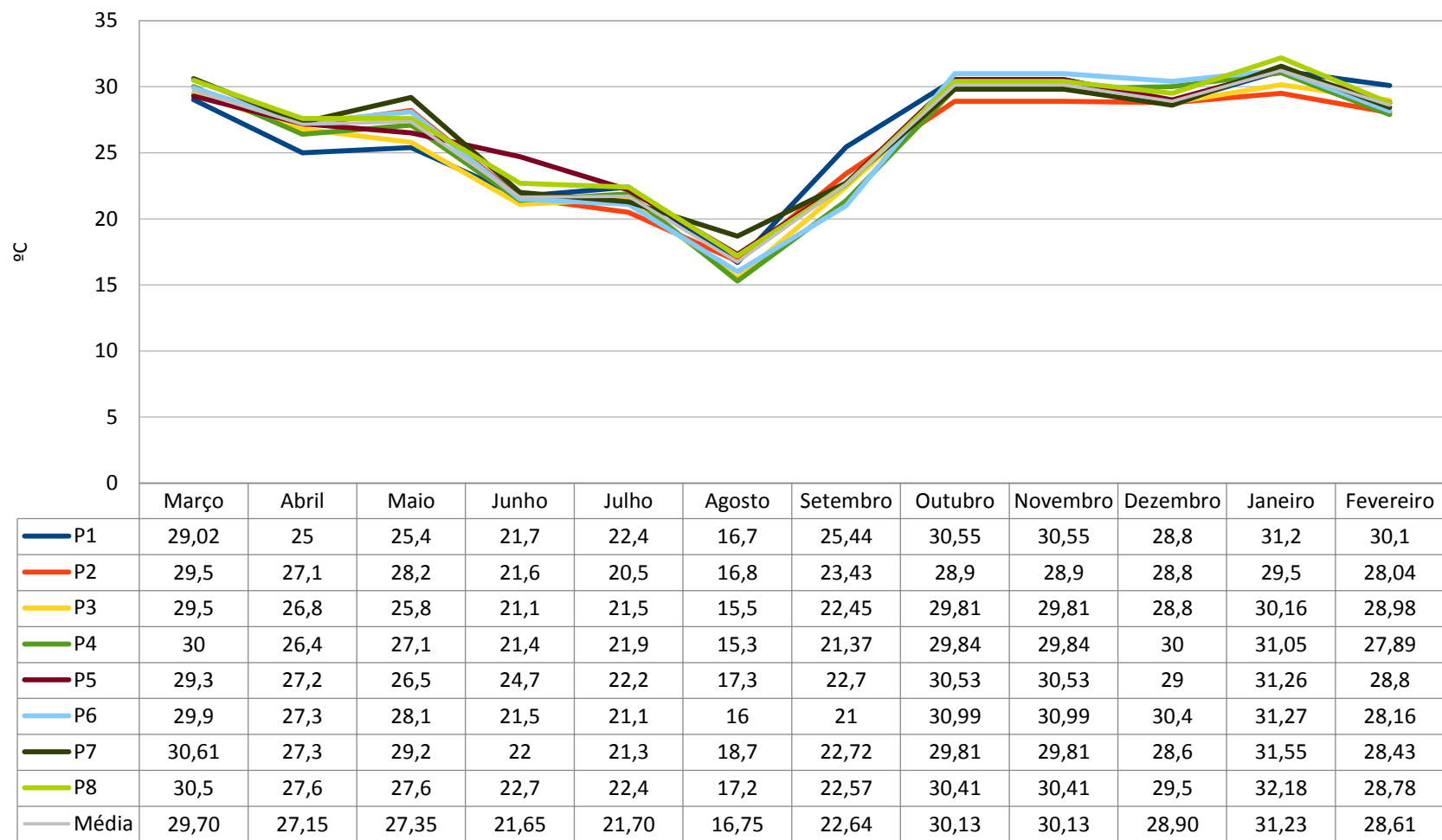


Figura 28: Temperatura do ar na Lagoa Maior.

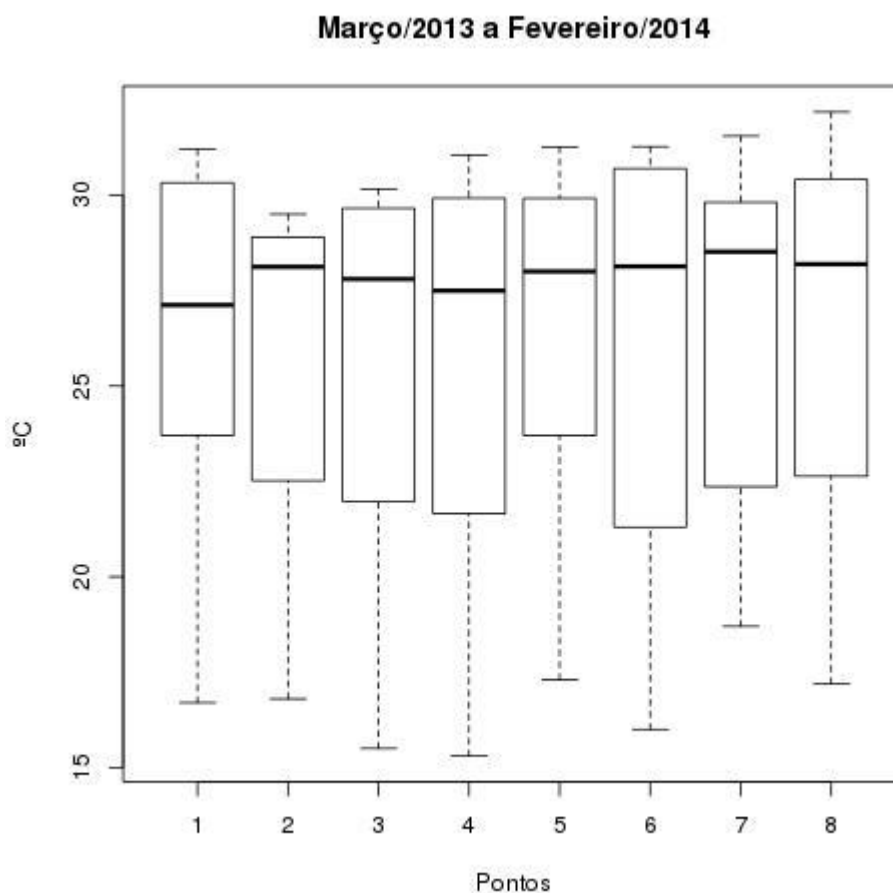


Figura 29: Variação da temperatura do ar nos pontos, na Lagoa Maior.

4.2.6 Sólidos totais dissolvidos

A quantidade de sólidos dissolvidos durante o período de estudo mostrou grande variação. Ao observar o gráfico de sólidos totais dissolvidos (Figura 30), depara-se com um grande aumento na quantidade de sólidos, que pode ser devido a alguma perturbação ocorrente na lagoa no período de outubro e novembro de 2013 e fevereiro de 2014, como a entrada de material esbranquiçado em dois diques de entrada da água na lagoa, o que foi verificado durante o período de estudo.

Segundo a CETESB (2014), os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos ou, também, danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas.

Sólidos Totais Dissolvidos

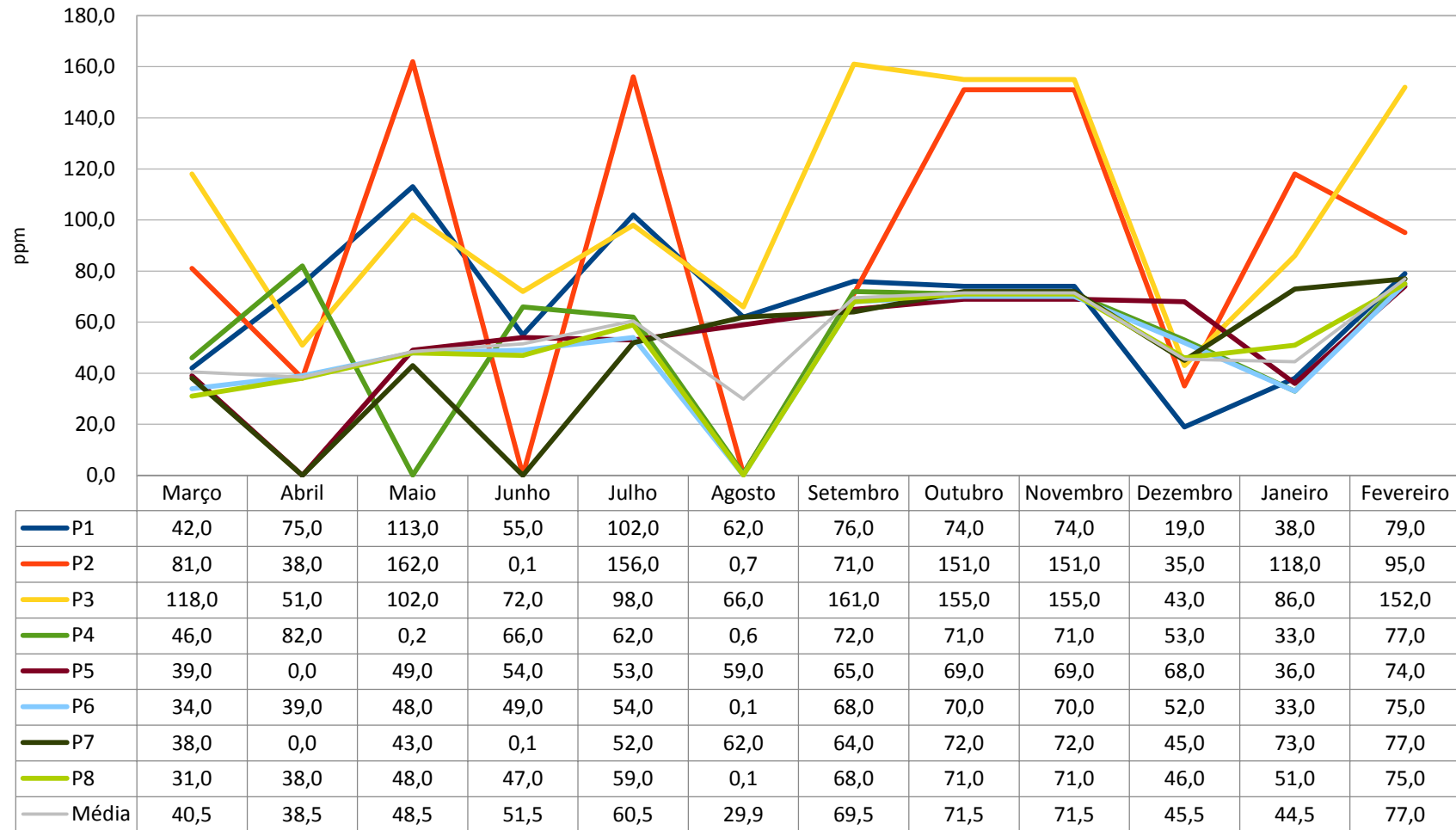


Figura 30: Concentração dos Sólidos Totais Dissolvidos na Lagoa Maior.

A Figura 31 ilustra os sólidos em cada ponto, desta maneira percebe-se que os Pontos 2 e 3 tiveram grande perturbação devido a um maior volume de entrada de água.

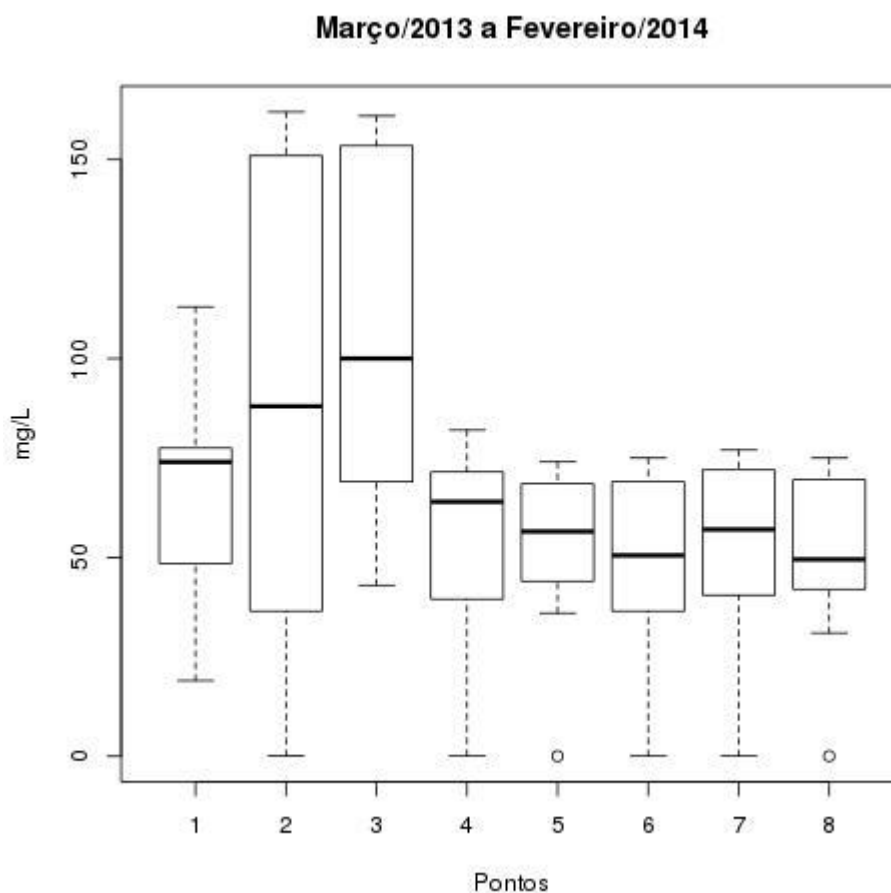


Figura 31: Variação da concentração dos sólidos totais dissolvidos nos pontos.

