

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS

Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa

Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável

SILVIA MOREIRA DOS SANTOS

**QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA E HIDROBIOLÓGICA DA ÁGUA NO  
RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE EM GOIÂNIA/GO**

Goiânia

2012

SILVIA MOREIRA DOS SANTOS

**QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA E HIDROBIOLÓGICA DA ÁGUA NO  
RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE EM GOIÂNIA/GO**

Dissertação de Mestrado Multidisciplinar,  
da Pontifícia Universidade Católica de  
Goiás, como parte dos requisitos para  
obtenção do título de Mestre em Ecologia  
e Produção Sustentável.

Orientadora: Profa. Dra. Adélia Maria Lima da Silva

Goiânia

2012

**SILVIA MOREIRA DOS SANTOS**

QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA E HIDROBIOLÓGICA DA ÁGUA NO  
RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE EM GOIÂNIA/GO

APROVADO EM: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

BANCA EXAMINADORA

---

Profa. Dra. Adélia Maria Lima da Silva (MAF/MEPS/PUC Goiás)

Orientadora

---

Profa. Dra. Maria Eloísa Cardoso da Rosa (ZOO/MEPS/PUC Goiás)

Avaliadora Interna

---

Prof. Dr. Armando Garcia Rodriguez (ICB/UFG)

Avaliador Externo

***Dedico este trabalho a Deus e a toda minha família.***

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por ter concedido a oportunidade da realização deste trabalho, por ter me fortalecido nos momentos de fraqueza e angústias e por atender as minhas preces.

Ao meu esposo Edson, aos meus filhos Juliana e Eder por incentivarem e entenderem meus momentos de ausência, especialmente pela paciência e compreensão em dividirem o meu tempo e atenção com os estudos.

À Profa. Dra. Adélia Maria Lima da Silva, pela orientação, confiança, incentivo e especialmente pelo carinho dispensado.

Ao Prof. Dr. Armando Garcia Rodriguez, pela acolhida e disposição em me ajudar.

À Secretaria Estadual da Educação do Estado de Goiás, pela licença concedida para a realização do mestrado.

À Saneamento de Goiás S/A – SANEAGO por conceder-me a oportunidade da realização deste mestrado.

A P-SLA – Laboratório Central de Água – SANEAGO, onde obtive todo apoio necessário à execução deste trabalho em especial a Supervisora Djanir do Espírito Santo.

À Wilma Gomes do Carmo, pela atenção, amizade e ajuda incondicional, em momentos de dificuldade.

Ao mestre e amigo Carlos Roberto Alves dos Santos, pelo apoio, análises estatísticas, generosidade e por acreditar em mim.

Ao estagiário e bolsista do PIBIC/CNPq Rafael Brandão Neves, pela tabulação dos dados.

Às biólogas do Setor de Hidrobiologia - P- SLA - SANEAGO, sem as quais boa parte deste trabalho não teria sido realizado.

Aos colegas do Setor de Amostragem- P-SLA - SANEAGO, que muito contribuíram para concretização deste trabalho, realizando sistematicamente as coletas.

Aos profissionais do setor de Físico-química - P-SLA – SANEAGO, por disponibilizar os resultados analíticos e a todos os colegas que de forma direta ou indiretamente colaboraram para conclusão deste trabalho, expresso a minha imensa gratidão.

À Cristiane, secretária do MEPS, pela disposição e carinho em atender as minhas solicitações.

A FAPEG, Fundação de Amparo a Pesquisa, pela bolsa a mim concedida.

## RESUMO

O Ribeirão João Leite apresenta uma área aproximada de 765 km<sup>2</sup>, sendo que o seu curso d'água principal tem uma extensão de 135 km. A área de estudo escolhida foi o reservatório implantado neste ribeirão, à montante da cidade de Goiânia, junto ao morro do Bálsamo. Os pontos amostrados foram: P1 (à montante do reservatório em Terezópolis), P2 (reservatório), P3 (à jusante do reservatório) e P4 (captação na SANEAGO). O objetivo foi avaliar as alterações ocorridas no ambiente lótico para lântico (reservatório), nos períodos de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, assim como correlacionar os resultados hidrobiológicos e componentes abióticos por meio de análises estatísticas. As variáveis estudadas foram: climatológicas (temperatura do ar e precipitação), físico-químicas (temperatura da água, transparência, pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, fosfato e nitrato total) e hidrobiológicas (clorofila *a*, feofitina *a* e densidade fitoplanctônica). Durante o estudo, a precipitação total registrada foi de 1529 mm. No reservatório a temperatura variou entre 26,3°C a 28,2°C no período de estiagem e 22,6°C a 26,8°C durante as chuvas, superando os valores registrados para os ambientes lóticos. O ambiente lântico favoreceu a permanência de águas limpas, claras e baixa turbidez em comparação aos demais pontos amostrados. O teste *t* demonstrou a existência de diferença significativa entre os pontos de amostragem, a exceção da variável fosfato, matéria orgânica e cianobactérias que sugeriram valores mais próximos entre os registros dos pontos amostrados. Em sua maioria os parâmetros analisados estiveram enquadrados dentro do mínimo exigido pelo CONAMA 357/2005. Predominantemente foi no reservatório que ocorreram as maiores variações temporais e sazonais, demonstrando a característica particular do ambiente lântico em relação aos ambientes lóticos. A riqueza total da classe Chlorophyceae superou 34%, seguida pela classe Cyanophyceae, com mais de 18%, em todos os pontos, enquanto que todas as outras classes contribuíram com menos de 5% do total de riqueza de *taxa*. No P2 a riqueza de *taxa* registrada foi maior quando comparada com os demais pontos. Durante o mês de março de 2010 foi registrada a primeira ocorrência de floração, sendo a espécie dominante *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma cianobactéria com toxicidade já comprovada em outros estudos. A distância de 10,42 km percorrida pela água até o ponto de captação pode explicar a baixa densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* na captação (P4), no mesmo período em que estava ocorrendo floração no P2. A classificação do P2 quanto ao grau de trofia variou de oligotrófico a mesotrófico utilizando o parâmetro da clorofila *a* durante o período amostrado.

**Palavras-Chave:** Qualidade da água, Físico-Química, Cianobactéria, Eutrofização, Reservatório, Ribeirão João Leite.

## ABSTRACT

João Leite Stream consists on an approximate area of 765 km<sup>2</sup>, in which its main watercourse has a length of 135 km. The chosen study area was the reservoir implanted in João Leite Stream, situated in the upstream of Goiania, along with Balm hill. The sampling points were: P1 (situated in the upstream of Terezópolis reservoir), P2 (reservoir), P3 (situated in the downstream of bus reservoir) and P4 (catchment - SANEAGO). This study aimed at data attainment to evaluate the changes in the reservoir, as well as at correlating the results of hydrobiological and abiotic components through statistical analysis. The variables studied were: climatic (air temperature and precipitation), physicochemical (water temperature, transparency, pH, energy conductivity, turbidity, dissolved oxygen, organic matter, total phosphorus and nitrate) and hydrobiological (chlorophyll *a*, pheophytin *a* and phytoplankton density). During the study, the amount of rainfall recorded was 1529 mm. In the reservoir, the temperature varied from 26.3°C to 28.2°C in the dry season, and from 22.6°C to 26.8°C during the rains, exceeding the amounts recorded for the other locations in the same period. The reservoir lentic waters environment favored the retention of cleaner waters, with low turbidity amounts compared to other sampling locations. The lowest concentrations of DO saturation were observed in P2. The highest concentrations of oxygen were detected in March/2010 at points P1, P2 and P3. The organic matter at all sampling locations was the highest from January/10 to April/10 and the lowest amounts recorded were in January/11 at all locations (0.4 mg / L to 0.5 mg / L). The *t* test applied to the data, demonstrated the existence of significant differences between the sampling locations, except for the variables in phosphate, organic matter and cyanobacteria that suggested amounts closer to the records of the sampled locations. Mostly, the parameters analyzed were classified among the minimum required by CONAMA 357/2005. Predominantly, it was at the reservoir that occurred the largest temporal and seasonal variations, demonstrating the particular characteristics of the lentic environments in relation to lotic environments. The richness of the total Chlorophyceae exceeded 34%, followed by the Cyanophyceae, with over 18% at all locations, whereas all other classes contributed less than 5% of the total *rate* of richness. In P2 the richness of the *rate* recorded was higher when compared with the other locations. During March 2010, it was recorded the first occurrence of flowering, being the dominant species *Cylindrospermopsis raciborskii*, a cyanobacterium with toxicity showed in other studies. The distance of 10.42 kilometers traveled by the water to the point of catchment may explain the low density of *Cylindrospermopsis raciborskii* in catchment (P4), in the same period in which flowering was occurring in P2. The rating of P2 regarding the degree of hypertrophy ranged from oligotrophic to mesotrophic using chlorophyll *a* parameter during the sampling period.

**Keywords:** Water quality, Physicalchemistry, Cyanobacteria, Eutrophication, Reservoir, João Leite Stream.



## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>17</b>
<b>1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>21</b>
1.1 Eutrofização .....	21
1.2. Eutrofização e Atividades Humanas .....	26
1.3 Considerações sobre aspectos biológicos e ecológicos das cianobactérias ...	27
1.4 Influências da eutrofização sobre a comunidade fitoplanctônica.....	29
1.5 Compostos citotóxicos sintetizados pelas Cianobactérias .....	31
1.6 Casos de Acidentes e Florações de Cianobactérias .....	35
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>38</b>
2.1. Área de estudo .....	38
2.2 Dados do reservatório do ribeirão João Leite .....	39
2.3 Pontos de coleta .....	40
2.4. Amostragem .....	41
2.5. Análises Hidrobiológicas.....	41
2.5.1 Coleta para análise qualitativa .....	42
2.5.2 Coleta para análise quantitativa .....	42
2.5.3 Coleta para teste de Clorofila .....	42
2.5.4 Determinação qualitativa de Fitoplâncton.....	42
2.5.5 Determinação Quantitativa de Fitoplâncton.....	43
2.5.6 Determinação da Clorofila a e Feofitina a .....	44
2.5.7 Riqueza.....	46
2.5.8 Porcentagem de Frequência de Ocorrência (F) .....	46

2.6 Variáveis Abióticas .....	47
2.6.1 No campo.....	47
2.6.2 No laboratório .....	48
2.7 Tratamento Estatístico .....	48
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>49</b>
3.1 Variáveis Climatológicas.....	49
3.2 Variáveis Físico-Químicas .....	51
3.2.1 Temperatura da Água .....	51
3.2.2 Transparência e Turbidez da Água .....	54
3.2.3 Potencial Hidrogeniônico.....	57
3.2.4 Oxigênio Dissolvido.....	60
3.2.5 Matéria Orgânica.....	62
3.2.6 Condutividade Elétrica .....	64
3.2.7 Nitrogênio e Fósforo.....	66
3.3. Variáveis Hidrobiológicas.....	71
3.3.1 Clorofila “a” e Feofitina “a” .....	71
3.3.2 Composição Florística.....	75
3.3.3 Porcentagem e Distribuição de Ocorrência Fitoplanctônica .....	76
3.3.4 Riqueza Fitoplanctônica .....	78
3.3.5 Densidade total de cianobactérias .....	80
3.3.6 Densidade específica de cianobactérias .....	82
3.3.7 Frequência de ocorrência de cianobactérias .....	87
3.4. Correlação entre as variáveis físico-químicas e biológicas - ACP.....	87
<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>91</b>
<b>BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>93</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>100</b>

## LISTA DE FIGURAS E FOTOS

<b>Figura 1</b> - Localização das estações de amostragem no monitoramento intensivo na área do reservatório ribeirão João Leite. ....	41
<b>Figura 2</b> - Variação da precipitação mensal (mm) em Goiânia e temperatura do ar mensal (média, máxima e mínima) no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	50
<b>Figura 3</b> - Variação temporal da temperatura da água (°C) nos quatro pontos de amostragem do ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	51
<b>Figura 4</b> - Variação temporal da turbidez (NTU) da água nos quatro pontos de amostragem do ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	56
<b>Figura 5</b> - Variação temporal da transparência (cm) da água nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	57
<b>Figura 6</b> - Potencial Hidrogeniônico nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	58
<b>Figura 7</b> - Teor de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{O}_2$ ) nos quatro pontos amostrados no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	61
<b>Figura 8</b> - Teor de matéria orgânica ( $\text{mg. L}^{-1}$ $\text{O}_2$ ) nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	62
<b>Figura 9</b> - Variação temporal da condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	64

<b>Figura 10</b> - Valores de fosfato ( $\text{mg.L}^{-1}$ P- $\text{PO}_4$ ) e nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ N- $\text{NO}_3$ ) nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	69
<b>Figura 11</b> - Variação temporal da clorofila <i>a</i> nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	72
<b>Figura 12</b> - Variação temporal da feofitina <i>a</i> nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. ....	74
<b>Figura 13</b> – Distribuição percentual das classes fitoplanctônicas nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO. Legenda: BAC (Bacillariophyceae), CHL (Chlorophyceae), CHR (Chrysophyceae), CLA (Clamydophyceae), COS (Coscinodiscophyceae), CRY (Cryptophyceae), CYA (Cyanophyceae), EUG (Euglenophyceae), ZIG (Zignemaphyceae), OT (Outros taxa). ....	77
<b>Figura 14</b> - Variação da densidade total de cianobactérias (células/mL), nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO. ....	81
<b>Figura 15</b> - Densidade de cianobactérias (cél/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 1 (montante do reservatório). ....	83
<b>Figura 16</b> - Densidade de cianobactérias (células/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 2 (reservatório). ....	84
<b>Figura 17</b> - Densidade de cianobactérias (cél/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 3 (jusante). ....	86
<b>Figura 18</b> - Densidade de cianobactérias (cél/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 4 (captação). ....	86
<b>Figura 19</b> - ACP dos pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4) com base na média mensal das variáveis bióticas (CLO-clorofila <i>a</i> ;FEO-feofitina <i>a</i> ; FITO-fitoplancton;FTSW-índice de diversidade do fitoplâncton; CIAN- cel/mL de cianobacterias e CIASW-diversidade de cianobactérias) e abióticas(TAG-temperatura da água; TUR- turbidez; pH-potencial hidrogeniônico; CDN-conductividade elétrica; OD-oxigênio dissolvido; MTO-matéria orgânica; NO3- nitrato	

e PO4- fosfato total). Com a formação de quatro grupos G1, G2, G3 e G4 caracterizando a heterogeneidade espacial e temporal dos dados amostrados..... 89

<b>Foto 1</b> - Uso da sonda multiparamétrica nas análises campo. Fonte: a autora, 2012. .....	47
<b>Foto 2</b> - A) Uso do disco de Secchi para análise da transparência. - B) Determinação da zona fótica.....	48
<b>Foto 3</b> - Ponto 1 (montante). (reservatório).....	53
<b>Foto 4</b> - Ponto 2 (reservatório) .....	53
<b>Foto 5</b> - Ponto 3 (jusante) .....	53
<b>Foto 6</b> - Ponto 4 (captação).....	53

## LISTA DE QUADROS E TABELAS

<b>Quadro 1</b> - Classificação do nível trófico dos ecossistemas aquáticos. ....	21
<b>Quadro 2</b> - Concentração de fósforo total segundo a resolução CONAMA nº 357/05 .....	25
<b>Quadro 3</b> - Características gerais das cianobactérias e suas respectivas toxinas ..	32
<b>Quadro 4</b> - Características principais do reservatório do ribeirão João Leite .....	39
<b>Quadro 5</b> - Classificação do grau de trofia dos corpos hídricos quanto ao teor de nitrato ( $\text{mg. L}^{-1}$ ), segundo Vollenweider (1968).....	67
<b>Quadro 6</b> - Classificação do grau de trofia dos corpos hídricos quanto ao teor de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ ), segundo Sakamoto (1966) e Vollenweider (1968). ....	73
<b>Tabela 1</b> - Informações sobre os locais de amostragem e coordenadas geográficas .....	40
<b>Tabela 2</b> - Valores médios com desvio padrão da temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) .....	52
<b>Tabela 3</b> - Dados médios de Turbidez (NTU) e Transparência (cm) dos pontos amostrados. ....	55
<b>Tabela 4</b> - Valores médios do pH da água com desvio padrão. ....	59
<b>Tabela 5</b> - Valores médios de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$ ) com desvio padrão. .	61
<b>Tabela 6</b> - Valores médios da matéria orgânica ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{O}_2$ ) com desvio padrão.	63
<b>Tabela 7</b> - Valores médios da condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) com desvio padrão...	65
<b>Tabela 8</b> - Valores médios de desvio padrão de nitrato ( $\text{mg. L}^{-1} \text{N-NO}_3$ ) com desvio padrão nos quatro pontos amostrados.....	66

<b>Tabela 9</b> - Valores médios de fosfato ( $\text{mg. L}^{-1}$ P- $\text{PO}_4$ ) com desvio padrão nos quatro pontos amostrados.....	68
<b>Tabela 10</b> - Relação de N/P nos quatro pontos de amostragem.....	71
<b>Tabela 11</b> – Valores de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e feofitina <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) nos quatro pontos amostrados. ....	75
<b>Tabela 12</b> - Número de <i>taxa</i> /classe nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO. ....	76
<b>Tabela 13</b> - Densidade média (células/mL) de Cianobactéria nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO. ....	80
<b>Tabela 14</b> - Correlação das variáveis físico-químicas e biológicas nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO. ....	88
<b>Tabela 15</b> - Comparação das características analisadas entre os pontos de amostragem, pela aplicação do test <i>t</i> (nível de significância < 5%).....	90

## LISTA DE ABREVIATÖES

CM	Comuns
CN	Constantes
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
LPS	Lipopolissacarídeos
N	Nitrogênio
OCDE	Organização de Cooperação e o Desenvolvimento Econômico
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PSLA	Laboratório Central
R	Raras
SANEAGO	Saneamento de Goiás
T	Temperatura
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez



## INTRODUÇÃO

A sociedade, respaldada por um estilo de vida, focado em atividades exploratórias não sustentáveis provoca alterações ambientais, modifica as características naturais dos recursos hídricos, interfere negativamente na disponibilidade e na qualidade da água promovendo o seu depreciação (ROMEIRO, 2003). As atividades humanas requerem o uso múltiplo dos recursos hídricos, que por sua vez podem promover impactos e deterioração da água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

O resultado das ações humanas tem provocado à destruição das nascentes dos rios, das matas ciliares, dos lagos e cursos hídricos, estas modificações aumentam a escassez de água. De acordo com Dias (2002) a falta de água potável tem elevado os índices de mortalidade infantil no Brasil e no mundo, e os conflitos decorrentes da escassez de água atinge sessenta nações e destas mais da metade estão em constante conflito armado.

Para Santos (2003) e Rebouças (2006) tal problema se deve ao fato de que, água em quantidade e qualidade é cada vez mais cara, por elevar o custo da captação e tratamento para fins potáveis. Quem paga a conta é a população e a sociedade arca com os prejuízos ambientais, inclusive o referente à saúde pública.

Segundo Dias (2002) grande parte da água disponível encontra-se em geleiras e regiões subterrâneas, de difícil acesso para captação e aproveitamento. Além disso, a retirada desordenada da água numa bacia hidrográfica poderá gerar a diminuição nas descargas de base dos mananciais de superfície, alterar a disponibilidade hídrica de pântanos e até mesmo causar o deslocamento da superfície do terreno (REBOUÇAS, 2004,).

A demanda por água tornou-se uma questão preocupante neste século, onde a escassez desse recurso aliado ao crescente processo de deterioração torna crucial a aplicação de investimentos em sistemas de reservatórios para estocagem e tratamento da água (SANTOS, 2003).

Tundisi (2006) diz que para suprir a falta de água, a sociedade conta com construções de reservatórios e barragens artificiais. A construção de reservatórios requer grandes investimentos, alta tecnologia e alto custo. Apesar dos inúmeros impactos negativos que causam ao ambiente, tem-se oportunidade de trabalho, geração de desenvolvimento social e econômico, produção de energia e fonte de água em quantidade suficiente para o sistema de abastecimento público.

A cidade de Goiânia contava com dois sistemas de abastecimento de água sem regularização, o que dificultava a operação do sistema de distribuição de água em meses de estiagens. A fim de ampliar a oferta de água potável, a SANEAGO – Saneamento de Goiás S/A, em 19 de dezembro de 2009, iniciou o processo de enchimento do reservatório do Ribeirão João Leite com o fechamento da galeria de desvio.

O grande desafio com a construção do reservatório no Ribeirão João Leite é garantir água em quantidade e qualidade adequada para o tratamento e abastecimento de Goiânia e região metropolitana até 2025, atendendo uma população de 2.352.069 de habitantes, perfazendo 98% de atendimento (GUSMÃO & VALSECCHI, 2009).

No entanto, com o represamento da água do Ribeirão João Leite, aliado as alterações do regime de escoamento natural de ambiente lótico (água corrente) para lântico (água parada) por meio da construção de barragem, ocorrerá mudanças das características bióticas e abióticas desse ecossistema aquático, principalmente

pelo acúmulo de nutrientes (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1998; NOGUEIRA, 1999; TUNDISI, 2009).

Atualmente um dos principais problemas ambientais, ligados aos recursos hídricos destinados ao abastecimento público é o processo de eutrofização (NOGUEIRA, 1997), e que ocorre devido ao aumento excessivo de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades (ESTEVES, 1998, SANT'ANNA et al., 1989, NOGUEIRA, 1991).

Segundo Carvalho (1996), a agricultura e a pecuária são atividades que contribuem para a degradação da qualidade da água, assim como as atividades antropogênicas (descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e a poluição difusa das regiões agricultáveis pela introdução de produtos químicos) provocam o enriquecimento artificial, reduzindo o oxigênio dissolvido disponível no ambiente aquático, que pode causar a morte de organismos aquáticos.

Todos esses fatores contribuem para a ocorrência de florações que são eventos de multiplicação e acúmulo de cianobactérias e microalgas (componentes do fitoplâncton) (AZEVEDO et al., 1994, DI BERNARDO, 1995). A presença em quantidades significante de fitoplâncton, principalmente de cianobactérias, pode comprometer a qualidade de ambientes aquáticos (CROSSETTI & BICUDO, 2005).

Vários gêneros e espécies de cianobactérias podem produzir toxinas, as quais apresentam efeitos danosos para a biota aquática e saúde humana (FRANSCSCHINI et al., 2010). A incidência de florações de microalgas e cianobactérias têm consequências negativas sobre a eficiência e custo do tratamento da água para abastecimento público, portanto é muito importante um

monitoramento preventivo, antes, durante e após o enchimento de qualquer barramento de água destinada ao consumo humano (YUNES et al., 2000).

Portanto, este trabalho teve como objetivo geral avaliar a influência da mudança do regime de escoamento da água do Ribeirão João Leite, de ambiente lótico (montante, jusante e captação) para lêntico (reservatório) no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011. Especificamente avaliou-se:

- as variáveis físico-químicas da água (temperatura da água e do ar, transparência, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez, nitrato e fósforo total);
- riqueza fitoplanctônica;
- ocorrência, identificação e quantificação de cianobactérias;
- correlação entre os resultados hidrobiológicos (algas, cianobactérias, clorofila “a” e feofitina “a”) com os físico-químicos;
- análises estatísticas de posição, agrupamento (análises de componentes principais, PCA) e teste *t*.

# 1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

## 1.1 Eutrofização

A palavra eutrofia significa fertilidade aumentada em ambientes aquáticos decorrente da produção primária, ou seja, da fotossíntese. Se as concentrações de nutrientes, principalmente, de nitrogênio e fósforo se encontram elevadas, ou seja, valores acima dos estabelecidos pelas legislações têm-se um ambiente eutrofizado (DI BERNARDO, 2010). O Quadro 1, resume os teores em  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de fósforo total, nitrogênio total e clorofila *a*, para ambientes aquáticos que são enquadrados de acordo com o grau de trofia que apresenta como: oligotróficos (pouco produtivo); mesotrófico (medianamente produtivo), eutrófico e hipereutrófico (muito produtivo) (ESTEVES, 1998).

