

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

THAÍS ESPINOSSI FONTANELLO

Análise da variação da biomassa de macrófitas aquáticas em
compartimentos do reservatório Itupararanga – SP.

São Carlos

2012

THAÍS ESPINOSSI FONTANELLO

**Análise da variação da biomassa de macrófitas aquáticas em
compartimentos do reservatório Itupararanga – SP.**

Monografia apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo para a obtenção de graduação em Engenharia Ambiental

Orientadora: Profa. Titular Maria do Carmo Calijuri

São Carlos

2012

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

F679a

Fontanello, Thais Espinossi
Análise da variação da biomassa de macrófitas
aquáticas em compartimentos do reservatório
Itupararanga - SP. / Thais Espinossi Fontanello;
orientadora Maria do Carmo Calijuri. São Carlos, 2012.

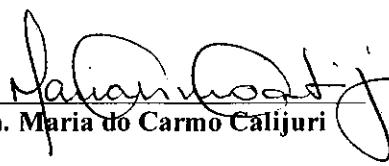
Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2012.

1. Biomassa. 2. Macrófitas aquáticas. 3.
Reservatório Itupararanga. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato(a): Thaís Espinossi Fontanello

Monografia defendida e aprovada em: **25/10/2012** pela Comisão Julgadora:



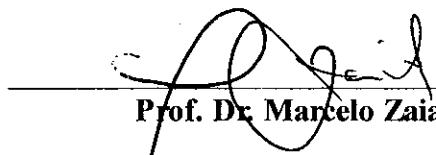
Prof. Dra. Maria do Carmo Calijuri



Dra. Flávia Bottino



Prof. Dra. Patrícia Bortoletto de Falco



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

Dedico este trabalho à minha família,
que sempre me apoiou, deu forças e
acreditou nas minhas escolhas.

AGRADECIMENTOS

À Profª. Tit. Maria do Carmo Calijuri pela orientação, dedicação e confiança depositadas. Obrigada por ter sido muito mais que uma orientadora, mas uma fonte de inspiração.

À Flavia Bottino, primeiramente pela amizade. E por toda a paciência, atenção e contribuição na discussão e elaboração dos relatórios.

Ao Lucas Simão Freitas Pena, pelo companheirismo no aprendizado diário, por compartilhar das mesmas dúvidas e pela companhia nas análises.

Ao Davi Gasparini, por me mostrar que é possível ser brilhante, querido e companheiro, tudo ao mesmo tempo!

Ao pessoal sempre disposto do laboratório BIOTACE: Adriana Poli Miwa, Paulo Vagner dos Santos, Raquel de Rossi, Juliana Moccellin, Patrícia de Falco e Luci Aparecida Queiroz pela parceria no compartilhamento dos dados, pelo elevado comprometimento e competência, e pelos bons momentos.

Aos técnicos “Miro” (Waldomiro Antônio Filho) e “Betão” (José Roberto Maramarque) e ao motorista “Benê” (Benedito Patracon) por toda a ajuda e apoio, de todos os tipos, fornecidos durante as saídas a campo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de iniciação científica (processo 09/52545-5).

À Izabella de Camargo Aversa, pelas discussões madrugadas adentro, por sempre me ajudar a ver “o outro lado”, e pelo suporte em todos os momentos.

Aos meus amigos do Pessoras, que tornaram esses anos de pesquisa e graduação os melhores de todos.

RESUMO

FONTANELLO, T. E. Análise da variação da biomassa de macrófitas aquáticas em compartimentos do reservatório Itupararanga – SP. 110 p. Monografia de Graduação - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

As macrófitas aquáticas são vegetais com elevada capacidade de adaptação e produtividade primária. Seu desenvolvimento depende das características do local em que estão inseridas, como a concentração de nutrientes e o nível da água. Sua presença é fundamental para o metabolismo aquático, pois atuam como filtro biológico, além de contribuírem para a ciclagem de nutrientes. Desse modo torna-se importante o monitoramento da variação da biomassa desses vegetais, bem como o entendimento das características da água que determinam sua distribuição nos reservatórios. Sob esse aspecto, verificou-se, a alteração das variáveis físicas e químicas da água do reservatório Itupararanga - SP, e a flutuação da biomassa de macrófitas aquáticas em quatro compartimentos, durante quatro estações do ano. Foi possível verificar que, comparando com estudos de outros reservatórios subtropicais, as concentrações de oxigênio dissolvido na água foram altas, enquanto as de nutrientes foram baixas. Verificou-se também que o reservatório é fortemente influenciado por seus tributários, que percorrem bairros da zona urbana carreando grandes cargas de sólidos, aumentando os valores de turbidez e condutividade elétrica. Pode-se dizer que os locais amostrados (P1, P2, P3 e P4) apresentaram diferenças quanto à composição de espécies, e a contribuição de biomassa de cada uma delas foi distinta. Além disso, a biomassa (gPS.m^{-2}) variou quanto ao fragmento de planta analisado, sendo que tal variação foi menos intensa para a biomassa em termos de carbono (gC.m^{-2}). Ao se comparar os períodos amostrados, as espécies *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (P1), *Pistia stratiotes* L. (P1), *Polygonum lapathifolium* L. (P2) apresentaram maior biomassa foliar no outono, estação em que a cota do reservatório encontrava-se mais elevada. Na estação amostral P3, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth não foi observada em todas as amostragens, no entanto, quando observada no outono, sua biomassa radicular ($509,73 \text{ gPS.m}^{-2}$) foi superior à foliar ($106,93 \text{ gPS.m}^{-2}$). Na estação amostral P4, dentre os períodos analisados, a espécie *Polygonum lapathifolium* L. apresentou sua maior biomassa no inverno ($966,27 \text{ gPS.m}^{-2}$), quando a cota de água era 823,74 m. Observou-se que a maior biomassa em gPS.m^{-2} , em todas as estações amostrais analisadas, foi obtida quando a cota do reservatório encontrava-se entre o nível mais baixo e o mais elevado, sendo que o nível de água mais baixo (primavera, 823,06 m) indicou os menores valores para a biomassa em gC.m^{-2} para as espécies *Eichhornia crassipes* (P1) e *Polygonum lapathifolium* (P2 e P4).

Palavras-chave: biomassa, macrófitas aquáticas, reservatório Itupararanga

ABSTRACT

FONTANELLO, T. E. Biomass variation analysis of aquatics macrophytes in the Itupararanga Reservoir compartments - São Paulo. 110 p. Course Conclusion Monograph - Engineering School of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2012.

Aquatic macrophytes are plants with high adaptability and primary productivity. Its development depends on the characteristics of the location in which they exists, as the concentration of nutrients and water level. Their presence is critical to the aquatic metabolism, because they act as a biological filter and contribute to nutrient cycling. Thus it is important to monitor the biomass variation of the plants, as well as the understanding of the characteristics of water which determine their distribution in the reservoirs. In this regard, it was noted the change of physical and chemical variables of the water in Itupararanga Reservoir, as well as the fluctuation of the macrophytes biomass in four compartments, during four seasons. It was possible to verify that, compared with other studies of subtropical reservoirs, concentrations of dissolved oxygen in the water were high, while nutrients were low. It was also found that the reservoir is heavily influenced by its tributaries that run through neighborhoods in the urban area, and carries large loads of solids, increasing the values of electrical conductivity and turbidity. It was seen that the sites (P1, P2, P3 and P4) showed differences in species composition and biomass contribution. Furthermore, biomass (gPS.m^{-2}) varied as the plant fragment analyzed, and such variation was less intense for the biomass in terms of carbon (gC.m^{-2}). Comparing the periods sampled, the species *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (P1), *Pistia stratiotes* L. (P1), *Polygonum lapathifolium* L. (P2) had greater leaf biomass in the fall season when the mean elevation of the reservoir found to be higher. In the sample station P3, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth was not observed in all samples, however, when viewed in the fall, their root biomass ($509,73 \text{ gPS.m}^{-2}$) was superior to the leaf ($106,93 \text{ gPS.m}^{-2}$). In the sample station P4, among the periods analyzed, the species *Polygonum lapathifolium* L. presented its highest biomass in winter ($966,27 \text{ gPS.m}^{-2}$), when the water elevation was 823,74 m. It was found that the higher biomass (gPS.m^{-2}), in all seasons sample analyzed, was obtained when the dimension of the reservoir were average and the lowest water level (spring, 823,06 m) showed lower values for biomass into gC.m^{-2} for the species *Eichhornia crassipes* (P1) and *Polygonum lapathifolium* (P2, P4).

Keywords: biomass, macrophytes, reservoir Itupararanga

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da Bacia do Sorocaba Médio-Tietê e do Reservatório Itupararanga com os pontos de amostragem. Adaptado de Secchin (2012).	23
Figura 2 - P1: Entrada dos rios formadores do reservatório, destaque para a presença de <i>Eichhornia crassipes</i>	26
Figura 3 - P2: Entrada do Córrego da Ressaca, com espécie <i>Polygonum lapathifolium</i> predominante no local.....	26
Figura 4 - P3: Braço localizado no bairro Paruru, Ibiúna-SP. Presença de <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Myriophyllum aquaticum</i>	26
Figura 5 - P4: Braço localizado no bairro Campo Verde, Ibiúna-SP. Presença de <i>Polygonum lapathifolium</i>	27
Figura 6 - Precipitação mensal acumulada (mm) no reservatório Itupararanga, no período de 2000 a 2010.....	32
Figura 7 - Precipitação pluviométrica mensal acumulada de agosto de 2009 a abril de 2010, com destaque dos meses nos quais foram realizadas as amostragens.	32
Figura 8 - Variação do nível da água do reservatório Itupararanga no período estudado, com destaque para os meses em que foram realizadas as amostragens.	33
Figura 9 - Vazões turbinada ($m^3 \cdot s^{-1}$) e vertida ($m^3 \cdot s^{-1}$) do reservatório Itupararanga, com destaque para os meses em que foram realizadas as amostragens.	34
Figura 10 - Perfis de temperatura da água nas quatro estações de amostragem, no período estudado, do reservatório Itupararanga.	35
Figura 11 - Perfis de oxigênio dissolvido ($mg \cdot L^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período de estudo.	37
Figura 12 - Proporção de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos (%) em cada estação amostral no reservatório Itupararanga, no período estudado....	46
Figura 13 - Perfis de turbidez nas quatro estações de amostragem, no período analisado, no reservatório Itupararanga.	47
Figura 14 - Perfis verticais de pH nas quatro estações de amostragem, no período estudado, no reservatório Itupararanga.	49
Figura 15 - Concentrações de nitrato ($mg \cdot L^{-1}$) nas estações amostrais no reservatório Itupararanga, no período estudado O limite mínimo de detecção foi de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$	71
Figura 16 - Concentrações de fósforo total ($\mu g \cdot L^{-1}$) nas estações amostrais no reservatório Itupararanga, no período estudado. O limite de detecção do método foi de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$	73
Figura 17 - Concentrações de fosfato total dissolvido (PTD) ($\mu g \cdot L^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado. O limite de detecção do método foi de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$	76