4.2.7 Turbidez

Uma das principais causas da turbidez é a matéria sólida em suspensão, e também matérias orgânicas e inorgânicas, em áreas em que houve a retirada da mata natural ou solos descobertos que dão origem a estes materiais.

O parâmetro estabelecido pelo CONAMA (357/05) para turbidez está em 40 UNT ao compará-lo com os resultados das análises realizadas durante o período de março de 2013 a fevereiro de 2014, que podem ser visualizados nas Figuras 32 e 33. Pode-se notar que os níveis aumentaram nos períodos de chuvas quando o aporte de águas pluviais é maior e o corte das gramíneas é mais frequente.

Turbidez

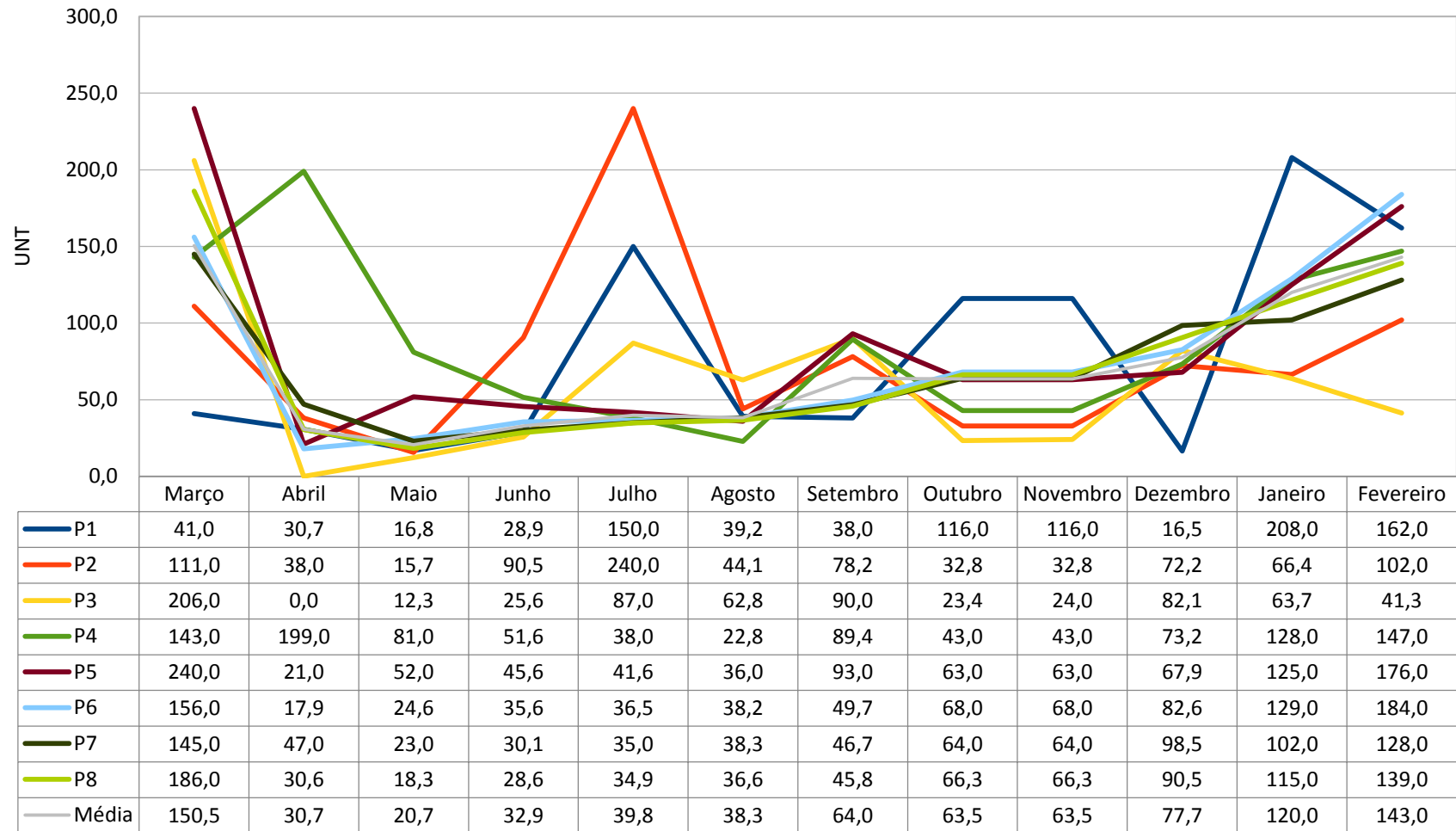


Figura 32: Valores de Turbidez na Lagoa Maior.

As médias dos pontos se mantiveram próximas, exceto os pontos 2 e 3, que possuem médias mais elevadas do que os demais pontos, provavelmente pela maior entrada de sedimentos carregados pela água.

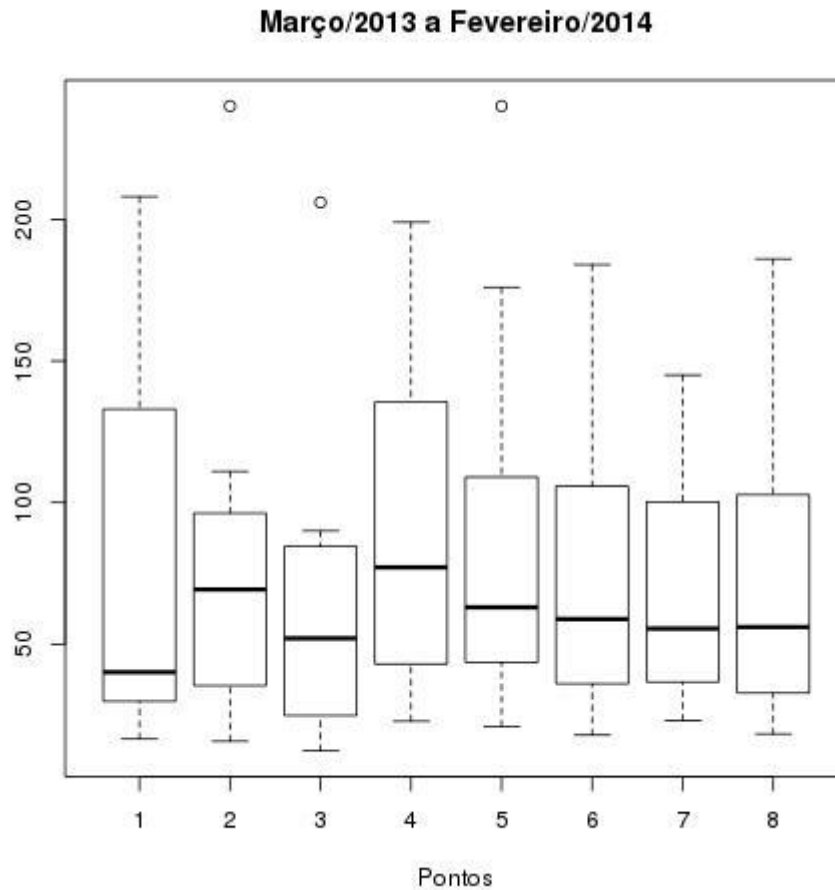


Figura 33: Variação de Turbidez nos pontos na Lagoa Maior.

4.2.8 Potencial de oxirredução

Esta análise tem o objetivo de entender a característica de uso do potencial redox (reações de oxirredução) no meio aquático. As Figuras 34 e 35 apresentam os valores de cada ponto do estudo com seus respectivos meses, e nota-se que o sistema tem oscilações.

Potencial de Oxirredução

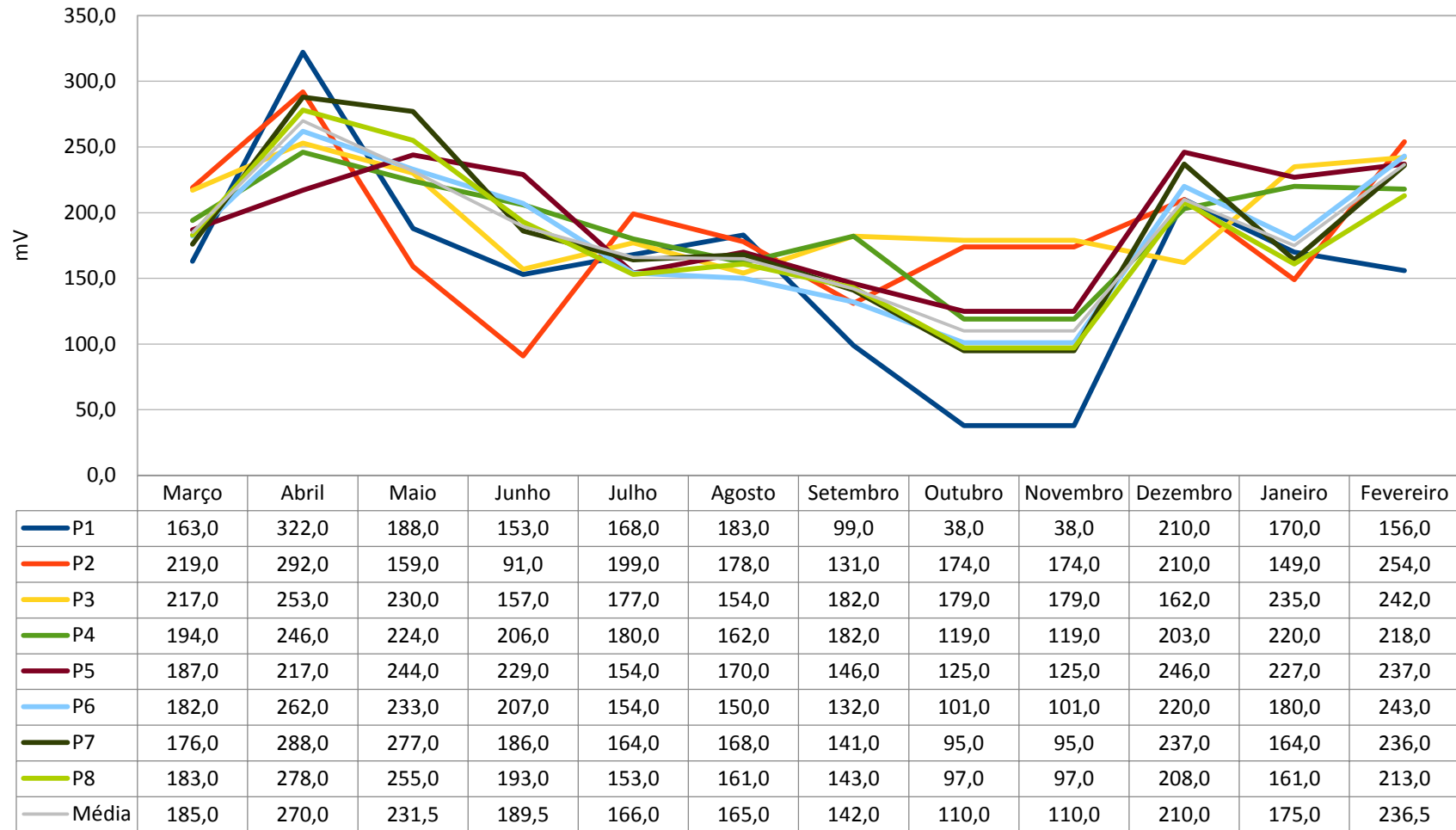


Figura 34: Análise do Potencial de Oxirredução na Lagoa Maior.