**Quadro 1** - Classificação do nível trófico dos ecossistemas aquáticos.

Parâmetro	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ )	8,0	26,7	84,4	>200
Nitrogênio total ( $\mu\text{g/L}$ )	661	753	1875	100 a 200
Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )	1,7	4,7	14,3	100 a 200
Clorofila-a (max.) ( $\mu\text{g/L}$ )	4,2	16,1	42,6	>500

Fonte: Adaptado de ESTEVES (1998).

Para Tundisi & Matsumura-Tundisi (2009), o principal nutriente responsável pelo processo de eutrofização em corpos de água é o fósforo, o qual pode ser decorrente de fontes difusas<sup>1</sup> ou pontuais<sup>2</sup>. O fósforo pode ser introduzido

<sup>1</sup> Carga orgânica e inorgânica originada a partir de fontes dispersas na bacia hidrográfica.

no ecossistema aquático por intermédio da drenagem superficial do solo, bem como por meio de resíduos orgânicos oriundos das atividades da agricultura e pecuária (LOPES et al., 2007). Encontra-se na água sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os compostos de fósforo são um dos mais importantes fatores limitantes à vida dos organismos aquáticos e a sua determinação é fundamental no controle da qualidade da água (TUNDISI et. al., 2006).

A eutrofização altera o meio aquático, provocando o crescimento acelerado de macrófitas e de fitoplâncton, cria condições ideais onde estes organismos passam a dominar o ambiente, contribuindo para sua manutenção e permanência na água (TUNDISI et al., 2006).

O nutriente limitante para o processo de eutrofização é aquele fundamental ao crescimento de uma dada população e existe em concentração inferior a demanda do organismo. A exigência do fitoplâncton com relação ao consumo de nitrogênio e fósforo é em torno de  $N/P=10$ , relativo à formação de sua biomassa (HUSZAR et al., 2005). Ainda de acordo com a autora, pesquisas realizadas em ambientes tropicais e subtropicais mostraram que, pode ocorrer limitação por ambos, ou por um, ou por outro nutriente, podendo também ocorrer sazonalmente no mesmo ambiente aquático.

Quando a relação de  $N/P$  for maior que 10, o fósforo atuará como nutriente limitante em um dado ecossistema aquático, apresentando em concentrações menores às exigidas pelas espécies presente no ambiente (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

---

<sup>2</sup> Carga orgânica e inorgânica que atinge pontualmente rios, lagos e represas. Geralmente é uma carga concentrada e se descarrega a partir de uma única intrusão superficial ou subterrânea (rios ou correntes).

Dessa forma, a redução da concentração de fósforo na água impedirá o crescimento dos organismos (TORRES, 2007). Se a relação de N/P for menor que 10, o nitrogênio assume a posição de nutriente limitante. Porém, se a concentração do nutriente limitante for aumentada haverá um aumento no número de indivíduos, e se essa condição permanecer até o ponto em que a concentração do nutriente em questão passar a ser tão alta no ambiente, que progressivamente, ocorrerá à substituição por outro nutriente que assumirá a função de nutriente limitante por estar presente em quantidade insuficiente para a manutenção da demanda da população existente (VON SPERLING, 1995; ESTEVES, 1998; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006; HUSZAR et al., 2006; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2009).

A relação N/P é muito importante, pois subsidia ações que visem à redução da entrada de nutrientes no corpo hídrico, bem como, reduz o impacto da eutrofização e conseqüentemente impede o aparecimento de florações de microalgas, principalmente em ambientes lênticos (ESTEVES, 1998). Em lagos e reservatórios, o elevado período de residência da água favorece o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas (DI BERNARDO, 2010). No entanto, o mesmo não ocorre em ambientes lóticos, onde a correnteza da água e a elevada turbidez não favorecem o desenvolvimento destes organismos (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

De acordo com Fastner et al. (2003) e Tundisi et al. (2006) vários problemas surgem quando ocorrem florações de microalgas na água. Um dos problemas é quando esta flora aquática morre, pois ocorre aumento da matéria orgânica disponível para decomposição por aerobiose (transformações metabólicas que ocorrem na presença do oxigênio), provocando o *déficit* de oxigênio no meio. De acordo com Rebouças et al. (2006), o início da decomposição por anaerobiose

(metabolismo que acontece na ausência do oxigênio) gera sabor e odor desagradáveis na água, depreciação das características estéticas do ambiente, redução do potencial de lazer, mortalidade de peixes e organismos aquáticos, formação de compostos tóxicos e conseqüentemente prejuízos ao abastecimento público (CARMICHAEL, 1992 apud JARDIM, 1999).

Apesar de todos os corpos d'água possuir capacidade de restabelecer o seu equilíbrio frente ao aporte de nutrientes, é fundamental que o teor de oxigênio disponível na água seja suficiente para garantir o processo respiratório das bactérias aeróbias decompositoras. Para Crossetti e Bicudo (2005) o impedimento de fontes alóctones<sup>3</sup> de nutriente é de fundamental importância para recuperação de ambientes eutrofizados. O tratamento dos efluentes domésticos e industriais pode garantir a redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), favorecendo desta forma, o aumento da capacidade assimiladora, ou seja, a autodepuração do ambiente aquático (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

Entretanto, essa capacidade de autodepuração sofre interferências ambientais naturais e principalmente das ações antrópicas. O processo natural ocorre devido ao envelhecimento do solo e o carreamento de partículas desagregadas, juntamente com matéria orgânica e/ou substâncias químicas para o curso hídrico por ocasião das chuvas e dos ventos, que removem esses nutrientes aumentando as suas concentrações no ambiente aquático (ESTEVES, 1998).

Outra forma é a eutrofização cultural decorrente das atividades humanas, tais como, despejo inadequado de efluentes domésticos e industriais, poluição exacerbada por fertilizantes orgânicos e inorgânicos utilizados nas atividades de agricultura e pecuária, drenagem superficial da água e erosão do solo que

---

<sup>3</sup> Minerais e matéria orgânica trazida para as águas correntes ou lagos.



umentam a concentração de nutrientes em excesso (ESTEVES, 1998, TUNDISI et al., 2006).

O Conselho Nacional do meio Ambiente (CONAMA), na Resolução N°357/2005, estabelece os valores de concentração de fósforo total para ambientes lóticos e lênticos em águas continentais que devem ser iguais ou inferiores aos apresentados no Quadro 2. Para nitrato total o valor não deve ser superior a  $10,0\text{mg.L}^{-1}$   $\text{N-NO}_3^-$ . De acordo com o art. 10, § 3, desta resolução, “para águas doces de classe 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, o valor de nitrogênio total não deverá exceder de  $1,27\text{ mg.L}^{-1}$  para ambientes lênticos e  $2,18\text{ mg.L}^{-1}$  para águas lóticas”.

**Quadro 2** - Concentração de fósforo total segundo a resolução CONAMA nº 357/05

<b>CLASSES 1 e 2 – ÁGUAS DOCES</b>	
Fósforo total (ambiente lêntico)	$0,020\text{ mg.L}^{-1}\text{ P}$
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	$0,025\text{ mg.L}^{-1}\text{ P}$
Fósforo total (ambiente lótico e tributário de ambientes intermediários)	$0,1\text{ mg.L}^{-1}\text{ P}$

Fonte: Adaptado CONAMA (2005)

A eutrofização de um ambiente aquático acontece em etapas ou estágios, de forma paulatina, ou seja, ocorre uma evolução do estágio trófico de acordo com a quantidade de nutrientes recebidos pelo corpo hídrico, passando do estado oligotrófico para o mesotrófico até atingir o estado eutrófico com alta produtividade (DI BERNARDO, 2010).

O estado hipereutrófico de um ambiente aquático apresenta baixo teor e/ou ausência de oxigênio e esse fato pode afetar a vida aquática, causando a morte

de invertebrados de forma geral e da ictiofauna, além de contribuir com a formação de substâncias tóxicas, como por exemplo, o gás sulfídrico e metano (TUNDISI, 2008).

Para Margalef (1983), o processo de eutrofização pode ser considerado um processo de regressão do ecossistema, em razão de que o ambiente em estado oligotrófico se encontra no estágio de equilíbrio. Assim, quanto maior a população de organismos autotróficos nos ecossistemas aquáticos, maior será a atividade fotossintética e, portanto mais elevado será o grau de trofia.

A dinâmica exercida pela eutrofização nos ecossistemas aquáticos provoca a quebra do equilíbrio, o que gera alterações no metabolismo do corpo hídrico, rompe com a homeostasia<sup>4</sup> ou estabilidade e gera um excedente de nutrientes, onde, a produção supera o consumo e a decomposição, estabelecendo desta forma a eutrofização (ESTEVES, 1998).

## **1.2. Eutrofização e Atividades Humanas**

A eutrofização cultural é a responsável pela degradação dos recursos hídricos, por comprometer a qualidade e disponibilidade da água, provocar efeitos deletérios e causar impactos irreversíveis para a fauna e flora do ecossistema aquático (TUNDISI, 2008).

Em razão do processo acelerado do crescimento populacional no mundo, somada a demanda por bens e serviços, acrescida pela necessidade de alimentos de origem animal e vegetal, e principalmente pela pressão ditada pelos padrões de consumo e estilo de vida, impostos pelos países ricos, geram um modelo de

---

<sup>4</sup> Homeostasia é o equilíbrio entre a produção primária orgânica e seu consumo e decomposição da matéria orgânica.

desenvolvimento econômico centrado no lucro. Segundo Dias (2002), a lógica do aumento da produção e o binômio, produção-consumo são os principais fatores responsáveis pela pressão sobre os recursos naturais, respondendo por mais degradação decorrente de um modelo não sustentável.

No meio aquático, as atividades humanas de agricultura e pecuária podem gerar impactos negativos sobre o ambiente, que corroboram de forma intensiva na introdução de nutrientes, tais como, nitrogênio e fósforo (YUNES et al, 2000). De acordo com Esteves (1998) os fertilizantes e defensivos agrícolas usados nestas atividades tem como finalidade aumentar a produtividade e qualidade dos alimentos.

Estes produtos são muito utilizados pelas indústrias, as quais são grandes geradoras de efluentes orgânicos ricos em nitrogênio e fósforo. Condição esta que também interfere na dinâmica do oxigênio, favorecendo a liberação de íons fosfatos dos sedimentos para a coluna d'água na presença de baixa concentração de oxigênio (ESTEVES, 1998).

Outro fator é o aumento do uso de produtos de limpeza. Na década de 40 foi o marco para o início da introdução de aporte de nutrientes a base de fósforo e nitrogênio além de outras substâncias químicas, como carbonatos, silicatos e polifosfatos, que entram na formação dos detergentes (ESTEVES, 1998).

### **1.3 Considerações sobre aspectos biológicos e ecológicos das cianobactérias**

O planctôn é definido como conjunto de organismos, que vivem a deriva no ecossistema aquático, pois mesmo aqueles que não dispõem de movimentos

próprios não consegue resistir à velocidade da correnteza da água, sendo constituído pelo fitoplâncton (algas e cianobactérias), pelo zooplâncton (pequenos animais) e pelo bacterioplâncton (SANTANA et al., 2006, FRANSCSCHINI et al., 2010).

No entanto, dentre estes, apenas os organismos fotoautotróficos<sup>5</sup> ou fitoplanctônica formam a base da cadeia alimentar, assumindo o papel de produtores primários, pois, além de produzir carbono orgânico é capaz de fixar CO<sub>2</sub> da atmosfera e da água para manter as redes tróficas aquáticas, porém em determinados condições ambientais as macrófitas (plantas aquáticas) podem assumir a base da cadeia (TUNDISI, 2008).

As cianobactérias são organismos unicelulares, procariontes, isto é, não tem membrana delimitando o seu núcleo, como nos organismos eucarióticos. São autotróficos, ou seja, obtém a energia necessária para manter seus processos metabólicos de biossíntese, reprodução e crescimento através da fotossíntese. (CALIJURI et al., 2006).

Segundo Round (1983), o fitoplâncton possui ocorrência cosmopolita, dominando a superfície de todos os ecossistemas aquáticos, bem como todos os tipos de solos e regiões cobertas de gelo e neve. Constituem os principais produtores primários, ocorrendo principalmente sob a forma microscópica. Calijuri et al. (2006) relata que o seu *habitat* preferido são os ambientes de águas doces, com pH em torno de 6 a 9, temperatura em torno de 15°C a 30°C e elevada concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, onde a grande maioria das espécies apresenta melhor crescimento.

---

<sup>5</sup> Organismo fotoautotrófico é aquele que obtém seus nutrientes por meio da fotossíntese, como em algas, plantas e cianobactérias.

As comunidades aquáticas podem estar localizadas em diferentes regiões e substratos, livre na água ou apoiando-se em estruturas. Cada uma dessas comunidades recebe denominações específicas de acordo com a sua localização, que demanda, evidentemente, sistemas especializados de flutuabilidade ou a fixação em substratos de diversas características, rugosidade ou diferentes materiais de que são constituídos (BRANCO & ROCHA, 1984).

Essa localização implica um uso diferenciado de recursos (radiação solar subaquática, nutrientes, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> disponíveis) que possibilitam a colonização e o desenvolvimento de diferentes populações e comunidades, favorecendo a criação de diferentes compartimentos. A dimensão dessa compartimentalização depende do volume do lago, rio ou represa, da velocidade das correntes, da diversidade dos corpos de água e dos efeitos de fatores abióticos, como por exemplo, temperatura da água e concentração iônica (TUNDISI, 2008).

#### **1.4 Influências da eutrofização sobre a comunidade fitoplanctônica**

Em ambientes aquáticos eutróficos podem ocorrer o crescimento exacerbado do fitoplâncton, denominado de florações ou *blooms* (AZEVEDO et al, 2006). A presença em quantidade significativa ou ausência de algas, principalmente as cianobactérias, vai contribuir na classificação do estado trófico do ambiente aquático (ESTEVES, 1998), (HENRY, 2005).

O crescimento exagerado de cianobactérias em ambientes aquáticos pode comprometer a qualidade da água (JARDIM, 1999), provocando impactos sociais, econômicos e ambientais, aliado aos problemas estéticos de alteração da

cor e odor, mesmo após o tratamento da água para fins de abastecimento (MINISTÉRIO DA SAÚDE/FUNASA, 2003).

Nogueira (1999) relata que em ambientes naturais preservados como, rios, lagos, represas e outros, os organismos aquáticos ocorrem de modo equilibrado, porém, Bicudo et al. (1999), relata que os corpos de água se encontram eutrofizados, e o ambiente se desequilibra, resultando em um acelerado desenvolvimento de cianobactérias. Estes organismos podem provocar graves problemas aos ecossistemas aquáticos por contribuir com a formação de lodo e principalmente a produção de toxinas (YUNES et al., 2000), levando os organismos aquáticos a morte, bem como, provocando dermatites de contato em humanos ou até mesmo a morte por ingestão de água contaminada por cianotoxinas.

A presença de florações em um corpo hídrico pode indicar a liberação de metabólitos tóxicos na água. Para SANT'ANA et al. (2007), Tsukamoto e Takahashi (2007) essas substâncias tóxicas variam segundo a espécie, respondendo a fatores genéticos, fisiológicos e frente aos componentes ambientais (luminosidade, temperatura, pH, nutriente, tempo de vida da população, interações intra e inter específica), de acordo com a região geográfica, com a modificação climática de uma mesma região ao longo do tempo, e com numerosos outros fatores ambientais.

De acordo com Calijuri et al. (2006), as consequências da eutrofização para o ambiente aquático são: alteração na qualidade da água, devido ao aumento da biomassa; rompimento da unidade da diversidade biológica das espécies com predomínio de aumento da dominância de raras espécies; redução do oxigênio dissolvido na água; menor transparência da água; anoxia que causa a morte de peixes e invertebrados, além de produção e liberação de gases tóxicos; elevação nas concentrações iônicas; elevação na condutividade elétrica; acréscimo da

quantidade de fósforo no lodo no fundo do ambiente aquático; formação de odores pútridos; alteração do pH; formação de *blooms* de cianobactérias; produção e liberação de toxinas na água.

Segundo Azevedo (1998), as águas eutrofizadas podem provocar efeitos crônicos e agudos na saúde humana. Águas com valores elevados de matéria orgânica, se tratadas com cloro, podem provocar a formação dos thrialometanos<sup>6</sup> que são comprovadamente cancerígenos (FERREIRA FILHO, 2010).

Como já mencionado anteriormente e de acordo com Tundisi (2008), a eutrofização de um ambiente aquático é um dos fatores do processo de deterioração da água, mais significativo, porém, adicionado a este problema, tem-se inúmeros outros, que potencializa tal processo. Acúmulo de substâncias químicas, metais tóxicos e o uso indevido das bacias hidrográficas acarretam dificuldades na recuperação, além de, elevar os custos do tratamento de ambientes aquáticos eutrofizados.

Portanto, há de se reunirem esforços juntos aos governos e a sociedade civil, a fim de criar políticas públicas adequadas e efetivas de forma a buscar soluções para impedir o processo de degradação em curso, bem como, buscar a recuperação dos ecossistemas aquáticos impactados.

### **1.5 Compostos citotóxicos sintetizados pelas Cianobactérias**

Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações podem produzir toxinas (cianotoxinas), as quais apresentam efeitos danosos para a

---

<sup>6</sup> São compostos de carbono simples, substituídos por halogênios e possuem a fórmula geral  $CHX_3$ , onde X pode ser cloro, bromo, possivelmente iodo, ou combinações a partir dos mesmos. Aparecem, principalmente na água potável, como produtos resultantes da reação entre substâncias químicas que se utilizam no tratamento oxidativo (cloro livre) e matérias orgânicas (ácidos húmicos e fúlvicos) naturalmente presentes na água.

biota aquática e à saúde humana (AZEVEDO et al., 1994, MOLICA & AZEVEDO, 2009). Os acidentes podem ocorrer pelo contato primário, por inalação, ingestão oral e intravenosa (tratamento hemodiálise), por consumo de peixes e moluscos contaminados, tais acidentes, acontecem em todo o mundo, causando a morte em animais e em humanos (MAGALHÃES et al., 2001, RODRÍGUEZ et al., 2006).

Em termos de estrutura química, as cianotoxinas são divididas em peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos (LPS), (CHORUS & BARTRAM, 1999, conforme Quadro 3.

**Quadro 3** - Características gerais das cianobactérias e suas respectivas toxinas

<b>Toxinas</b>	<b>Órgão Alvo</b>	<b>Gênero de Cianobactérias</b>
<b>PEPTÍDEOS CÍCLICOS</b>		
Microcistina	Fígado	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria) Nostoc, Hapalosiphon, Anabenopsis</i>
Nodularina	Fígado	<i>Nodularia</i>
<b>ALCALÓIDES</b>		
Anatoxina-a	Sinapse do nervo	<i>Anabaena, Planktothrix, (Oscillatoria), Aphazinomenon</i>
Anatoxina-a (S)	Sinapse do nervo	<i>Anabaena</i>
Aplisiatoxinas	Pele	<i>Lyngbya, Schizothrix, Planktothrix (Oscillatoria)</i>
Cilindropermopsinas	Fígado	<i>Cylindropermopsis, Aphazinomenon, Umezakia</i>
Lyngbyatoxina-a	Pele, intervalo gastro-intestinal	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxinas	Sinapse do nervo	<i>Anabaena, Aphazinomenon</i>

Fonte: CHORUS & BARTRAM, (1999)



Quanto aos mecanismos da toxicidade são muito diversos e variam de efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos até a inibição geral de síntese protéica. Os principais gêneros produtores de cianotoxinas são *Anabaena*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Nodularia* e *Cylindrospermopsis* (RODRÍGUEZ et al., 2006).

As neurotoxinas estão divididas em três sub-grupos: anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxinas. As neurotoxinas são alcalóides que agem como bloqueadores neuromusculares, provocando a paralisia dos músculos respiratórios causando a morte em animais, de alguns minutos até algumas horas, variando de acordo com a dosagem (AZEVEDO et al., 1994, CHORUS & BARTRAM, 1999; MOLICA & AZEVEDO, 2009).

A dose letal, DL50, intraperitoneal (i.p) em camundongos, para a anatoxina-a purificada, é de 200 µg/Kg de peso corpóreo, e a morte varia entre 1 a 20 minutos (MOLICA & AZEVEDO, 2009). Esta toxina apresenta uma meia vida de aproximadamente de 14 dias, sob condições naturais em pH 8-10 e concentração de 10 µg/L (CHORUS & BARTRAM, 1999).

A DL50 intraperitoneal em camundongos para a anatoxina-a é de 20µg/Kg de peso corpóreo, ou seja, dez vezes mais potente que a anatoxina-a. Em condições alcalinas se degrada rapidamente, mantendo-se estável em condições ácidas (CALIJURI et al, 2006).

As saxitoxinas ou “toxinas paralizantes de moluscos” têm o poder de provocar tontura, adormecimento da boca e extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. A morte por ingestão pode ocorrer entre duas a doze horas. Pesquisas demonstraram que a saxitoxina é potencializada em

condições ambientais e por acidificação ou fervura a toxicidade pode ser aumentada (FUNASA, 2003).

As hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas) comprometem o fígado, provocando vômitos, diarreias, dores de cabeça, podendo causar a morte em período de horas a poucos dias, por hemorragia intra-hepática e choque hipovolêmico. A DL50 intraperitoneal de microscistina varia entre 25 e 150 µg/Kg de peso corpóreo e 5.000 e 10.900 µg/Kg por ingestão. A DL50 de nodularina varia entre 50 e 200 µg/Kg de peso corpóreo (CHORUS & BARTRAM, 1999).

A cilindrospermopsina também é um alcalóide hepatotóxico isolado recentemente de cianobactérias, sendo a DL50 intraperitoneal em camundongos de 2 mg/Kg de peso corpóreo, após 24 horas e depois de 5 dias passa a 0,2 mg/Kg. Por ingestão, a DL50 após 5 dias atinge cerca de 6mg/Kg.

As dermatotoxinas (LPS) são provocadas por todos os gêneros de cianobactérias. O alcalóide dermatotóxico é a toxina aplysiatoxina e lyngbyatoxina que provocam irritação na pele, vermelhidão, urticárias, etc. (CALIJURI et al, 2006).

A organização Mundial da Saúde (OMS) em 1999 editou um guia específico para as cianotoxinas em águas de abastecimento público (Chorus & Bartram, 1999), definindo o limite máximo aceitável de microscistinas para água potável de 1,0 µg/L. Porém, a exposição prolongada, mesmo em níveis baixos de toxinas, põe em risco a saúde humana, visto que as hepatotoxinas são consideradas promotoras de tumores, o que pode aumentar o índice de tumores hepáticos em populações que consomem águas com baixas concentrações de cianotoxinas (BRANDÃO, 2008).

## 1.6 Casos de Acidentes e Florações de Cianobactérias

Os registros de intoxicação animal são relatados desde 1878 em uma região da Austrália no lago de Alexandrina, onde a espécie denominada *Nodularia spumginea*, proliferava formando floração. Estes organismos provocavam a morte dos animais que ingeriam a água do lago (SIVONEN & JONES, 1999). Na literatura existem relatos sobre episódios de intoxicações por cianobactérias na África do Sul e China, morte de animais na Escócia, morte de gado na Suíça, decorrentes da ingestão de água contaminada (CHORUS & BARTRAN, 1999; DI BERNARDO 1995 apud SIRTORI, 2006). Nos Estados Unidos, pacientes soropositivos por HIV sofreram consequências decorrentes da ingestão de água com suspeita de estar contaminada por cianobactérias tóxicas (LONG et al., 1991 apud MOLICA, 1996).