Figura 18 - Variação sazonal da matéria orgânica no sedimento (MOS) (%) nas estações de amostragem do reservatório Itupararanga.....	79
Figura 19 - Variação sazonal do nitrogênio total no sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas estações de amostragem do reservatório Itupararanga.....	80
Figura 20 - Variação sazonal do fósforo total no sedimento (PTS) ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas estações de amostragem do reservatório Itupararanga.....	82
Figura 21 - Variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas encontradas no reservatório Itupararanga. Ei1-folha: Folha de <i>E. crassipes</i> em P1; Ei1-raiz: Raiz de <i>E. crassipes</i> em P1; Pi1-folha: Folha de <i>P. stratiotes</i> em P1; Pi1-raiz: Raiz de <i>P. stratiotes</i> em P1; Ei3-folha: Folha de <i>E. azurea</i> em P3; Ei3-raiz: Raiz de <i>E. azurea</i> em P3; My3: <i>M. aquaticum</i> em P3; Po4: <i>P. lapathifolium</i> em P4.....	85
Figura 22 - Variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas (gC.m^{-2}) nas estações amostrais analisadas do reservatório Itupararanga. Ei1-folha: Folha de <i>E. crassipes</i> em P1; Ei1-raiz: Raiz de <i>E. crassipes</i> em P1; Pi1-folha: Folha de <i>P. stratiotes</i> em P1; Pi1-raiz: Raiz de <i>P. stratiotes</i> em P1; Ei3-folha: Folha de <i>E. azurea</i> em P3; Ei3-raiz: Raiz de <i>E. azurea</i> em P3; My3: <i>M. aquaticum</i> em P3; Po4: <i>P. lapathifolium</i> em P4.	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Espécies de macrófitas aquáticas encontradas nos pontos amostrais do reservatório Itupararanga. EM: Emersa, FL: Flutuante livre.	24
Tabela 2 - Métodos de determinação das qualidades físicas e químicas da água... .	29
Tabela 3 - Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) obtida nas quatro estações de amostragem do reservatório Itupararanga.....	40
Tabela 4 – Valores de SST, SSI e SSO de cada uma das estações de amostragem no reservatório Itupararanga, nos períodos analisados.	43
Tabela 5 - Valores de pH obtidos nas quatro estações amostrais, durante a amostragem de outono no reservatório Itupararanga.	50
Tabela 6 - Valores de alcalinidade (meq.L^{-1}) para cada um dos pontos de amostragem, no reservatório Itupararanga.	52
Tabela 7 - Concentrações de TC (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.....	54
Tabela 8 - Concentrações de CO_2 total (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	55
Tabela 9 - Concentrações de CO_2 livre (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	57
Tabela 10 - Concentrações de HCO_3^- (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	59
Tabela 11 - Concentrações de CO_3^{2-} (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	61
Tabela 12 - Concentrações de Cl (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.....	63
Tabela 13 - Concentrações de COT (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	64
Tabela 14 - Concentrações de NTK (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	66
Tabela 15 - Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	68
Tabela 16 - Concentrações de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	69
Tabela 17 - Concentrações de ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.	78
Tabela 18 - Concentrações de nitrogênio total no sedimento (NTS) ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período analisado.	81

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	15
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 Objetivo Geral.....	16
2.2 Objetivos específicos.....	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
4. MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 Caracterização da área de estudo.....	22
4.2 Amostragem	22
4.2.1 Estação amostral 1 (23° 37' 28,30" S; 47° 13' 52,24" W).....	26
4.2.2 Estação amostral 2 (23° 39' 24,65" S; 47° 18' 36,50" W).....	26
4.2.3 Estação amostral 3 (23° 40' 10,72" S; 47° 21' 21,02" W).....	26
4.2.4 Estação amostral 4 (23° 37' 42,53" S; 47° 17' 04,62" W).....	27
4.3 Variáveis hidrológicas	27
4.4 Compartimento água	27
4.4.1 Variáveis físico-químicas da água	27
4.4.1.1 Turbidez (UNT)	28
4.4.1.2 Alcalinidade (meq.L ⁻¹)	28
4.4.1.3 Sólidos suspensos totais, orgânicos e inorgânicos (mg.L ⁻¹).....	28
4.4.1.4 Nutrientes totais	28
4.4.1.5 Nutrientes dissolvidos	28
4.4.1.6 Formas de Carbono (mg.L ⁻¹)	28
4.4.1.7 Carbono orgânico total (COT)	28
4.5 Análise da Comunidade Biológica	29
4.5.1 Determinação da biomassa (gPS.m ⁻²)	29
4.5.2 Determinação da biomassa (gC.m ⁻²)	30
4.6 Compartimento Sedimento	30
4.6.1 Determinação da matéria orgânica (%)	30
4.6.2 Determinação do nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	30
4.6.3 Determinação do fósforo total (μg.g ⁻¹)	31
4.7 Tratamento dos dados.....	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31

5.1	Variáveis hidrológicas	31
5.1.1	Precipitação pluviométrica (mm)	31
5.1.2	Variação da cota hidrométrica (m)	33
5.1.3	Vazão ($m^3.s^{-1}$).....	33
5.2	Variáveis físico-químicas da água	34
5.2.1	Temperatura da água ($^{\circ}C$).....	34
5.2.2	Oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$)	37
5.2.3	Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	39
5.2.4	Sólidos suspensos ($mg.L^{-1}$)	42
5.2.5	Turbidez (UNT).....	47
5.2.6	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	49
5.2.7	Alcalinidade ($meq.L^{-1}$).....	51
5.2.8	Formas de carbono ($mg.L^{-1}$)	53
5.2.8.1	Carbono total (TC) ($mg.L^{-1}$)	54
5.2.8.2	CO_2 total ($mg.L^{-1}$)	55
5.2.8.3	CO_2 livre ($mg.L^{-1}$)	56
5.2.8.4	Bicarbonato (HCO_3^-) ($mg.L^{-1}$)	58
5.2.8.5	Carbonato (CO_3^{2-}) ($mg.L^{-1}$)	60
5.2.8.6	Carbono inorgânico (Cl) ($mg.L^{-1}$)	62
5.2.8.7	Carbono orgânico total (COT) ($mg.L^{-1}$)	64
5.2.9	Nitrogênio total Kjeldhal (NTK) ($mg.L^{-1}$).....	65
5.2.9.1	Nitrogênio amoniacial ($mg.L^{-1}$)	68
5.2.10	Nitrito (NO_2^-) ($\mu g.L^{-1}$).....	68
5.2.11	Nitrato (NO_3^-) ($mg.L^{-1}$).....	70
5.2.12	Fósforo total (PT) ($\mu g.L^{-1}$)	72
5.2.13	Fósforo total dissolvido (PTD) ($\mu g.L^{-1}$)	75
5.2.14	Ortofósфato ($\mu g.L^{-1}$)	77
5.3	Compartimento sedimento.....	78
5.3.1	Matéria orgânica (MOS) (%).....	79
5.3.2	Nitrogênio total (NTS) ($\mu g.g^{-1}$)	80
5.3.3	Fósforo total (PTS) ($\mu g.g^{-1}$).....	82
5.4	Comunidade Biológica – Macrófitas Aquáticas.....	83
5.4.1	Diversidade de espécies.....	83
5.4.2	Biomassa ($gPS.m^{-2}$).	84

5.4.3 Biomassa (gC.m ⁻²).....	89
5. CONCLUSÕES	92
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
APÊNDICES	103

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Uma das principais fontes de energia utilizadas no Brasil é a hidrelétrica, obtida a partir do represamento de sistemas lóticos. Atualmente existem inúmeros reservatórios artificiais no país, os quais são utilizados não só para a geração de energia elétrica, como também para abastecimento público de água, irrigação, recreação e pesca.

Os reservatórios são ecossistemas peculiares por apresentarem características lóticas a montante e lênticas à jusante, formando três regiões distintas (lacustre, intermediária e fluvial), sendo que as interações existentes entre esses compartimentos direcionam a dinâmica do ecossistema como um todo (DELELLO, 2008). Assim, a colonização dos reservatórios por vegetais aquáticos está relacionada com a heterogeneidade dos habitats que o compõem (MARTINS et al., 2008).

Os braços dos reservatórios são habitats importantes, pois devido ao fato de serem permanentemente alagados, são protegidos da ação dos ventos e da correnteza e possuem baixa profundidade, sendo assim adequados ao surgimento da comunidade de macrófitas aquáticas. Esses vegetais são muito importantes no estudo de ecossistemas aquáticos, pois uma vez presentes, são responsáveis pela síntese de matéria orgânica, funcionando como agentes reguladores do metabolismo desses ecossistemas, desempenhando importantes papéis no ciclo do carbono (WETZEL; LIKENS, 2000).

Além da assimilação de grandes quantidades de carbono inorgânico e consequente transformação em biomassa (GENEVIERE; DUTCHIE; TAYLOR, 1997), é consenso que a presença das macrófitas aquáticas em reservatórios esteja relacionada à disponibilidade de outros nutrientes na água, seja devido à decomposição natural da vegetação inundada pela barragem, ou à eutrofização impulsionada pelas atividades humanas (RODRIGUES, 2011).

Foi observado que em reservatórios com altos níveis de eutrofização havia também um aumento na biomassa das macrófitas aquáticas, uma vez que a formação da biomassa é diretamente influenciada pela absorção de diversos nutrientes disponíveis na água (KOBAYASHI; THOMAZ; PELICICE, 2008). Sendo assim, em reservatórios ou quaisquer áreas com influência antrópica em que se deseje evitar o comprometimento da qualidade da água, é muito importante que se realize o manejo adequado das macrófitas aquáticas (POZO; ALÁEZ; ALÁEZ, 2010).

A realização da gestão e gerenciamento adequado deve levar em consideração os fatores que interferem na produtividade primária desses vegetais. Dentre as principais características físicas e químicas da água, pode-se citar a temperatura, turbidez, concentração de nutrientes e carbono inorgânico. Além disso, a variação do nível da água, sazonal ou devido às operações das barragens, apresenta forte influência sobre a dinâmica das macrófitas aquáticas, conforme comprovado em diversos reservatórios de abastecimento, uma vez que cada espécie responde de maneira diferente à variação do nível da água (BIUDES; CAMARGO, 2008).

O reservatório Itupararanga, localizado no estado de São Paulo, é um exemplo de reservatório artificial destinado a usos múltiplos. Localizado na bacia do Alto Sorocaba, apresentou índice de qualidade da água (IQA) ótimo em 2011 e nível de trofia que variou de eutrófico em 2008 para mesotrófico em 2011 (CETESB, 2008, 2011). Dada a sua importância para a região, foram realizados alguns estudos sobre suas características (BOTTINO, 2011; PAVÃO, 2011; PEDRAZZI, 2009), mas ainda carece de informações a respeito da qualidade de suas águas.

Nesse contexto, o presente estudo assume relevância ao contribuir para o incremento de informações sobre este reservatório subtropical, observando possíveis alterações em seu estado trófico e crescimento exacerbado de macrófitas aquáticas. Tais análises serão feitas a partir da verificação da influência da sazonalidade dos fatores físicos e químicos da água, e da flutuação do nível da água sobre o desenvolvimento da biomassa de vegetais aquáticos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo principal deste estudo foi analisar a variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas no reservatório Itupararanga - SP.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar, sazionalmente, as características físicas e químicas da água e do sedimento na região do reservatório em que se encontrava a comunidade de macrófitas aquáticas;

- Determinar, através de amostragens sazonais, a biomassa de macrófitas aquáticas em gPS.m⁻²;
- Determinar, sazonalmente, a biomassa das macrófitas aquáticas em gC.m⁻².