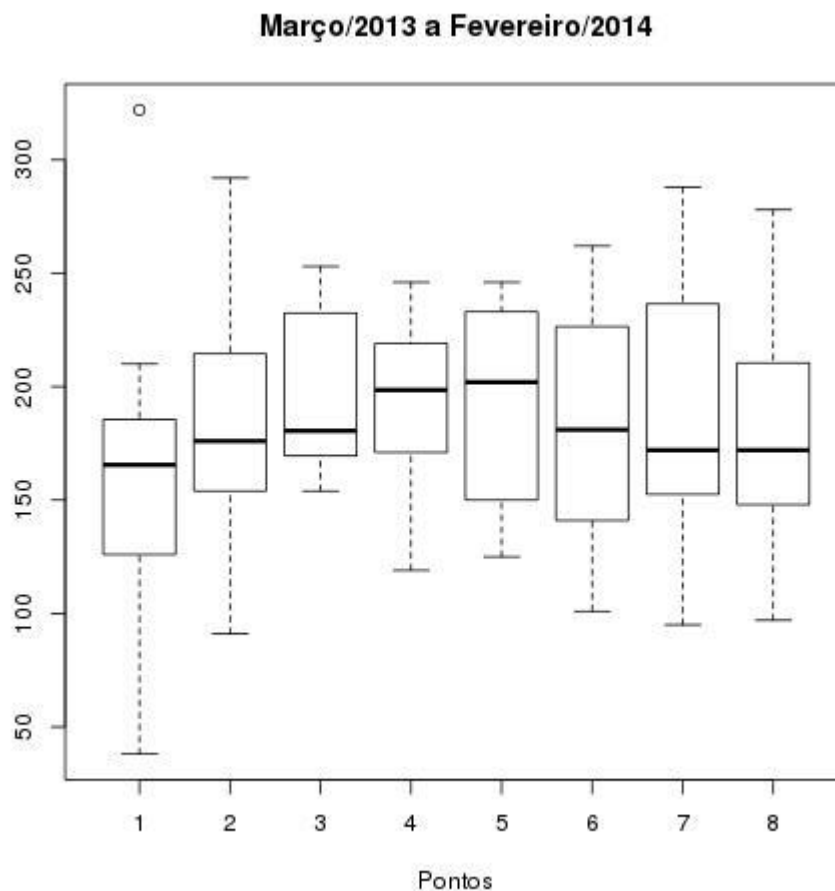


Figura 35: Variação do Potencial de Oxirredução nos pontos na Lagoa Maior.

4.2.9 Condutividade Elétrica

Expressa a capacidade de condução de corrente elétrica de sais dissolvidos e ionizados presentes na água e pode ser utilizada como parâmetro de avaliação de qualidade. Assim, a condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes.

A Figura 36 demonstra as oscilações que ocorrem no decorrer do período de estudo em cada ponto, onde os pontos 2 e 3 chamam a atenção pelos níveis elevados, o que também pode ser notado na média (Figura 37).

Condutibilidade Elétrica

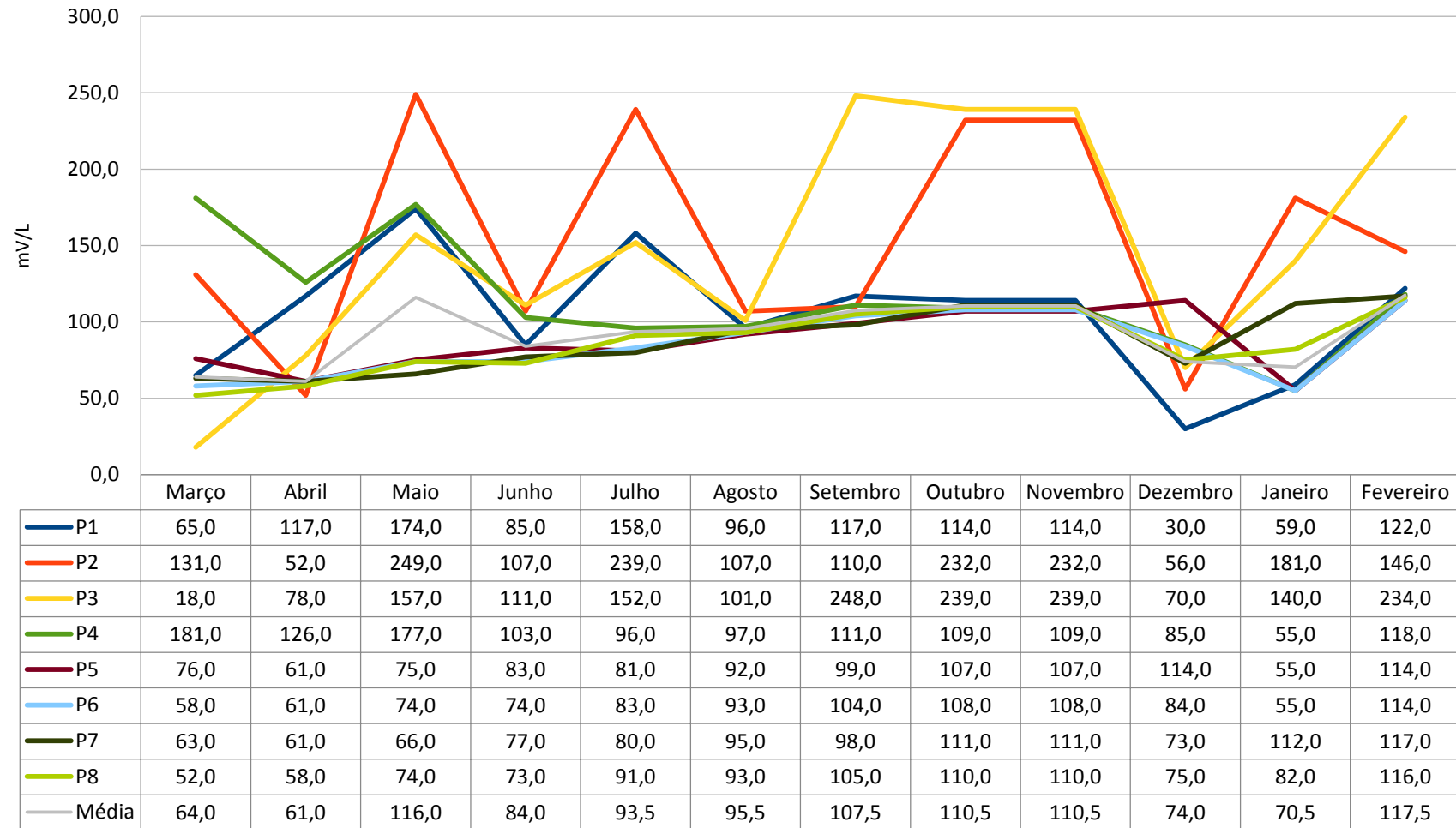


Figura 36.: Oscilação temporal da Condutividade Elétrica, na Lagoa Maior.

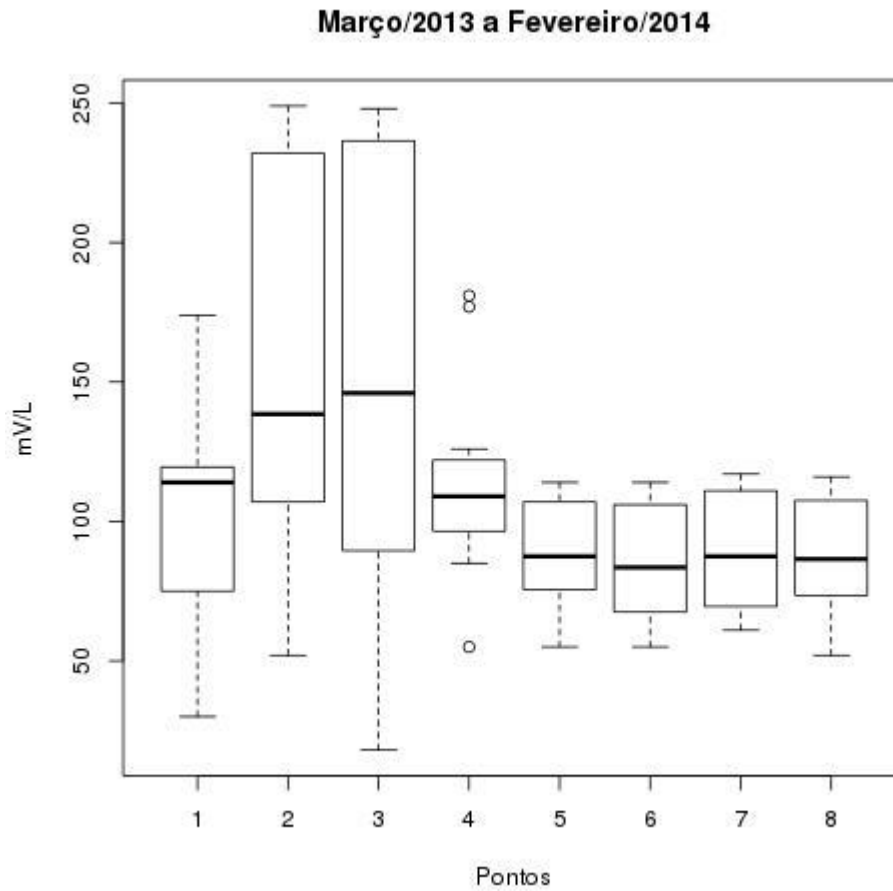


Figura 37: Variação da Condutividade Elétrica nos pontos na Lagoa Maior.

4.3 Monitoramento Microbiológico

Estas análises são importantes para avaliar, principalmente, as condições sanitárias da área. A técnica de tubos múltiplos traz dois resultados interessantes, um é o do crescimento em caldo lactosado verde brilhante bile ou simplesmente caldo bile, e outro o do meio sólido para crescimento de *E. coli*.

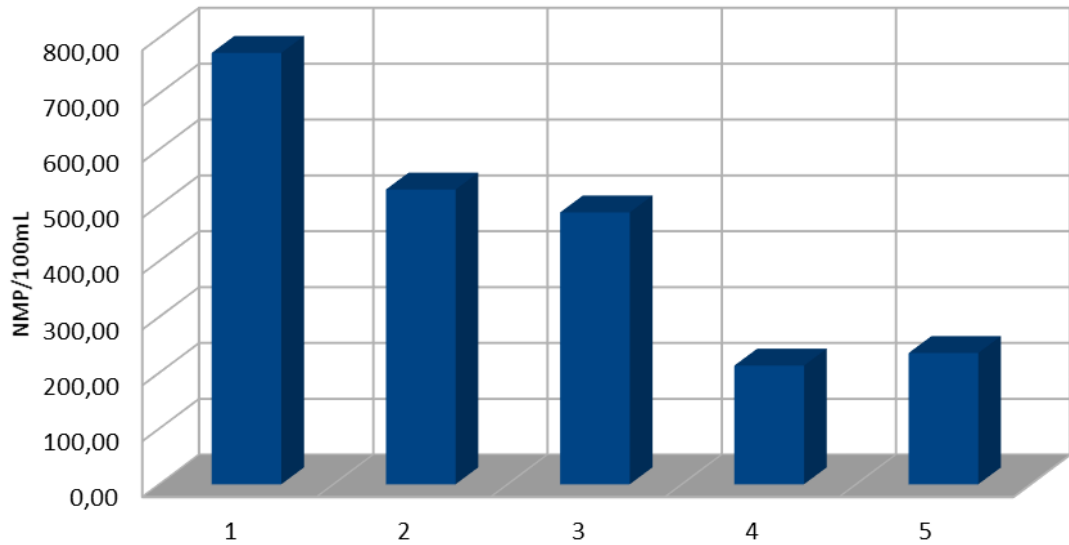


Figura 38: Crescimento de *Escherichia coli* no Meio Caldo Bile

A Figura 38 apresenta o número médio de unidades formadoras de colônias desenvolvidas em caldo bile. Nota-se que o Ponto 1 apresenta um valor elevado em relação aos demais pontos. Este ponto é um local onde a população tem maior contato com a lagoa, onde animais e objetos podem entrar ou serem jogados na água.