No Brasil, os acidentes por ingestão de água contaminada por cianotoxinas datam de 1988, quando ocorreu a morte de 88 pessoas na cidade de Itaparica/BA com gastroenterite (TEIXEIRA et al., 1993). No ano de 1996 na cidade de Caruaru/PE, 76 de 131 pacientes renais com insuficiência hepática submetida à hemodiálise foram a óbito. Os resultados dos exames confirmaram a presença de microscistina e cilindrospermopsina no sistema de filtro de água da clínica, no soro sanguíneo e em amostras do tecido do fígado das vítimas (CARMICHAEL et al., 2001 apud BRANDÃO, 2008). Este último acidente entrou para a história médica mundial, sendo um marco confirmado de óbito em pessoas por cianotoxinas (TSUKAMOTO & TAKAHASHI, 2007).

No Rio Grande do Sul, especificamente na bacia hidrográfica do Lago Guaíba, florações de cianobactérias dos gêneros *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e

uma cianobactéria unicelular foram os de maior ocorrência, os quais provocam sabor e odor repugnante na água, além do risco das cianotoxinas (CHAVES et al., 2009).

No Brasil, Palmer foi pioneiro em registrar no Lago Paranoá em Brasília, a ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii*, e na última década tem sido muito frequente florações desta espécie de cianobactéria em regiões tropicais (BRANCO & SENNA, 1991, 1994 e 1996).

Florações de cianobactérias tóxicas foram registradas em amostras de água destinada ao abastecimento público, do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves – RN, no ano de 2000. Dentre as cianobactérias identificadas estão à espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis spp*, *Aphanizomenon spp* (COSTA et al., 2006).

De acordo com Sant' Anna et al. (2007), cinco represas que fazem parte da Bacia Hidrográfica do Alto do Tietê (Billings, Guarapiranga, Jundiaí, Pirapora Ponte Nova e Taiaçupeba) sofrem com as florações de cianobactérias. Nesta pesquisa a autora registrou 58% da ordem Chroococcales, 21% da ordem Oscillatoriales e 21% de Nostocales, em um total de 48 espécies identificadas sendo que, deste total, 17 espécies (35%) estão dentro da condição de potencialmente tóxicas. Soares et al. (2004) relata que, 82% das linhagens de cianobactérias estudadas em ambientes de água doce apresentam toxicidade.

De acordo com Müller et al. (2010), sistematicamente, ocorre florações de cianobactérias com produção de microcistinas e saxitoxinas em mananciais gaúchos, utilizados para abastecimento público, em especial, nos municípios de Camaquã, Bento Gonçalves, Garibaldi, Farroupilha, Osório, Santa Maria, Tramandaí e Cachoeirinha.

Estudos têm evidenciado que a ocorrência de florações de cianobactérias nem sempre esta aliada à produção de representantes tóxicos, embora, cerca de 50 a 70% apresenta registro de toxicidade, estudos demonstram que mesmo aquelas reconhecidamente tóxicas podem formar florações com ausência de toxicidade (YOO et al., 1995 apud CIESLINSKI, 2003).

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

Serão apresentadas as informações sobre o Ribeirão João Leite, dados do reservatório, pontos de coleta e amostragem.

### **2.1. Área de estudo**

A área de estudo escolhida está localizada no Ribeirão João Leite e compreende quatro pontos, sendo o ponto 1 (P1) a montante do reservatório, localizado no município de Terezópolis, o ponto 2 (P2) no reservatório, próximo das tomadas de água, o ponto 3 (P3) localizado a 1km jusante do reservatório e o ponto 4 (P4) na captação da Estação de Tratamento de Água (ETA) da SANEAGO, localizada a 10,42 km do reservatório, no município de Goiânia (SANEAGO, 2010). O reservatório foi implantado no Ribeirão João Leite, a montante da cidade de Goiânia, junto ao morro do Bálsamo. A área inundada foi parcialmente desapropriada e está próxima ao Parque Ecológico de Goiânia (GUSMÃO & VALSECCHI, 2009).

O Ribeirão João Leite tem suas nascentes no município de Ouro Verde na Serra do Sapato Arcado (CASSETI, 1990). Sua bacia é formada por córregos dos municípios de Anápolis, Campo Limpo, Goianápolis, Goiânia, Nerópolis, Ouro Verde e Terezópolis. Apresenta uma área aproximada de 765 km<sup>2</sup>, sendo que o curso d'água principal, o Ribeirão João Leite, tem uma extensão de 135 km, recebendo contribuição dos córregos, Mata Pasto, Cunha, Posse, Fundão, Alongá, Barreiro, Descoberto, Seco, Bandeira e Palmito (margem direita) e Invernada, Olaria, Maria

Paula, Rosa, Grama, Carapina, Tamanduá, Macaúba, Onça, Pedreira e Jenipapo (margem esquerda).

## 2.2 Dados do reservatório do ribeirão João Leite

As principais características do reservatório do ribeirão João Leite estão apresentadas no Quadro 4.

**Quadro 4** - Características principais do reservatório do ribeirão João Leite

Finalidade	Abastecimento de água
Localização	Goiânia
Tipo de barragem	Concreto compactado
Vertedor	Livre na parte central
Vazão regularizada (abastecimento)	5,33 m <sup>3</sup> /s
Vazão regularizada (descarga mínima a partir de 2010)	0,90 m <sup>3</sup> /s
Vazão total regularizada	5,23 m <sup>3</sup> /s
Vazão de diluição (até 2010)	3,00 m <sup>3</sup> /s
Volume total do reservatório	129 hm <sup>3</sup>
Volume útil do reservatório	117 hm <sup>3</sup>
Cota da soleira inferior	709,0 m
Cota da crista da barragem	752,5 m
Comprimento da crista	389 m
Ombreira direita e esquerda (solo)	62 m
Cota da soleira do vertedor	749,0 m
Largura do vertedor	50 m

Fonte: GUSMÃO & VALSECCHI, 2010.

O reservatório do ribeirão João Leite possui cerca de 1.040 ha (215 alqueires) com extensão longitudinal de 15 km, largura média de 800 m e profundidade média de 13 m. Este reservatório proporcionará o abastecimento de água potável para a população de Goiânia e região metropolitana até o ano de 2025 (GUSMÃO & VALSECCHI, 2009).

### 2.3 Pontos de coleta

As campanhas amostrais foram realizadas no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, preferencialmente no período da manhã, sendo uma coleta por semana, totalizando quatro coletas mensais em 52 campanhas. O período amostral contemplou as estações de estiagem e chuva. A Figura 1 apresenta a localização das estações de amostragem no monitoramento intensivo da área de estudo.

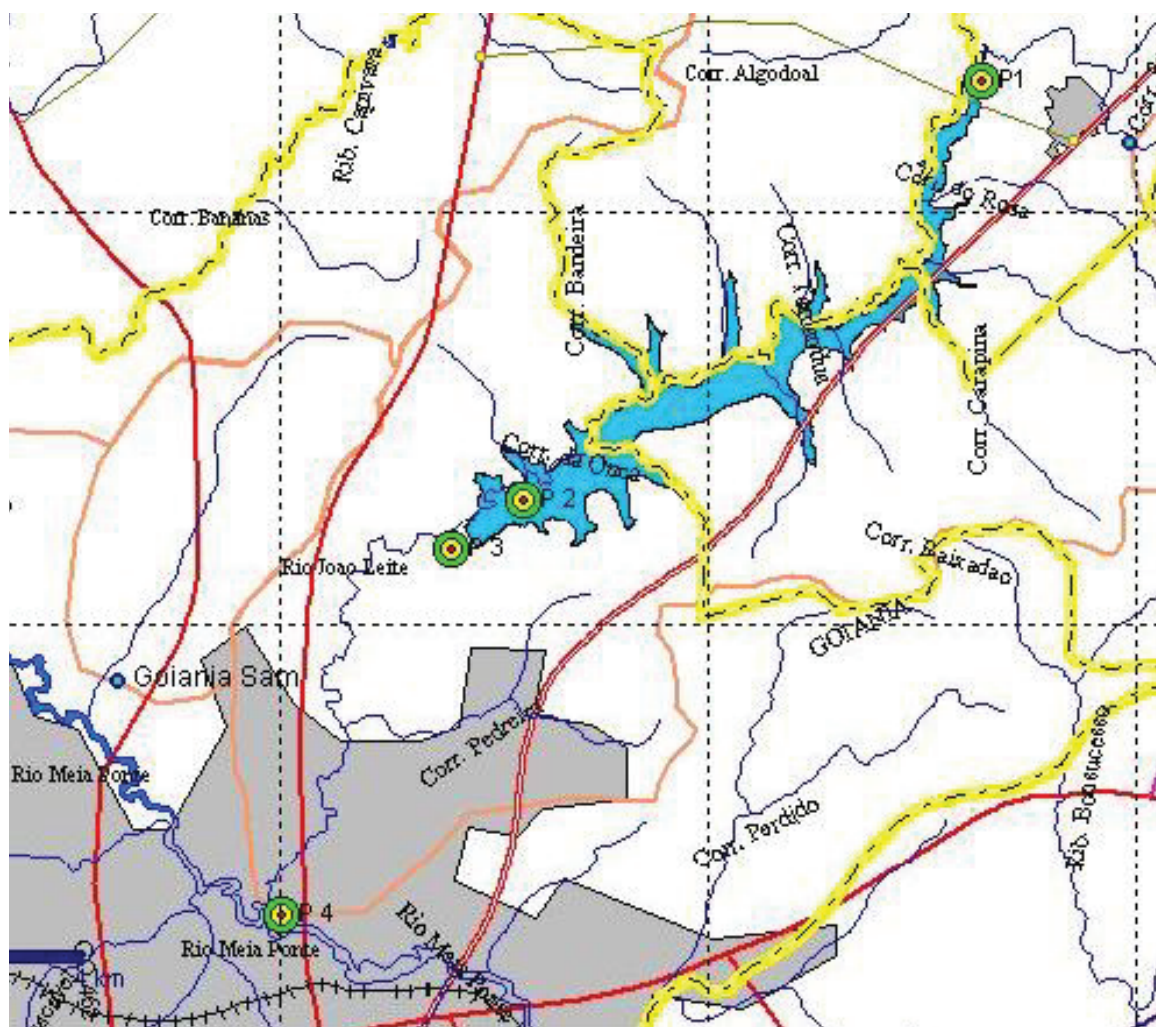
Todos os pontos foram previamente demarcados por GPS, conforme Tabela 1. Foram amostrados quatro pontos: P1 (montante do reservatório-Terezópolis); P2 (reservatório); P3 (jusante do reservatório, situado aproximadamente 1 km do P2) e P4 (captação-SANEAGO, situado a 10,42 km do P2).

**Tabela 1:** Informações sobre os locais de amostragem e coordenadas geográficas

<b>Descrição do Ponto</b>	<b>Coordenadas Geográficas E-</b>		<b>* Distância (km)</b>
P1 – montante do reservatório	701523	8177751	23,24
P2 – reservatório	691875	8168500	10,42
P3 – jusante do reservatório	690736	8167537	8,4
P4 – captação de superfície	686743	8159207	0

Distância em linha reta (km) aproximada até a captação atual da SANEAGO.





**Figura 1.** Localização das estações de amostragem no monitoramento intensivo na área do reservatório ribeirão João Leite.

## 2.4. Amostragem

As amostras de água foram coletadas durante o dia, no período da manhã e conduzidas sob-refrigeração até o laboratório central da SANEAGO.

## 2.5. Análises Hidrobiológicas

### 2.5.1 Coleta para análise qualitativa

As coletas para as análises qualitativas foram realizadas com auxílio de rede de nylon com porosidade de 20  $\mu\text{m}$ , o que permitiu concentrar a amostra em

um frasco de polietileno com capacidade de 200 mL, por se tratar de amostra viva não foi adicionado nenhum tipo de conservante ao material coletado. Todas as foram transportadas sob-refrigeração em caixa térmica com gelo até o laboratório central (PSLA) da SANEAGO.

#### 2.5.2 Coleta para análise quantitativa

As coletas para as análises quantitativas foram realizadas, a uma profundidade de 15 cm a 30 cm aproximadamente. Utilizaram-se frascos de vidro de cor âmbar, com capacidade de 1,0 L contendo 5 mL de solução de lugol acético modificado. Esta solução conserva a amostra e favorece a sedimentação dos organismos (BICUDO, 2004).

#### 2.5.3 Coleta para teste de Clorofila *a*

As amostras foram coletadas a uma profundidade de 15 cm a 30 cm em garrafas de polietileno de cor preta, com capacidade de 2 L e mantidas sob refrigeração até a realização das análises.

#### 2.5.4 Determinação qualitativa de Fitoplâncton

Para as análises do fitoplâncton *in vivo* foi utilizado microscópio binocular da marca Carl Zeiss, modelo Axiover, com câmara de campo claro, ocular e régua micrométrica, calibrada e acoplada. Para dirimir dúvidas quanto à presença de bacterioplâncton ou cianobactérias, fez-se uso do sistema de luz epifluorescência acoplado ao microscópio (TUCCI et al., 2006).

Com o auxílio da pipeta de Pasteur foi retirada uma alíquota da amostra e analisada na medição de objetivas de 10 x, 20 x, 40 x e 100 x com o auxílio do óleo de imersão e quando necessário foi usado tinta nanquim para evidenciar a presença

de bainhas de mucilagem em colônias e filamentos e o aumento também facilitava a visualização, das características citomorfológicas, estruturais e morfométricas do fitoplâncton (cenóbios, colônias, tricomas, filamentos e células) (NOGUEIRA, 1999).

Esta análise teve como objetivo auxiliar, durante o procedimento de identificação e contagem.

#### 2.5.5 Determinação Quantitativa de Fitoplâncton

Para quantificar o fitoplâncton seguiu o recomendado para a técnica de sedimentação em câmara de Utermöhl (1958) descrita em APHA (2005), Norma Técnica CETESB L5 303 (1998) e SANEAGO (2004).

A metodologia de concentrar a amostra é indicada quando se deseja calcular a densidade da comunidade fitoplanctônica existente em um ecossistema aquático (SAN'TANA, 2006); (HUSZAR & GIANI, 2004).

Para as análises do fitoplâncton foi utilizada câmara de Utermöhl para sedimentação e posterior contagem dos organismos. O volume sedimentado (2 mL, 5 mL, 10 mL ou 25 mL) variou conforme a turbidez, ou seja, quanto maior a turbidez menor o volume sedimentado. O tempo de sedimentação seguiu método descrito por Margalef (1983) em que deve se respeitar o período de 3 horas para cada centímetro de altura da câmara de sedimentação. Transcorrido o tempo determinado, foi realizada a quantificação dos organismos em microscópio invertido marca Carl Zeiss, modelo Axiover, com aumento de 400 vezes seguindo o que recomenda a metodologia de Utermöhl (UTERMÖHL, 1958).

No procedimento de contagem fitoplanctônica dos cenóbios, das colônias, dos filamentos e das células (NOGUEIRA, 1999) foram usados campos aleatórios até atingir 100 indivíduos da espécie dominante, sendo que foi contado um mínimo

de 30 campos e mais 10 campos até estabilizar o aparecimento de novos organismos; com um intervalo de confiança de  $\pm 95\%$  e o erro da contagem inferior a 20%, de acordo com a distribuição de Poisson (APHA, 2005).

Os resultados quantitativos da contagem com câmara de Utermöhl foram expressos por meio da equação 1.

$$\text{Campo (no./mL)} = \frac{C \times A_t}{A_f \times F \times V} \quad (\text{equação 1})$$

Onde:

C = indivíduos contados;

$A_t$  = área do fundo da câmara ( $\text{mm}^2$ );

$A_f$  = área da imagem formada pela objetiva em uso (usar retículo Whipple)  $\text{mm}^2$ ;

F = nº de campos contados;

V = volume da amostra sedimentada (mL).

Para identificação de algas e de cianobactérias buscou-se apoio em literaturas especializadas e em chaves de identificação baseadas nos trabalhos dos seguintes autores: Nogueira (1991), Comas (1996), Nogueira (1999), Komárek & Anagnostidis (1998 e 2005), Hindák (2001), Bicudo & Menezes (2006), Calijuri et al. (2006) e Sant'ana et al., (2006). Os organismos foram identificados em nível de gêneros e espécies, porém alguns foram incluídos em categorias taxonômicas superiores como famílias, ordens ou classes.

#### 2.5.6 Determinação da Clorofila *a* e Feofitina *a*

Para a análise da clorofila *a*, o volume de água filtrada variou de 200 mL a 2000 mL, sendo, realizada a filtração a vácuo em pressão não superior a 15,2 mmHg, em filtros de microfibras de vidro Ap-20 da marca Millipore. O filtrado foi

imerso em 10 mL de acetona 90%, por um período de 18 horas a 24 horas em temperatura  $\leq 2$  °C.

Transcorrido o tempo necessário para a extração da clorofila *a*, o extrato foi centrifugado a 1.700 rpm por 20 minutos e em seguida transferido para cubetas espectrofotométricas e realizada a leitura em um espectrofotômetro, modelo DR5000, nos comprimentos de onda 664 nm e 750 nm. Em seguida acidificou-se a amostra com 100  $\mu$ L de HCl 0,1N e imediatamente foi realizada a leitura nos comprimentos de onda 665 nm e 750 nm, de acordo com as normas preconizadas em APHA (2005).

Para os cálculos das concentrações de clorofila *a* (equação 2) e de feofitina *a* (equação 3) foram utilizadas as fórmulas descritas por Arar (1997), com modificação no coeficiente de absorção específico da clorofila *a* baseadas em Lorenzen (1967).

$$Clor(\mu g/L) = \frac{26,7 \times (U - A) \times V_1}{V_2 \times C} \quad \text{(equação 2)}$$

$$Feof(\mu g/L) = \frac{26,7 \times [(1,7 + A) - U] \times V_1}{V_2 \times C} \quad \text{(equação 3)}$$

Onde:

U (Clor) = 664nm – 750 nm

U (Feo) = 665nm – 750 nm

V1 = Volume do estrato, mL;

V2 = Volume da amostra, L;

C = Comprimento do caminho óptico, em cm;

A = Absorvância a 664 nm;

A = Absorvância a 665 nm (depois de acidificado);

750 = Absorvância a 750 nm (antes e depois de acidificado);

26,7 = coeficiente de absorção específica da clorofila *a* em solução aquosa de acetona 90%;

1,7 = razão de rendimento da clorofila-*a* não acidificada para acidificada.

### 2.5.7 Riqueza

A riqueza (R) de espécies foi considerada como o número total de taxa encontrado nas amostras.

### 2.5.8 Porcentagem de Frequência de Ocorrência (F)

A frequência de ocorrência (F) (%) foi calculada segundo Lobo e Leighton (1986).

$$F = \left( \frac{P_a}{P} \right) \times 100 \quad (\text{equação 4})$$

Onde:

F = Frequência de ocorrência;

Pa = número de amostras em que “a” espécie está presente;

P = número total de amostras analisadas;

Sendo classificados como:

Espécies constantes:  $F > 50\%$

Espécies comuns:  $F 20\% < F < 50\%$

Espécies raras:  $F < 20\%$

Sendo consideradas as seguintes abreviações:

Constantes = CN

Comuns = CM

Raras = R

## 2.6 Variáveis Abióticas

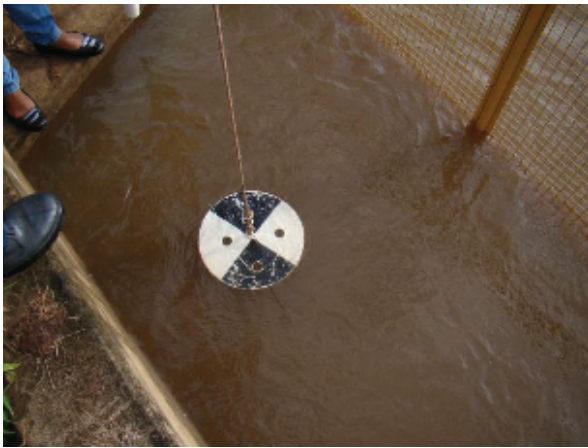
### 2.6.1 No campo

As análises de temperatura da água e do ar, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez foram realizadas no campo, por meio de uma sonda multiparamétrica da marca HORIBA (Foto 1).



**Foto 1.** Uso da sonda multiparamétrica nas análises campo. Fonte: a autora, 2012.

Para a determinação da transparência foi utilizado o disco de Secchi (Foto 2a), seguindo a recomendação de Preisendorfer (1986) citado por Esteves (1988). Para determinação da zona fótica o disco foi mergulhado até o seu desaparecimento (Foto 2b), e o valor da profundidade do disco de Secchi multiplicado por 2,7, obtendo desta forma a transparência da água.



**Foto 2- A)** Uso do disco de Secchi para análise da transparência. Fonte: a autora, 2012.



**Foto 2- B)** Determinação da zona fótica. Fonte: a autora, 2012. Fonte: a autora, 2012.

### 2.6.2 No laboratório

As análises de nitrogênio (na forma de nitrato), fósforo (fosfato total) e matéria orgânica foram realizadas pelo setor de físico-química no Laboratório de Água da SANEAGO, de acordo com APHA (2005).

## 2.7 Tratamento Estatístico

O tratamento dos dados foi por meio de análises estatísticas descritivas (valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão), análise de regressão e correlação de Pearson utilizando o aplicativo Excel, PC-ORD (MCCUNE & MEFFORD, 1997), e SYSTAT versão 9.0 (WILKINSON, 1990). Para avaliar as estações de amostragens com base nos descritores físico-químicos e hidrobiológicos foi aplicada a análise de componentes principais (ACP). Para verificar semelhança entre as amostras do período estudado, foi empregado o teste *t* de agrupamento (SOUNIS 1975).



### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Serão apresentados e discutidos os dados das análises fitoplanctônicas e associações com as variáveis físico-químicas nos quatro pontos de amostragem.

#### **3.1 Variáveis Climatológicas**

Segundo os critérios de Nimer (1989), citado por NOGUEIRA (1999) as características climáticas de Goiânia são bem definidas: de maio a agosto são de intensas estiagens; os meses de setembro a outubro são de transição (sub-secos); enquanto que os meses de janeiro a abril são caracterizados por chuvas.

Neste estudo foram considerados dois períodos climáticos, ou seja, um de estiagem, compreendido de abril a setembro e outro de chuva, sendo de outubro a março.

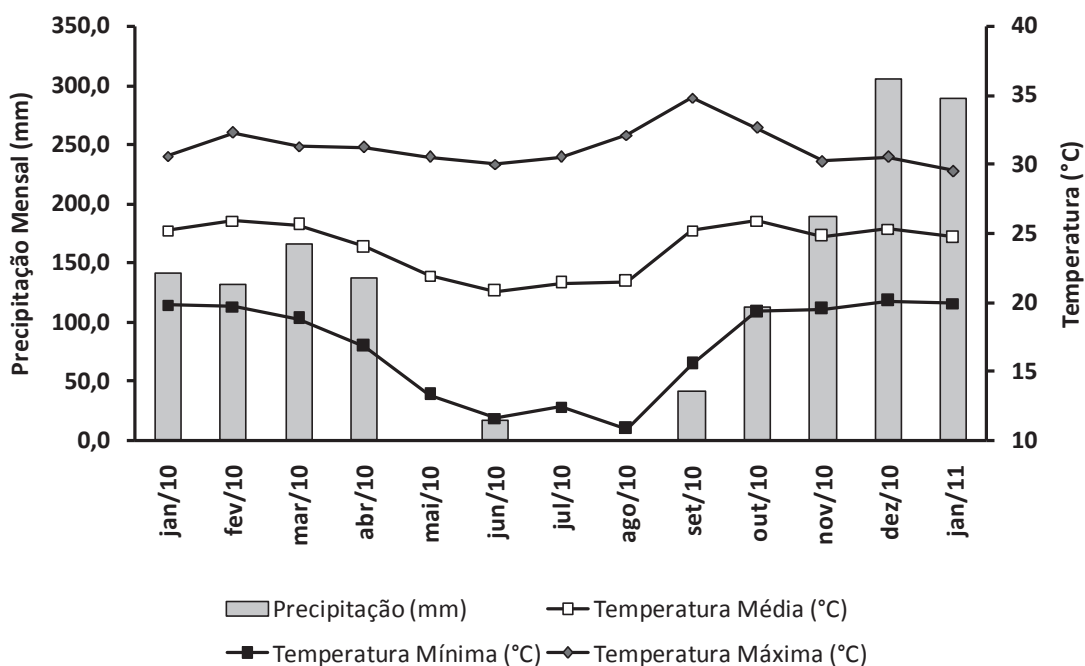
Os dados de precipitação mensal e temperatura do ar (máxima, média e mínima), apresentados na Figura 2, foram fornecidos pelo Setor de Engenharia Rural – Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás (UFG), na Estação Evaporimétrica de Primeira Classe.