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No século XXI, o ser humano vive um período em que o uso da energia elétrica tornou-se indispensável às atividades cotidianas. Os reservatórios artificiais são construídos para permitirem o uso múltiplo das águas, e apresentam características diferentes das lagoas naturais (ambientes lênticos), pois são considerados ecossistemas intermediários entre rios e lagos (THORTON; KIMMEL; PAYNE, 1990).

O tempo de residência da água nos reservatórios assume grande importância na determinação das características desse ambiente, pois quando esse período é longo, as características lacustres são predominantes, ao passo que um tempo de residência curto faz com que o reservatório adquira características de um sistema lótico.

No caso do Brasil, em que há predominância de lagos e reservatórios rasos, é comum a formação de regiões litorâneas quando a morfometria é dentrítica. Essas regiões são muito sensíveis às alterações antrópicas ocasionadas pelo carreamento de material alóctone, e são consideradas como as principais responsáveis pela produtividade biológica dos sistemas aquáticos (DELELLO, 2008).

As regiões litorâneas propiciam condições adequadas para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas. O surgimento das comunidades de plantas aquáticas se torna possível, pois os braços, geralmente, são ambientes protegidos da ação dos ventos, da correnteza e possuem baixa profundidade. Além dessas características, a distribuição geográfica, como latitude e altitude, e composição química da água e sedimento também são relevantes na distribuição espacial de macrófitas aquáticas em reservatórios e áreas alagadas (CARRILLO; GARUÍN; GUILLOT, 2006; ROLON et al., 2008).

A presença de macrófitas aquáticas em corpos de água é importante sob vários aspectos. Para a fauna elas podem servir como abrigo ou local de desova para peixes, além de serem a base da cadeia alimentar (VAZZOLER; MENEZES, 1992). Elas também fornecem substrato para o desenvolvimento de microrganismos que atuam na mineralização da matéria orgânica e na absorção de nutrientes (BRIX,

1997). As bactérias e os detritos que se depositam nos bancos de macrófitas, por fornecerem alimento, também contribuem para a presença de invertebrados (JUNK, 1973). Essa comunidade é importante ainda para manutenção das margens, ciclagem de nutrientes, fluxo de energia, redução da turbidez através da filtragem das águas das áreas alagadas, além de ser bioindicadora ambiental de estado trófico de ambientes lóticos e lênticos (CAMARGO; FLORENTINO, 2000; LOPES-FERREIRA, 2000; PEDRALLI, 2003). Importantes organismos na produção de biomassa nos sistemas aquáticos, são há muito tempo utilizadas como parâmetro para se avaliar a qualidade da água devido à sua sensibilidade aos níveis de nutrientes e, no caso das espécies submersas, à transparência da coluna d'água (DENNISON et al., 1993). A absorção dos nutrientes da coluna d'água e sedimento pelas plantas foi comprovado por autores que evidenciaram a elevada produtividade das macrófitas aquáticas em ambientes eutrofizados (PEREIRA et al., 2012; THOMAZ; SOUZA; BINI, 2003).

Com relação aos nutrientes presentes na água e absorvido pelas plantas, sabe-se que nitrogênio e fósforo são os componentes principais das proteínas formadoras de biomassa. Henry-Silva, Camargo e Pezzato (2008) observaram que a produtividade primária é influenciada pela disponibilidade de cada um desses nutrientes, sendo que eles provêm tanto de fontes naturais, como materiais inorgânicos do fundo do lago, quanto de fontes artificiais como efluentes domésticos, agrícolas e industriais.

O aumento dos nutrientes em reservatórios pode ter origens naturais ou antrópicas. Especialmente durante os períodos em que o nível da água está baixo, pode ser ocasionado pela autofertilização da coluna de água através da ressuspensão de sedimentos e da decomposição de macrófitas (KOBAYASHI; THOMAZ; PELICICE, 2008).

O carbono, por tratar-se de um dos componentes necessários à realização da fotossíntese, está diretamente relacionado à formação da biomassa das macrófitas. Assim, o carbono utilizado pelas macrófitas para realizar a fotossíntese pode ser proveniente da água, na forma de carbono inorgânico dissolvido, ou do ar, como gás carbônico (WETZEL, 2000). O carbono inorgânico é um fator limitante à produção das macrófitas (PEZZATO, 2002) principalmente as submersas, devido à sua pouca disponibilidade na zona de interface água-ar e à sua baixa capacidade de difusão na água.

A variação do nível da água também influencia a adaptação das macrófitas aquáticas nos reservatórios (BIUDES; CAMARGO, 2008). Segundo Esteves (1988), a flutuação brusca do nível da água tem mais importância na produtividade das macrófitas do que as estações do ano e suas inerentes alterações de temperatura e radiação. Maltchik e Pedro (2001) também afirmam que os períodos de cheia e seca são agentes que apresentam forte influência sobre a dinâmica das macrófitas aquáticas, uma vez que cada espécie responde de maneira diferente à variação do nível da água, seja ela sazonal ou decorrente dos processos operacionais da barragem.

As variações de nível de água em reservatórios ocorrem tanto diariamente quanto sazonalmente, e dependendo do enfoque desejado do estudo a ser realizado, as observações devem ser feitas em intervalos de tempo maiores ou menores. A variação sazonal ocorre em função das estações do ano e da pluviosidade em cada uma delas, permitindo averiguar modificações em longo prazo, enquanto que a análise diária facilita a compreensão da resposta das macrófitas às repentinas alterações nas concentrações de nutrientes (HUSSNER; MEYER; BUSCH, 2008).

Em um estudo sazonal, Pedro, Maltchik e Bianchini (2006) verificaram que a presença e a frequência de determinadas espécies de macrófitas em um local são limitadas pelas inundações dos rios ou reservatórios. Segundo eles, no rio Taperoá, na Paraíba, Brasil, as comunidades de macrófitas aquáticas demonstraram uma menor riqueza de espécies nas áreas alagadas do que nas áreas que não sofreram aumento do nível da água.

Além das alterações na riqueza de espécies, as variações no nível da água dos reservatórios também alteram a composição e a biomassa de macrófitas aquáticas. Santos e Esteves (2004) observaram um aumento na biomassa aérea de macrófitas emergentes com o aumento do nível da água na Lagoa de Cabuínas, Rio de Janeiro. Thomaz et al. (2005) perceberam, ainda, que a diminuição no nível da água causou um efeito negativo prolongado nas macrófitas submersas do Reservatório de Itaipu (Paraná). Verifica-se que a variação sazonal do nível da água influencia a biomassa das macrófitas, agindo de maneira diferente para cada espécie (BIUDES; CAMARGO, 2008).

O conhecimento de como o crescimento das macrófitas aquáticas está relacionado com o regime de água é valioso porque mesmo pequenas mudanças no

regime aquático podem ter efeitos significantes nas comunidades de macrófitas, e essa informação é vital no entendimento e previsão das respostas das macrófitas ao gerenciamento ambiental (DEEGAN; WHITE; GANF, 2007). No entanto, Benassi (2006) afirma que ainda não foi possível estabelecer um modelo generalizado das alterações de biomassa em função do nível da água, embora diversos estudos já tenham sido feito por pesquisadores.

Em outros reservatórios, estudos visando o adequado manejo dos recursos hídricos apontaram que diversos fatores abióticos influenciam a distribuição de macrófitas aquáticas. Thomaz, Souza e Bini (2003) apontaram a temperatura como um fator importante, enquanto Carvalho et al. (2003) evidenciaram a relação de baixa turbidez com maior presença de macrófitas aquáticas submersas, e maior presença de espécies flutuantes e emergentes em reservatórios com maior turbidez. Em um reservatório do rio Paranapanema, a alcalinidade e transparência da água foram principais fatores de influência na presença das espécies (THOMAZ et al., 2005), assim como a radiação solar em áreas alagadas no sul do Brasil (MALTCHIK; ROLON; SCHOTT, 2007).

As macrófitas também são afetadas pelas correntes aquáticas e os efeitos ocasionados são tipicamente considerados como uma função da descarga e/ou velocidade da água. Os efeitos podem ser diretos, como danos mecânicos, ou indiretos, devido às mudanças ocasionadas em, por exemplo, características do sedimento, nutrientes ou relações competitivas entre organismos (DEMARS; EDWARDS, 2009). Na verdade, os efeitos do estresse aos quais as plantas são submetidas podem variar, dependendo do nível de intensidade de cada um deles e da diversidade das espécies.

Assim, em estudo feito por Hussner, Meyer e Busch (2008), em que foi avaliada a resposta da espécie *Myriophyllum aquaticum* a condições de estresse como variação do nível da água e baixas concentrações de nutrientes no sedimento, verificou-se que ambos são fatores limitantes ao crescimento, mas que há uma tolerância a diferentes níveis de água quando ocorre o crescimento em substratos ricos em nutrientes. Por outro lado, sob alta disponibilidade de luz e baixa concentração de nutrientes na água, Chantal et al. (2007) observaram baixa quantidade de biomassa em macrófitas aquáticas no Canadá.

Além da coluna de água, o sedimento também representa significativa fonte de nutrientes para as macrófitas, especialmente para as enraizadas. Essas espécies

podem transportar fósforo do sedimento para a coluna de água, funcionando como uma “bomba” desse nutriente (BARBIERI, 1984).

A composição química do sedimento é influenciada diretamente pelo transporte de material alóctone para o reservatório, além das características geológicas e da intensidade da decomposição de matéria orgânica do corpo de água. Segundo Cronin, Lewis e Schiehser (2006), essas variações são importantes na determinação da espécie a ser estabelecida. De acordo com Pierini e Thomaz (2004), a absorção do carbono da água intersticial do sedimento é vantajosa, pois neste compartimento as concentrações de CO₂ podem ser aproximadamente 50 a 100 vezes superiores às da coluna de água.

As macrófitas aquáticas, de maneira geral, desenvolvem-se abundantemente quando encontram condições favoráveis. Os reservatórios enfrentam problemas quando ocorre super população de macrófitas, como problemas na navegação e geração de energia, bloqueio do fluxo da água e depleção do oxigênio dissolvido. Esses efeitos são observados geralmente em ambientes eutrofizados ou com condições ideais de luz, temperatura e disponibilidade de nutrientes, como ocorrido na Represa Guarapiranga, em 2005, ou na Represa Billings, em 2004 (POMPÉO et al., 2008).

Considerando-se que o reservatório Itupararanga é um manancial de abastecimento e geração de energia elétrica de grande importância econômica no Estado de São Paulo e principalmente para a região no qual está inserido, é fundamental a compreensão dos fatores responsáveis pelo metabolismo das macrófitas aquáticas nesse ambiente.

A fim de realizar manejo adequado e evitar problemas futuros, é importante a execução de pesquisas. No entanto, embora tenha a importância reconhecida, a maioria das pesquisas com macrófitas foi desenvolvida no hemisfério norte, em lugares cujas características determinantes da distribuição e riqueza nem sempre podem ser aplicadas em ecossistemas do hemisfério sul (ROLON; MALTCHIK, 2006).

Sendo assim, espera-se que o presente trabalho possa contribuir para a compreensão da influência da variação sazonal das características limnológicas do reservatório sobre a biomassa das plantas aquáticas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O reservatório Itupararanga, localizado na bacia do Rio Sorocaba, SP, drena uma área de 5269 km², sendo formado pelo rio Sorocaba, cujos afluentes são os rios Una, Sorocabuçu e Sorocamirim (ROSA et al., 2008).