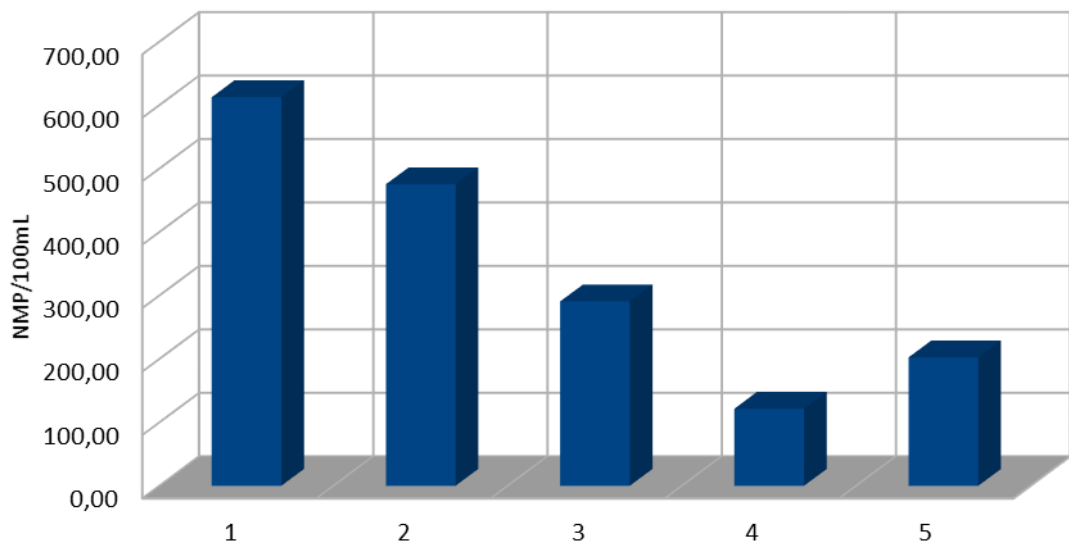


Figura 39: Crescimento de *Escherichia coli* no Meio EC

O caldo EC obteve níveis médios de crescimento confirmatório de *E. coli* em todos os pontos. Os resultados médios podem ser vistos na Figura 39, onde novamente o Ponto 1 e 2 apresentaram um nível mais elevado em relação aos outros pontos. Estes níveis são preocupantes, visto que a presença deste microrganismo pode acarretar problemas de saúde.

4.4 Monitoramento das Macrófitas

Entre as ações e funções desempenhadas por macrófitas nos ambientes aquáticos incluem-se: a estabilização de sedimentos, produção primária e de detritos, a absorção, a acumulação e liberação de nutrientes; a interferência com o fitoplâncton e com outras espécies de macrófitas através do sombreamento e competição por nutrientes; diversificação de habitat, sendo o substrato para perifíton, refúgio e nidificação para animais aquáticos e terrestres, fonte de alimentos para peixes, aves e mamíferos (BEYRUTH, 1992).

Pelas funções desempenhadas, as macrófitas desempenham um papel muito importante para a manutenção da estabilidade da Lagoa Maior. Estas são utilizadas em processos de recuperação ou regeneração de corpos d'água devido à sua propriedade de bioacumulação (BENTO *et al.* 2007).

Durante o monitoramento (Figuras 40 a 45), foram identificadas 50 espécies de macrófitas distribuídas em 33 famílias botânicas que se encontra na Tabela 7.

Tabela 7: Listagem das espécies de macrófitas aquáticas identificadas na Lagoa Maior, Três Lagoas, MS, com as respectivas 33 famílias, 50 espécies e seus nomes populares, no período de Março de 2013 a Fevereiro de 2014.

Família	Espécie	Nome popular
Alismataceae	<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. e Schlttdl.) Micheli	chapéu-de-couro
	<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	sagitária
Amaranthaceae	<i>Alternanthera aquatica</i> (Parodi) Chodat	tripa-de-galinha
Apocynaceae	<i>Oxypetalum</i> sp.	leiterinha
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i> L.	alface-d'água
Araliaceae	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	chapéu-de-sapo
Asteraceae (Compositae)	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	erva-botão
	<i>Mikania micrantha</i> Kunth	micânia
Cabombaceae	<i>Cabomba furcata</i> Schult. e Schult.f.	cabomba
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heterophylla</i> (DC.) Britton	ipê-rosa
Convolvulaceae	<i>Ipomoea asarifolia</i> (Desr.) Roem. e Schult.	ipoméia
	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	ipoméia liláz
Cyperaceae	<i>Cyperus digitatus</i> Roxb.	tiririca-do-brejo
	<i>Cyperus odoratus</i> L.	junquinho
	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	tiririca-do-brejo
	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. e Schult.	cebolinha
	<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	capim-navalha
Euphorbiaceae	<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp e Kunth) Palla	capim-capivara
	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	capim-navalha
	<i>Caperonia palustris</i> (L.) A.St.-Hil.	erva-mexicana

Fabaceae (Leguminosae)	<i>Aeschynomene rudis</i> Benth.	corticinha
	<i>Sesbania exasperata</i> Kunth	fedegoso-do-brejo
	<i>Zornia crinita</i> (Mohlenbr.) Vanni	zórnia
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i> Planch.	elodea
Hydroleaceae	<i>Hydrolea spinosa</i> L.	carqueja-do-pântano
Iridaceae	<i>Cipura paludosa</i> Aubl.	azulzinha
Lamiaceae	<i>Hyptis lorentziana</i> O.Hoffm.	hortelã-do-brejo
Lentibulariaceae	<i>Utricularia foliosa</i> L.	lodo
Linderniaceae	<i>Lindernia rotundifolia</i> (L.) Alston	caiobá
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea gardneriana</i> Planch.	ninfeia
Onagraceae	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter e Burdet	cruz-de-malta
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	pimentinha
Plantaginaceae	<i>Bacopa lanigera</i> (Cham. e Schtdl.) Wettst.	desconhecido
Poaceae	<i>Hymenachne pernambucensis</i> (Spreng.) Zuloaga	capim-do-brejo
	<i>Leersia hexandra</i> Sw.	grameiro
	<i>Luziola spruceana</i> Benth. ex Döll	pastinho-d'água
	<i>Panicum repens</i> L.	grama-de-ponta
	<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	grama
Polygonaceae	<i>Polygala violacea</i> Aubl.	roxinha
	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	erva-de-bicho
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	aguapé
	<i>Pontederia cordata</i> L.	lanceiro
Portulacaceae	<i>Portulaca fluvialis</i> D. Legrand	nove-horas
Pteridaceae	<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	samambaia
Rubiaceae	<i>Diodia kuntzei</i> K.Schum.	viuvinha
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	salvínia
Thelypteridaceae	<i>Cyclosorus interruptus</i> (Willd.) H. Itô	samambaia
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	taboa
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	gervão



Figura 40: *Diodia kuntzei*



Figura 41: Sagittaria rhombifolia



Figura 42: Nymphaea gardneriana



Figura 43: Pontederia cordata



Figura 44: Salvinia auriculata



Figura 45: Typha domingensis.

Com relação às macrófitas, estão sendo muitas vezes alvo de retiradas, para “melhorar” o visual, e isto não deveria ser feito aleatoriamente, e sim quando necessário; pois elas são os elementos que fazem a fixação do nitrogênio entre outros elementos, e a limpeza natural (Figura 46).

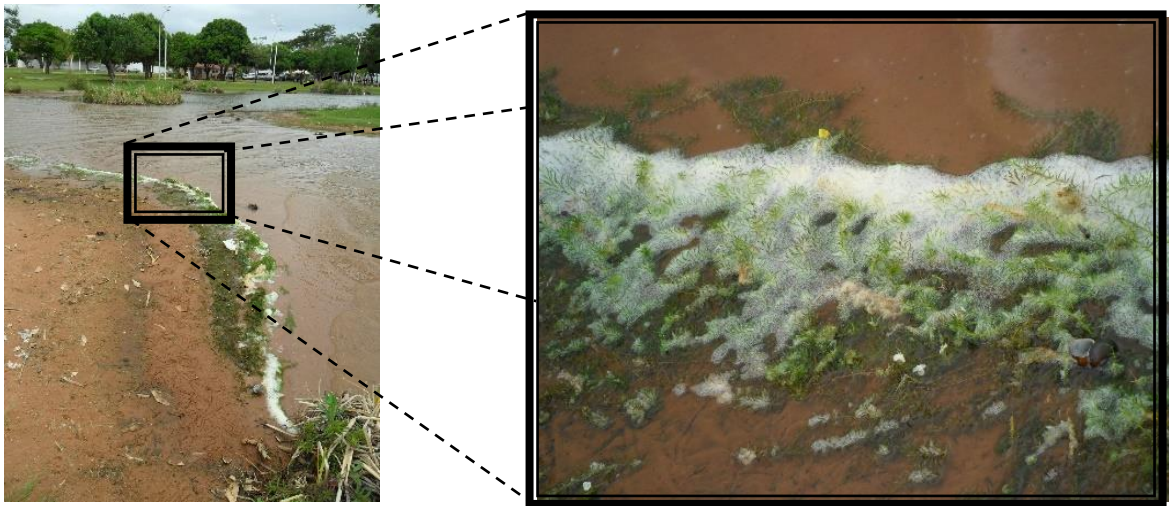


Figura 46: Macrófitas na margem da Lagoa Maior.

A área estudada é praticamente toda ocupada por gramíneas, onde ocorre sua manutenção (corte) e conseqüente remoção da maior parte das macrófitas do ambiente, como pode observar nas Figuras 47 e 48.



Figura 47: Remoção das macrófitas na Lagoa Maior.

Fonte. Neto, M. J. 2009.



Figura 48: Corte das gramíneas no entorno da Lagoa Maior. Fonte: Neto, M. J. 2009

4.5 Monitoramento do Fitoplâncton

O fitoplâncton abrange um conjunto de algas e cianobactérias diversificado do ponto de vista taxonômico, morfométrico e fisiológico, que apresenta diferentes requisitos e respostas a parâmetros físicos e químicos, como a luz, a temperatura, a alcalinidade e a concentração de nutrientes.

A comunidade de microalgas perifíticas da Lagoa Maior esteve representada por 52 táxons distribuídos nas seguintes divisões: Cyanophyta (cianobactérias), Chlorophyta (clorofíceas), Bacillariophyta (diatomáceas) e Euglenophyta (Euglenofíceas).

Tabela 8

Tabela -8: Listagem das algas aquáticas identificadas na Lagoa Maior, Três Lagoas, MS, com os respectivos 52 taxons no período de Março de 2013 a Fevereiro de 2014.

Divisão	Ordem	Familia	Espécie
Cyanophyta	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Asterocapsa submersa</i> Azevedo et al. 2003
Cyanophyta	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus prescottii</i> Drouet e Daily 1972
Cyanophyta	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus dispersus</i> Lemmermann 1904
Cyanophyta	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus turgidus</i> Sauvageau 1973
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A.Braun in Rabenhorst 1863
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa sp</i>
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa koordersii</i>
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa elachista</i> W. West & G.S. West 1894
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek 1994
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek 1994
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Coelomoron tropicalis</i> Senna, Peres & Komárek 1998
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing 1845
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia trolleri</i> Bachmann
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen 1839
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann 1898
Cyanophyta	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák 1988
Cyanophyta	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Lemmermann 1907
Cyanophyta	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis botrys</i> Teiling 1942
Cyanophyta	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis protocystis</i> Crow 1923
Cyanophyta	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis wesenbergii</i> Komárek 1968
Cyanophyta	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Eucapsis densa</i> Azevedo et al. 2003
Cyanophyta	Nostocales	Nostocaceae	<i>Nostoc piscinale</i> (Kützing) 1968
Cyanophyta	Oscillatoriales	Phormidiaceae	<i>Phormidium aerugineo-caeruleum</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Cyanophyta	Oscillatoriales	Pseudanabenaceae	<i>Geitlerinema amphibium</i> (Gomont) Anagnostidis 1989
Cyanophyta	Oscillatoriales	Pseudanabenaceae	<i>Leptolyngbya perelegans</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek 1988
Cyanophyta	Oscillatoriales	Pseudanabenaceae	<i>Oscillatoria limosa</i> Gomont 1892
Cyanophyta	Oscillatoriales	Pseudanabenaceae	<i>Oscillatoria perornata</i> Skuja 1949
Cyanophyta	Oscillatoriales	Pseudanabenaceae	<i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek 1988
Cyanophyta	Chroococcales	Synechococcaceae	<i>Aphanothece conglomerata</i> Rich 1932
Cyanophyta	Chroococcales	Synechococcaceae	<i>Bacularia gracilis</i> Komárek 1995
Cyanophyta	Chroococcales	Synechococcaceae	<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim)

			Komárek 1970
Cyanophyta	Chroococcales	Synechococcaceae	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau 1892
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Cymbelloopsis apiculata</i> (Krammer) 1997
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Encyonopsis aequalis</i> (W. Smith) Krammer 1997
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Navicella pussila</i> (Grunow) Krammer 1997
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Surirella robusta</i> (Enrenberg) 1967
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Navicula cuspidata</i> (Kützing) 1972
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson 1997
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Pinnularia sp</i> (Grunow) Round & Basson 1997
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Kobayasiella subtilissima</i> (Cleve) Lange Bertalot 1997
Bacilariophyta	Discales	Diatomaceae	<i>Nupela giluwensis</i> Vyverman & Compère 1991
Chlorophyta	Desmidiales	Desmideaceae	<i>Cosmarium venustum</i>
Chlorophyta	Desmidiales	Desmidiaceae	<i>Desmidium gracilipes</i>
Chlorophyta	Desmidiales	Desmidiaceae	<i>Micrastera truncata</i>
Chlorophyta	Sphaeropleales	<u>Scenedesmaceae</u>	<i>Desmodesmus subspicatus</i>
Chlorophyta	Desmidiales	Zygnemaceae	<i>Zignema sp</i>
Chlorophyta	Desmidiales	Zygnemaceae	<i>Spirogyra sp</i>
Chlorophyta	Desmidiales	Zygnemaceae	<i>Pediastrum sp</i>
Chlorophyta	Volvocales	Volvocaceae	<i>Volvox sp</i>
Euglenophyta	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena limnophila</i>
Euglenophyta	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena oxyuris</i>