Observou-se que no período de janeiro/10 a janeiro/11, a precipitação total registrada foi de 1529 mm, caracterizado pelos dois períodos climáticos, o chuvoso (outubro a março) e o de estiagem (abril a setembro), porém no início de abril a precipitação mensal observada atingiu 137,5 mm, correspondente apenas aos primeiros dias do mês.

A temperatura do ar média anual foi de 24,0°C. As chuvas concentraram-se nos meses de primavera-verão, iniciando em setembro. Neste mês ocorreram as

primeiras chuvas, com média em 2010 de 41 mm. Este mês é crítico, devido à transição da estação seca para a chuvosa, a qual foi caracterizada a partir de outubro, com média mensal em 2010 de 111,9 mm.

As temperaturas médias mais baixas são observadas no período de maio a agosto, devido ao inverno, que em 2010, neste período atingiu valor mínimo de 10,8°C e máximo de 32,1°C. No entanto, na primavera foram registradas as maiores temperaturas. Em setembro de 2010, a máxima foi de 34,8°C. Com as chuvas, no verão, as temperaturas ficaram mais amenas, isto é, em torno de 30°C.



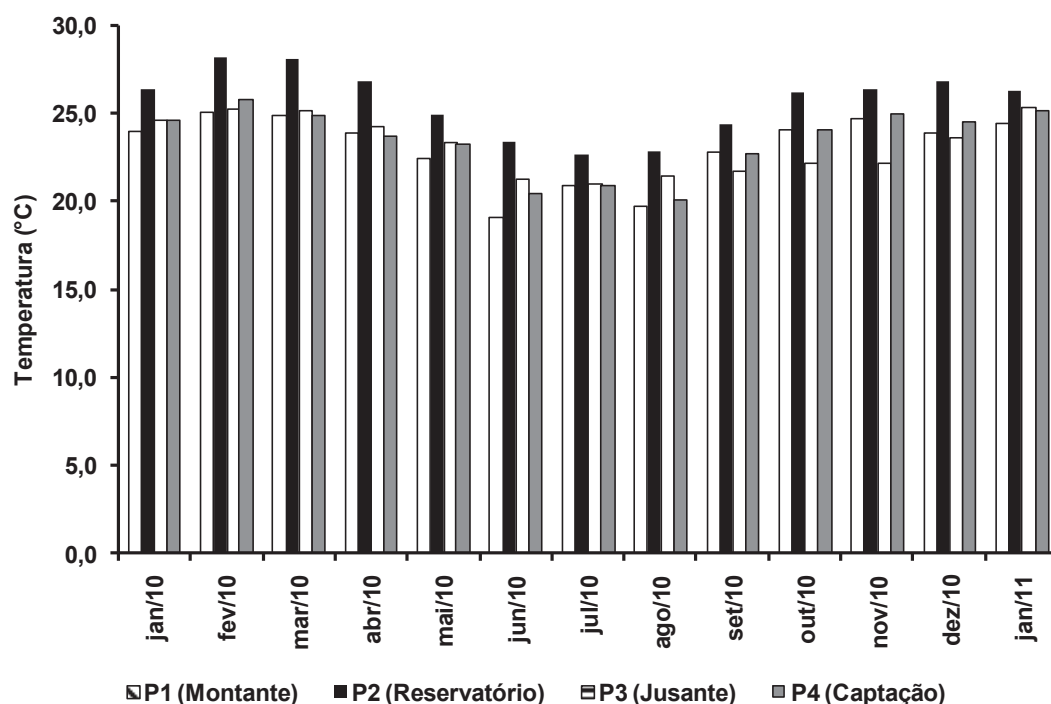
**Figura 2-** Variação da precipitação mensal (mm) em Goiânia e temperatura do ar mensal (média, máxima e mínima) no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

## 3.2 Variáveis Físico-Químicas

### 3.2.1 Temperatura da Água

A temperatura da água é de extrema importância para a bióta aquática, pois pode influir no metabolismo dos organismos, retardando ou acelerando a atividade biológica, bem como, interferir na absorção de oxigênio e precipitação de compostos presentes. Quando se encontra ligeiramente elevada, resulta na perda de gases pela água, gerando odores e desequilíbrio ecológico (ESTEVES, 1998).

A Figura 3 apresenta a variação temporal da temperatura da água. Observa-se que no período chuvoso, o qual corresponde as estações de primavera e verão, as temperaturas da água tendem a se elevarem o que favorece a menor solubilidade do oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2005). No período de estiagem, que correspondem as estações de outono e inverno, observou-se os menores valores de temperatura da água.



**Figura 3** - Variação temporal da temperatura da água (°C) nos quatro pontos de amostragem do ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

A Tabela 2 apresenta os valores médios de temperatura da água com desvio padrão nos quatro pontos amostrados no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

**Tabela 2** - Valores médios com desvio padrão da temperatura da água (°C)

<i>Mês</i>	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>	<i>Ponto 4</i>
Janeiro/2010	24,0±0,8	26,4±1,9	24,6±0,4	24,6±0,6
Fevereiro/2010	25,1±0,6	28,2±0,8	25,2±1,0	25,9±1,4
Março/2010	24,9±0,7	28,1±0,8	25,1±0,9	24,9±0,7
Abril/2010	23,9±0,9	26,8±1,5	24,3±0,4	23,8±0,8
Mai/2010	22,4±1,9	24,9±1,1	23,3±0,3	23,3±2,0
Junho/2010	19,1±0,6	23,4±1,2	21,3±0,6	20,5±2,0
Julho/2010	19,9±2,0	22,6±0,3	21,0±0,1	20,9±2,0
Agosto/2010	19,7±0,5	22,9±0,5	21,4±0,9	20,1±0,7
Setembro/2010	22,8±0,7	24,4±0,9	21,7±0,9	22,8±0,7
Outubro/2010	24,1±0,4	26,2±2,2	22,2±1,2	24,1±0,4
Novembro/2010	24,7±1,0	26,4±1,0	22,2±0,3	25,0±0,6
Dezembro/2010	23,9±1,0	26,8±1,3	23,6±1,1	24,6±0,5
Janeiro/2011	24,4±0,7	26,3±1,9	25,4±2,5	25,2±1,2

A temperatura no ponto 1 (montante do reservatório) apresentou os menores valores de temperatura da água, sendo mínimo de 19,1°C e máximo de 24,9°C. Este ponto é caracterizado por um ambiente lótico, sombreado, com turbulência, onde a temperatura da água oscilou significativamente em função do regime hidráulico (Foto 3).

No entanto, o ponto 2 (reservatório), caracterizado por ambiente lêntico o comportamento da temperatura foi diferente, pois ao contrário do lótico, esse

ambiente absorve mais calor, devido à água apresentar pouco movimento e principalmente baixa turbidez. Neste ponto foram observados os maiores valores de temperatura, tanto no período chuvoso quanto no seco (Foto 4).

No ponto 3, a variação da temperatura foi semelhante a do reservatório, pois, a coleta foi realizada muito próxima a margem, em local afastado do leito do ribeirão, num ambiente de água com pouco movimento (Foto 5).

No ponto 4 (captação) a temperatura oscilou no período de chuva. Registrou-se queda acentuada na temperatura da água durante os meses de seca. A temperatura no ponto de captação foi inferior à registrada no mesmo período no reservatório. Este ponto de coleta fica posicionado na entrada do poço de sucção, em ambiente de baixa correnteza (Foto 6).



**Foto 3-** Ponto 1 (montante). Fonte: a autora, 2012



**Foto 4.** Ponto 2 (reservatório). Fonte: a autora, 2012



**Foto 5.** Ponto 3 (jusante). Fonte: a autora, 2012



**Foto 6.** Ponto 4 (captação). Fonte: a autora, 2012

### 3.2.2 Transparência e Turbidez da Água

A diminuição da transparência da água está relacionada com o aumento de sua turbidez, devido a materiais em suspensão, finamente divididos, tais como, materiais orgânicos e inorgânicos (areia, argilas, carbonatos, óxidos) pouco solúveis (MACÊDO, 2007). A transparência da água influencia na maior ou menor produtividade aquática, uma vez que, baixa transparência aliada a alta turbidez dificultam a penetração de raios solares nas camadas da coluna de água diminuindo a ação fotossintética da flora aquática e conseqüentemente reduzindo a disponibilidade de oxigênio dissolvido o que pode comprometer a vida aquática (BRANCO, 1991; MOLICA, 1996).

Para Esteves (1998) é comum a utilização do disco de Secchi para medir a transparência da água, considerando como valor entre duas a três vezes a transparência de Secchi.

A quantidade de luz solar absorvida pelo ambiente aquático diminui em função da profundidade, ou seja, em direção ao fundo do lago, de forma exponencial, pois sofre interferência da turbidez que provoca a dispersão da luz, bem como, o consumo pelos organismos fotossintetizantes, além de que, parte desta energia luminosa incidente é perdida (MACÊDO, 2007).

Neste estudo observou-se que no período chuvoso (outubro a março), o material particulado em suspensão estava em constante movimentação devido à turbulência, principalmente nos ambientes lóticos. A turbidez da água foi variada, sendo os maiores valores observados no ponto P1 (montante do reservatório). Já no período de estiagem, principalmente nos meses de julho a setembro de 2010, os

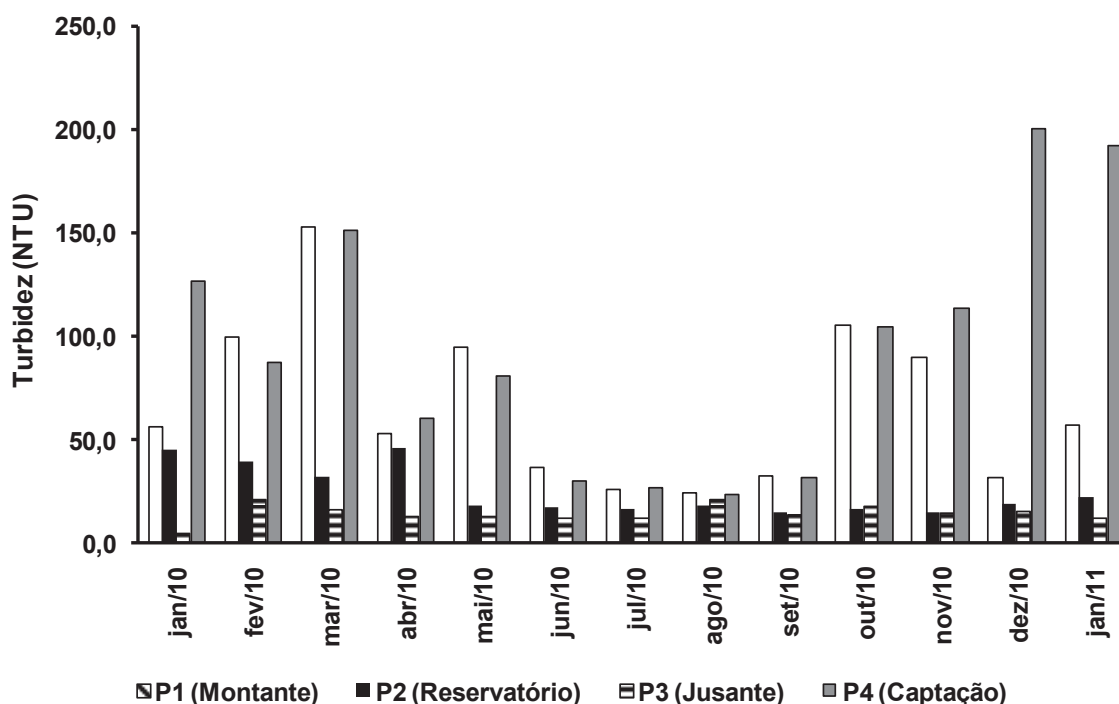
valores foram baixos e inferiores a 50NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez), devido à sedimentação dos sólidos em suspensão (Figura 4).

A Tabela 3 apresenta os dados de turbidez e transparência da água nos quatro pontos. Os resultados evidenciaram que, quanto maior a turbidez menor a transparência e vice-versa. Os maiores valores de transparência foram observados no reservatório (ponto P2) devido ao ambiente ser lântico.

**Tabela 3** - Dados médios de Turbidez (NTU) e Transparência (cm) dos pontos amostrados.

Mês	P1		P2		P3		P4	
	TUR	TRA	TUR	TRA	TUR	TRA	TUR	TRA
Jan/2010	127,0	30,0	4,8	166,9	44,8	28,8	56,4	28,9
Fev/2010	87,6	37,1	21,3	185,7	39,7	25,7	99,8	50,0
Mar/2010	151,3	23,3	16,4	200,0	32,1	24,5	152,5	26,1
Abr/2010	60,7	37,1	13,0	200,0	45,9	32,9	53,1	37,1
Mai/2010	80,8	38,6	12,5	200,0	17,6	55,0	94,4	32,9
Jun/2010	30,3	83,8	12,3	276,7	17,0	50,0	36,5	90,0
Jul/2010	27,3	87,5	12,0	225,0	16,0	50,0	26,1	82,5
Ago/2010	24,0	86,0	20,8	200,0	17,8	70,0	24,0	154,2
Set/2010	31,8	85,0	14,0	200,0	14,5	47,5	32,6	92,0
Out/2010	105,3	46,3	17,5	200,0	16,5	52,5	105,3	87,5
Nov/2010	114,0	37,5	14,3	200,0	14,5	62,5	89,5	95,0
Dez/2010	200,7	11,7	15,0	366,7	18,8	55,0	32,0	47,5
Jan/2011	192,3	28,8	11,7	230,0	22,0	66,3	57,0	35,0

TUR: turbidez; TRA: transparência



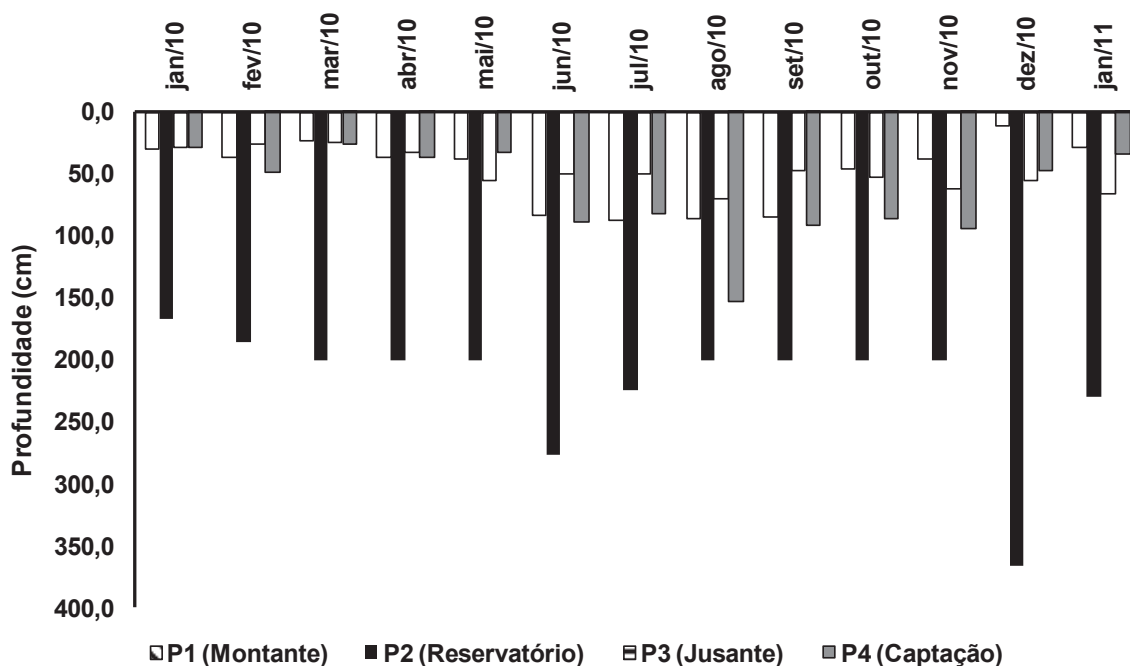
**Figura 4** - Variação temporal da turbidez (NTU) da água nos quatro pontos de amostragem do ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

Em paralelo a turbidez, observou-se nos pontos amostrados variações na transparência da água (Figura 5). A água a montante do reservatório apresentou baixa transparência (valor médio de 49 cm). O maior valor registrado foi no mês de julho/2010 (87 cm) durante a estiagem. Já no reservatório, em todo o período, a transparência da água foi elevada, devido provavelmente a melhor eficiência do processo de sedimentação das partículas em suspensão em ambiente de águas paradas (MACÊDO, 2007). O valor máximo foi em dezembro/2010 (367 cm).

A jusante do reservatório, a transparência nos primeiros meses foi baixa devido as chuvas. No entanto, durante o período de estiagem aumentou gradativamente, devido à sedimentação das partículas, facilitando a penetração do feixe de luz na água. Na captação, os maiores valores de transparência foram observados no período de junho a setembro de 2010, com valor máximo em agosto (154 cm). Os menores valores foram apresentados nos meses chuvosos, exceto em



outubro/10 (87 cm) e novembro/10 (95 cm). A transparência medida ao longo dos meses, evidenciaram a nitida diferença entre os três pontos lóticos e o lântico (reservatório).



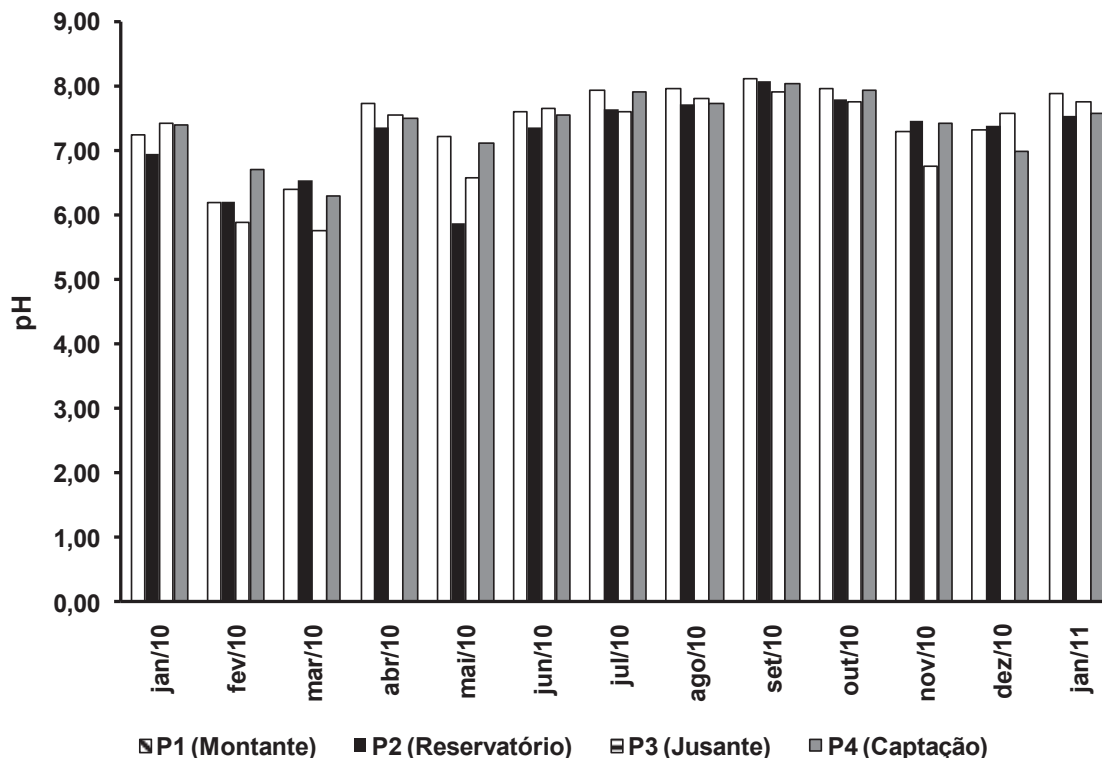
**Figura 5** - Variação temporal da transparência (cm) da água nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

### 3.2.3 Potencial Hidrogeniônico

Em todos os pontos amostrados, o pH manteve um padrão com poucas variações ao longo do ano. A Figura 6 e a Tabela 4 apresentam a variação e os valores médios com desvio padrão do pH, respectivamente, nos quatro pontos de amostragem.

Durante o período de estiagem (abril a setembro) e início das chuvas (outubro), os valores do pH da água foram relativamente maiores, quando comparados ao período chuvoso. Os maiores valores foram registrados no mês de

setembro (8,12), no ponto a montante do reservatório (ponto 1). Deve-se ressaltar que nesse ponto as águas apresentaram elevados valores de turbidez.



**Figura 6** - Potencial Hidrogeniônico nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

No reservatório, o pH variou de levemente ácido a neutro, tendendo a ligeiramente alcalino. Águas com estas características, mostram que o sistema gás carbônico-bicarbonato-carbonato funciona como tampão, levando o pH a permanecer entre 6 e 8. No entanto, águas com baixo teores de carbonatos, o incremento por dióxido de carbono pode reduzir o pH a ser menor que 6,0, situação observada no ponto 3 (jusante) em fevereiro. Esta flutuação do pH foi mencionada por Margalef (1983), Branco (1984) e Di Bernardo (2010).

De acordo com VON SPERLING (2005), pH muito elevado ou extremamente baixos pode ter implicações para a saúde pública, caso contrário, não há nenhum problema. No entanto, pH menor que 4 e maior que 10, potencializa os

efeitos tóxicos, limita a presença de alguns organismos aquáticos no ambiente e pode afetar a sobrevivência de peixes (os peixes estão adaptados a um pH 5 a 9,5, sendo ótimo entre 7 e 8 em ambientes tropicais). Quando o pH da água reduz bruscamente de 8,5 a 6,5, pode estar associado a florações de algas.

Na captação, o pH oscilou entre 6,30 a 7,95 na estação chuvosa, enquanto que durante a estiagem o pH permaneceu em torno de 7,57, exceto no mês de setembro/10 que esteve levemente básico (8,05). Este resultado é importante, pois nas diversas fases do tratamento da água, valores baixos de pH podem corroer peças e tubulações, assim como valores elevados devido a óxidos e carbonatos, podem formar incrustações nas peças e tubulações (ESTEVES, 1998; Di BERNARDO, 2010).