Ocupando cerca de 1/6 da área da bacia hidrográfica Sorocaba Médio-Tietê, é responsável por 63% do abastecimento da população dos municípios de Ibiúna, Mairinque, Alumínio, Piedade e Votorantim, e também é utilizado pela Votorantim Alumínio para a geração de energia elétrica (SOS ITUPARARANGA, 2010).

Em seu entorno, o reservatório apresenta usos distintos, como agricultura (batata, cebola, tomate e morango), construção de casas de veraneio e indústrias têxtil, de papel e química (SOS ITUPARARANGA, 2010). Segundo relatório da Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2011), em 2008 o reservatório foi considerado um manancial de ótima qualidade, e pode ser enquadrado como Classe 2, segundo a Resolução CONAMA 357/05 (TANIWAKI et al, 2011).

4.2 Amostragem

As coletas de amostras de água, sedimento e macrófitas aquáticas referentes ao inverno, primavera, verão e outono foram realizadas nos dias 10 de agosto e 19 de outubro de 2009, e em 22 de fevereiro e 26 de abril de 2010, respectivamente.

Foram escolhidas quatro estações de amostragem no reservatório, as quais podem ser visualizadas na Figura 1:

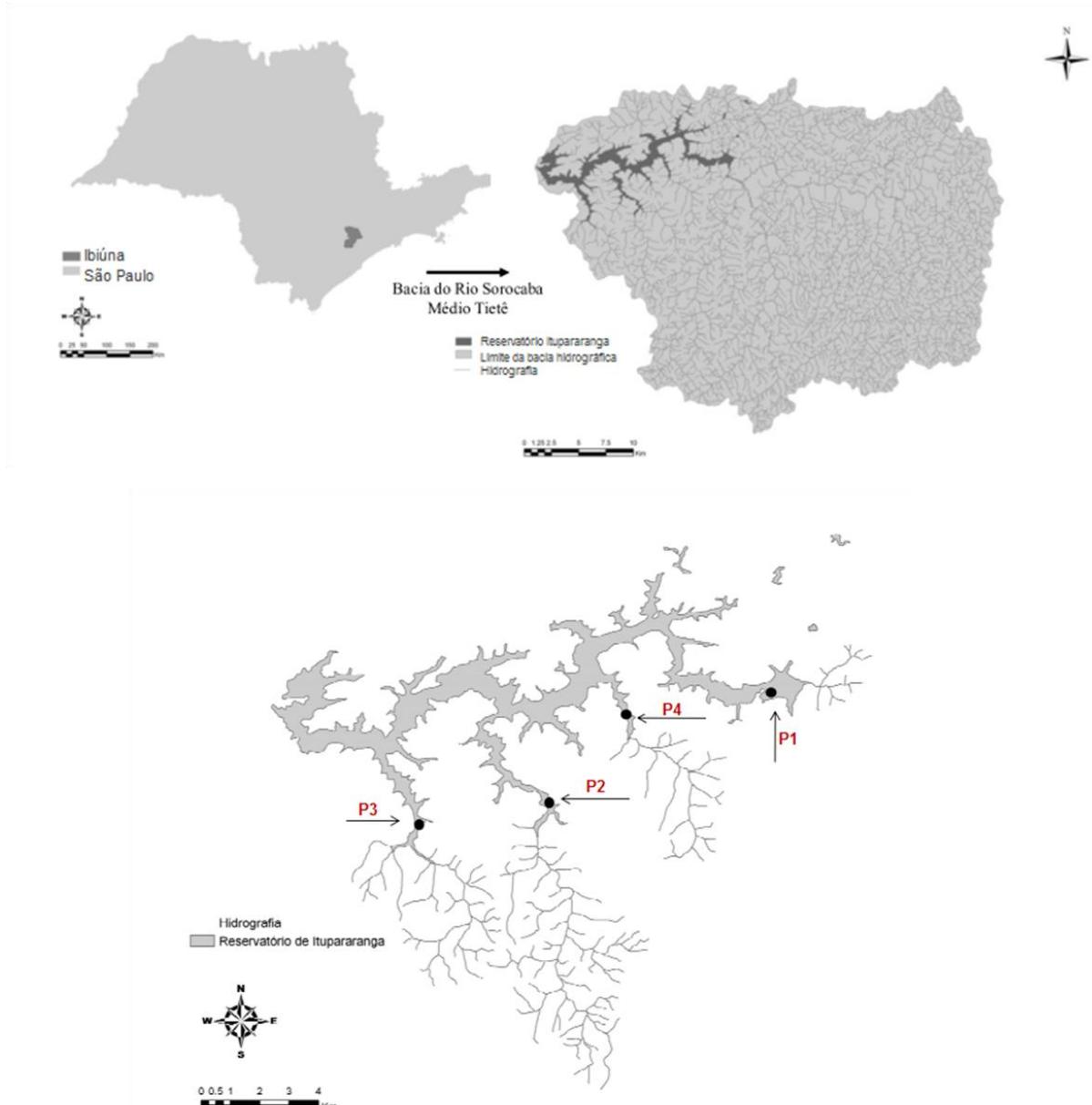


Figura 1 - Localização da Bacia do Sorocaba Médio-Tietê e do Reservatório Itupararanga com os pontos de amostragem. Adaptado de Secchin (2012).

A escolha desses locais justifica-se pela presença de macrófitas aquáticas, homogeneidade do banco, características do entorno e facilidade de acesso. Na Tabela 1 é possível observar as espécies de macrófitas aquáticas encontradas em cada estação amostral.

Tabela 1 – Espécies de macrófitas aquáticas encontradas nos pontos amostrais do reservatório Itupararanga. EM: Emersa, FL: Flutuante livre.

Estações amostrais	Espécies encontradas	Família	Tipo Ecológico	Imagen
P1	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae	EM	A photograph showing a dense field of Eichhornia crassipes, commonly known as water hyacinth, floating on the surface of a body of water. The plants have large, green, heart-shaped leaves and small, purple flowers.
	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Araceae	EM	A close-up photograph of Pistia stratiotes, also known as duckweed, showing its characteristic floating leaves.
P2	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	Polygonaceae	FL	A photograph of Polygonum lapathifolium, showing its green leaves and small, reddish-pink flowers.
	<i>Polygonum punctatum</i> Elliot.	Polygonaceae	FL	A photograph of Polygonum punctatum, showing its green leaves and small, white flowers.
	<i>Cyperus giganteus</i> Vahl.	Cyperaceae	FL	A photograph of Cyperus giganteus, showing its tall, clumped stems and green leaves.
	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Haloragaceae	FL	A photograph of Myriophyllum aquaticum, showing its dense, green, submersed foliage.

Continuação da Tabela 1 - Espécies de macrófitas aquáticas encontradas nos pontos amostrais do reservatório Itupararanga. EM: Emersa, FL: Flutuante livre.

Eichhornia azurea (Sw.)
Kunth

Pontederiaceae

EM



P3

Myriophyllum aquaticum
(Vell.) Verdc.

Haloragaceae

FL



Polygonum lapathifolium L.

Polygonaceae

FL



P4

Polygonum punctatum Elliot.

Polygonaceae

FL



Ludwigia sp.

Onagraceae

FL



Para a análise da biomassa, foram consideradas apenas as espécies predominantes em cada ponto amostral. Além disso, foi feita a distinção entre folhas, caules e raízes, de acordo com a morfologia de cada espécie. Dessa forma, para algumas espécies foram segmentadas em fração denominada “folha”, em que foram incluídos folhas e caules, e em fração denominada “raiz”. Já em outras espécies foram utilizados fragmentos íntegros para a obtenção da biomassa, devido a dificuldade de se analisar separadamente raízes e caules dessas espécies.

Nas figuras abaixo (Figuras 2 a 5) é possível observar as estações escolhidas para amostragem, bem como uma breve descrição das mesmas.

4.2.1 Estação amostral 1 (23° 37' 28,30" S; 47° 13' 52,24" W)



Figura 2 - P1: Entrada dos rios formadores do reservatório, destaque para a presença de *Eichhornia crassipes*.

A estação de coleta 1 (P1) compreende a entrada dos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Uma. Caracterizou-se pela presença das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Pistia stratiotes* L. O local possui em seu entorno casas de veraneio, algumas pequenas embarcações, pastagens e uma estrada que passa pelo município de Ibiúna-SP.

4.2.2 Estação amostral 2 (23° 39' 24,65" S; 47° 18' 36,50" W)

Na estação de coleta 2 (P2) pode-se visualizar *Polygonum lapathifolium* L. como espécie predominante. Neste local, uma das margens encontra-se preservada, enquanto em outra foram observadas casas de veraneio e pastagens. Ocorre ainda a entrada do Córrego da Ressaca, que percorre bairros residências de Ibiúna e recebe esfluentes antes de desaguar no reservatório.



Figura 3 - P2: Entrada do Córrego da Ressaca, com espécie *Polygonum lapathifolium* predominante no local.

4.2.3 Estação amostral 3 (23° 40' 10,72" S; 47° 21' 21,02" W)

Na estação de amostragem 3 (P3), ocorre a afluência do Córrego do Paruru no reservatório. Esse córrego percorre um bairro populoso antes de desaguar no reservatório, e recebe esfluente de uma estação de tratamento de esgoto da cidade de Ibiúna-SP. As águas do reservatório nesse local eram consideravelmente turvas e às margens do local foi possível visualizar a presença de casas de veraneio, plantações e um pesqueiro. Em relação às macrófitas, encontrou-se



Figura 4 - P3: Braço localizado no bairro Paruru, Ibiúna-SP. Presença de *Eichhornia azurea* e *Myriophyllum aquaticum*.

tanto *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth como *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc

4.2.4 Estação amostral 4 (23° 37' 42,53" S; 47° 17' 04,62" W)

Na estação amostral 4 (P4) notou-se a presença predominante de *Polygonum lapathifolium* L. Este local caracterizou-se pela presença de vegetação em uma das margens, enquanto na outra se observou forte interferência antrópica, com plantações agrícolas, principalmente alface. Além disso, nesse ponto deságua o Córrego do Campo Verde, que embora possua uma faixa de vegetação em seu entorno, verificou-se grande quantidade resíduos sólidos em suas margens.



Figura 5 - P4: Braço localizado no bairro Campo Verde, Ibiúna-SP. Presença de *Polygonum lapathifolium*.

4.3 Variáveis hidrológicas

Os dados de precipitação pluviométrica diários (mm), vazão turbinada ($m^3.s^{-1}$) e vertida ($m^3.s^{-1}$) foram obtidos juntamente à Votorantim Energia, operadora da barragem.

4.4 Compartimento água

Com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn as amostras de água foram coletadas em diferentes profundidades, as quais foram determinadas a partir da incidência de radiação solar (de 100% até a zona afótica) obtida através de um radiômetro Quanta-Meter Li-Cor (LI – 1400).

Paralelamente, uma sonda multiparamétrica (Yellow Springer 556 MPS) previamente calibrada, realizou as leituras de variáveis físicas e químicas da água (temperatura da água, pH, condutividade elétrica, e oxigênio dissolvido).

4.4.1 Variáveis físico-químicas da água

4.4.1.1 Turbidez (UNT)

A turbidez foi medida através de um turbidímetro de bancada (Marconi TB® 1000), em laboratório de campo.

4.4.1.2 Alcalinidade (meq.L⁻¹)

A alcalinidade foi obtida através do método 2320B-4d descrito em APHA (2005).