Os dados apresentados evidenciam a ocorrência de quatro divisões, das quais apresentaram maior percentual de táxons identificados Cyanophyta (62%), seguidas de Bacillariophyta (20%), Chlorophyta (16%) e Euglenophyta (2%). Figura 49

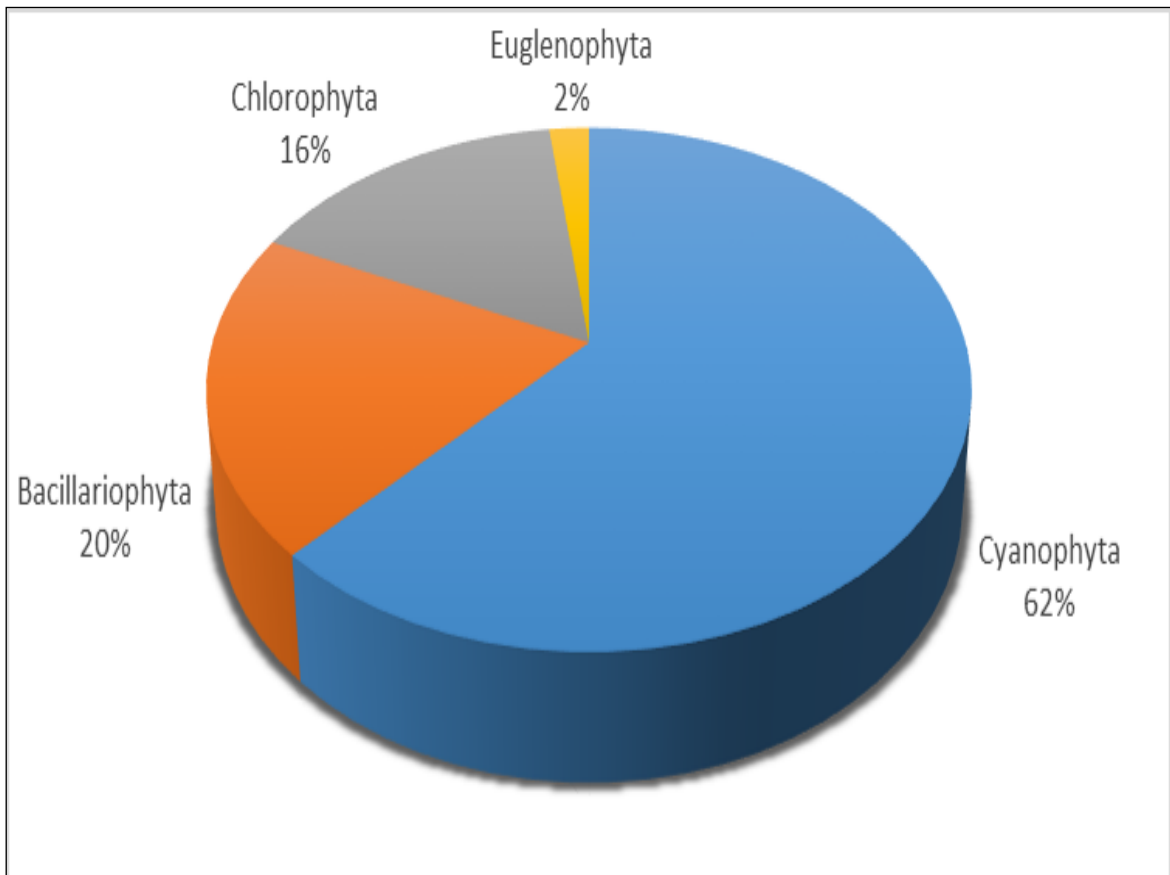


Figura 49: Diversidade fitoplanctônica na Lagoa Maior.

4.5.1 Cyanophyta

Este grupo tem sido apontado por vários pesquisadores como os efeitos mais frequentes do processo de eutrofização, os quais provocam maior incidência de floração de cianobactérias a inúmeras formas de impacto antrópico nos ecossistemas aquáticos. São lançamentos de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado, a ausência de um programa de coleta e disposição de resíduos sólidos e a destruição da mata ciliar dos mananciais, favorecendo a erosão e o transporte de elevada carga de sedimentos que são ricos em nutrientes como fósforo, matéria orgânica e nitrogênio levados para o interior destes corpos d'água (BARBOSA, 1994).

A necessidade de monitoramento e controle de cianobactérias nas águas continentais brasileiras é uma necessidade atual, uma vez que os estudos têm confirmado a ocorrência de cianobactérias tóxicas em reservatórios utilizados para abastecimento público e lagos da maioria dos estados brasileiros. No entanto, as crescentes preocupações relacionadas com as cianobactérias estão relacionadas ao fato de que uma proporção

significativa delas produz uma ou mais toxinas. Nos últimos vinte anos as cianobactérias passaram a fazer parte da lista dos chamados "patógenos emergentes", podendo liberar estas toxinas com graves efeitos à saúde do homem e de animais, principalmente quando ingeridas ou inoculadas (JARDIM & VIANA, 2003). As florações de cianobactérias são resultantes do crescimento exponencial de suas células, favorecidas por alta temperatura, pH elevado, disponibilidade de fósforo e nitrogênio inorgânico (MATTHIENSEN, 2000).

A Ordem Chroococcales tem algas unicelulares ou coloniais, não filamentosas, sem qualquer diferenciação. A reprodução se faz exclusivamente por simples divisão celular ou por fragmentação da colônia. As células apresentam-se de forma arredondada ou elipsoidal (às vezes alongada). Comumente apresentam uma membrana e espessa camada mucilaginosa, esta podendo ou não mostrar camadas concêntricas. Alguns representantes da família Chroocaceae foram encontrados neste estudo (Figuras 50 a 53).

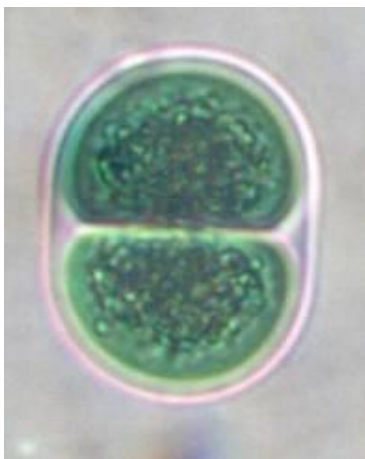


Figura 50: *Chroococcus prescottii* Drouet e Daily



Figura 51: *Chroococcus turgidus*

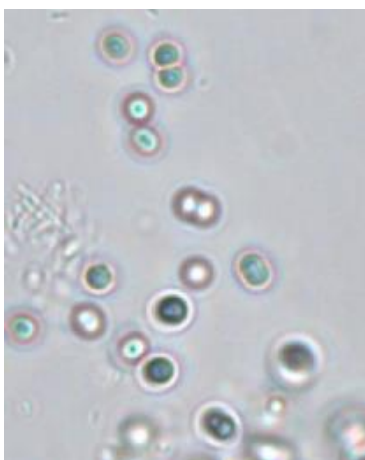


Figura 52: *Synechocystis aquatilis* Sauvageau

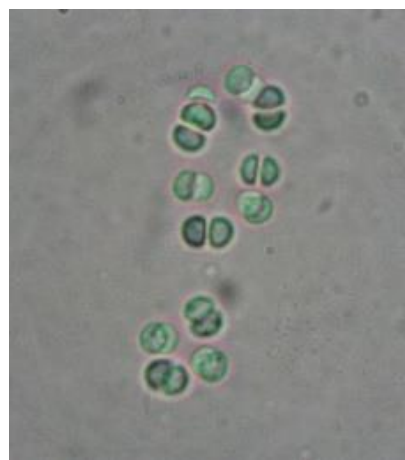


Figura 53: *Chroococcus dispersus* Lemmermann

As Figuras 54 a 62 ilustram algumas cianófitas da família Merismopediaceae que foram identificadas na Lagoa Maior, que pela literatura verificada liberam toxinas.

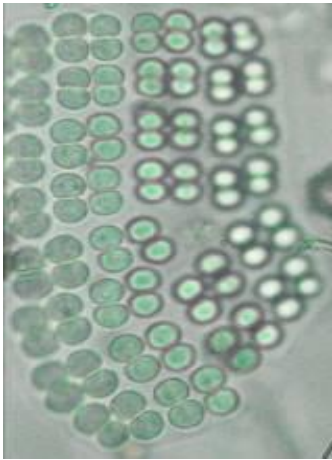


Figura 54: *Merismopedia glauca* (Ehrenberg)



Figura 55: *Snowella lacustris* (Chodat).

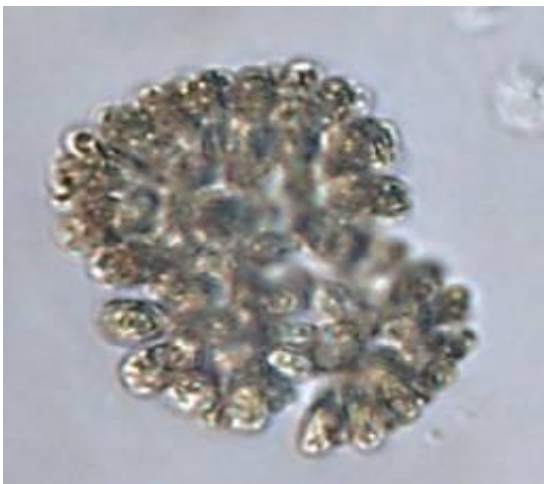


Figura 56: *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin

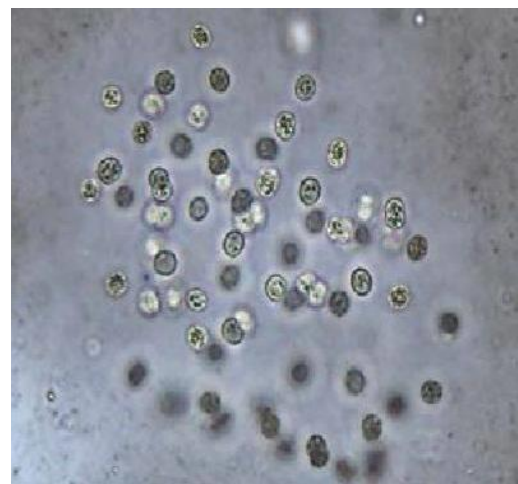


Figura 57: *Microcystis protocystis* Crow.

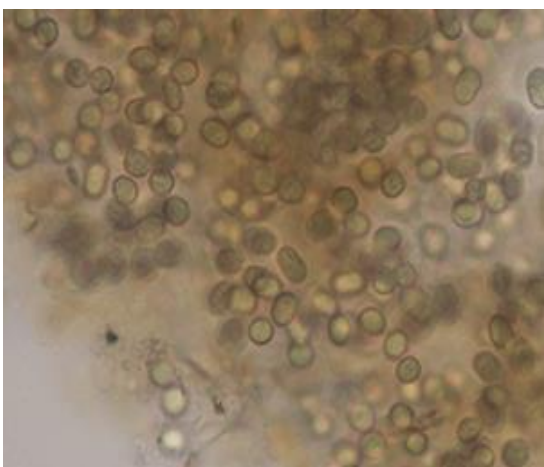


Figura 58: *Aphanothece stagnina*

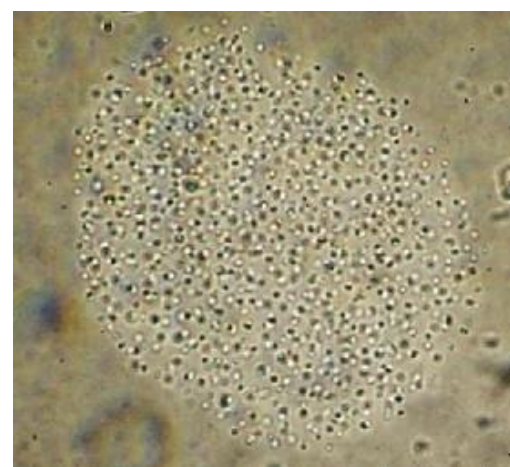


Figura 59: *Aphanocapsa delicatissima* W. West

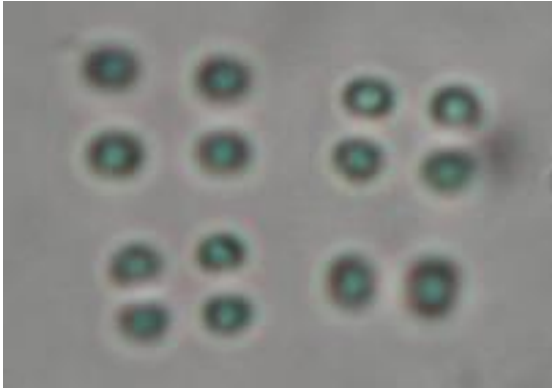


Figura 60: *Merismopedia trolleri* Bachmann.