**Tabela 4** - Valores médios do pH da água com desvio padrão

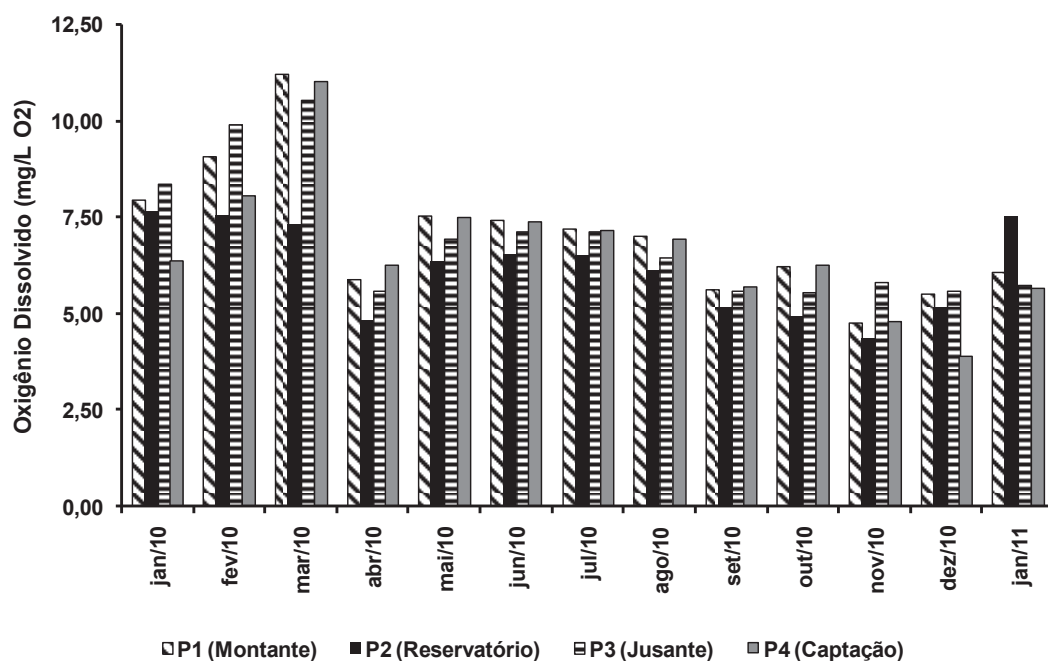
<i>Mês</i>	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>	<i>Ponto 4</i>
Janeiro/2010	7,23±0,28	6,95±0,35	7,42±0,26	7,41±0,20
Fevereiro/2010	6,02±0,00	6,20±1,02	5,88±0,56	6,73±1,07
Março/2010	6,40±0,97	6,55±1,09	5,77±0,57	6,30±1,21
Abril/2010	7,73±0,50	7,36±0,43	7,56±0,44	7,42±1,09
Mai/2010	7,22±0,21	5,88±1,05	6,58±0,62	7,12±0,20
Junho/2010	7,60±0,56	7,35±0,42	7,65±0,13	7,56±0,59
Julho/2010	7,94±0,06	7,65±0,27	7,61±0,08	7,94±0,06
Agosto/2010	7,97±0,06	7,71±0,17	7,80±0,24	7,75±0,43
Setembro/2010	8,12±0,09	8,09±0,09	7,92±0,36	8,05±0,16
Outubro/2010	7,95±0,67	7,79±0,50	7,75±0,37	7,95±0,67
Novembro/2010	7,29±0,69	7,46±0,83	6,75±0,98	7,43±0,66
Dezembro/2010	7,33±0,46	7,39±0,19	7,59±0,01	7,01±0,23
Janeiro/2011	7,88±0,20	7,53±0,28	7,76±0,37	7,60±0,17

### 3.2.4 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é essencial para a biota aquática. É um indicador de poluição das águas por despejos orgânicos. Com a degradação da matéria orgânica, pode ocorrer a redução da concentração de OD no meio, dependendo da magnitude dessa redução, os organismos aquáticos podem morrer, inclusive os peixes (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1998).

Von Sperling (2005) relata que a concentração de saturação do oxigênio é igual a  $9,2 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ , valores superiores indicam a presença de algas. Teor de OD menor que  $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$  provoca a morte de alguns peixes e quando muito baixo, ou seja, menor que  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , além de causar a morte de todos os peixes, instala-se a anaerobiose com a produção de gases e odores desagradáveis no meio.

A análise de OD demonstrou que no período de estudo nos quatro pontos, os valores foram acima do mínimo estabelecido pelo CONAMA N° 357/2005 de  $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$ . As menores concentrações médias de OD foram observados no ponto 2 (reservatório), principalmente na seca (setembro) e no início das chuvas (outubro), época em que a temperatura do ar foi elevada e a temperatura da água registrada em setembro e outubro foram ( $24,4^\circ\text{C}$  e  $26,2^\circ\text{C}$ ) respectivamente, o que pode ter reduzido a solubilidade de OD. Enquanto que as maiores concentrações de OD foram detectadas em março nos pontos P1, P3 e P4. A explicação pode estar relacionada com a decomposição dos restos de matéria orgânica deixada no reservatório por ocasião do enchimento, além da contribuição da própria bacia que é de intensa atividade agropastoril e que durante as chuvas corrobora com o aumento de nutrientes através do processo de lixiviação. A Tabela 5 apresenta os resultados médios com desvio padrão de OD.



**Figura 7** - Teor de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$ ) nos quatro pontos amostrados no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

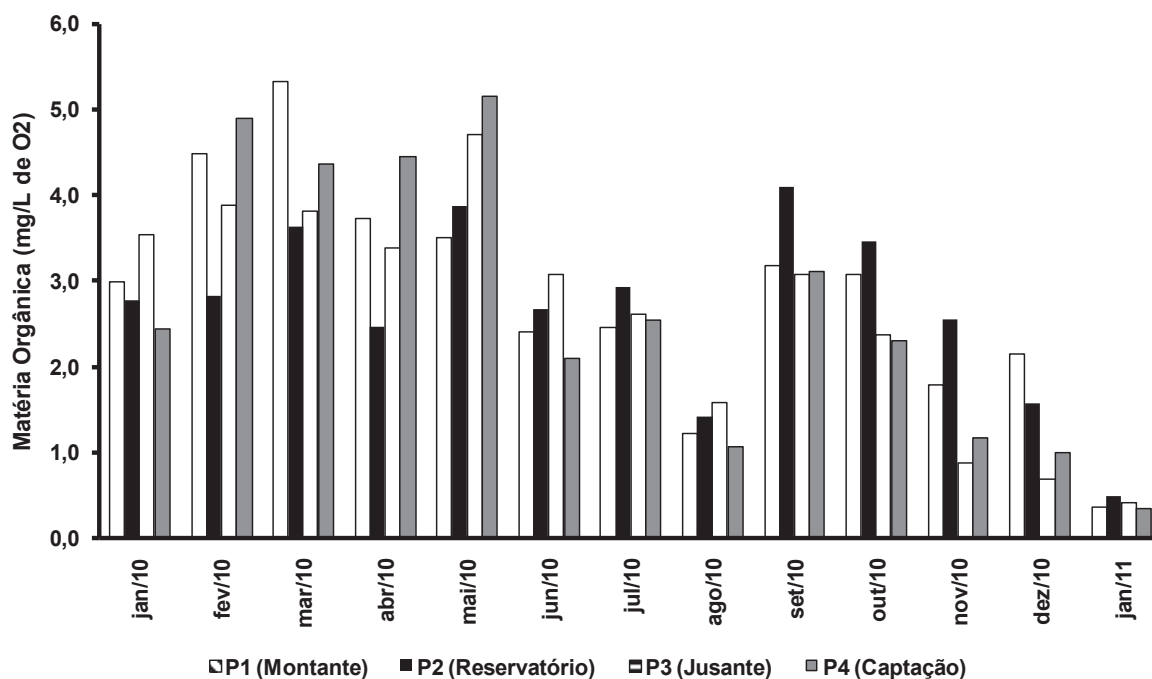
**Tabela 5.** Valores médios de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$   $\text{O}_2$ ) com desvio padrão

Mês	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Janeiro/2010	7,96±0,32	7,66±0,72	8,38±1,20	6,36±2,67
Fevereiro/2010	9,08±0,00	7,56±0,96	9,90±1,54	8,05±0,77
Março/2010	11,23±5,53	7,32±0,22	10,54±1,71	11,01±5,21
Abril/2010	5,91±1,47	4,88±1,31	5,60±1,32	6,26±2,24
Mai/2010	7,54±0,37	6,36±0,09	6,97±0,61	7,51±0,31
Junho/2010	7,44±0,54	6,52±0,23	7,13±0,36	7,39±0,60
Julho/2010	7,20±0,14	6,50±0,05	7,13±0,27	7,16±0,13
Agosto/2010	7,01±0,39	6,11±0,59	6,48±0,24	6,94±0,31
Setembro/2010	5,63±0,31	5,15±0,24	5,58±0,43	5,68±0,29
Outubro/2010	6,24±1,57	4,94±0,55	5,56±0,29	6,24±1,57
Novembro/2010	4,79±0,29	4,37±0,49	5,84±1,19	4,81±0,31
Dezembro/2010	5,51±0,73	5,15±0,80	5,61±0,75	3,88±0,44
Janeiro/2011	6,10±1,72	7,50±0,34	2,76±1,33	5,68±1,33

A presença de plantas aquáticas contribui de forma significativa com o fornecimento de oxigênio no ambiente, porém é importante ressaltar que durante o processo respiratório e decomposição da matéria orgânica ocorre considerável consumo de oxigênio, podendo inclusive inviabilizar a vida na região do hipolímnio<sup>7</sup> em reservatórios.

### 3.2.5 Matéria Orgânica

Na Figura 8 está apresentada a variação temporal da matéria orgânica.



**Figura 8** - Teor de matéria orgânica (mg. L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

A matéria orgânica esteve mais elevada de janeiro/10 a abril/10 nos pontos P1, P3 e P4, este comportamento pode estar relacionado com o período

<sup>7</sup> Camada intermediária de água, por meio da qual a temperatura muda bruscamente entre a camada de água quente superior e a camada de água fria inferior.

chuvoso, que contribui com o incremento de matéria orgânica interna e externa ao corpo hídrico. No ponto 2 foram registrados os menores valores para o mesmo período, o que pode ser explicado pelo processo de sedimentação que ocorre no reservatório de forma expressiva.

Na seca foi detectado queda de maio/10 a agosto/10 em todos os pontos amostrados, aumentando em setembro/10, contudo, nos dois períodos (seca e chuva) analisados houve registro de valores acima de  $3\text{mg.L}^{-1}$ , sendo que no período de seca ocorreram os maiores aumentos.

Nos meses de outubro/10 a janeiro/11 registrou-se tendência de queda, sendo que os menores valores registrados foram em janeiro/11 em todos os pontos ( $0,4$  a  $0,5\text{mg.L}^{-1}$ ), como evidencia a Tabela 6.

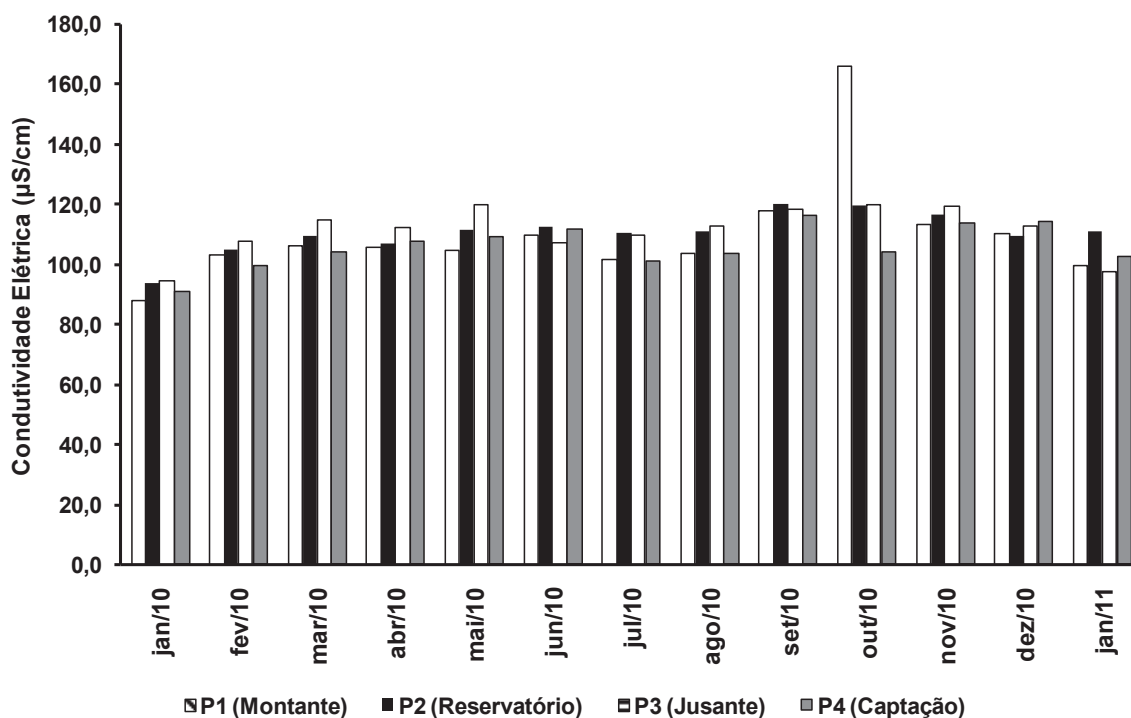
**Tabela 6** - Valores médios da matéria orgânica ( $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$ ) com desvio padrão

<i>Mês</i>	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>	<i>Ponto 4</i>
Janeiro/2010	$3,0\pm 1,3$	$2,8\pm 1,1$	$3,5\pm 0,2$	$2,4\pm 0,4$
Fevereiro/2010	$4,5\pm 2,4$	$2,8\pm 0,9$	$3,9\pm 0,7$	$4,9\pm 0,3$
Março/2010	$5,3\pm 1,9$	$3,6\pm 0,9$	$3,8\pm 0,9$	$4,4\pm 0,8$
Abril/2010	$3,7\pm 2,2$	$2,5\pm 1,6$	$3,4\pm 0,5$	$4,5\pm 0,5$
Mai/2010	$3,5\pm 1,3$	$3,9\pm 1,3$	$4,7\pm 0,8$	$5,2\pm 1,1$
Junho/2010	$2,4\pm 1,0$	$2,7\pm 0,8$	$3,1\pm 0,1$	$2,1\pm 0,5$
Julho/2010	$2,5\pm 0,9$	$2,9\pm 0,7$	$2,6\pm 0,2$	$2,6\pm 0,3$
Agosto/2010	$1,2\pm 0,6$	$1,4\pm 0,6$	$1,6\pm 0,3$	$1,1\pm 0,1$
Setembro/2010	$3,2\pm 1,5$	$4,1\pm 0,9$	$3,1\pm 0,5$	$3,1\pm 0,3$
Outubro/2010	$3,1\pm 0,2$	$3,5\pm 0,8$	$2,4\pm 0,3$	$2,6\pm 0,3$
Novembro/2010	$1,8\pm 0,5$	$2,6\pm 0,5$	$0,9\pm 0,3$	$1,2\pm 0,2$
Dezembro/2010	$2,1\pm 1,2$	$1,6\pm 0,6$	$0,7\pm 0,2$	$1,0\pm 0,0$
Janeiro/2011	$0,4\pm 0,1$	$0,5\pm 0,1$	$0,4\pm 0,1$	$0,4\pm 0,1$

### 3.2.6 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica indica a capacidade da água em conduzir corrente elétrica e depende da concentração das espécies iônicas e da temperatura. É uma medida indireta da concentração de poluentes. Este parâmetro é importante, visto que pode fornecer informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, como da produção primária (redução dos valores) e decomposição (aumento dos valores), assim como de outros fenômenos que podem ocorrer no meio aquático.

A resolução do CONAMA Nº 357/2005 estabelece o valor máximo de 100 $\mu$ S/cm. A Tabela 7 apresenta os valores médios da condutividade elétrica. Em janeiro/10 a condutividade elétrica estava relativamente baixa, mas aumentou progressivamente no período chuvoso decorrente de incrementos internos e externos ao ambiente aquático com valores superiores a 100  $\mu$ S/cm.



**Figura 9** - Variação temporal da condutividade elétrica ( $\mu$ S/cm) nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.



Durante o período de estiagem, os valores da condutividade mantiveram-se altos, registrando-se o maior valor em setembro/10 no reservatório (120,3  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Com o início do período chuvoso, em outubro/10 observou-se o maior valor da condutividade, no ponto 1 a montante do reservatório (166,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), provavelmente em razão do incremento de substâncias oriundas de processos de lixiviação e/ou lançamentos de águas residuárias (Figura 9).

**Tabela 7** - Valores médios da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) com desvio padrão

<i>Mês</i>	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>	<i>Ponto 4</i>
Janeiro/2010	87,8 $\pm$ 10,4	94,0 $\pm$ 8,5	94,4 $\pm$ 8,3	91,2 $\pm$ 12,3
Fevereiro/2010	103,0 $\pm$ 0,0	104,7 $\pm$ 5,2	107,6 $\pm$ 6,2	99,8 $\pm$ 2,6
Março/2010	106,1 $\pm$ 7,9	109,4 $\pm$ 6,0	114,7 $\pm$ 13,3	104,4 $\pm$ 13,3
Abril/2010	105,4 $\pm$ 5,3	106,9 $\pm$ 4,7	112,0 $\pm$ 7,5	107,7 $\pm$ 3,5
Mai/2010	104,9 $\pm$ 4,4	111,4 $\pm$ 4,3	119,6 $\pm$ 10,1	109,4 $\pm$ 13,0
Junho/2010	109,8 $\pm$ 7,9	112,3 $\pm$ 2,9	110,7 $\pm$ 6,4	112,0 $\pm$ 8,8
Julho/2010	101,8 $\pm$ 1,9	110,5 $\pm$ 1,0	109,8 $\pm$ 3,4	101,3 $\pm$ 1,7
Agosto/2010	103,8 $\pm$ 2,6	111,0 $\pm$ 1,6	112,6 $\pm$ 1,9	103,6 $\pm$ 2,7
Setembro/2010	117,8 $\pm$ 12,9	120,3 $\pm$ 11,2	118,3 $\pm$ 1,7	116,2 $\pm$ 11,7
Outubro/2010	166,0 $\pm$ 59,7	119,8 $\pm$ 2,1	119,8 $\pm$ 2,2	104,3 $\pm$ 56,3
Novembro/2010	113,3 $\pm$ 9,2	116,5 $\pm$ 7,0	112,8 $\pm$ 12,6	114,4 $\pm$ 4,5
Dezembro/2010	110,0 $\pm$ 22,9	109,5 $\pm$ 7,1	112,8 $\pm$ 12,6	114,4 $\pm$ 4,5
Janeiro/2011	99,5 $\pm$ 25,8	111,0 $\pm$ 18,1	97,5 $\pm$ 27,8	102,5 $\pm$ 5,0

### 3.2.7 Nitrogênio e Fósforo

Os principais nutrientes para o processo de eutrofização em águas são o nitrogênio e o fósforo (ESTEVES, 1998). Segundo a Resolução N°357/2005 do CONAMA, para águas de classes 1 e 2, quando o nitrogênio é o fator limitante para eutrofização, o valor total de nitrato não deverá ultrapassar  $1,27\text{mg.L}^{-1}$ , em ambientes de águas paradas e  $2,18\text{mg.L}^{-1}$  em águas correntes. Neste estudo, em nenhum ponto amostrado, o teor de nitrato ultrapassou os limites estabelecidos pela legislação vigente. O maior valor foi observado em agosto/10 no ponto 4 ( $0,15\text{ mg. L}^{-1}\text{ N-NO}_3$ ).

**Tabela 8** - Valores médios de desvio padrão de nitrato ( $\text{mg. L}^{-1}\text{ N-NO}_3$ ) com desvio padrão nos quatro pontos amostrados.

<i>Mês</i>	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>	<i>Ponto 4</i>
Janeiro/2010	0,04±0,02	0,02±0,01	0,01±0,00	0,03±0,01
Fevereiro/2010	0,08±0,03	0,02±0,01	0,01±0,01	0,02±0,00
Março/2010	0,05±0,01	0,03±0,01	0,03±0,01	0,05±0,01
Abril/2010	0,09±0,01	0,01±0,01	0,02±0,01	0,01±0,00
Mai/2010	0,14±0,06	0,04±0,01	0,01±0,00	0,06±0,01
Junho/2010	0,10±0,04	0,01±0,01	0,01±0,00	0,05±0,01
Julho/2010	0,11±0,06	0,02±0,00	0,01±0,00	0,05±0,02
Agosto/2010	0,11±0,04	0,05±0,01	0,03±0,01	<b>0,15±0,03</b>
Setembro/2010	0,07±0,02	0,03±0,01	0,02±0,00	0,05±0,01
Outubro/2010	0,04±0,01	0,02±0,01	0,01±0,00	0,07±0,01
Novembro/2010	0,07±0,01	0,07±0,01	0,01±0,00	0,02±0,01
Dezembro/2010	0,07±0,03	0,09±0,01	0,01±0,00	0,04±0,01
Janeiro/2011	0,04±0,01	0,01±0,01	0,02±0,00	0,02±0,01

Deve-se ressaltar que o nitrogênio total pode ser encontrado no meio aquático de diferentes formas, isto é, na forma reduzida (nitrogênio orgânico e amoniacal) e oxidada (nitrato e nitrito). O nitrogênio foi determinado na forma de nitrato, pois este pode fornecer informações sobre o estágio de poluição remota e/ou lixiviada no ambiente aquático (VON SPERLING, 2005).

De acordo com o sistema de classificação de Vollenweider (1968 apud Nogueira, 1999), quanto ao teor de nitrato, os quatro pontos amostrados no ribeirão João Leite foi classificado como oligotrófico, pois, o teor de nitrato ficou entre (zero a  $1,0 \text{ mg. L}^{-1}$ ) no período de janeiro/10 a janeiro/11 (Quadro 5).

**Quadro 5** - Classificação do grau de trofia dos corpos hídricos quanto ao teor de nitrato ( $\text{mg. L}^{-1}$ ), segundo Vollenweider (1968).

Estado Trófico da Água	Teor de Nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Teor de Fosfato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Ultra-oligotrófico	-	< 0,005
Oligotrófico	0,0 a 1,0	0,005 a 0,01
Mesotrófico	1,0 a 5,0	0,01 a 0,03
Eutrófico	5,0 a 50	0,03 a 0,1
Hipereutrófico	> 50	>0,1

O fósforo pode se apresentar no ambiente aquático de três formas, isto é, na forma orgânica que compõe moléculas fixadas nos seres vivos, e nas formas de polifosfatos e superfosfatos (cadeias poliméricas) (VIANA, 2009). Neste estudo optou-se em determinar o fósforo na forma de ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), pois este assume papel relevante por ser a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos e

podem ser encontrados sob diferentes formas iônicas em função do pH do meio, além de ser biodisponível.

O teor de fósforo na forma de fosfato (Tabela 9), no início do processo de enchimento da barragem, encontrava-se elevado, caracterizando um estado hipereutrófico, o que pode ser explicado em razão do baixo nível de água dentro do reservatório e da grande quantidade de restos de vegetação que provavelmente entrou em decomposição. Estas condições aliadas à alta incidência de luz desencadearam o crescimento acelerado de fitoplâncton.

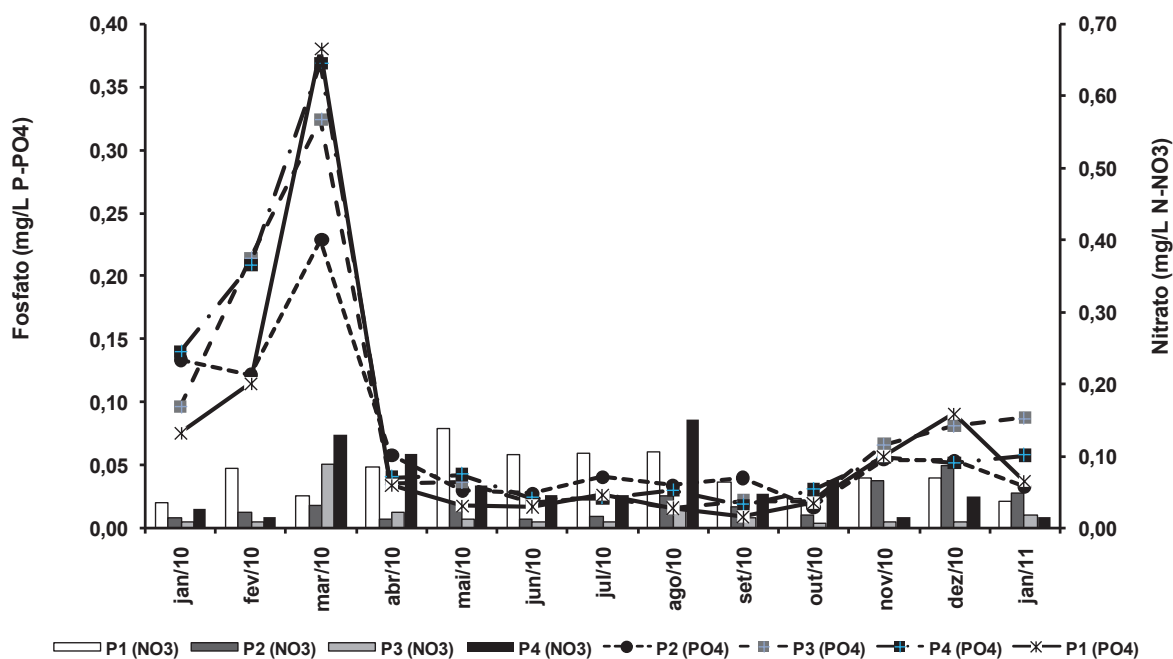
**Tabela 9** - Valores médios de fosfato ( $\text{mg. L}^{-1}$  P- $\text{PO}_4$ ) com desvio padrão nos quatro pontos amostrados.