4.4.1.3 Sólidos suspensos totais, orgânicos e inorgânicos (mg.L⁻¹)

Para obtenção dos sólidos em suspensão, as amostras foram filtradas com filtros GFC, previamente calcinados e pesados. Para isso, foi utilizado o método gravimétrico (2540D e E) descrito em APHA (2005).

4.4.1.4 Nutrientes totais

Para análise de nutrientes totais (nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total e nitrogênio amoniacal) não foi realizada a filtração das amostras, apenas o congelamento para posterior determinação no laboratório Biotace – EESC – USP.

4.4.1.5 Nutrientes dissolvidos

Para a determinação dos nutrientes dissolvidos, as amostras foram filtradas com filtros Wathman – GFC com 47 mm de diâmetro e 1,2 µm de poro. As amostras para determinação de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato (mg.L^{-1}), ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$), após filtradas, foram armazenadas em freezer a 18°C negativos, para posterior análise.

4.4.1.6 Formas de Carbono (mg.L⁻¹)

As formas de carbono (CO_2 Total, CO_2 livre, HCO_3^- , CO_3^{2-} e C-inorgânico) foram determinadas através dos dados de alcalinidade, pH e temperatura da água, de acordo com Mackereth, Heron e Talling (1978).

4.4.1.7 Carbono orgânico total (COT)

Para determinação do carbono orgânico total (COT), as amostras foram armazenadas em frascos âmbar e resfriadas a 4°C para posterior análise no

laboratório Biotace – EESC – USP, através de um analisador de carbono COT Shimadzu SSM 5000.

Na Tabela 2 a seguir, estão relacionadas todas as variáveis determinadas e os respectivos métodos utilizados:

Tabela 2 - Métodos de determinação das qualidades físicas e químicas da água.

Variáveis	Unidade	Método	Referência Bibliográfica
Temperatura da água	°C	Potenciométrico	-----
Oxigênio Dissolvido	mg.L ⁻¹	Polarográfico	-----
pH	-	Potenciométrico	-----
Condutividade Elétrica	µS.cm ⁻¹	Potenciométrico	-----
Turbidez	UNT	Nefelométrico	-----
Alcalinidade	meq.L ⁻¹	2320B-4d	APHA 2005
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L ⁻¹	4500N _{org} C	APHA 2005
Nitrogênio Amoniacal	mg.L ⁻¹	4500 _{NH3} C	APHA 2005
Nitrito	µg.L ⁻¹	4500 _{NO2} B	MACKERETH et al. 1978
Nitrito	mg.L ⁻¹	4500 _{NO3} B	APHA 2005
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	4500B item 5	APHA 2005
Ortofosfato	mg.L ⁻¹	4500E	APHA 2005
Formas de Carbono	mg.L ⁻¹	5310D	APHA 2005
Carbono Orgânico Total	mg.L ⁻¹	5310B	APHA 2005
Sólidos	mg.L ⁻¹	2540D/E	APHA 2005

4.5 Análise da Comunidade Biológica

As macrófitas aquáticas foram amostradas nos locais indicados na Figura 2, classificadas por meio de chaves de identificação e consulta à literatura especializada (KISSMANN; GOTTH, 1997; POTT; POTT, 2000).

4.5.1 Determinação da biomassa (gPS.m⁻²)

A biomassa foi coletada através de metodologia sugerida por Westlake (1965):

- Escolha do banco de macrófitas com maior homogeneidade (indivíduos de mesma espécie, com idade aproximada e aspecto fenológico semelhante);
- Realização de três amostragens aleatórias por banco, utilizando um amostrador na forma de quadrado, de 0,25m², sendo que todos os indivíduos que se encontravam dentro da área foram coletados;

A seguir, a biomassa foi analisada da seguinte maneira:

- Lavagem das amostras com água do próprio reservatório e acondicionamento em sacos plásticos;
- Limpeza do material coletado para retirada de material aderido, no laboratório de campo, fazendo-se em seguida a secagem das plantas ao ar livre e posteriormente, no Laboratório BIOTACE – EESC-USP, em estufa a uma temperatura máxima de 60°C, até que fosse atingido peso constante;
- Pesagem das amostras, após resfriamento, determinando-se assim o seu peso seco;
- Obtenção da biomassa em peso seco por m^2 (gPS.m^{-2}), multiplicando-se o peso encontrado por quatro.

4.5.2 Determinação da biomassa (gC.m^{-2})

Através da incineração a 550°C (1 hora) de 0,3g de planta seca e moída obteve-se a quantidade de matéria orgânica. A biomassa de carbono foi calculada conforme descrito em Wetzel e Likens (2000), no qual se considera que 47% do peso seco remanescente livre de cinzas é carbono (C detrital).

4.6 Compartimento Sedimento

As amostras foram coletadas com o auxílio de uma draga de Van-Veen e acondicionadas em potes plásticos de 0,5 kg. Foi realizada a análise do sedimento com relação à quantidade de matéria orgânica, fósforo total e nitrogênio total.

4.6.1 Determinação da matéria orgânica (%)

A matéria orgânica foi analisada a partir do método adaptado de Wetzel e Likens (2000), que consiste em pesar cadinhos previamente calcinados (P0) para posterior retirada de 5g de amostras, as quais foram previamente secas em estufas por 24h a 60°C. Após esse processo, estas foram pesadas em balança analítica (P1) e depois transferidas à mufla, onde foram calcinadas à 550°C, por duas horas. Foi realizada nova pesagem das amostras (P2), determinando assim o material orgânico presente na amostra do sedimento.

4.6.2 Determinação do nitrogênio total (mg.L^{-1})

A análise de nitrogênio orgânico total no sedimento foi realizada segundo método de Kjeldahl (APHA, 2005) que é composto por duas etapas: digestão e destilação. Para a digestão, pesou-se 3g de amostra, 1,5g de sulfato de potássio, adicionou-se 1mL de sulfato de cobre e 2,5mL de ácido sulfúrico concentrado deixando-se digerir por 1h à 330°C. Para a realização da destilação, 50mL de água destilada foram acrescentados aos tubos recém saídos do digestor, juntamente com 20mL de hidróxido de sódio 10N. Nos erlenmeyers que receberam o destilado, foram medidos 50mL de ácido bórico e 5 gotas de indicador rosa, destilando-se até que se completasse 100mL. Após essa etapa, foi realizada a titulação com ácido sulfúrico 0,02N.

4.6.3 Determinação do fósforo total ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)

O fósforo total foi analisado segundo o método de incineração de Andersen (1976), que consiste na queima de 0,2g de amostra seca e 0,5g de carbonato de sódio em mufla (550°C), durante 1 hora. Esse material foi, então, transferido a um Erlenmayer, adicionando-se 25mL de HCl 1N e aquecendo-se em chapa até que se obtivesse uma coloração amarela. Realizou-se então a diluição em água destilada, transferindo o material para um balão volumétrico de 100mL. Após a diluição, retirou-se 5mL desse material e acrescentou-se 1mL de reagente misto, para posterior leitura no espectofotômetro a 800nm.

4.7 Tratamento dos dados

A fim de se verificar a relação entre as variáveis limnológicas, hidrológicas e biológicas estudadas, aplicou-se o teste de Correlação de Postos de Spearman (STATISTICA 10).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis hidrológicas

5.1.1 Precipitação pluviométrica (mm)

Os dados de precipitação mensal acumulada, referentes aos últimos dez anos anteriores às datas das coletas (2000-2010), podem ser visualizados na Figura 6.

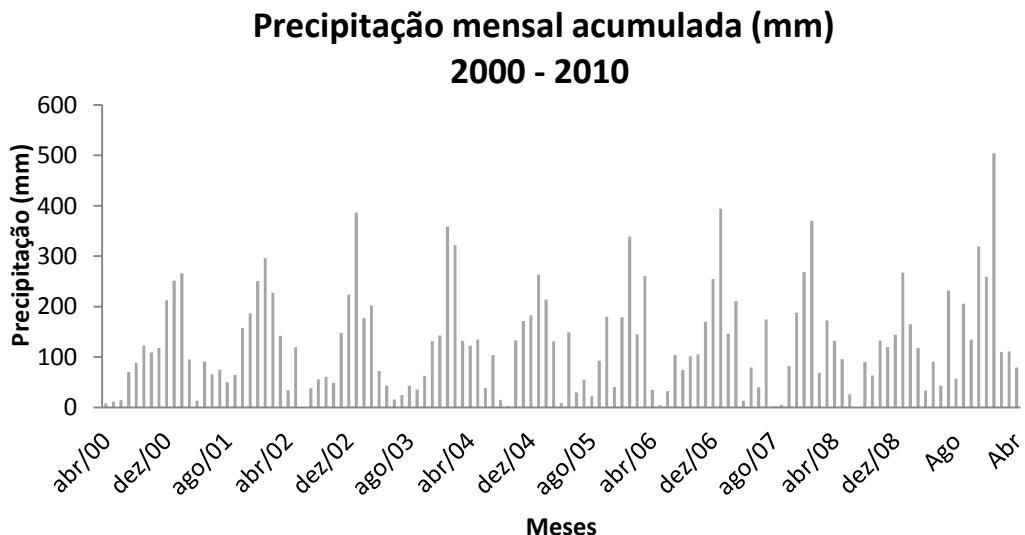


Figura 6 - Precipitação mensal acumulada (mm) no reservatório Itupararanga, no período de 2000 a 2010.

Os dados relativos à precipitação mensal acumulada nos meses analisados são apresentados na Figura 7.

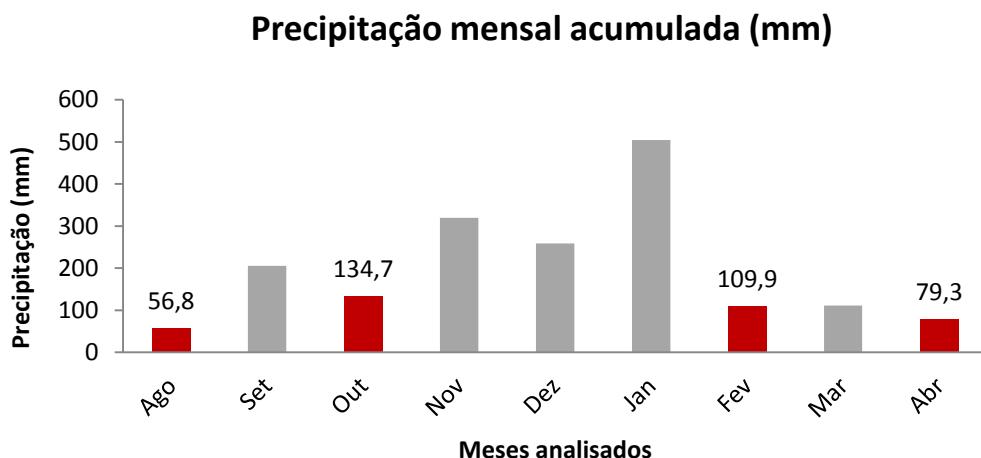


Figura 7 - Precipitação pluviométrica mensal acumulada de agosto de 2009 a abril de 2010, com destaque dos meses nos quais foram realizadas as amostragens.

Observou-se, dentre os períodos de coleta, a maior precipitação ocorreu no mês de outubro, durante a primavera (134,70 mm) e a menor precipitação foi observada no inverno (mês de agosto), com um volume de 56,80 mm.