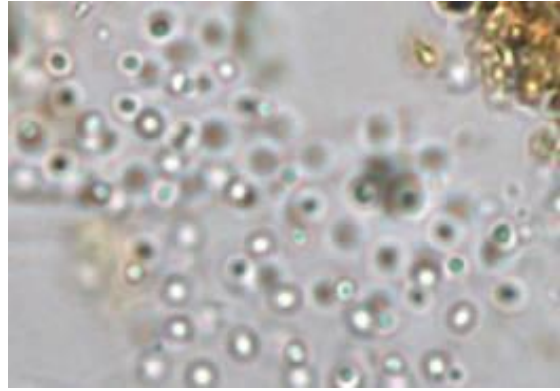


Figura 61: *Aphanocapsa elachista* W. West e G. S. West.

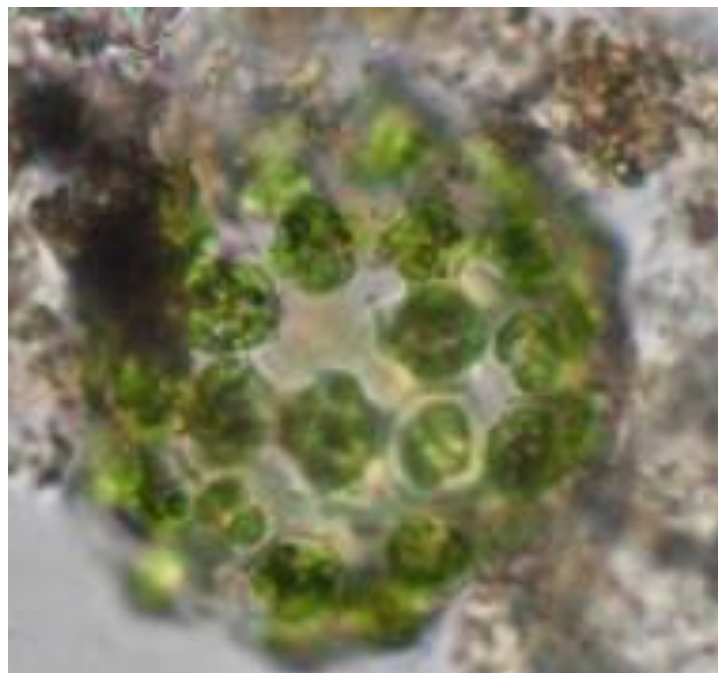


Figura 62: *Coelosphaerium evidentemarginatum* Azevedo e Sant'Anna

Representantes da Ordem Oscillatoriales (Figuras 63 e 64) foi identificada no período do estudo. Esta inclui todos os gêneros cujas células formam tricomas simples ou pseudoramificados. Algumas famílias servem de ilustração como Phormidiaceae (Figura 65) e Pseudanabenaceae (Figura 66).



Figura 63: *Komvophoron schmidlei* (Jaag)



Figura 64: *Pseudanabaena catenata* Lauterborn

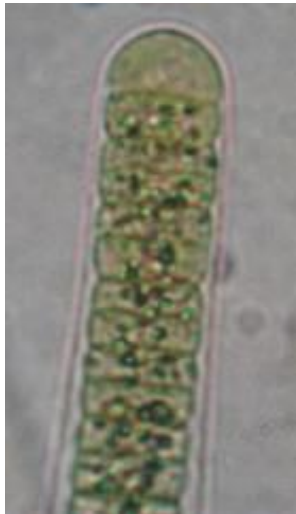


Figura 65: *Planktothrix agardhii*.

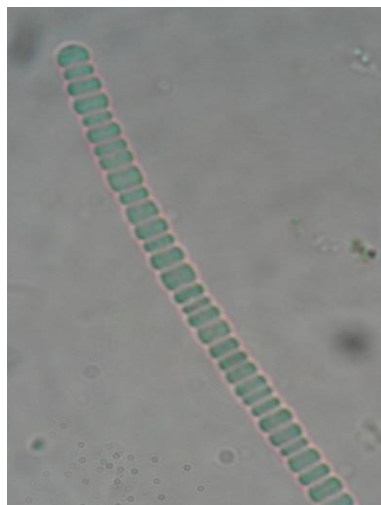


Figura 66: *Pseudanabaena* sp.

A Ordem Nostocales pode ou não apresentar acinetos e heterocistos, possui tricomas multisseriados, isto é, células com divisões evidentes entre si, característica morfológica que a identifica, seus tricomas não possuem ramificações. Foram encontrados alguns exemplares da família Nostocaceae (Figura 67).

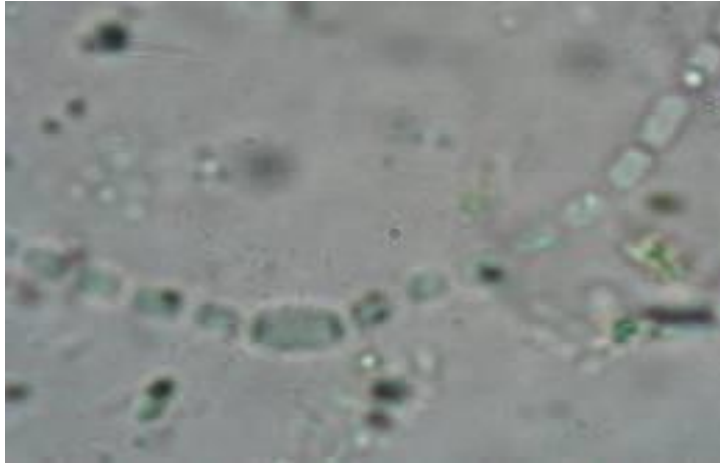


Figura 67: *Nostoc piscinale* Kützing.

4.5.2 *Chlorophyta*

Este grupo apresenta uma grande diversidade de gêneros e espécies. Foram encontradas na Lagoa Maior perfazendo 16% da diversidade encontrada. (Figuras 68 e 69).

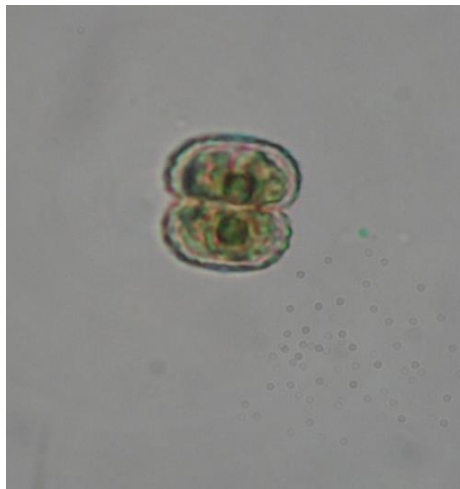


Figura 68: *Cosmarium venustum*.



Figura 69: *Desmodesmus subspicatus*

As desmídias, algas verdes da divisão Chlorophyta, classe Conjugatophyceae e da ordem Desmidiales, são algas que têm preferência por ambientes de água doce, mas também ocorrem em ambientes salobros (GERRATH, 1993). Neste estudo encontramos alguns exemplares da Ordem Desmidiales (Figuras 70 e 71).



Figura 71: Micrasterias sp.



Figura 70: Micrasterias truncata

4.5.3 Bacillariophyta

O grupo das Bacillariophyta é composto por organismos unicelulares ou coloniais, desprovidos de flagelos, imóveis ou que se movem através de secreção de mucilagem. Possuem um tipo de parede celular denominado frústula, que é composta por duas valvas de sílica morfologicamente semelhantes e que se encaixam perfeitamente. A presença da frústula caracteriza uma diatomácea e a sua ornamentação possui grande valor taxonômico. Dois grandes grupos de diatomáceas podem ser reconhecidos pela sua simetria: diatomáceas cêntricas, que são radialmente simétricas, e as diatomáceas penadas que são bilateralmente simétricas. No presente estudo o grupo foi responsável por 20% do total de diversidade (Figuras 72 e 73).



Figura 72: *Navicula* sp.



Figura 73: *Surirella* sp.

4.5.4 *Euglenophyta*

As euglenophytas, pertencentes ao gênero *Euglena*, são algas formadas por uma única célula (organismos unicelulares), existindo espécies clorofiladas (autotróficas / fotossintetizantes) e aclorofiladas (heterotróficas), possuem flagelos para locomoção. (Figuras 74 e 75)



Figura 74: Euglena oxyuris

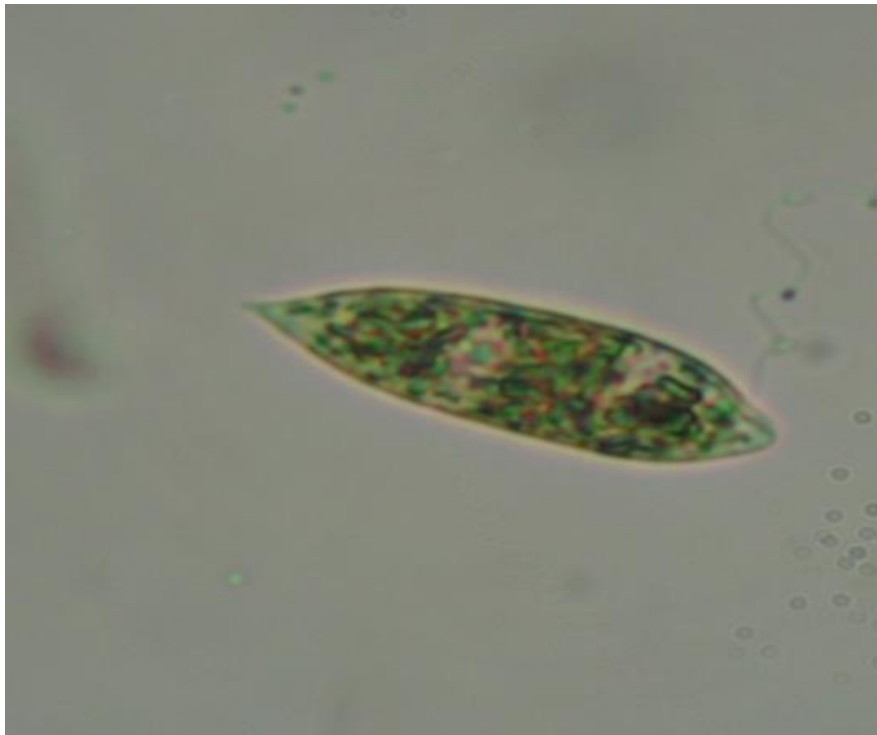


Figura 75: Euglena limnophila

5 EFICIÊNCIA DOS BIONDICADORES:

As espécies de macrofitas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* que são indicadoras de eutrofização, isto é, de enriquecimento por nutrientes. Estas espécies, por requererem altas concentrações de nutrientes, vêm sendo utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos, pois suas raízes formam uma densa rede capaz de reter até as mais finas partículas em suspensão, além de absorverem substâncias tóxicas provenientes do despejo industrial e doméstico (NOTARE, 1992). Desta forma, as macrófitas aquáticas mostram-se tão intimamente relacionadas ao metabolismo dos ecossistemas límnicos que a preocupação com sua preservação torna-se ferramenta de importância fundamental para a manutenção da biodiversidade de ambientes aquáticos. A presença de algumas macrófitas em abundância ou sua ausência como: taboa, alface-d'água e orelha de rato, são bons indicadores de ambientes poluídos (estado trófico do ambiente aquático), pois estas espécies costumam se desenvolver melhor em ambientes eutrofizados, com altas concentrações de matéria orgânica e fósforo como foi verificado na referida lagoa, sendo assim as macrofitas são bons indicadores do ambiente pesquisado.

Já o altíssimo nível de algas cianofíceas, agregadas com os resultados físico químico nos chamou a atenção, uma vez que é prejudicial à saúde, e por isto é necessário um maior controle, destes organismos, e os resultados microbiológicos, que deram positivos em todos os pontos, pra a bactéria *Escherichia coli*, ao qual também traz preocupação a saúde pública uma vez que estes organismos podem contaminar o homem como outros animais que estão presente naquele local.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos durante o período do estudo forneceram um quadro preocupante da qualidade ambiental da Lagoa Maior de Três Lagoas, MS. Os elevados índices de coliformes fecais, termotolerantes e *E. coli* encontrados nas amostras de água indicam que, no momento atual, este corpo d'água apresenta significantes níveis de contaminação, tornando este ambiente impróprio para fins de recreação aquática ou como fonte de organismos destinados à alimentação humana. Os níveis de coliformes verificados nas amostras de água refletem o elevado grau da poluição provavelmente da ocorrência de esgotos clandestinos e das águas pluviais, trazendo material de origens fecais tanto de animais de sangue quente quanto de humanos, foram encontrados em algumas amostras de lâmina de fitoplâncton ovos de *Ascaris lumbricoides sp* e larva de *Strongyloides sp* podendo ser tanto de animais de sangue quente quanto de humanos.