<i>Mês</i>	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>	<i>Ponto 4</i>
Janeiro/2010	0,13±0,02	0,13±0,07	0,10±0,00	0,14±0,01
Fevereiro/2010	0,20±0,01	0,12±0,03	0,21±0,01	0,21±0,00
Março/2010	0,67±0,03	0,23±0,01	0,32±0,01	0,37±0,01
Abril/2010	0,06±0,04	0,06±0,03	0,04±0,01	0,04±0,00
Mai/2010	0,03±0,01	0,02±0,01	0,04±0,00	0,04±0,01
Junho/2010	0,04±0,01	0,03±0,01	0,04±0,00	0,02±0,01
Julho/2010	0,05±0,01	0,04±0,00	0,02±0,00	0,02±0,02
Agosto/2010	0,03±0,01	0,03±0,01	0,02±0,01	0,03±0,04
Setembro/2010	0,02±0,01	0,04±0,01	0,02±0,00	0,02±0,01
Outubro/2010	0,04±0,01	0,02±0,01	0,02±0,00	0,03±0,01
Novembro/2010	0,10±0,02	0,05±0,01	0,07±0,00	0,06±0,01
Dezembro/2010	0,16±0,02	0,05±0,01	0,08±0,00	0,05±0,01
Janeiro/2011	0,07±0,01	0,03±0,01	0,09±0,00	0,06±0,01

Para ambientes lânticos, o valor máximo permitido pela Resolução Nº357/2005 do CONAMA é de  $0,020 \text{ mg.L}^{-1}$ . No reservatório (ponto 2), o maior teor foi observado também em março/10 ( $0,23 \text{ mg.L}^{-1} \text{ P-PO}_4$ ), teor este dez vezes maior que o permitido, caracterizando um ambiente hipereutrófico, segundo a classificação de Vollenweider (1968 apud Nogueira, 1999), no mesmo período em ocorreu a floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Quadro 5).

No período de estiagem e até no início das chuvas, o teor de fosfato foi baixo, mostrando um estado meso-oligotrófico. No entanto, com o início do período chuvoso, o teor de fosfato aumentou, caracterizando-se como eutrófico. O valor máximo foi observado no ponto 1 em março/10 ( $0,67 \text{ mg/L P-PO}_4$ ). Neste ponto observou-se alto teor de OD.

A Figura 10 apresenta a variação espacial e temporal de forma comparativa dos teores de nitrato (gráfico em barras) e de fosfato (gráfico em linhas), nos quatro pontos de amostragem.



**Figura 10** - Valores de fosfato ( $\text{mg.L}^{-1} \text{ P-PO}_4$ ) e nitrato ( $\text{mg.L}^{-1} \text{ N-NO}_3$ ) nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

Os teores de fosfato, em todos os pontos amostrados apresentaram elevados valores, principalmente no mês de março de 2010. Para Azevedo (1998) o principal nutriente responsável pelo processo de eutrofização em ambientes aquáticos é o fósforo. Este elemento tem origem de fontes naturais (rochas da bacia de drenagem) e artificiais devido a esgotos sanitários, dos efluentes industriais e drenagem de águas fluviais.

Ao contrário do nitrogênio, o fósforo é exigido pelo fitoplâncton em concentrações de 20 a 30 vezes menores. A água oriunda de esgotos ou efluentes de estação de tratamento tem oito vezes menos fósforo que o nitrogênio, essa quantidade pode se elevar em função do aumento do uso de detergentes sintéticos. Em um processo de eutrofização dessa origem, quando o nitrogênio atinge as concentrações mínimas necessárias para florações, o fósforo já existe em excesso.

A Tabela 10 apresenta a relação de N/P. Em todos os pontos esta relação foi menor que 10. No mês de março/10 observou-se os menores valores, principalmente no ponto 1, devido ao alto teor de fosfato. Deve-se ressaltar que uma baixa razão é uma das causas de floração de cianobactérias. A relação N/P é importante, pois subsidia ações que visem à redução da entrada de nutrientes no corpo hídrico, bem como, reduz o impacto da eutrofização e conseqüentemente impede o aparecimento de florações de microalgas, principalmente em ambientes lênticos (ESTEVES, 1998). Em lagos e reservatórios, o elevado período de residência da água favorece o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas (Di BERNARDO, 2010). No entanto, o mesmo não ocorre em ambientes lóticos, onde a correnteza da água e a elevada turbidez não favorecem o desenvolvimento destes organismos (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

**Tabela 10** - Relação de N/P nos quatro pontos de amostragem.

<b>Mês</b>	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 2</b>	<b>Ponto 3</b>	<b>Ponto 4</b>
Janeiro/2010	0,27	0,11	0,10	0,19
Fevereiro/2010	0,42	0,19	0,05	0,07
Março/2010	0,07	0,15	0,28	0,35
Abril/2010	1,44	0,25	0,65	2,54
Mai/2010	4,57	1,51	0,34	1,37
Junho/2010	2,79	0,49	0,49	1,89
Julho/2010	2,28	0,43	0,41	1,88
Agosto/2010	3,79	1,32	1,65	<b>5,04</b>
Setembro/2010	4,06	0,75	0,69	2,61
Outubro/2010	1,21	1,21	0,36	2,21
Novembro/2010	0,70	1,24	0,15	0,27
Dezembro/2010	0,44	1,65	0,12	0,85
Janeiro/2011	0,57	1,53	0,23	0,26

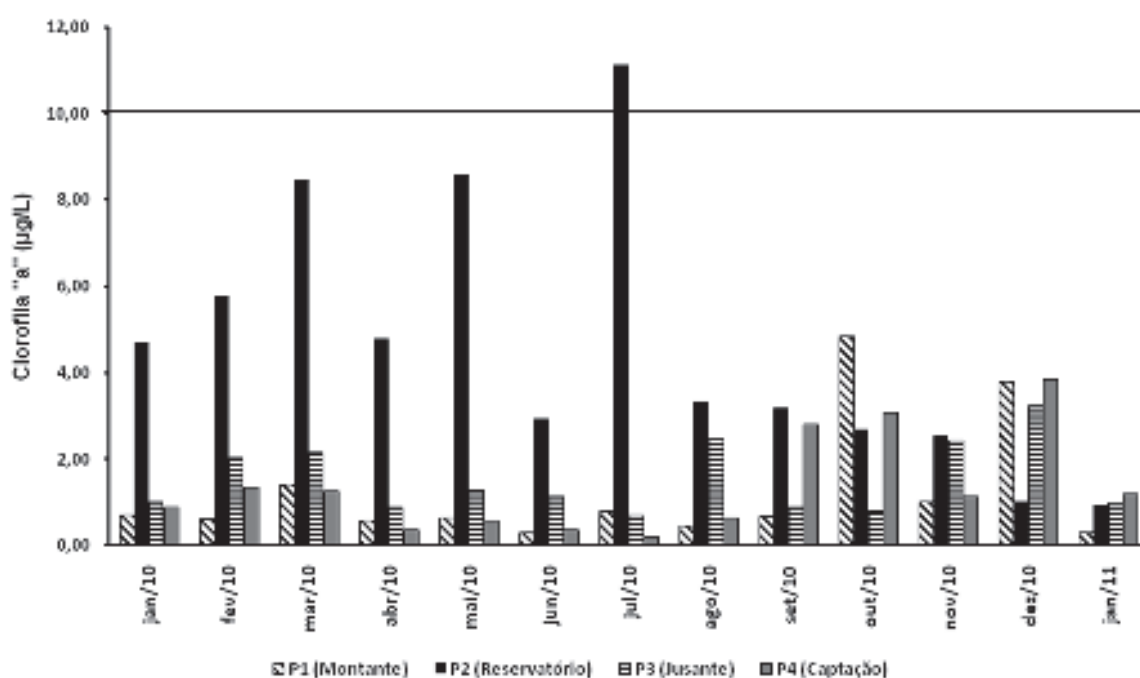
### **3.3. Variáveis Hidrobiológicas**

#### **3.3.1 Clorofila “a” e Feofitina “a”**

A quantidade de clorofila *a* representa a biomassa fotossinteticamente ativa. De acordo com o CONAMA nº 357/2005 o valor da clorofila *a* para águas doces destinadas ao abastecimento público deve obedecer ao valor máximo de 10µg/L. A variação sazonal no período estudado apresentou, na maioria dos pontos, um padrão médio abaixo da legislação (Figura 11). Somente no mês de julho/10, no

ponto P2 (reservatório), o valor foi superior ( $11,40 \mu\text{g.L}^{-1}$ ), ocorrendo um aumento de concentração de clorofila “a” em função da biomassa fitoplanctônica.

O resultado analítico da clorofila a no reservatório (ponto 2) demonstrou valores elevados em relação aos demais pontos de correnteza, estando acima em todos os meses, exceto nos meses de dez/10 ( $0,856 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) e jan/11 ( $0,938 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). As características do ambiente lântico favorecem o desenvolvimento e o crescimento da comunidade de fitoplanctôn (Di BERNARDO, 2010).



**Figura 11** - Variação temporal da clorofila a nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

Para Di Bernardo (2010), a clorofila a é um parâmetro fundamental para estimar o nível de trofia na água, uma vez que se pode determinar a concentração de biomassa de macrófitas e de fitoplanctôn. Contudo, existem outros fatores que devem ser considerados durante a avaliação de um processo de eutrofização de um corpo hídrico. Segundo Huszar et al. (2005), a incidência de luz, a herbivoria pode ser inferido como fatores importantes. Sakamoto (1966) e Vollenweider (1983) apud Nogueira (1999) fizeram uma proposta para caracterizar o estado trófico de



ecossistemas aquáticos a partir da concentração da clorofila *a*. A OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), publicou em 1982 (OECD, 1982) os resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização em ambientes aquáticos (Quadro 6).

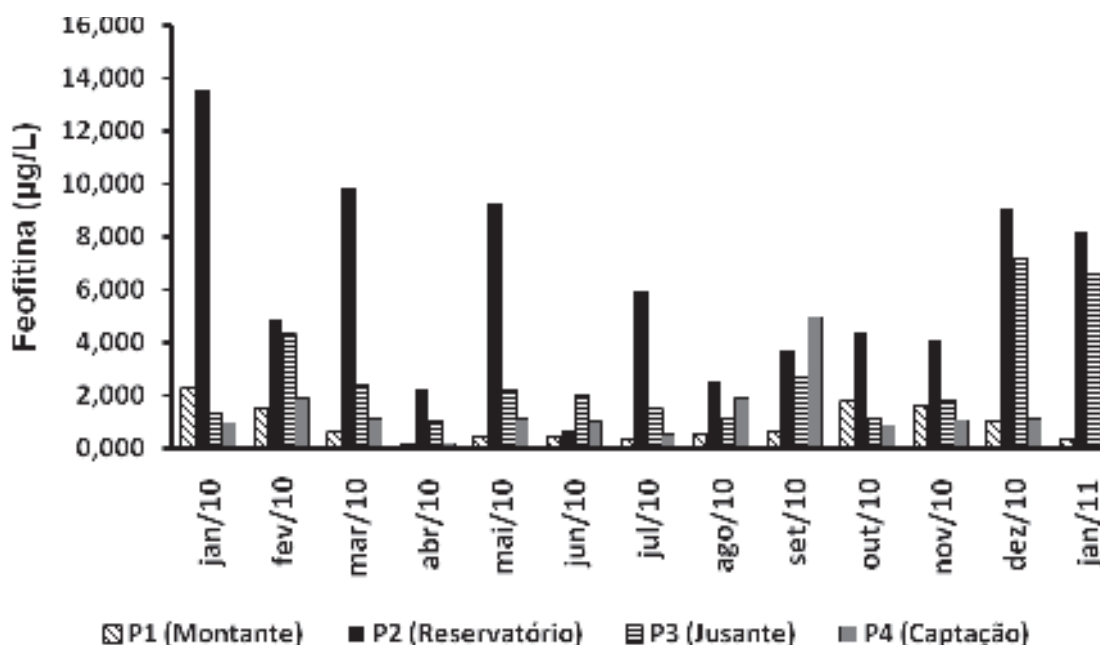
**Quadro 6** - Classificação do grau de trofia dos corpos hídricos quanto ao teor de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ), segundo Sakamoto (1966) e Vollenweider (1968).

Estado Trófico	clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ ), Sakamoto	clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ ), Vollenweider	Média anual ( $\mu\text{g/L}$ ), OECD	Máximo anual ( $\mu\text{g/L}$ ), OECD
Ultra-oligotrófico			$\leq 1,0$	$\leq 2,5$
Oligotrófico	0,3 a 2,5	-	$\leq 2,5$	$\leq 8,0$
Mesotrófico	1,0 a 15,0	-	2,5 a 8,0	8,0 a 25,0
Eutrófico	5,0 a 140,0	8,0 a 25,0	8,0 a 25,0	25,0 a 75,0
Hipereutrófico	-	$> 25,0$	$\geq 25,0$	$\geq 75,0$

Considerando a média anual da clorofila *a*, segundo a OECD, no ponto 2 (reservatório), o estado de trofia das águas em março, maio e julho de 2010 encontravam eutrofizadas. Nos demais pontos (ambientes lóticos) o grau de trofia variou de oligotrófico a mesotrófico. Deve-se ressaltar que após um ano do início do enchimento do reservatório (janeiro de 2011), observou-se que em todos os pontos o estado da água encontrava-se como ultra-oligotrófico.

Os resultados de feofitina *a* no reservatório ultrapassaram a média em todos os pontos amostrados, com um máximo de  $13,542 \mu\text{g.L}^{-1}$  em janeiro/10 (início do enchimento do reservatório), sendo observado o menor valor em junho/10 ( $0,694$

$\mu\text{g.L}^{-1}$ ). Nos demais meses apresentaram valores superiores a  $2,280\mu\text{g/L}$  de feofitina *a* (Figura 12).



**Figura 12.** Variação temporal da feofitina *a* nos quatro pontos de amostragem no ribeirão João Leite, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

Segundo LORENZEN, (1967) e WETZEL, (2001), com a degradação da comunidade fitoplanctônica, clorofilas (*a*, *b* e *c*) são convertidas em feopigmentos o que pode elevar os valores da feofitina *a* na coluna d'água, em determinadas condições ao longo do ano e os valores podem apresentar iguais ou superiores aos valores da clorofila *a*. Fato semelhante foi detectado durante esta pesquisa, com maior expressividade no reservatório (Tabela 11).

**Tabela 11.** Valores de clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e feofitina *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) nos quatro pontos amostrados.

Mês	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4	
	CLO	FEO	CLO	FEO	CLO	FEO	CLO	FEO
Jan/10	0,727	2,263	4,692	<b>13,514</b>	1,008	1,325	0,903	0,955
Fev/10	0,622	1,457	5,789	4,850	2,031	4,280	1,353	1,887
Mar/10	1,410	0,601	8,464	9,826	2,172	2,348	1,272	1,107
Abr/10	0,603	0,122	4,789	2,280	0,907	0,984	0,381	0,219
Mai/10	0,665	0,467	8,606	9,238	1,299	2,200	0,594	1,124
Jun/10	0,304	0,399	2,932	0,694	1,155	1,967	0,385	1,016
Jul/10	0,796	0,318	11,440	5,989	0,709	1,466	0,226	0,529
Ago/10	0,458	0,518	3,353	2,569	2,476	1,108	0,647	1,912
Set/10	0,677	0,645	3,193	3,726	0,903	2,634	2,797	4,971
Out/10	4,852	1,771	2,676	4,364	0,798	1,074	3,082	0,855
Nov/10	1,009	1,612	2,544	4,072	2,449	1,803	1,142	1,062
Dez/10	3,815	1,010	1,027	9,060	3,253	7,120	3,847	1,113
Jan/11	0,297	0,351	0,938	8,157	0,984	6,534	1,201	2,293

### 3.3.2 Composição Florística

Durante os períodos amostrados foram identificados 644 *taxa* distribuídos nas seguintes classes: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae, Clamydophyceae, Cyanophyceae, Cryptophyceae, Crysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Oedogoniophyceae, Fragillariophyceae, Xantophyceae e Zygnemaphyceae, sendo que 27 *taxa* foram registrados como fitoflagelados e

incluídos em outros *taxa* (Tabela 12). A identificação fitoplanctônica em categorias taxonômicas foi em nível genérico, porém quando possível em infragenérico. A Tabela A (anexo 1) apresenta a riqueza fitoplanctônica de todas as classes, nos quatro pontos amostrados, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

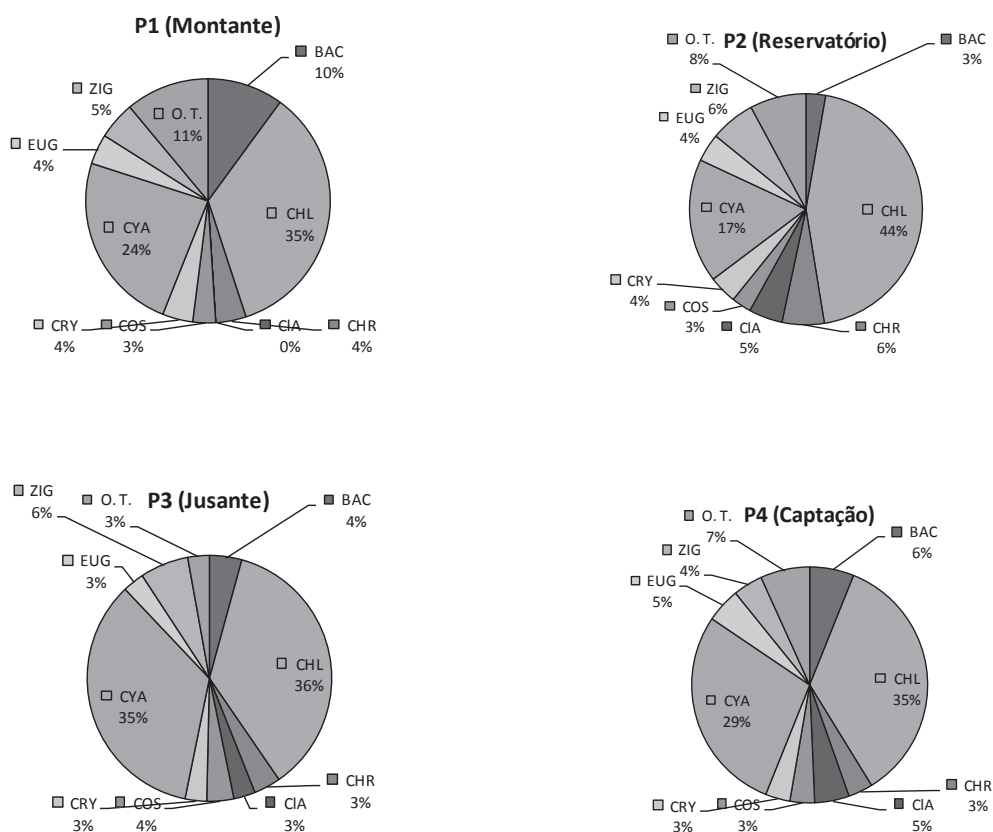
**Tabela 12** - Número de *taxa*/classe nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO.

<b>Classes</b>	<b>Sigla</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>
Bacillariophyceae	BAC	10	7	6	9
Chlorophyceae	<b>CHL</b>	<b>35</b>	<b>114</b>	<b>51</b>	<b>52</b>
Chrysophyceae	CHR	4	15	5	5
Clamydophyceae	CLA	0	12	4	7
Coccinodiscophyceae	COS	3	7	5	5
Cryptophyceae	CRY	4	10	4	5
Cyanophyceae	CYA	24	44	49	42
Euglenophyceae	EUG	4	10	4	7
Zignemaphyceae	ZIG	5	16	9	6
Outros <i>taxa</i>	OT	11	20	4	10
Total de <i>Taxa</i>	<i>TT</i>	100	255	141	148

### 3.3.3 Porcentagem e Distribuição de Ocorrência Fitoplanctônica

A classe Chlorophyceae foi a que obteve maior representatividade e predomínio em todos os pontos amostrados ficando acima de 34% nos pontos 1, 3 e 4, sendo mais expressivo no ponto 2, com 47% da riqueza total. Esse estudo demonstrou que as características do ambiente favoreceram a permanência dessa classe e os resultados obtidos contribuem com muitos outros estudos registrados

sobre a classe (SANT'ANNA et al., 1989; BEYRUTH, 1996; BICUDO et al., 1999; MATSUZAKI et al., 2004; TUCCI et al., 2006). A segunda posição foi representada pela classe Cyanophyceae, superando 18% em todos os pontos e se destacando a jusante do reservatório com 35%. A classe Bacillariophyceae, ocupou a terceira posição nos pontos 1 e 4 com 9% e 7% respectivamente, seguida da classe Zignemaphyceae, sendo 6% no ponto 1 e 7% no ponto 2. As classes Chlamydophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Fragillariophyceae, Oedogoniophyceae e xanthophyceae contribuíram com menos de 5% do total de riqueza de *taxa* identificados, durante o período estudado (Figura 13).



**Figura 13** - Distribuição percentual das classes fitoplânctônicas nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO.

Legenda: BAC (Bacillariophyceae), CHL (Chlorophyceae), CHR (Chrysophyceae), CLA (Clamydophyceae), COS (Coscinodiscophyceae), CRY (Cryptophyceae), CYA (Cyanophyceae), EUG (Euglenophyceae), ZIG (Zignemaphyceae), OT (Outros *taxa*).

### 3.3.4 Riqueza Fitoplanctônica

No ponto 1 (montante do reservatório), a análise quantitativa registrou uma riqueza de 100 taxa distribuída em 13 classes, sendo que a classe Chlorophyceae foi a mais expressiva com 35 taxa, sendo identificados cinco espécies, 28 gêneros, uma ordem e uma classe, seguida da classe Cyanophyceae com 24 taxa registrados, sendo identificados 18 espécies, cinco gêneros e uma família. A classe Bacillariophyceae ocupou a terceira posição com 10 taxa, distribuídos em nove gêneros e uma ordem, as demais classes contribuíram com menos de cinco gêneros do total de riqueza de taxa identificados.

Em relação à comunidade fitoplanctônica no reservatório (ponto 2), a riqueza registrada foi de 244 taxa, sendo a classe Chlorophyceae a mais representativa (114 taxa). Destes, 40 foram identificados em nível infragenérico, 69 gêneros, três famílias, uma ordem e uma classe. Resultado semelhante foi observado em outras regiões do país com diferentes climas, onde os ecossistemas lacustres apresentam diferentes graus de trofia, o que implica adaptação das Chlorophyceae nas mais variadas condições ecológicas com ampla distribuição em águas continentais de países tropicais (TUCCI et al. 2006). Este grupo tem-se destacado na contribuição para a riqueza total do fitoplancton em diversos reservatórios do país, tais como na represa Guarapiranga, SP (BEYRUTH, 1996); Lago Paranoá, DF (BRANCO & SENNA, 1996); Lago das Garças, SP (SANT'ANNA et al., 1989, 1997); reservatório Samambaia, GO (NOGUEIRA, 1999); Lago do Jardim Botânico; Lago do Parque Vaca Brava; Lago das Rosas e o Lago do Bosque dos Buritis, GO (NOGUEIRA et al., 2008).