Nos dias anteriores à amostragem de inverno não houve registro de precipitação. Já na primavera, houve precipitação nos cinco dias antecedentes à amostragem (46 mm) e no dia de coleta (17,5 mm). No verão houve

aproximadamente 17 mm de chuva quatro dias antes da coleta, e no outono, 15 mm com três dias de antecedência.

Comparando-se a precipitação dos últimos cinco anos anteriores às coletas, verificou-se que no inverno, primavera e verão em que foram realizadas as amostragens, foram registrados os maiores volumes de chuva dentre o histórico analisado.

5.1.2 Variação da cota hidrométrica (m)

A variação do nível de água ao longo do período estudado (agosto de 2009 a abril de 2010) indica que a cota mínima ocorreu na primavera (823,06 m) e a cota máxima no verão (825,15 m). Na Figura 8 é possível visualizar essa variação, e os pontos em destaque representam os meses em que foram realizadas as amostragens.

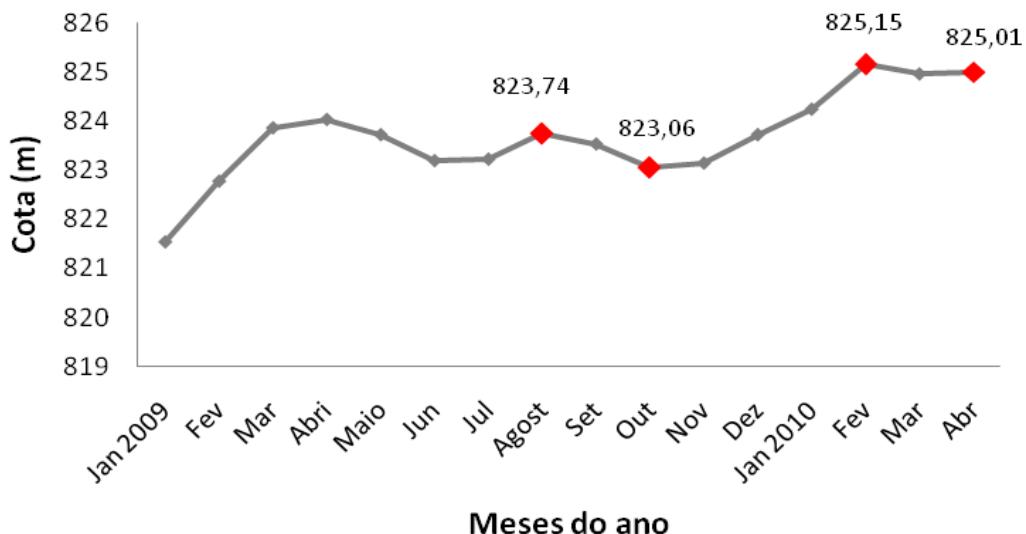


Figura 8 - Variação do nível da água do reservatório Itupararanga no período estudado, com destaque para os meses em que foram realizadas as amostragens.

5.1.3 Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

As vazões turbinadas e vertidas do reservatório variaram ao longo do tempo, conforme a Figura 9.

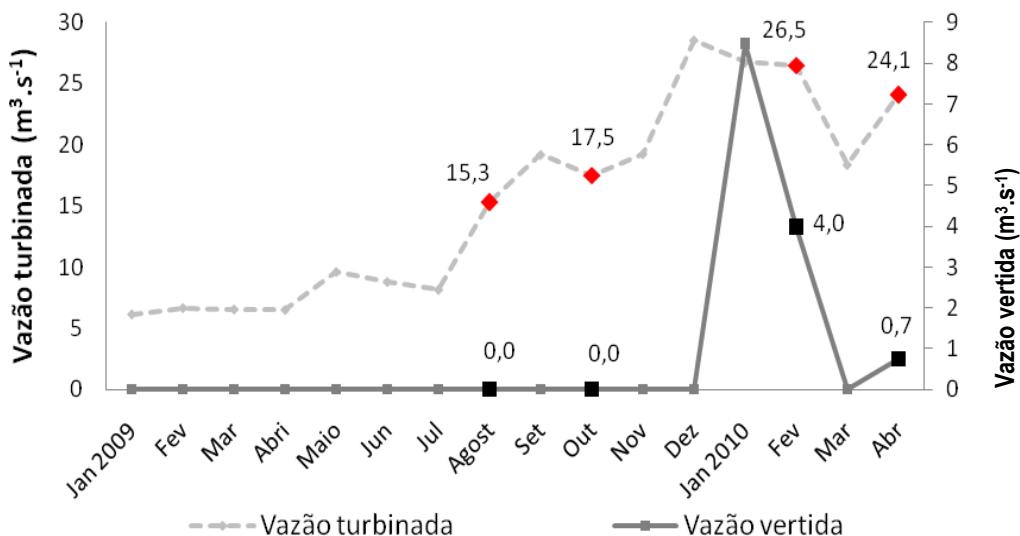


Figura 9 - Vazões turbinada ($m^3 \cdot s^{-1}$) e vertida ($m^3 \cdot s^{-1}$) do reservatório Itupararanga, com destaque para os meses em que foram realizadas as amostragens.

A vazão turbinada do reservatório é aquela utilizada na geração de energia elétrica, e pode-se perceber que no período em que o reservatório encontrava-se em seu nível mais baixo, a vazão turbinada foi menor ($15,30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no inverno). Paralelamente, no período de cheia, com maior volume de água acumulado, a vazão também foi maior ($26,50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no verão).

Não houve vazão vertida ao longo de todo o período estudado, sendo necessária a abertura do vertedouro apenas no verão ($4,00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e no outono ($0,75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), estações em que o reservatório encontrava-se com seu maior volume de água.

5.2 Variáveis físico-químicas da água

5.2.1 Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)

Os perfis da temperatura da água das quatro estações amostradas podem ser visualizados na Figura 10:

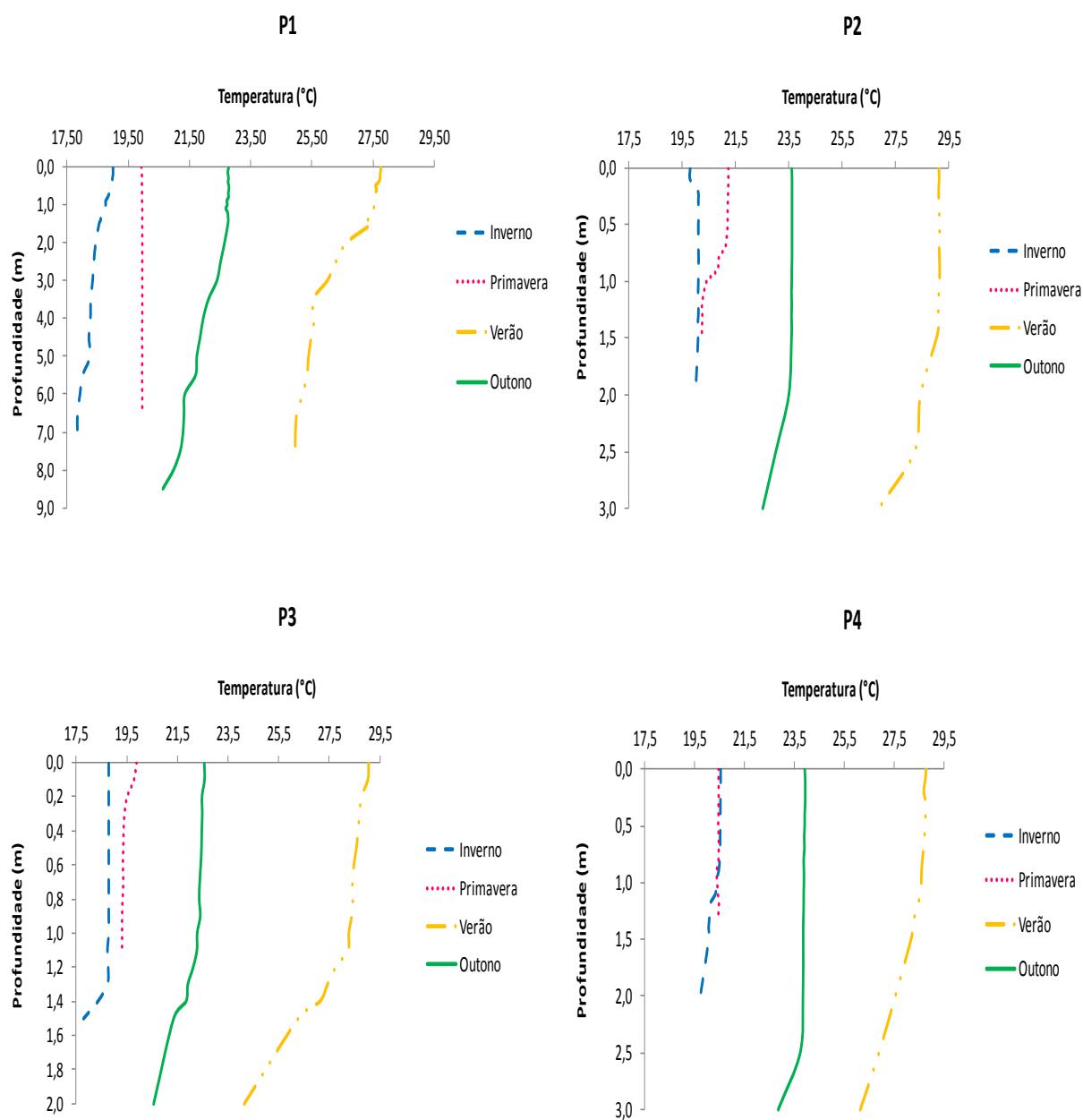


Figura 10 - Perfis de temperatura da água nas quatro estações de amostragem, no período estudado, do reservatório Itupararanga.

Em P1 registraram-se as maiores temperaturas dentre as quatro estações de amostragem, no entanto nos períodos de inverno, primavera e outono o perfil vertical estava, aparentemente, homogêneo, pequenas variações de temperatura ocorreram entre a superfície e o fundo da coluna de água. No inverno a variação foi de 1,15°C em 7 m de profundidade, e na primavera a média de temperaturas ficou em torno de 19,9°C. No outono os valores se alteraram entre 22,79°C na superfície e 20,63°C a 8,5 m de profundidade, entretanto no verão, além das médias encontradas terem sido mais elevadas (26,7°C), evidenciaram-se microestratificações térmicas.

Em P2 durante o inverno houve estabilização da temperatura na coluna de água (aproximadamente 20°C). Ainda em P2, durante a primavera e o outono houve uma variação de aproximadamente 1,00°C em um intervalo de apenas um metro, indicando a ocorrência de estratificação térmica. A temperatura média registrada no verão foi 27,10°C, e nesse período pode-se constatar estratificação térmica entre 1,0 m e 2,0 m de profundidade, pois a variação da temperatura foi de 1,56°C nesse intervalo.

Na estação amostral P3 observou-se maior estabilidade do perfil de temperatura nos períodos de primavera e outono, com médias de 19,40°C e 22,18°C, respectivamente. No inverno houve alteração dessa variável apenas entre as profundidades 0,5 m e 1,5 m, com temperaturas variando de 18,80°C para 17,80°C. Já no verão pode-se perceber a ocorrência de estratificação térmica, com valores oscilando de 28,26°C a 1,0 m de profundidade para 24,14°C a 2,0 m.