Durante a cheia a lagoa apresenta os menores valores de oxigênio dissolvido, estes baixos valores podem ser explicados pela entrada de material orgânico da planície que aumenta as taxas de mineralização aeróbia e consequente diminuição do oxigênio disponível nas primeiras camadas de água. Isto facilita o aumento das algas cianofíceas.

Entre as ações e funções desempenhadas pelas macrófitas nos ambientes aquáticos incluem a estabilização de sedimentos, produção primária de detritos, absorção, acumulação e liberação de nutrientes, sombreamento e diversificação de habitat, sendo usada como substrato para perifíton, refúgio, nidificação para animais aquáticos e terrestres, fonte de alimentos para peixes, aves e mamíferos, desempenhando um papel muito importante para a manutenção da estabilidade da Lagoa. Estas são utilizadas em processos de recuperação ou regeneração de corpos d'água devido à sua propriedade de bioacumulação, mas infelizmente são alvos de retiradas em determinados períodos em que muitas vezes, não sendo necessário, e que deveria ter um plano de manejo para sua retirada.

O bioindicador da comunidade fitoplânctonica da Lagoa Maior esteve representada por Cyanophyta (62%), Bacillariophyta (20%), Chlorophyta (16%), Euglenophyta (2%). De modo geral, as algas perifíticas da Lagoa Maior apresentaram grande diversidade. A comunidade algal em ambientes lânticos é predominada por organismos verdadeiramente perifíticos, pois a grande entrada de material orgânico da planície aumenta as taxas de mineralização aeróbia e consequentemente a diminuição do oxigênio disponível nas primeiras camadas de água. As cianofíceas consistiram o grupo mais representativo, apresentando maior riqueza de espécies em relação às demais divisões identificadas. Existe

uma influência direta das formas nitrogenadas sobre a riqueza dos organismos perifíticos. As toxinas são metabólitos secundários e podem permanecer acumuladas no citoplasma das cianobactérias depois de produzidas. Os motivos que se antecedem à formação das toxinas ainda não são totalmente conhecidos, contudo, há indícios de que ocorre uma correlação entre os fatores: sazonalidade, radiação solar, temperatura da superfície da água, pH, porcentagem de saturação de oxigênio (HAIDER *et al.*, 2003) e quantidade de nutrientes. Sua liberação também pode estar associada a competição entre os organismos fitoplanctônicos e a inibição da predação por consumidores primários (FUNASA, 2003). Provavelmente, estas formas nitrogenadas estão sendo preferencialmente assimiladas pelas algas e incorporadas em seus processos biológicos, o que talvez explica tal proporcionalidade. As cianobactérias representaram a primeira divisão mais diversificada para a presente área de estudo, em decorrência das características fisiológicas e morfológicas, são organismos que apresentam extraordinária capacidade adaptativa nos mais diversos ambientes, sendo assim consideradas excelentes colonizadoras ambientais, por outro lado, traz em seu organismo toxinas que podem ser facilmente ingeridas pelos animais ao contato com a água, isto deixa preocupação para a saúde pública, uma vez que peixes foram encontrados mortos, e este pode ser um dos fatores ambientais envolvidos.

6.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES:

As bactérias do grupo coliforme têm sido extensivamente utilizadas como bioindicadores na avaliação da qualidade das águas, sendo este até hoje o parâmetro microbiológico básico incluído nas legislações relativas à água para consumo humano. Observa-se que as bactérias *E. coli*, algas (cianofíceas) e macrófitas, acompanhadas com os parâmetros físico-químicos, são bons indicadores de poluição e servem para monitorar este corpo de água, o que poderia ter um controle de algumas análises durante o ano.

Desta forma, há necessidade da realização de ações de saneamento ambiental nas áreas de entorno do corpo hídrico a fim de eliminar as entradas clandestinas de esgotos localizadas ao longo das margens, que se constituem num dos principais fatores degradantes desse ecossistema. Outro exemplo seria a prática de campanhas de educação ambiental junto aos frequentadores da lagoa, para que eles não joguem lixo e material contaminantes, mas também evitem o contato com a água da lagoa e o consumo de seu pescado, e que os órgãos responsáveis faça um plano de manejo para a retirada de macrófitas aquáticas, quando necessário.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDO, M.S.A e DA SILVA, C.J. **Limnological characteristics of the water bodies of the Curutuba nesting site in Brazil's Pantanal.** Acta Limnologica Brasiliensia, 16, 359-368, 2004.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP II. **An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG II.** Botanical Journal of the Linnean Society, London, v.41, n.11, p.399-436, 2003.

APHA - **American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 19 ed. Washington. 1995.

ARANHA S. E. **Três Lagoas: Uma interpretação do rural com o urbano.** Presidente Prudente, SP. Dissertação de Mestrado. UNESP, 130p. 1999.

AZEVEDO, S. M. F. **Toxinas de Cianobactérias - Causas e consequências para a Saúde Pública.** Medicina On line - Revista Virtual de Medicina, Vol. 1, N.º 3, Ano I (Jul./Ago./Set. de 1998). Disponível em: <<http://www.medonline.com.br>>. Acesso em: 15 set. 2013.

AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C.C.S. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano.** FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 56p, 2003.

BARBOSA, F. A. R. **Programa brasileiro para a conservação e manejo de águas interiores: síntese das discussões.** Acta Limnologica Brasiliensia, n. 5, p. 211-222, 1994.

BENTO, L. *et al.* **O papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo do fósforo em lagos rasos.** Revista A Ecologia Brasileira, v. 11. n. 4. p. 582-589 , 2007.

BEYRUTH, Z. **Aquatic macrophytes from a marginal pond at Embu-Mirim river, São Paulo, Brazil.** Revista de Saúde Pública, São Paulo, v.26, n. 4, p.272-282, ago., 1992.

BICUDO, C.E.M. e MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro.** 2003.

BICUDO, D.C. **Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton.** Acta Limnologica Brasiliensia 3: 459-475. 1990.

BOURRELLY, P.; COUTÉ, A. **Desmidiées de Madagascar (Chlorophyta, Zygnophyceae).** Berlin Stuttgart: J. Cramer, 1991.

BOURRELLY, P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 3: les alues blenes etrouges, les Euglénies, Peridiniens, et Cryptomonadines.** 3. Éditions N. Boubée,. 606p. Paris 1985.

BRAGA B., **Introdução à Engenharia Ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária.** 2^a ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental; 620 p 1978.

BRASIL. **Portaria 36, de 19 de janeiro de 1990. Dispõe sobre a água para o consumo humano.** Brasília, DF Governo Federal, 1990.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Comentários sobre a Portaria MS n.º 518/2004: Subsídios para implementação.** Brasília, Editora do Ministério da Saúde,. P 96. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n.º 518, de 03/2004.** Diário Oficial do BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conama.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA n.º 357/05,** de 03/2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo. Brasília (DF),17 mar. 2005, Seção1, p.58-63.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. **Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios.** Cad. Saúde Pública Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

CAESB- **Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, Procedimento Operacional – Análise quantitativa de Fitoplâncton - PO110.** Distrito Federal, 2005.

CALLISTO, M. *et al.* **Bioindicadores de Qualidade de Água.** Laboratório de Ecologia de Bentos. Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas. UFMG, 2005.

CALLISTO, M.; MORENO, P. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas. In: FERRACINI V. L.; QUEIROZ S. C. N.; SILVEIRA M. P. **Bioindicadores de Qualidade da Água.** 1. ed. Jaguariuna: EMBRAPA, v. 1, cap. 5, 2004.

CARMICHAEL, W.W.; ESCHEDOR, J.T.; PATTERSON, G.M.L. e MOORE, R.E. 1988. Toxicity and Partial Structure of the Hepatotoxic Peptide Produced by the Cyanobacterium *Nodularia spumigena* Mertens. emend. L575 from New Zealand. **Applied and Environmental Microbiology** 54(9): 2257-2263.

CERQUEIRA, D. A.; RESENDE, M. A. e ENNES, U. M. **Ocorrência de Coliformes Associados a Parâmetros do Controle da Qualidade da Água Distribuída em Belo Horizonte - MG.** 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - 2ª Feira

Internacional de Tecnologia de Saneamento Ambiental - FITABES'97, Foz do Iguaçu. P. 247-258., 1997.

CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, L5.303: Determinação de fitoplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo – método de ensaio. São Paulo, 2005a, pp.23.

CETESB, **Atlas de cianobactérias da bacia do Alto Tietê** [recurso eletrônico]/ CETESB ; Marta Condé Lamparelli [*et al.*], - São Paulo :, 2014.. <http://www.cetesb.sp.gov.br>.

COOK, C. D. K. **Aquatic plant book.** 2.ed. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 228p.1996.

CORRELL, D.S. e CORRELL, H.B. **Aquatic and wetland plants of southwestern United States. U.S.** Environmental protection agency, Washington. Stanford, Califórnia: Stanford University Press., 1777p., 1972.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L.G. **A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação.** Química Nova, v. 31, n. 7 , p. 1820-1830, 2008.

CREA. Conselho Regional de Engenharia, Arquitetura e Agronomia do Estado do Paraná. **Rev. do Crea**, Curitiba, v.1 n.1, p. 18-24, set, 1998.

CROSDALE, H.; & FLINT, **Flora of New Zealand: freshwater algae, Chloropyta, desmids.** New Zealand, 1988.

CUCHIARA, C. C.; BORGES, C. S.; BOBROWSKI, V. L. **Biomonitoramento da qualidade da água do Arroio Padre Doutor (Capão do Leão, RS).** In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 16., 2007, Pelotas; ENCONTRO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 9., 2007, Pelotas; CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 16., 2007, Pelotas. Anais. Pelotas, 2007.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Disponível em: www.epa.gov .

ESKINAZI-LEÇA, E.; CUNHA, M. G. S.; KOENING, L.; CHAMIXAES, C.; PASSAVANTE, J. Z. D. E. **Microalgas.** In: Pesquisa Botânica Nordestina: Progresso e Perspectivas. Recife: SBB;, p. 61-78., 1996.

ESPÍNDOLA, E.G., Matsumura-Tundisi, T. e Moreno, I.D. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa Albuquerque (Pantanal Mato-grossense), Mato Grosso do Sul, Brasil.** Acta Limnologica Brasiliensia 8: 13-27. 1996.

ESTEVEZ, S.A. **Fundamentos de Limnologia.** 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência – FINEP, 575p.,1998.

ESTEVEES, S.A.; CAMARGO, A. F. M. **Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes.** Acta Limnologica Brasiliensia, Rio Claro, v. 1, n.1, p. 273-298, jan./mar., 1986.

ETTL, H. **Xanthophyceae.** In: H. Ettl, J. Gerloff e H. Heynig (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 3. Stuttgart, Gustav Fisher Verlag. 530 p. 1978.

FELISBERTO, A. S.; RODRIGUES, L. **Comunidades de algas perifíticas em reservatórios de diferentes latitudes.** In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; falta título do livro, editora, local, pág.

FERRAGUT, C. e BICUDO, D.C. **Periphytic algal community adaptive strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir.** Hydrobiologia 646: 295-309. 2010.

FIDALGO, O.; BONINI, L.R. **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico.** São Paulo; I.B. 62p. ilustr. 1989.

FILGUEIRAS, T.S.; BROCHADO, A.L.; NOGUEIRA, P.E.; GUALA, G.F. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos e qualitativos. **Caderno de Geociências**, Rio de Janeiro, v.12, n.4, p.39-43, 1994.

FRANZEN, M. **Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios.** 176p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre, 2009.

FUNASA - **Fundação Nacional de Saúde. Manual Prático de Análise de Água, 2006.** Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br>>. Acesso em: 21 fev. 2013.

FUNASA. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56 pg.

GARCÍA, C.; BRAVO, M.C.; LAGOS, M.; LAGOS, N. **Paralytic shellfish poisoning: post-mortem analysis of tissue and body fluid samples from human victims in the Patagonia fjords.** Toxicon, v. 43, p. 149 – 158, 2004.

GEITLER, L. **Freshwater algae of North America: ecology and classification.** Elsevier Science Academic Press. Cyanophyceae. In: Rabenhorst's Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. 2. Aufl. Leipzig, Akademische Verlagsgesellschaft v. 14, 1196p. 1932.