A segunda maior contribuição no reservatório foi da classe Cyanophyceae, com 35 espécies, sete gêneros e uma família. Estas duas classes, Cyanophyceae e Chlorophyceae são citadas por outros autores como sendo categorias taxonômicas muito frequentes em águas tropicais brasileiras eutrofizadas (BICUDO et al., 1999; SANT'ANNA et al., 1997; TUCCI et al., 2006; GENTIL et al., 2008; NOGUEIRA et al., 2008). Para a classe Zignemaphyceae foram identificados 14 gêneros, uma espécie, todas as outras classes contribuíram com menos de 12 *taxa* cada uma.

A riqueza da comunidade fitoplactônica a jusante do reservatório (ponto 3) foi de 139 *taxa*, destes 51 representa a classe Chlorophyceae sendo identificados apenas 14 organismos em nível infragenérico, 34 gêneros, uma família, uma ordem, e uma classe. Para a classe Cyanophyceae foi registrado 42 espécies e sete gêneros totalizando 49 *taxa*, enquanto que a terceira posição foi representada pela classe Zignemaphyceae com apenas nove gêneros. As demais classes contribuíram com menos de seis táxons cada uma. Observa-se que neste ponto houve uma maior diversidade de Cyanophyceae em comparação com o ponto 2 (reservatório).

Em relação às algas fitoplanctônicas presentes na captação, a análise quantitativa totalizou 142 *taxa* distribuídos em 12 classes. A classe Chlorophyceae foi a que apresentou o maior número de *taxa* com a identificação de 14 espécies, 38 gêneros, uma família e uma ordem, somando 52 organismos registrados. A classe Cyanophyceae com 42 *taxa*, seguida da classe Bacillariophyceae e Euglenophyceae com nove e sete *taxa*, respectivamente. O restante foi distribuído dentro das demais classes.

### 3.3.5 Densidade total de cianobactérias

A importância de se conhecer a densidade de células/mL de cianobactéria se deve ao cumprimento das legislações, que discorre sobre valores máximos de cél/mL de cianobactéria em água de mananciais destinados ao abastecimento público (Tabela 13). De acordo com a portaria N° 518/2004 o número de célula/mL de cianobactéria não deve ultrapassar 10.000 cél/mL no ponto de captação, caso contrário, a frequência das coletas e análises da água no ponto de captação deixa de ser mensal e passa a ser semanal.

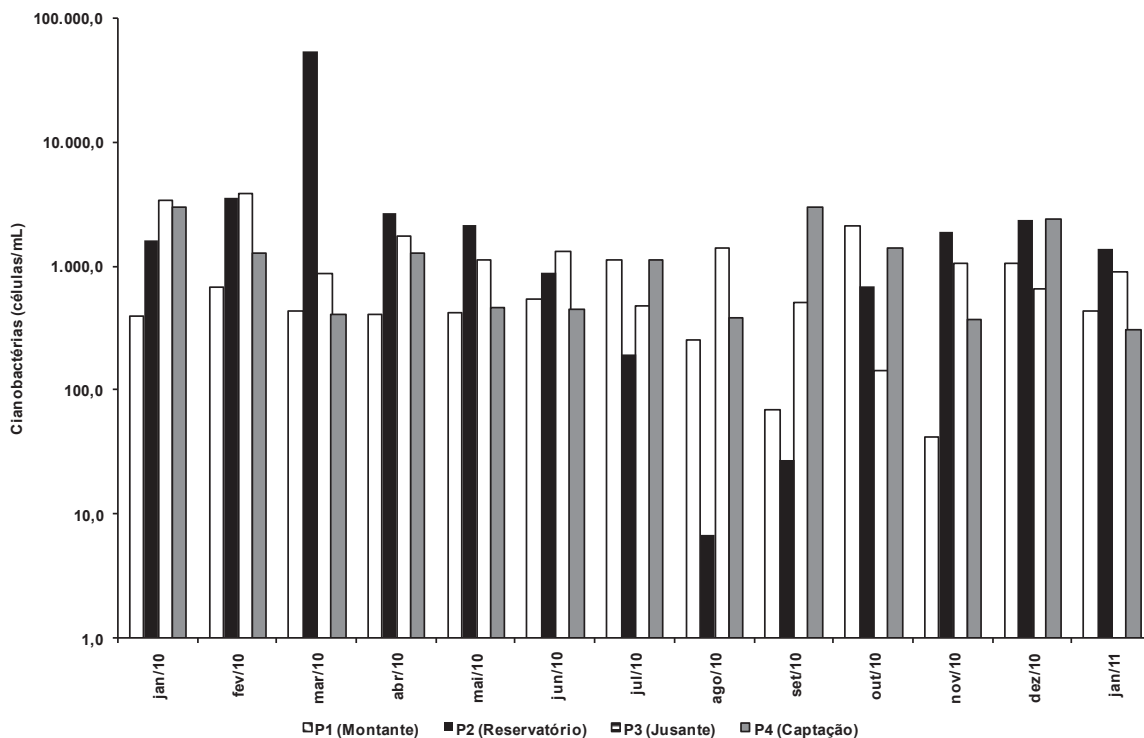
**Tabela 13.** Densidade média (células/mL) de Cianobactéria nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO.

<b>Mês</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>
Jan/2010	403,2	1.638,3	3.456,9	2.956,2
Fev/2010	688,1	3.619,1	3.911,3	1.274,7
Mar/2010	440,3	55.598,0	870,3	413,0
Abr/2010	413,0	2.659,4	1.759,7	1.281,1
Mai/2010	422,8	2.162,8	1.133,5	461,3
Jun/2010	545,8	892,7	1.312,3	443,3
Jul/2010	1.136,3	193,5	475,0	1.121,0
Ago/2010	252,8	6,8	1.408,2	388,0
Set/2010	70,8	27,5	515,5	2.948,4
Out/2010	2.113,5	683,0	145,0	1.377,8
Nov/2010	42,3	1.870,0	1.048,0	373,8
Dez/2010	1.077,7	2.386,3	664,5	2.413,0
Jan/2011	436,5	1.368,8	898,0	302,5



A relevância da identificação e da densidade de células por mL da classe de Cyanophyceae se deve ao fato de que, mais de 60% de *taxa* registrados são tóxicos (COSTA et al 2006; LOPES, 2007). Segundo Soares et al. (2004), 82% das linhagens de cianobactérias estudadas em ambientes de água doce, apresentam toxicidade.

De acordo com Sant' Anna et al. (2007), cinco represas que fazem parte da Bacia Hidrográfica do Alto do Tietê (Billings, Guarapiranga, Jundiaí, Pirapora Ponte Nova e Taiacupeba) sofrem com frequentes florações de cianobactérias. Durante o estudo realizado por esta autora foram registrados nestas represas 58% da ordem Choococcales, 21% Oscillatoriales e 21% de Nostocales, em um total de 48 espécies identificadas sendo que, deste total, 17 espécies (35%) estão dentro da condição de potencialmente tóxicas. Tais resultados foram semelhantes aos encontrados neste estudo. A Figura 14 apresenta a variação da densidade total de cianobactérias. O eixo Y relativo ao número de célula por mL foi logaritimizado.



**Figura 14** - Variação da densidade total de cianobactérias (células/mL), nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO.

A densidade total de cianobactérias no ponto 1 (montante do reservatório) foi baixa em todos os meses do ano, exceto nos meses de jul/10 (1.136,3 cel/mL), out/10 (2.113,5 cél/mL) e dez/10 (1.077,7 cél/mL), superando os valores observados no mesmo período para o ponto 2 (reservatório). Neste ponto observou-se uma alta variabilidade temporal, com valores médios de densidade total de cianobactérias, variando de 55.598 cel/mL no mês de março/10 e 6,8 cel/mL em ago/10.

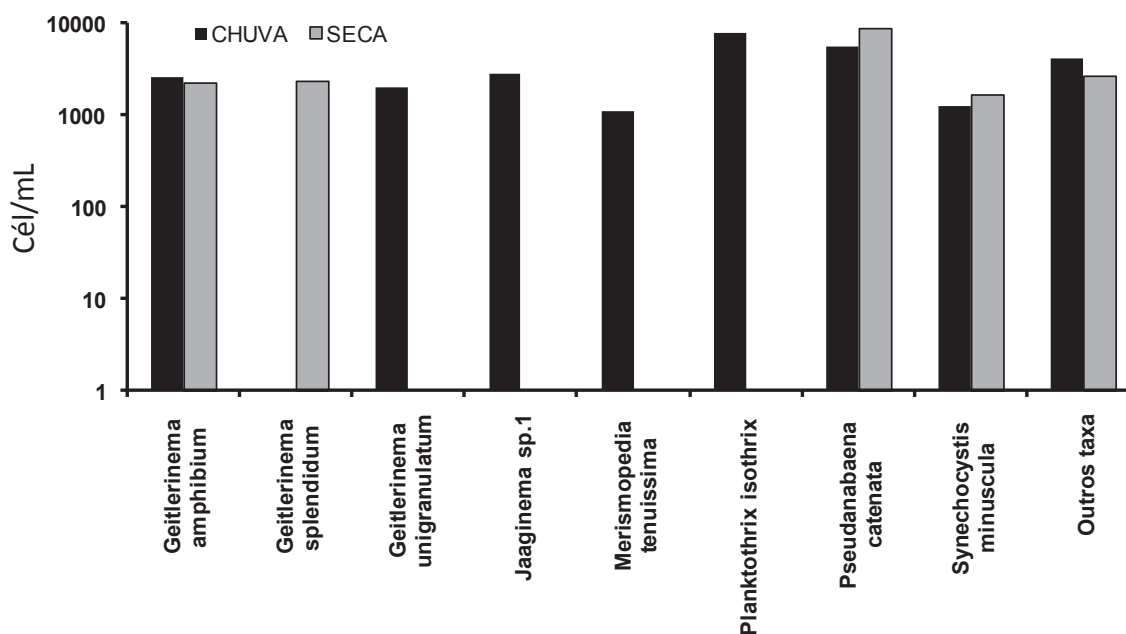
Em relação ao comportamento dos demais pontos (jusante e captação) as densidades médias foram superiores as registradas no reservatório no período de jul/10 a out/10, exceto no ponto 3 (jusante) no mês de out/10. As densidades totais de cianobactérias registradas nestes pontos apresentaram baixa variabilidade temporal, sendo o valor mais elevado no ponto 3 a jusante do reservatório com 3.911,3 cel/mL em fev/10. Análise da densidade fitoplantônica realizada no reservatório de Duas Bocas demonstrou comportamento semelhante ao observado durante este estudo (FERNANDES et al., 2010).

### 3.3.6 Densidade específica de cianobactérias

Neste estudo optou-se por ilustrar apenas os *taxa* de cianobactérias que apresentaram números superiores a 1000cél/mL. No entanto, nas tabelas C, D, E e F (anexo 3) estão relacionados todos os *taxa* com os seus respectivos números de célula por mL. A Tabela B (anexo 2) apresenta a riqueza de cianobactérias, separadas pelos dois períodos (seco e chuvoso).

Foram identificadas a presença de 24 *taxa* de cianobactérias a montante do reservatório no ponto 1, sendo que no período chuvoso foi registrado a presença de sete espécies das quais uma (*Planktothrix isothrix*) ocupou a primeira posição

com 7.598 cél/mL, seguida da espécie *Pseudanabaena catenata* (5.066 cél/mL) e *Jaaginema* sp. (2.831 cel/mL). Durante a estiagem foram identificadas *Pseudanabaena catenata* (8.844 cel/mL) e *Geitlerinema splendidum* (2.393 cél/mL) (Figura 15). Todas estas espécies são descritas como potencialmente tóxicas, portanto, requer especial atenção, particularmente, por se tratar de uma água destinada ao consumo humano (SANT'ANNA et al., 2006).

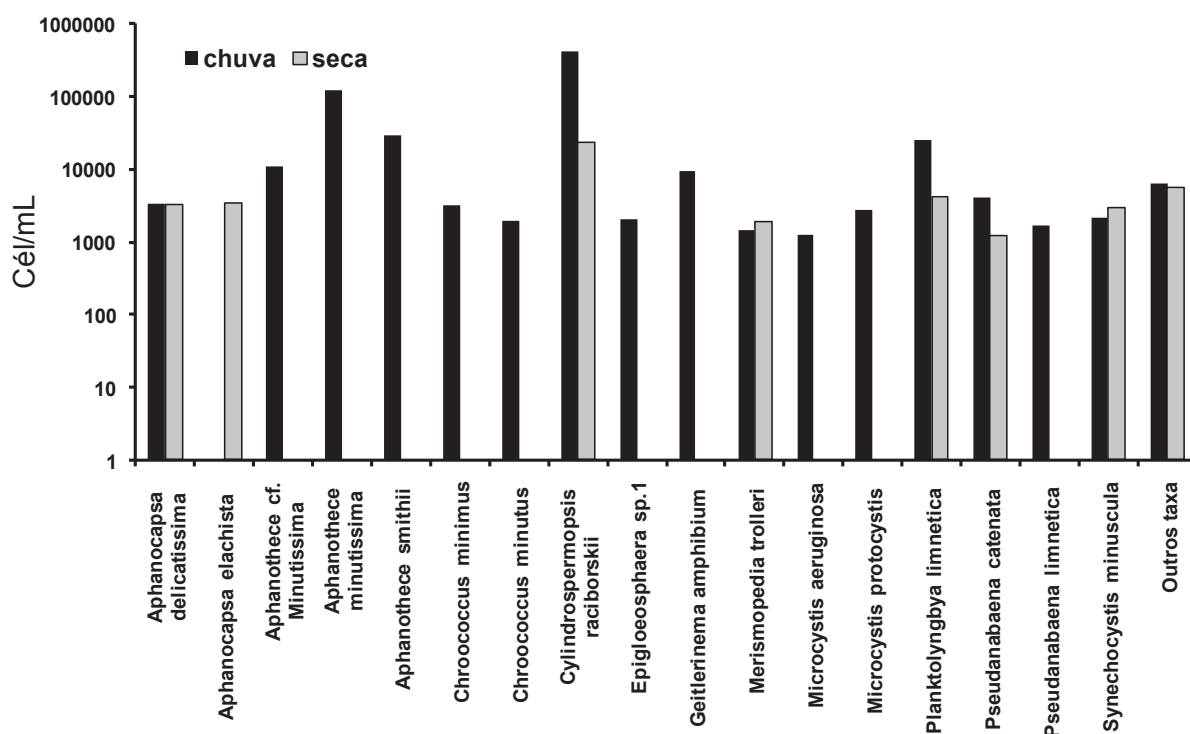


**Figura15** - Densidade de cianobactérias (cél/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 1 (montante do reservatório).

No reservatório foram registradas 44 espécies de cianobactérias durante o período amostrado, sendo registrada a ocorrência de floração, no mês de março de 2010, as espécies identificadas foram em ordem decrescente *Cylindrospermopsis raciborskii* (407.543 cél/mL), *Aphanothece minutissima* (122.318 cél/mL), *Aphanothece smithii* (28.775 cél/mL) e *Planktolyngbya limnetica* (25.289 cél/mL).

Durante a estiagem houve a redução significativa de taxa identificados e quantificados, com destaque para a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* com

(23.552 cél/mL) (Figura 16). A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* é comprovadamente tóxica, podendo comprometer a qualidade da água para o abastecimento público (AZEVEDO et al., 1994, TUCCI & SANT'ANNA, 2003) e onerar consideravelmente os custos do tratamento.



**Figura16** - Densidade de cianobactérias (células/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 2 (reservatório).

Beyruth (1996) verificou a interferência da sazonalidade na comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga por modificar as condições do ecossistema. De acordo com Gentil et al. (2008) foi constatado alteração sazonal do fitoplâncton no Lago das Garças na região sul do município de São Paulo entre jan/97 a mar/98.

A ocorrência de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* no reservatório em março/10 pode estar relacionada ao processo de lixiviação provocado pelas chuvas, que incrementa a quantidade de substâncias orgânicas e inorgânicas dentro do reservatório. Os principais fatores que provavelmente corroboraram com o

aumento de *Cylindrospermopsis raciborskii*, foram as elevadas temperaturas da água, pH em torno de 6,55 e altos teores de nitrato e de fosfato registrado no período.

Costa et al. (2006) constatou elevadas densidades de cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, durante os meses de março e abril/2000 no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves no Rio Grande do Norte, as características climáticas desta região divergem do clima de Goiás. No entanto, a presença dessa espécie neste estudo comprova a sua alta competitividade e capacidade adaptativa, demonstrando que o fator clima não é impedimento para sua ocorrência, pois atualmente está presente tanto em regiões tropicais, quanto em climas temperados (TUCCI & SANT'ANNA, 2003).

Durante as chuvas, no ponto 3 foram registradas 49 taxa de cianobactérias. Entre todas as espécies identificadas destacaram: *Geitlerinema amphibium* (21.668 cél/mL), *Pseudanabaena catenata* (16.108 cél/mL), *Planktolyngbya limnetica* (7.564 cél/mL), *Geitlerinema splendidum* (4.940 cél/mL). No período de estiagem as espécies mais expressivas foram: *Geitlerinema amphibium* (5.681 cél/mL), *Pseudanabaena catenata* (5.303cél/mL), *Cylindrospermopsis raciborskii* (4.451cél/mL) e *Synechocystis salina* (3.768 cél/mL) (Figura 17).

No ponto 4 (Captação), durante as chuvas foram registradas a ocorrência das seguintes espécies: *Romeria* sp. (14.038 cél/mL), *Pseudanabaena catenata* (9.440 cél/mL), *Geitlerinema splendidum* (8.250 cél/mL) e *Geitlerinema amphibium* (6.025 cél/mL). No período de estiagem os resultados foram: *Geitlerinema splendidum* (16.107 cél/mL), *Geitlerinema* cf *pseudacutissima* (4.530 cél/mL), *Pseudanabaena catenata* (3.572 cél/mL) e *Phormidium* sp. (3.065 cél/mL) (Figura

18). Os resultados da composição florística demonstraram que existem nítidas diferenças entre os ambientes lênticos e lóticos amostrados.

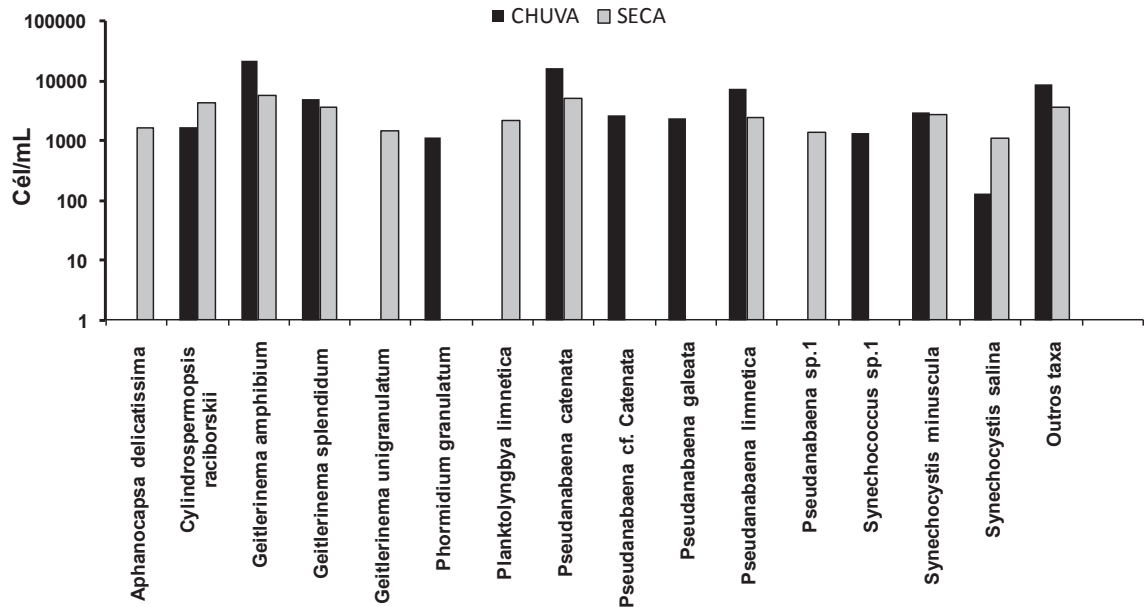


Figura 17. Densidade de cianobactérias (cél/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 3 (jusante).

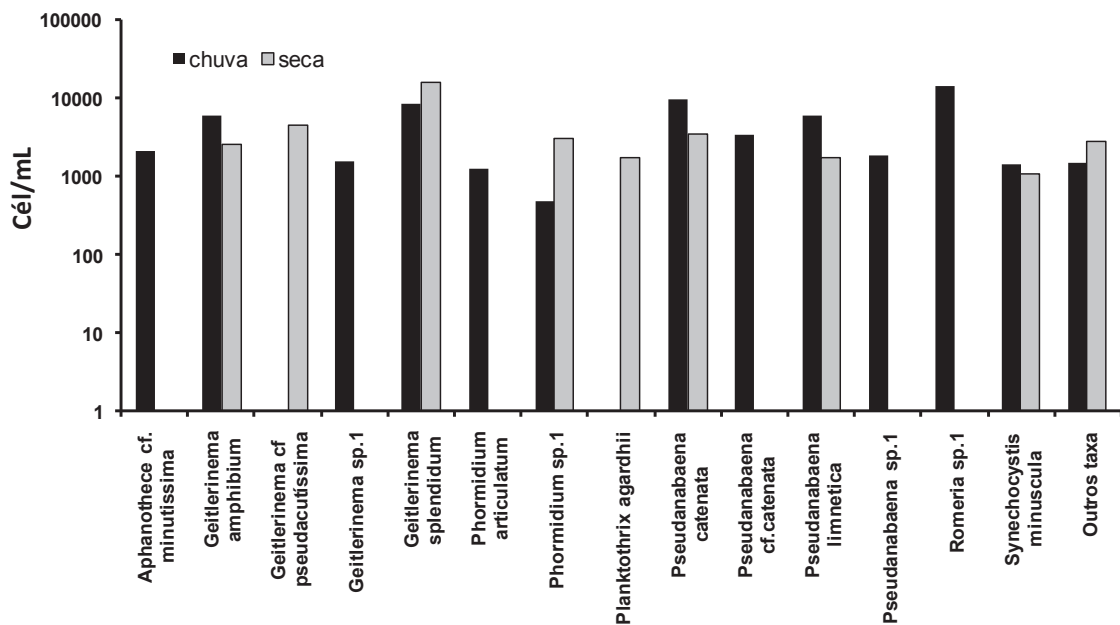


Figura18 - Densidade de cianobactérias (cél/mL) nos períodos de chuva e seca no ponto 4 (captação).

### 3.3.7 Frequência de ocorrência de cianobactérias

A Tabela B (anexo 2) inclui a relação de taxa de cianobactérias, identificados nos quatro pontos, durante o período compreendido de janeiro de 2010 a janeiro de 2011.

Lopes (2007) constatou alteração na frequência de ocorrência sazonal de cianobactérias em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) em São Paulo, sendo que por ocasião, foram registradas 12% de espécies constantes, 28% de espécies comuns e 61% de espécies raras.

Durante este estudo, apenas 1% das espécies foram classificadas como constantes, 12,5% como comum e 69% foram incluídas no grupo das espécies raras.

Foram observadas e classificadas como espécies comuns: *Synechocystis aquatilis* (P3); *Synechocystis minuscula* (P1 e P2); *Synechocystis salina* (P3); *Synechococcus* cf. *nidulans* (P3); *Geitlerinema amphibium* (P3); *Geitlerinema splendidum* (P4); *Planktolyngbya limnetica* (P2); *Pseudanabaena catenata* (P1, P3 e P4); *Pseudanabaena limnetica* (P3 e P4); *Cylindrospermopsis raciborskii* (P2), como espécies constantes apenas a *Synechocystis minuscula* (P3 e P4) e como espécies raras todas as demais espécies, conforme Tabela B (anexo 2).

### 3.5. Correlação entre as variáveis físico-químicas e biológicas - ACP

A Tabela 14 apresenta a correlação das variáveis físico-químicas com as biológicas (densidade, clorofila *a*, feofitina *a* e diversidade) do ribeirão João Leite com os dois primeiros componentes principais.