Em P4, durante o inverno e a primavera, as temperaturas mantiveram-se praticamente constantes ao longo do perfil longitudinal, sendo que ambas apresentaram valor médio de 20,40°C. A precipitação ocorrida no dia da coleta durante a primavera pode justificar esse comportamento na movimentação da coluna d'água ocasionada pela chuva, assim como verificou Delello (2008) no reservatório do Lobo em períodos chuvosos. No outono também se observou uma homogeneização da coluna de água, com temperaturas de 23,93°C na superfície e 22,87°C a 3,0 m de profundidade. No verão verificou-se estratificação térmica entre as profundidades de 1,0 m e 2,0 m, com uma variação de 1,0°C (28,56°C para 27,56°C).

Nas quatro estações amostrais analisadas as médias de temperatura durante o verão foram as mais elevadas, seguidas pelas do outono, primavera e inverno. Observou-se estratificação térmica durante o verão nos pontos P3 e P4, e no inverno apenas em P3.

A estratificação térmica em reservatório apresenta características diferentes, quando comparada com a dos lagos, por exemplo. Sabe-se que nos reservatórios apresenta uma variação maior nos do que nos lagos, em função do tempo de detenção mais curto (WETZEL, 1993). Por isso, ela é mais propensa a ocorrer em reservatórios de grande profundidade. No entanto, é possível que ocorra em braços e locais rasos devido às variações diárias de temperatura na coluna d'água, como observado no verão, em P1. Juntamente com a estratificação térmica, é frequente a

ocorrência da estratificação de variáveis como OD ou condutividade elétrica, de forma que a variação de temperatura afeta não somente a densidade da água, como também dificulta a capacidade de mistura da coluna d'água como um todo (FRANZEN, 2009).

5.2.2 Oxigênio dissolvido ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Os perfis de oxigênio dissolvido (OD) em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ são apresentados na Figura 11.

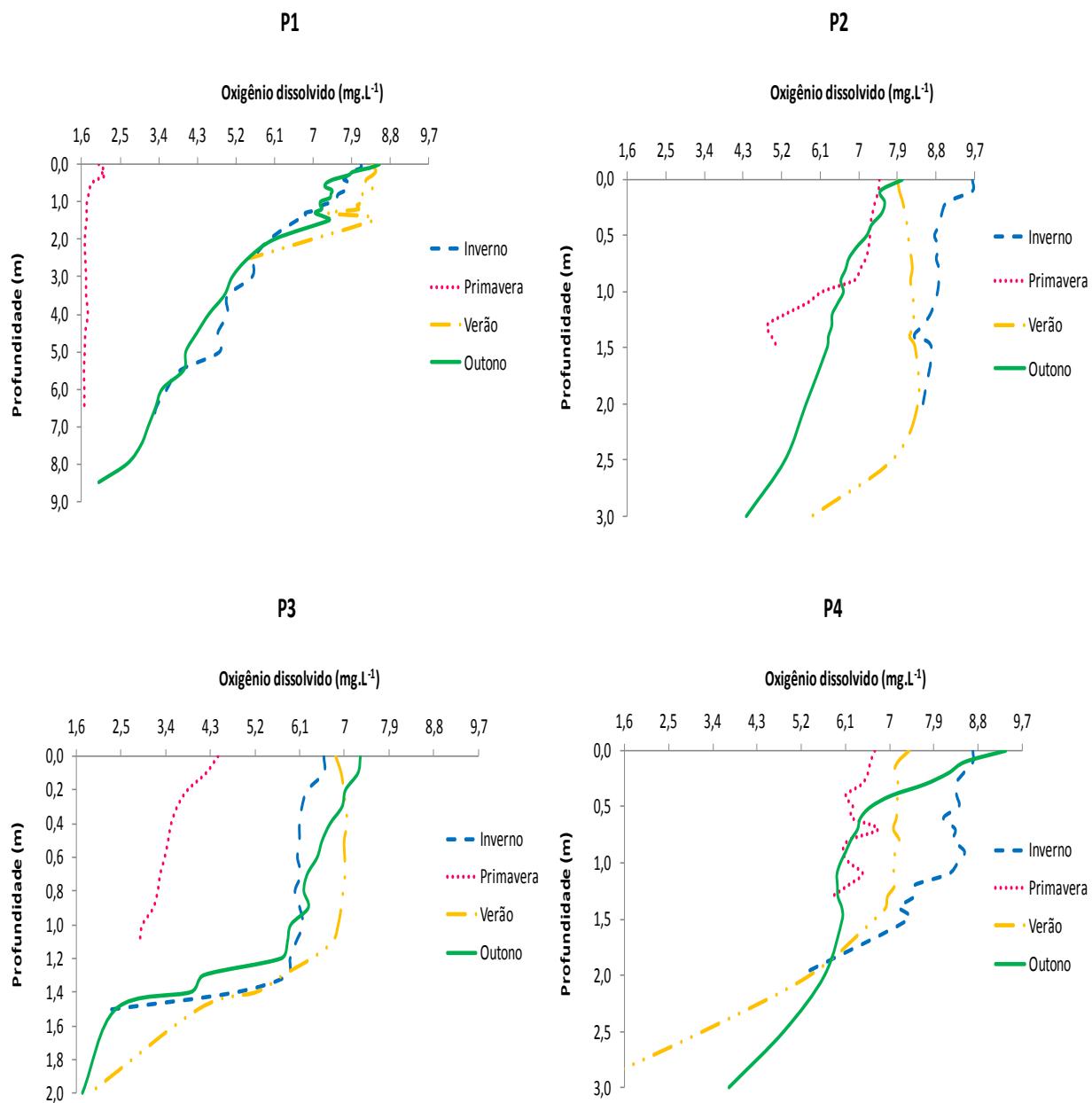


Figura 11 - Perfis de oxigênio dissolvido ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período de estudo.

Em todos os pontos amostrais durante o período estudado, notou-se que a concentração de oxigênio dissolvido diminuiu ao longo da coluna de água.

Na estação amostral P1, as concentrações de OD na superfície, no inverno e outono, eram semelhantes, $8,11 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,56 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. No outono a 8,5 m observou-se uma concentração de OD de $1,99 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que no inverno a 7,0 m o valor encontrado foi $3,28 \text{ mg.L}^{-1}$. No verão houve um decaimento das concentrações, variando de $8,19 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície a $2,09 \text{ mg.L}^{-1}$ a 2,0 m. Já na primavera os valores estabilizaram-se em torno de $1,73 \text{ mg.L}^{-1}$ desde a superfície até a profundidade de 6,5 m.

Em P2 verificou-se os maiores valores de OD durante o inverno, $9,65 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície. No verão as concentrações mantiveram-se relativamente constantes, em torno de $8,10 \text{ mg.L}^{-1}$ até a profundidade de 2,0 m, quando começaram a decair para um valor mínimo de $5,90 \text{ mg.L}^{-1}$ a 3,0 m. Os valores de OD na coluna de água na primavera e no outono foram semelhantes da superfície ($7,48 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,01 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente), atingindo a profundidade de 1,5 m na primavera ($5,10 \text{ mg.L}^{-1}$) e 3,0 m no outono ($4,38 \text{ mg.L}^{-1}$).

Em P3, por se tratar de uma estação amostral rasa (profundidade máxima de 2,0 m durante o verão e o outono), as concentrações de OD, nos diferentes períodos do ano, sofreram alterações ao longo do perfil vertical. No verão observou-se que na superfície o OD estava a $6,83 \text{ mg.L}^{-1}$, e a 2,0 m, $1,89 \text{ mg.L}^{-1}$. A coluna de água no outono apresentou alteração similar, com OD de $7,32 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície e $1,72 \text{ mg.L}^{-1}$ a 2,0 m. No inverno notou-se que os valores permaneceram constantes, em torno de $6,10 \text{ mg.L}^{-1}$ até a profundidade de 1,1 m, quando começaram a decair até a concentração mínima de $2,25 \text{ mg.L}^{-1}$ a 1,5 m. Durante a primavera, as médias foram baixas quando comparadas às outras estações do ano, variando de $4,45 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície a $2,88 \text{ mg.L}^{-1}$ a 1,1 m de profundidade.

Em P4 foi observada uma pequena variação ao longo da coluna d'água no inverno e na primavera ($5,18 \text{ mg.L}^{-1}$ a 2,0 m e $5,83 \text{ mg.L}^{-1}$ a 1,3 m, respectivamente) e uma grande variação no verão e no outono ($0,76 \text{ mg.L}^{-1}$ e $3,73 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, ambas a 3,0 m).

Verificou-se que a concentração de OD durante a primavera, em todas as estações amostrais, foi menor dentre as demais estações do ano. O fato de ter chovido nos dias antecedentes às amostragens no mês de outubro pode estar

relacionado aos valores baixos de OD, uma vez que a entrada de matéria orgânica no sistema, oriunda do escoamento superficial, intensifica os processos biológicos e pode aumentar o consumo de oxigênio (GUERESCHI; FONSECA-GESSINGER, 2000). A análise de correlação indicou influência do aumento da precipitação pluviométrica sobre a diminuição do OD na água em P1, P2 e P4 ($p = -0,80$). O mesmo comportamento de baixa concentração de OD em período chuvoso foi observado por Souza e Fernandes (2009) em uma lagoa no Espírito Santo.

Além disso, nas quatro estações amostrais há a afluência de rios. Estes podem ter contribuído para a redução na concentração de OD no fundo da coluna de água, uma vez que podem ter carreado matéria orgânica alóctone e favorecido a decomposição, conforme citado por Soares et al. (2008).

5.2.3 Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)

Os valores de condutividade elétrica são apresentados na Tabela 3:

Tabela 3 - Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) obtida nas quatro estações de amostragem do reservatório Itupararanga.

Prof. (m)	P1				P2				P3				P4			
	Inv	Prim	Verão	Out												
0,0	57	80	64	54	47	56	52	56	69	77	70	81	67	150	50	52
0,1	57	74	57	54	47	57	56	56	69	76	73	81	67	80	74	52
0,2	54	71	61	54	74	57	59	56	78	81	72	81	45	86	76	53
0,3	54	73	48	54	48	59	86	56	74	93	74	81	75	65	73	53
0,4	57	48	68	54	59	60	38	56	59	86	76	81	53	60	60	53
0,5	57	31	120	54	58	59	61	56	65	82	74	81	47	62	51	53
0,6	56	49	134	54	55	48	52	56	73	83	71	81	54	57	52	53
0,7	56	68	151	54	55	66	59	56	77	77	75	81	57	44	50	53
0,8	63	37	220	54	53	81	55	56	80	64	75	81	50	59	51	53
0,9	62	64	85	55	56	77	33	56	85	180	75	81	57	46	50	53
1,0	57	58	77	55	58	62	36	56	83	89	77	82	55	50	50	53
1,1	65	57	72	55	57	69	80	56	90	94	77	82	58	95	50	53
1,2	26	55	63	55	56	65	32	56	85		79	83	54	44	52	53
1,3	61	55	68	55	55	70	62	56	89		78	83	54	57	50	53
1,4	68	57	74	55	58	48	54	56	85		81	84	52		52	53
1,5	57	59	80	55	58	57	64	56	67		80	85	54		50	53
2,0	56	58	50	55	56		67	56			81	88	54		52	53
2,5	61	61	66	55			122	56							38	52
3,0	53	58	68	56			71	56							47	50
3,5	68	58	70	57				56								
4,0	67	140	58	57				56								
4,5	68	66	81	58				56								
5,0	66	23	68	59				56								
5,5	66	70	91	59				56								
6,0	62	137	74	60				56								
6,5	66	204	40	60				56								
7,0	65		85	60				56								
7,5			73	60				56								
8				61				56								
8,5				61				59								

A condutividade elétrica em P1 apresentou, de maneira geral, valores similares durante as quatro estações do ano. No inverno, a coluna de água apresentou condutividade que variou de $26 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a 1,2 m, a $68 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a 3,5 m. Na primavera houve grande variação de valores entre os 4,0 m e 6,5 m de profundidade, observando-se picos de $204 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a 6,5 m e mínima de $23 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a 5,0 m. Durante o verão observou-se um valor médio de $80,93 \mu\text{S.cm}^{-1}$, com um aumento da condutividade, variando de $68 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a 0,4 m de profundidade para $120 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a 0,5 m. Após 0,8 m os valores diminuíram novamente, chegando a 40

$\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ aos 6,5 m. No outono os valores mantiveram-se uniformes ao longo de toda a coluna de água, com valores em média de $56 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$.