GERRATH, J.F. **Conjugating green algae and desmids.** p. 353-382. In: Wehr, J.D.; Sheath, R.G. Falta título do livro. 507 pp. 2003.

GOMES, L. C. (Orgs.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais.** São Carlos: RiMa; p. 97 – 114. 2005.

GRANÉLI, W.; SOLANDER, D. **Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes.** *Hydrobiologia*, 170: 245-266. 1988.

GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.; EATON, A.D. **American Public Health Standart Methods for the examination of water and wastewater.** 18ed. Victor graphics Inc., Baltimore, 1992.

GREGOR, J. *et al.* **In situ quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer.** *Hydrobiologia*, v. 548, n. 1, p. 141-151, 2005.

GUILHERME, E.F.M.; SILVA, J.A.M. **Pseudomonas aeruginosa como indicador de contaminação hídrica.** *Rev. Hig. Alim.* v.14, n.76, p.43-47, 2000.

HAIDER, S.; *et al.* **Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern.** *Chemosphere*, Oxford, v.52, n.1, p.01-21, 2003.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.. **Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidade de uso de suas biomassas.** *Naturalia*, São Paulo, v. 25, p. 111-125, 2000.

HOEK, C., MANN, D.G. e JAHNS, H.M., **Algae: An introduction to phycology.** Cambridge University Press, Cambridge. 627p. 1995.

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** www.ibge.gov.br Acesso em: 14 de agosto de 2014.

IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAETCHER, J. L. **Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil.** *Roessléria*, Porto Alegre, v.6, n.1, p.395 - 404. 1984.

JANZEN , J. G.; SCHULZ, H. E.; LAMON, A. W. **Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água.** *Eng. Sanit. Ambient.* vol.13 no.3 Rio de Janeiro July/Sept. 2008.

JARDIM, F. A.; VIANA, T. H. **Análise de algas – Cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de controle do tratamento da água para abastecimento.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Joinville, SC. *Anais*, 2003.

JARDIM, G. M. **Estudos ecotoxicológicos da água e do sedimento do Rio Corumbataí, SP.** 126p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Universidade de São Paulo – USP, Piracicaba. 2004.

JUDD, W.S.; CAMPBELL, C.S.; KELLOGG, E.A.; STEVENS, P.F.; DONOGHUE, M.J. **Sistemática vegetal: um enfoque filogenético.** 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 632 p.

JUNK, W.J. **Areas inundáveis: Um desafio para Limnologia.** Acta Amazonica. 10(4): 775-795. 1980.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales.** In: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heying e D. Möllenhauer (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, 19. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 1-548. 213. 1999.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales.** In: B. Büdel, L.Krienitz, G. Gärtner e M. Schagerl (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. 19. ElsevierSpektrum Akademischer Verlag, München, pp. 1-759. 2005.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Modern approach to the classification system of cyanophytes. Nostocales 4.** Algological Studies 56: 247-345.1989.

KOMÁREK, J. & CRONBERG, G. **Some chroococcalean and oscillatoriale an Cyanoprokaryotes from African lakes, ponds and pools.** Nova Hedwigia 73: 129-160. 2001.

KOMÁREK, J. & FOTT, B. **Chlorophyceae (Grünalgen). Chlorococcales.** In: Huber Pestalozzi, G. (ed.). Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematik und Biologie 7(1). Stuttgart, E.schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 1044p. 1983.

KUHNERT, P.; BOERLIN, P.; FREY, J.; **Target genes for virulences assessment of Escherichia coli isolates from water, food and the environment.** FEMS Microbiol. Rev. v.24, p.107-117. 2000.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia. 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LEVORATO, A. V. **Três Lagoas: Dama em Preto e Branco, 1918-1964.** Três Lagoas, MS: Graf. Set. Ltda. 1999.

MACÊDO, J.S.B.de. **Águas e Águas.** São Paulo: Livraria Varela, 2001.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Omega, Barcelona, pp. 1-1010., 1983.

MARTINS, M.T. *et al.* **Qualidade bacteriológica de águas subterrâneas em cemitérios.** Rev. Saúde Pública [online] 1991, vol.25, n.1, pp. 475. ISSN00348910. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rsp/v25n1/10.pdf>> Acessado em: 22 / 03/12.

MATSURA, K. **Bioindicadores em Ecossistemas.** Unesco, 2000.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A., **Metodologia para el estudio de la vegetación.** Washington. (Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington). 168 p. , 1982.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L.; CAIRNS JÚNIOR, J. **Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices.** Water Research, v. 16, p. 129-139, 1982.

MATTHIENSEN, A YUNES, J. S.; COOD, G. A. **Ocorrência, distribuição e toxicidade da cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS.** Revista Brasileira de Biologia, v. 59, n 3, p 361-376., 2000.

MEDEIROS, A. O. **Caracterização dos indicadores de qualidade de água e da diversidade de leveduras em ambientes aquáticos da bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil.** Belo Horizonte. Departamento de Microbiologia da UFMG (Dissertação de Mestrado) 92p. 2002.

MORAIS, P.B.; RESENDE, M.A.; ROSA, C. A.; BARBOSA, F.A.R. **Ocurrence and dial distribution of yeast in a Paleo-karstic lake of Sotheastern Brazil.** Rev. Microbiol., v.27, p.182-188, 1996.

MOSCHINI-CARLOS, V. **Importância, estrutura e dinâmica da comunidade da perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais.** In: POMPÊO, M. L. M. (Ed.). Perspectivas na Limnologia Brasileira. São Luis:. v. 1. p. 1-11. 1999.

NACAYAMA, A.M. **Lagoa Maior do município de Três Lagoas: qualidade da água e outras inferências geoambientais.** Monografia (Curso de Ciências Biológicas). Três Lagoas: UFMS: Dept^o de Ciências Naturais. 2000.

NETO, M. J., *et. al* **Plano emergencial para o manejo da Lagoa Maior - TRÊS LAGOAS,** MS. 2009.

NOGUEIRA, F.; COUTO, E. G. **Amostragem em planícies de inundação.** In: BICUDO, C. E. de M.; BICUDO, D.C. (Org.). Amostragem em Limnologia. São Paulo: RIMA, p.281-293. 2004.

NOGUEIRA, G., NAKAMURA, C.V., TOGNIM, M.C.B., FILHO, B.A.A., DIAS, B.P.F. **Qualidade microbiológica de água potável de comunidades urbanas e rurais, Paraná.** Rev. Saúde Pública v. 37(2), p.232-236, 2003.

PANDIT, A.K. **Role of macrophytes in aquatic ecosystems and management of water resources.** Journal of environmental Management, Estados Unidos, v.18, n.1, p. 7388, jan., 1984.

PELCZAR, M. J. **Microbiologia: conceitos e aplicações.** São Paulo: Makron Books, v.2, p.319-353. 1997.

PETERSON, C.G. **Responses of Benthic Algal Communities to natural physical disturbance.** In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. e Lowe, R.L.P. San Diego, Academic Press, Algal Ecology: fresh water benthic ecosystems. p.375-402. 1996.

PIMENTEL, H.S. **Caracterização Geoquímica das águas na serra de Ouro Preto, Minas Gerais.** Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG. Dissertação de Mestrado, 112 p., 2001.

PINTO, A. L. **Variação Diurna dos Principais Parâmetros Limnológicos nos Lagoas e Buritizal Pantanal Mato-Grossense, Barão de Melgaço, MT.** 322 f. Tese (Doutorado em Ciências – Limnologia)- Centro de Ciências. 1991.

PITELLI, M. C. R; et al. **Manual de identificação das plantas aquáticas de Porto Primavera.** Joticabal: Funep, 54 p.: Il, ; 21cm, 2012.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e o perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos.** São Carlos: RiMa; p. 134. 2003.

POTT V. J; SCREMIN-DIAS, E.; SOUZA, P. R. (Org.). **Nos jardins submersos de Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região.** Campo Grande: UFMS, p. 24-42.1999.

POTT, V.J. e POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal.** EMBRAPA, Brasília.404p.2000.

REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B. e TUNDISI, J.G. **Capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo: Escrituras Editora, 1999.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, A. P. B. **Geomorfologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental.** Fortaleza: Editora UFC, 2007.

ROS, J. **Práticas de ecologia.** Barcelona: Ed. Omega, 1979.

ROUND, F.E., CRAWFORD, R.M. & MANN, D.G. **The diatoms: biology and morphology of the genera.** New York: Cambridge University Press, Cambridge, 1990.

SAMPAIO, A. C. S. **Metais pesados na água e sedimentos dos rios da bacia do Alto Paraguai.** 76p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, Campo Grande. 2003.

SANT’ANNA, C.L. *et al.* **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras.** Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia. www.ibot.sp.gov.br. 2012.

SANTOS, K. R. S.; **Biodiversidade de algas e cianobactérias de três lagoas (“salina”, “salitrada” e “baía”) do Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil.** Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 229 p. il., São Paulo, 2008.

SCHEFFER M., RINALDI S., HUISMAN J., WEISSING F.J. **Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox.** *Hydrobiologia* 491p., 2003.

SCHEFFER, M.. **Ecologia de lagos rasos.** Londres: Chapman e Hall. 1998.
Seção1, p.266-270

SILVA, J. L. L. **O espongilito de Três Lagoas, MS: Registro e caracterização com ênfase em micropaleontologia.** Tese de Doutorado: Universidade Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo, 2004.

SIQUEIRA, K.B.; OKURA, M.H. **Enumeração de coliformes totais e coliformes termotolerantes em água de abastecimento e de minas.** *Rev. Hig. Alim. São Paulo*, v.19, n.135, p.86-91, 2005.

SOARES, J.B.; MAIA, A.C.F. **Água: microbiologia e tratamento.** Edições UFC., p.6162; 1999.

SOUZA, L. C.; IARA, S. T.; LOPES, C. A. M. **Bactérias coliformes totais e coliformes de origem fecal em águas usadas na dessedentação de animais.** *Revista Saúde Pública*, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 112-122, 1983.

SOUZA, D. F.; PINTO, A. L. **Qualidade e limitações de uso da água superficial da lagoa maior, Três Lagoas/MS.** In: Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 07, n 02, 2011

TOLEDO JR., A P.; TALARICO, M.;CHINEZ, S.J.; AGUDO,E.G. (1983). **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12, Camboriú. Anais. Camboriú, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, p.1-34. 1983.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia.** 6. ed. Porto Alegre: Artes Médicas Sul, p. 729.,2000.

TREVELIN, L. C. *et al.* **Diversidade local de macrófitas aquáticas em águas brancas e preta na Amazônia Central.** Disponível em: www.inpa.gov.br Acesso em: 15 de março de. 2013 .UFMS/CPTL.

TRINDADE, W. M. **Concentração e distribuição de metais pesados em sedimentos do rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora/MG: fatores naturais e antrópicos.** 111p. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte. 2010

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a Escassez.** São Paulo: RiMa, 248p., 2 ed., 2005.

TUNDISI, J. G. **Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos.** In: HENRY, R. (Ed). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. 21-38. FUNDIBIO, Botucatu. 2007.

TV GLOBO. Programa "**Globo Cidades e Soluções**". <http://g1.globo.com>. Acesso: 18 de agosto de 2014.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ambient water quality criteria for bacteria** EPA-440/5-84-002. U.S. Environm. Protect. Age. Washington, D.C. 1986.

VASCONCELLOS, F. C. da; IGANCI, J. R. V.; RIBEIRO, G. A. **Qualidade microbiológica da água do rio São Francisco, São Lourenço, Rio Grande do Sul.** Arquivos do Instituto Biológico, São Paulo, v. 73, n. 2, p. 177-181, 2006.

VON RÜCKERT, G. **Introdução a Biogeoquímica e ciclos: Notas de aula. Mestrado em Engenharia Industrial.** Centro Universitário do Leste de Minas Gerais – Unileste. Ipatinga, 2010.

WEHR, J.D.; SHEATH, R.G.; **Introduction to freshwater algae. Freshwater algae of North America: Ecology and classification.** Academic Press, San Diego 2003.

WERNER, V.R. **Cyanophyceae/Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagoas da planície costeira do Estado do rio Grande do Sul, Brasil.** Tese de Doutorado, Universidade do Estado de São Paulo, São Paulo 363 p. 2002.

WTEZEL R.G.(1993). **Limnologia. Lisboa; Fundação Calouste Gulbenkian, 919p. Identificação e descrições.** RiMa, São Carlos. 2006.

YOO R. S.; CARMICHAEL W. W.; HOEHN R. C.; HRUDEY S. E. **Cyanobacterial (BlueGreen Algal) toxins: Aresource guide.** AWWA Research Foundation and American Water Works Association; 1995.

YOSPHE-PURER, Y., GOLDERMAN, S. **Occurrence of Staphylococcus aureus and Pseudomonas aeruginosa in Israeli Coastal Water.** Appl. Environm. Microbiol. p. 1138-1141, 1987.