**Tabela 14** - Correlação das variáveis físico-químicas e biológicas nos quatro pontos de amostragem no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, no RJL – GO.

<b>Variáveis</b>	<b>CP1</b>	<b>CP2</b>
TAG	-0,0718	0,3728
TUR	0,4018	-0,0462
pH	-0,1573	<b><u>-0,4607</u></b>
CDN	-0,1772	-0,0744
OD	<b><u>0,3098</u></b>	0,2847
MTO	0,1707	0,2599
CLO	<b><u>-0,3180</u></b>	<b><u>0,3145</u></b>
FEO	<b><u>-0,3439</u></b>	0,2583
FITO	<b><u>-0,4463</u></b>	0,1573
FTSW	<b><u>-0,3684</u></b>	0,0904
CIAN	-0,0175	<b><u>0,3477</u></b>
CIASW	0,1025	0,2064
NO3	-0,0787	-0,0133
PO4	<b><u>0,2856</u></b>	<b><u>0,3609</u></b>
Autovalor	3,731	2,936
% Vari. Explic.	26,650	20,974

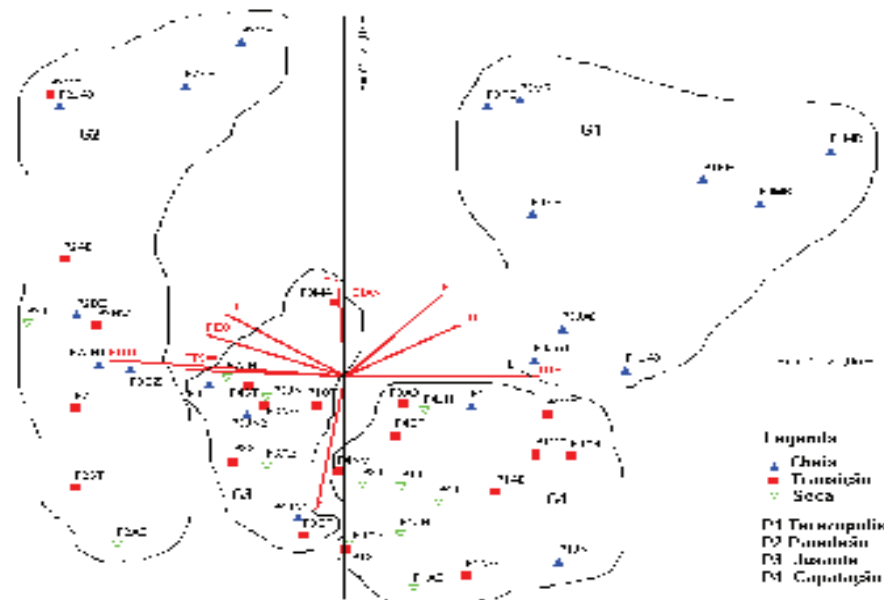
O primeiro componente (eixo 1) explica 26,65% da variabilidade total dos dados (47,62%) e o segundo 20,97% discrimina as estações de amostragem de acordo com as variáveis do CP1 (turbidez, oxigênio dissolvido, clorofila *a*, feofitina *a*, densidade fitoplanctônica, diversidade e fósforo total) e o segundo componente CP2 (temperatura da água, pH, clorofila ‘a”, cianobactérias e fósforo total).

A ACP aplicada aos dados físico-químicos e biológicos extraiu dois eixos, que podem ser considerados significativos de acordo com o critério de Broken-Stick (Figura 19). Os grupos formados (G1, G2, G3 e G4) representam o conjunto das estações que demonstraram as características mais próximas quanto aos



descritores (variáveis bióticas e abióticas) empregados na análise de componentes principais-ACP.

O grupo 1 foi tipicamente representado pelo período de cheia, demonstrando a existência de heterogeneidade espacial e temporal para as estações P1, P3 e P4. O grupo 2 caracterizou a água do reservatório com os maiores registros para as variáveis bióticas em relação a P1, P3 e P4, com águas mais límpidas, baixos valores de fósforo total, elevada temperatura da água e apresentando homogeneidade temporal, sugerindo a influência do regime hidráulico como fator relevante, pela descaracterização do período de cheia e estiagem no ponto P2. A clorofila “a” e feofitina “a” apresentaram maior relação direta com a densidade fitoplanctônica em comparação com a biomassa de cianobactérias. Os grupos 3 e 4 expressaram os aspectos do período de estiagem, apresentando os pontos P3 e P4 influência do reservatório quanto as variáveis bióticas.



**Figura 19** - ACP dos pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4) com base na média mensal das variáveis bióticas (CLO-clorofila a ;FEO-feofitina a; FITO-fitoplâncton;FTSW-índice de diversidade do fitoplâncton; CIAN- cel/mL de cianobactérias e CIASW-diversidade de cianobactérias) e abióticas(TAG- temperatura da água; TUR- turbidez; pH-potencial hidrogeniônico; CDN-conductividade elétrica; OD-oxigênio dissolvido; MTO-matéria orgânica; NO3- nitrato e PO4- fosfato total). Com a formação de quatro grupos G1, G2, G3 e G4 caracterizando a heterogeneidade espacial e temporal dos dados amostrados.

## Teste *t*

Com base na Tabela 15, o teste *t* aplicado aos dados demonstrou a existência de diferença significativa entre os pontos de amostragem, a exceção das variáveis fosfato, matéria orgânica e cianobactérias que sugeriram valores mais próximos entre os registros dos pontos amostrados.

**Tabela 15.** Comparação das características analisadas entre os pontos de amostragem, pela aplicação do teste *t* (nível de significância < 5%)

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<b>TAG</b>	P2	P1, P3, P4	NA	NA
<b>TUR</b>	P2, P3	P1, P4	P1, P4	P2, P3
<b>pH</b>	NA	P4	NA	P2
<b>CDN</b>	NA	P4	P4	P2, P3
<b>OD</b>	P2	P1, P3	P2	NA
<b>MTO</b>	NA	NA	NA	NA
<b>CLO</b>	P2	P1, P3, P4	P2	P2
<b>FEO</b>	P2, P3	P1, P3, P4	P1, P2, P4	P2, P3
<b>FITO</b>	P2, P3, P4	P1, P3, P4	P1, P2, P4	P1, P2, P3
<b>FTSW</b>	P1, P2	P1, P3, P4	P2	P2
<b>CIAN</b>	NA	NA	NA	NA
<b>CIASW</b>	P3	P3, P4	P1, P2	P2
<b>NO3</b>	P3	NA	P1, P4	P3
<b>PO4</b>	NA	NA	NA	NA

NA-não aplicável, pois não houve diferença significativa entre os resultados nos pontos de amostragem.

## CONCLUSÕES

O reservatório apresentou menores valores de temperatura durante a seca e os maiores valores foram evidenciados no período das chuvas. Em geral, a temperatura registrada no ambiente lântico foi superior aos valores registrados nos ambientes lóticos (montante, jusante e captação) durante o período estudado.

O ambiente de águas lânticas do reservatório favoreceu a permanência de águas mais limpas, claras e com baixos valores de turbidez em comparação aos demais pontos amostrados, enquanto que a turbidez registrada a montante do reservatório foi acentuadamente mais elevada. Neste ponto ocorreram as maiores variações temporais e sazonais, demonstrando característica particular do ambiente lântico em relação aos ambientes lóticos.

O oxigênio dissolvido registrado em todos os pontos foi acima do mínimo estabelecido pelo CONAMA Nº 357/2005. No reservatório ocorreram os menores valores de OD, demonstrando a sua característica particular em relação aos demais ambientes.

No ponto a montante do reservatório foi registrada baixa densidade fitoplanctônica, o mesmo não foi observado no reservatório. Este ambiente por ser lântico favoreceu o desenvolvimento e crescimento da comunidade da flora aquática. Esta diferença pode ser explicada devido à maior disponibilidade de nutrientes lixiviados e provavelmente em razão do maior tempo de retenção da água.

A distância de 10,42 km do reservatório até a captação interferiu positivamente na qualidade água com relação aos resultados hidrobiológicos. Este fato pode explicar a baixa densidade de cianobactérias registradas no mesmo período em que estava ocorrendo floração no reservatório, pois neste percurso pode

ter ocorrido a lise celular em decorrência das alterações das características físicas, químicas e biológicas da água durante o percurso.

O teste *t* aplicado aos dados demonstrou a existência de diferença significativa entre os pontos de amostragem, a exceção da variável, matéria orgânica e cianobactérias que sugeriu valores mais próximos entre os registros dos pontos amostrados. O fosfato apresentou alto teor apenas no mês de março de 2010.

A riqueza total da classe Chlorophyceae superou 34%, seguida pela classe Cyanophyceae, com mais de 18% em todos os pontos e se destacando a jusante do reservatório com 35%. Todas as outras classes contribuíram com menos de 5% do total de riqueza de *taxa* e no reservatório a riqueza de *taxa* registrada foi maior se comparado com os demais pontos. Durante o mês de março de 2010 foi registrada a primeira ocorrência de floração, sendo a espécie dominante de *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma cianobactéria com toxicidade já comprovada em outros estudos.

As variações quantitativas na comunidade fitoplanctônica, de forma geral, influenciaram nas concentrações dos teores de clorofila *a* e mesmo nos produtos de decomposição destes pigmentos (Feofitina *a*).

A classificação do reservatório quanto ao grau de trofia variou de oligotrófico a mesotrófico para o índice da clorofila *a* durante o período amostrado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, DC: APHA, 2005.
- ARAR, E. J. **Vitro Determination of Chlorophylls a, b, c + c and Pheopigments in Marine and Freshwater Algae by Visible spectrophotometry Method 446.0**. V. S. Environmental Protection Agency, 1997.
- AZEVEDO, G. M.; MARET, T. R.; RUPERT, M. G.; MAUPIN, M. A.; LOW, W. H.; OTT, D. S. Water quality in the Upper Snake River Basin, Idaho and Wyoming. **Geological Survey**, 6: 1160-1166, 1994.
- AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L. Sphaerocavum, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. **Algological Studies**, 109: 79-92, 2003.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactéria: Causas e Consequências para a Saúde Pública. Medicina On line – Revista Virtual de Medicina. v.1, n.3, jul/ago/set de 1998. Disponível em: <http://www.medonline.com.br/meded/med3/microcis.htm> Acessado em 12 de julho de 2010.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANCO, S. M.; TUNDISI, J. G. Água e Saúde Humana. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.). **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 3ª ed. São Paulo: Escrituras, cap. 8, p. 241-269, 2006.
- BEYRUTH, Z. **Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo, 1996.
- BICUDO, C. E. M., RAMIREZ, J. J. R., TUCCI, A.; BICUDO, D. C. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambientes eutrofizado: O Lago das Garças, São Paulo. In: Henry, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. Fundibio Botucatu, p. 449-508, 1999.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. (Org). **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos: Rima, 2006. 489p.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C.(Eds). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: RiMa, 2004.
- BRANCO, C. W. C; SENNA, P. A. C. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis racibokii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasilia, Brazil. **Algological Studies**, 75: 85-96, 1994.
- BRANCO, C. W. C; SENNA, P. A. C. Plankton studies in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. I. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll a, total phytoplankton, total zooplankton and physicochemical factors. **Hydrobiologia**, 337: 171-181, 1996.
- BRANCO, C. W. C; SENNA, P. A. C. The taxonomic elucidation of the Paranoá Lake (Brasília, Brazil) problem: *Cylindrospermopsis raciborskii* **Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique**, 61: 85-91, 1991.
- BRANCO, S. M. ROCHA, A. A. **Ecologia: Educação Ambiental**. São Paulo:

CETESB, 1984.

BRANCO, S. M., **Água e o Homem**. In: Hidrobiologia Ambiental. São Paulo: Edusp- Editora da Universidade de São Paulo, v. 3. p. 3-25, 1991.

BRANDÃO, E. T. P. **Cianobactéria e Saúde Pública**. Dissertação de Mestrado em Biologia Humana e ambiente. Universidade de Lisboa Faculdade de Ciências Departamento de Biologia Animal, 2008.

BRASIL. Normas e Padrões de Potabilidade das Águas destinadas ao consumo humano. Normas Regulamentadoras Aprovadas pela Portaria nº 518GM – Diário Oficial (da República Federativa do Brasil) Brasília, 2004.

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

CARVALHO, A. R. **Avaliação da qualidade da água e da interação entre o ecossistema aquático e o ecossistema terrestre em dois afluentes do Rio Jacaré-Guaçu, na APA Corumbataí (Itirapina/SP)**. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos. USP – São Carlos, 1996.

CASSETI, V. Concentração de Sedimentos em Suspensão no Baixo Ribeirão João Leite- Goiânia-Go. **Boletim Goiano de Geografia**, 9 e 10 (1-2): 71-97, 1990.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. 1998.

CHAVES, P. F.; La ROCHA, S. B. de; DUTRA, A. T. M. YUNES, J. S. Ocorrência de cianobactérias produtoras de toxinas nos rios dos Sinos (RS) entre os anos de 2005 e 2008. **Oecol. Bras.**, 13(2): 319-328, 2009.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization London and New York, 1999.

COMAS, A. Las Chlorococcales Du'lciauícolas de Cuba. **Bibliotheca Phycológica**, 99:1-192, 1996.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente do Brasil. Disponível em <http://www.ima.al.gov.br/legislacao/resolucoes-conama>. Acessado em 12 de março de 2010.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M. ; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in brazilian semiarid reservoir. **Braz. J. Biol.**, 66 (1B): 211-219, 2006.

CRISPINO, L. M. B.; SANT'ANNA, C. L. Cianobactérias marinhas bentônicas de ilhas costeiras do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**. 29 (4): 45-56, 2006.

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. M. Effects of nutriente impoverishment on phytoplankton biomass: a mesocosms experimental approach in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 28 (1): 95-108, 2005.

Di BERNARDO, L. **Algas e suas Influências na Qualidade das Águas e nas Tecnologias de Tratamento**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, 1995.

Di BERNARDO, L. **Florações de Algas e de Cianobactérias**: suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento. São Carlos: Ed. LDiBe, 2010.

DIAS, G. F. **Pegada Ecológica e Sustentabilidade**. São Paulo: Ed. Gaia, 2002.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FASTNER, J. HEINZE, R. HUMPAGE, A. R. MISCHKE, U. EAGLESHAM, G. K. CHORUS, I. *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) solates. **Toxicon.**, 42: 313-321, 2003.

FERNANDES, V. O.; DIAS, Jr.; KALE, E.; GORZA, N.; SILVA, J. P. A.; SOUZA, B. D'A.; PEREIRA, T. A.; ANDRADE, E. C. M. **Potencial de floração de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas)**. Universidade do Espírito Santo (UFES)- FUNASA, 2010.

FERREIRA FILHO, S. S. Remoção de compostos orgânicos precursores de subprodutos da desinfecção e seu impacto na formação de trihalometanos em águas de abastecimento. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, 6 (2): 53-60, 2001.

FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; REVIERS, B.; PRADO, J. F.; RÉZIG, S. H. **Algas**: uma abordagem filogenética e ecológica. Porto Alegre: Ed. Artmed, 2010.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humana na Saúde Pública e Processo de Remoção em Água para Consumo Humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2003.

GENTIL, C. R.; TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. Dinâmica da comunidade fitoplânctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. **Hoehnea**, 35 (2): 265-280, 2008.

GUSMÃO, C. A.; VALSECCHI, J. C. **Projeto Básico Ambiental da Barragem e do Reservatório de Regularização e Acumulação do Ribeirão João Leite em Goiânia, Goiás** – Brasil. BVSDE. Biblioteca virtual desarrollo sostenible y salud ambiental., 2009. Disponível em <http://www.bvsde.paho.org/sde/ops-de/bvsde.shtml>. Acessado em 12 de março de 2010.

HINDÁK, F. *Fotografický atlas mikroskopických siníc*. Bratislava: VEDA, 2011.

HUSZAR, V. L. M.; BICUDO, D. C.; GIANI, A. FERRAGUT, C.; MARTINELLI, L. A.; HENRY, R. **Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil**. In. : ROLAND, F.; CESAR, D. ; MARINHO, M. (Eds.), *Lições de Limnologia*. São Carlos: RIMA, 2005.

HUSZAR, V. L. M.; CARACO, M. F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient – Chlorophyll relationships in Tropical – Subtropical Lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, 79: 239-250, 2006.

HUSZAR, V. L. M.; GIANI, A. Amostragem da comunidade fitoplanctônica em águas continentais: reconhecimento de padrões espaciais e temporais. In: Bicudo, C. E. de M. & Bicudo, D. de C. (eds) - **Amostragem em limnologia**. Rima Editora, São

Carlos, 2004.

JARDIM, F. A. **Implantação de Análise de Cianotoxina e Avaliação do Potencial Tóxico em Estações de Tratamento da COPASA – MG**. Dissertação de Mestrado em Saneamento e Recursos Hídricos – Área de Concentração: Saneamento. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1999.

JOHN, D. M.; WHITTON, B. A.; BROOK, A. J. **The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota 1. Teil Chroococcales**. In: H. Ettl, G. Gartner, H. Heynig, D. Möllenhauer (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1998.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota 2. Teil Oscillatoriales**. In: B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner, & M. Schagerl (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier: Spektrum Akademischer Verlag, Munique, 2005.

LOPES, A. G. D. **Estudo da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo Faculdade de Saúde Pública, 2007.

LOPES, F.; MERTEN, G. H.; FRANZEN, M.; GIASSON, E.; HELFER, F.; CYBIS, L. F. A. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. **Rev. Bras. Eng. Ambiental**, 11 (3): 312-317, 2007.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr**, 1967.

MACÊDO, J. A. B. **Águas & Águas**. 3ª Ed. Belo Horizonte: CRQ – MG, 2007.

MAGALHÃES, V. S.; SOARES, R. M.; AZEVEDO S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brasil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, 39: 1077-1085, 2001.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega S. A., 1983.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. Comunidade Fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Rev. Saúde Pública**, 38 (5): 456-68, 2004.

McCUMBE, B. ; MEFFORD, J. J., PC-ORD. **Multivariate analysis of ecological data**. Version 3.0. Oregon: MjM software Design, 1997.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 518, 25 de março de 2004**. Diário Oficial da União Brasília, seção I. p. 266.

MINISTÉRIO DA SAÚDE/FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano, Impactos na Saúde pública e Processo de Remoção em Água para Consumo Humano**. FUNASA. Brasília, Brasil, p.56, 2003.

MINISTÉRIO DA SAÚDE/SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. **Vigilância e Controle da Qualidade da água para Consumo Humano/Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde**. Brasília, Brasil, p.61, 2006.

MOLICA, R. J. **Efeitos da Intensidade Luminosa no Crescimento e Produção de**



**Microcistina em Duas Cepas de *Microcystis aeruginosa***, Kütz emend. Elenkin (Cyanophyceae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Ciências da Saúde – Curso de Pós – Graduação em Biotecnologia Vegetal. Rio de Janeiro, 1996.

MOLICA, R. J; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de Cianobactérias Produtoras de Cianotoxinas. **Oecol. Bras.**, 13(2): 229-246, 2009.

MÜLLER, C.C.; FRIZZO, J. K.; SCHERER, K. D. **Florações de Cianobactérias em Mananciais Gaúchos Utilizados para Abastecimento de Água em 2010**: Gêneros Predominantes e Produção de Cianotoxinas. In: ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010.

NOGUEIRA, I. S. **Chlorococcales sensu lato (chlorophyceae) do município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil**: inventário e considerações taxonômicas. Dissertação de Mestrado, Universidade federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1991.

NOGUEIRA, I. S. **Estrutura e dinâmica da comunidade Fitoplânctonica da Represa samambaia, Goiás, Brasil**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1999. 341p.

NOGUEIRA, I. S., NABOUT, J. C., OLIVEIRA, J. E., SILVA, K. D. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos de município de Goiânia, GO. **Hoehnea**, 35 (2): 219-233, 2008.

NOGUEIRA, N. M. C. **Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* Kutzing (Cyanophyceae/cyanobactéria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.

REBOUÇAS, A. C. **Uso Inteligente da Água**. São Paulo: Escrituras Editora, 2004

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces do Brasil**: capital ecológico, uso e conservação (Org.). 3ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006.

RODRÍGUEZ, V.; MOURA, S.; PINTO, E.; PEREIRA, C. M. P.; BRAGA, R. C. Aspectos Tóxicológicos e Químicos da Anatoxina-a e seus Análogos. **Química Nova**, 29 (6): 20-28, 2006.

ROMEIRO, A. R. **Economia do Meio ambiente**: Teoria e Prática. Economia ou Economia Política da Sustentabilidade. 2ª Reimpressão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

ROUND, F. E. **Biologia das Algas**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1983.

SANEAGO. **Procedimento e Relatório de Monitoramento Intensivo na Área do Reservatório do João Leite**. Goiânia, 2010

SANT'ANA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. & SORMUS, L. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos. **Hoehnea**, 16: 89-131, 1989.

SANT'ANA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUJARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras. Rio de Janeiro:

Interciência, 2006.

SANT'ANA, C. L.; S. MELCHER, S. S. CARVALHO, M. C. GEMELGO, M. P. AZEVEDO, M. T. P. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 30 (1): 1-15, 2007.

SANT'ANNA, C. L., SORMUS, L., TUCCI, A. & AZEVEDO, M. T. P. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. **Hoehnea**, 24: 67-86, 1997.

SANTOS, M. H. M. C. & CASSETI, V. Considerações hidrossedimentométricas na Bacia do Ribeirão João Leite, GO. **Boletim Goiano de Geografia**, 13 (1): 83-93, 1993.

SANTOS, M. R. M. Economia do Meio ambiente: Teoria e Prática. In: **O Princípio Poluidor-Pagador e a Gestão de Recursos Hídricos**: a experiência Européia e Brasileira. 2ª Reimpressão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: Illinois University, 1963.

SIVONEN, K.; JONES, G. **Cyanobacterial toxins**. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon, 1999.

SOARES, R. M. MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. **Aquatic toxicology**, 70: 1-10, 2004.

SOUNIS, E. **Bioestatística**: princípios fundamentais, metodologia estatística, aplicação às ciências biológicas. São Paulo: McGraw-Hill, 1975.

TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M. C. N.; CARVALHO, V. L. P. PEREIRA, M. S.; HAGE, E. Epidemia de gastroenterite na área de barragem de Itaparica, Bahia. **Revista Panamericana de Saúde Pública**, 114: 502-512, 1993.

TORRES, I. C.; RESCK, R. P.; PINTO-COELHO, R. M. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids em the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 19(1): 79-91, 2007.

TSUKAMOTO, R. Y. ; TAKAHASHI, N. S. Cianobactéria + Civilização = problemas para a saúde, a Aqüicultura e a Natureza, Panorama da AQUICULTURA, setembro/outubro, 2007.

TUCCI, A., SANT'ANNA, C. L., GENTIL, R. C.; AZEVEDO, M. T. P. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, 33: 147-175, 2006.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (wołoszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientes em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Rev. Bras. Bot.**, 26 (1): 45-51, 2003.

TUNDISI, J. G. Águas Doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação/ org. 3ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora. 2006

TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA, T. **A Água**. 2ª ed. São Paulo: Publifolha, 2009.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos Hídricos no século XXI**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2011.

UTERMÖHOL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik, Mitt. Int. Ver. **Limnol.**, 9: 1-38, 1958.

VIANA, T. H. **Estudos do conteúdo de Calor e suas influências sobre variáveis Limnológicas em Reservatório de Abastecimento de Água**. Dissertação de Mestrado, Universidade federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. London: Academic Press, 2001.

WILKINSON, L. **SYSTAT**: the system for statistic. Evanston, IL: SYSTAT Inc., 1990.

YUNES, J. S.; CUNHA, N. T.; CONTE, S. M.; RABELO, I. M. M.; GIORDANI, A. T.; BENDATTI, M. M.; MAIZONAVE, C. M.; GRANADA, G. L.; HEIN, R. P. Programa AGUAAN – **Agilização do gerenciamento e utilização de águas com algas nocivas**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.