Em P2 a condutividade foi semelhante no inverno e no outono, com condutividade média de $56 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. No verão os valores de condutividade variaram de $38 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 0,4 m, a $220 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 2,5 m. Na primavera, a condutividade variou de $56 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ na superfície a $70 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 1,3 m, decaindo para $57 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 1,5 m de profundidade.

Em P3 os valores de condutividade durante o verão e o outono apresentaram pequenas variações ao longo da coluna de água, sendo a média de $75 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e $82 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, respectivamente. No inverno notou-se um aumento da condutividade com o aumento da profundidade, $69 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ na superfície e $90 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 1,1 m. Na primavera os valores foram os mais altos dentre os períodos estudados, com $93 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 0,3 m até $180 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 0,9 m.

No inverno, em P4, observou-se pequena variação da condutividade entre 0,6 m e 2,0 m, sendo o valor médio de $54 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. Durante a primavera os valores de condutividade decaíram ao longo da coluna de água, observando-se $150 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ na superfície e $57 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ a 1,3 m. No verão e outono foi novamente observada homogeneidade ao longo da coluna de água, com médias de $54 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e $52 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, respectivamente.

A condutividade elétrica está diretamente relacionada com a presença de íons e material dissolvido na água, podendo assim, ser considerada como um indicador de poluição. Essa afirmação foi verificada por Tundisi, Matsumura-Tundisi e Abe (2008) no reservatório de Barra Bonita, em que a concentração de íons aumentou de $100 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (1979) para $400 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (2002), juntamente com a maior ocupação urbana do reservatório. No reservatório Itupararanga, os valores observados foram baixos em todas as amostragens realizadas, e próximos da média encontrada por Pedrazzi (2009), que variou entre 50 e $70 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$.

No período analisado com maior precipitação pluviométrica (primavera) verificou-se que os valores médios da condutividade elétrica nos quatro locais de amostragem foram superiores aos observados no período de seca ($72,49 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e $62,03 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, respectivamente). Da mesma maneira, o coeficiente de correlação de Spearman entre condutividade elétrica e precipitação pluviométrica foi elevado ($p = 0,80$). Apesar de maiores volumes de água proporcionarem maior diluição, conforme verificado por Souza e Fernandes (2009) e Cavati e Fernandes (2008),

ambos em lagoas do Espírito Santo, o escoamento superficial no período chuvoso pode ter carreado ao reservatório íons em quantidade suficiente para elevar a condutividade.

5.2.4 Sólidos suspensos (mg.L^{-1})

Os valores de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos inorgânicos (SSI) e sólidos suspensos orgânicos (SSO), em mg.L^{-1} , são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores de SST, SSI e SSO de cada uma das estações de amostragem no reservatório Itupararanga, nos períodos analisados.

Estação Amostral	Inverno				Primavera				Verão				Outono			
	Prof. (m)	SST (mg.L ⁻¹)	SSI (mg.L ⁻¹)	SSO (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	SST (mg.L ⁻¹)	SSI (mg.L ⁻¹)	SSO (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	SST (mg.L ⁻¹)	SSI (mg.L ⁻¹)	SSO (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	SST (mg.L ⁻¹)	SSI (mg.L ⁻¹)	SSO (mg.L ⁻¹)
P1	0,00	13,23	5,45	7,78	0,0	8,95	7,06	1,89	0,0	6,94	0,00	6,94	0,0	4,53	0,52	4,02
	0,20	8,62	2,30	6,32	0,2	9,53	8,08	1,45	0,5	6,66	0,05	6,66	1,0	4,43	0,50	3,93
	0,60	9,60	2,48	7,12	0,5	10,02	6,59	3,43	1,1	7,75	0,57	7,18	2,5	3,43	0,53	3,22
	1,00	8,73	2,62	6,10	0,8	10,04	7,16	2,88	3,0	7,19	1,68	5,51	4,5	6,90	3,55	3,35
	5,00	6,30	0,50	5,80	2,5	10,14	7,66	2,48	6,0	7,64	3,07	4,56	7,5	61,45	46,95	14,50
P2	0,00	11,28	5,20	6,08	0,00	17,59	13,33	4,26	0,0	5,34	1,48	3,86	0	6,77	0,75	6,02
	0,20	11,27	4,80	6,47	0,20	16,35	10,36	5,99	0,5	6,21	1,25	4,96	0,3	5,60	0,67	5,37
	0,40	10,28	3,92	6,37	0,50	16,64	10,98	5,66	1,2	5,85	1,15	4,70	0,6	5,95	0,67	5,28
	0,60	10,27	4,13	6,13	0,70	16,15	10,87	5,28					1,2	6,23	1,02	5,22
	1,00	10,73	4,75	5,98									2	5,67	0,80	4,87
	1,40	10,07	4,12	5,95												
P3	0,00	7,38	3,33	4,05	0,00	48,10	35,80	12,30	0,0	9,06	2,61	6,45	0	5,57	0,90	4,67
	0,50	8,15	3,25	4,90	0,20	52,05	37,68	14,38	0,4	7,59	1,60	5,99	0,4	8,35	3,08	5,27
	0,80	9,07	3,90	5,17	0,50	54,68	43,63	11,05	1,0	8,73	1,85	6,87	1	6,70	0,93	5,77
	1,40	32,62	22,27	10,35	0,90	72,70	59,38	13,33	2,0	12,24	5,87	6,36	2	5,42	2,25	3,17
P4	0,00	9,03	1,62	7,40	0,0	10,87	5,36	5,51	0,0	5,36	0,24	5,12	0	8,63	4,33	4,30
	0,30	3,60	0,00	3,60	0,2	8,90	6,21	2,69	0,4	5,52	0,80	4,72	0,3	6,22	2,05	4,17
	0,60	9,10	3,03	6,07	0,7	11,63	5,14	6,49	0,8	5,40	0,87	4,53	0,9	5,33	0,42	4,92
	2,00	7,33	2,47	4,87	1,1	8,63	5,94	2,69	1,4	6,20	0,81	5,39	2,5	4,08	0,00	4,83

Através da Tabela 4 pode-se verificar que em P1, a concentração de SST no inverno foi maior na superfície ($13,23 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície e $6,30 \text{ mg.L}^{-1}$ a 5,0 m de profundidade), mas esse comportamento não foi observado nas outras estações do ano, pois a concentração de SST aumentou da superfície para o fundo. As menores concentrações foram observadas no verão, com $6,66 \text{ mg.L}^{-1}$ a 0,2 m. No outono houve um aumento expressivo na concentração de SST na porção inferior da coluna de água, variando de $4,53 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície para $61,45 \text{ mg.L}^{-1}$ a 7,5 m de profundidade, processo que pode estar relacionado à sedimentação, por se tratar de um período pouco chuvoso (BOTTINO, 2011).

Em P2 as concentrações de SST diminuíram ao longo da coluna de água, com exceção do verão, em que se observou $5,34 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície e $5,85 \text{ mg.L}^{-1}$ a 1,2 m. A menor concentração média de SST ocorreu no verão ($5,8 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto a maior no outono ($6,04 \text{ mg.L}^{-1}$).

As concentrações obtidas na primavera em P3 foram elevados ($72,70 \text{ mg.L}^{-1}$ a 0,9 m de profundidade), quando comparados aos dos outros períodos, e pode-se verificar que em todas as estações do ano as concentrações aumentaram verticalmente, como no inverno, em que a concentração foi de $7,38 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície e de $32,60 \text{ mg.L}^{-1}$ a 1,4 m.

As amostragens realizadas em P4 indicaram concentrações maiores de SST na superfície durante o inverno ($9,03 \text{ mg.L}^{-1}$), primavera ($10,87 \text{ mg.L}^{-1}$) e outono ($5,18 \text{ mg.L}^{-1}$). Nessas estações do ano os valores diminuíram ao longo da coluna de água. No verão, no entanto, observou-se aumento na concentração de SST, variando de $5,36 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície a $6,20 \text{ mg.L}^{-1}$ a 2,0 m.

Em todas as estações amostrais analisadas foi possível verificar uma variação sazonal dos sólidos suspensos totais, com valores mais elevados na primavera e mais baixos no verão. O fato de ter chovido nos dias que antecederam a amostragem realizada na primavera pode ter contribuído para esse aumento, uma vez que o arraste de partículas sólidas carreadas pelo escoamento superficial influencia na presença de sólidos na água e no aumento da turbidez (ZONTA et al., 2008). Do mesmo modo, Souza e Fernandes (2009) observaram diferenças temporais na concentração de sólidos suspensos totais na lagoa Mae-Be, no Espírito Santo, com valores maiores nas estações chuvosas.

Pode-se notar, também, uma variação sazonal da concentração média de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos em cada estação amostral. Em P1, durante o inverno e o verão, houve predomínio de sólidos suspensos orgânicos

(6,62 mg.L⁻¹ e 6,17 mg.L⁻¹, respectivamente) em relação aos inorgânicos (2,62 mg.L⁻¹ e 1,07 mg.L⁻¹, respectivamente). Já na primavera e no outono observou-se um comportamento oposto, em que as concentrações de sólidos suspensos orgânicos (2,43 mg.L⁻¹ e 10,41 mg.L⁻¹, respectivamente) foram inferiores às de sólidos suspensos inorgânicos (7,31 mg.L⁻¹ e 16,15 mg.L⁻¹, respectivamente).

Em P2, durante a primavera, verificaram-se valores de sólidos suspensos orgânicos (5,30 mg.L⁻¹) inferiores aos de sólidos suspensos inorgânicos (11,39 mg.L⁻¹). Nas demais estações do ano houve predominância de sólidos orgânicos (6,16 mg.L⁻¹ no inverno, 4,51 mg.L⁻¹ no verão e 5,18 mg.L⁻¹ no outono).

A maior concentração de sólidos suspensos inorgânicos foi verificada em P3 durante a primavera (44,12 mg.L⁻¹), e a menor em P2 durante o outono (0,79 mg.L⁻¹). Em P4 no inverno, verão e outono houve maior contribuição de sólidos suspensos orgânicos (5,48 mg.L⁻¹, 4,94 mg.L⁻¹ e 4,60 mg.L⁻¹, respectivamente) do que inorgânicos (1,78 mg.L⁻¹, 0,68 mg.L⁻¹ e 1,68 mg.L⁻¹).

A Figura 12 é apresentada a fim de facilitar a visualização da contribuição das diferentes formas de sólidos.

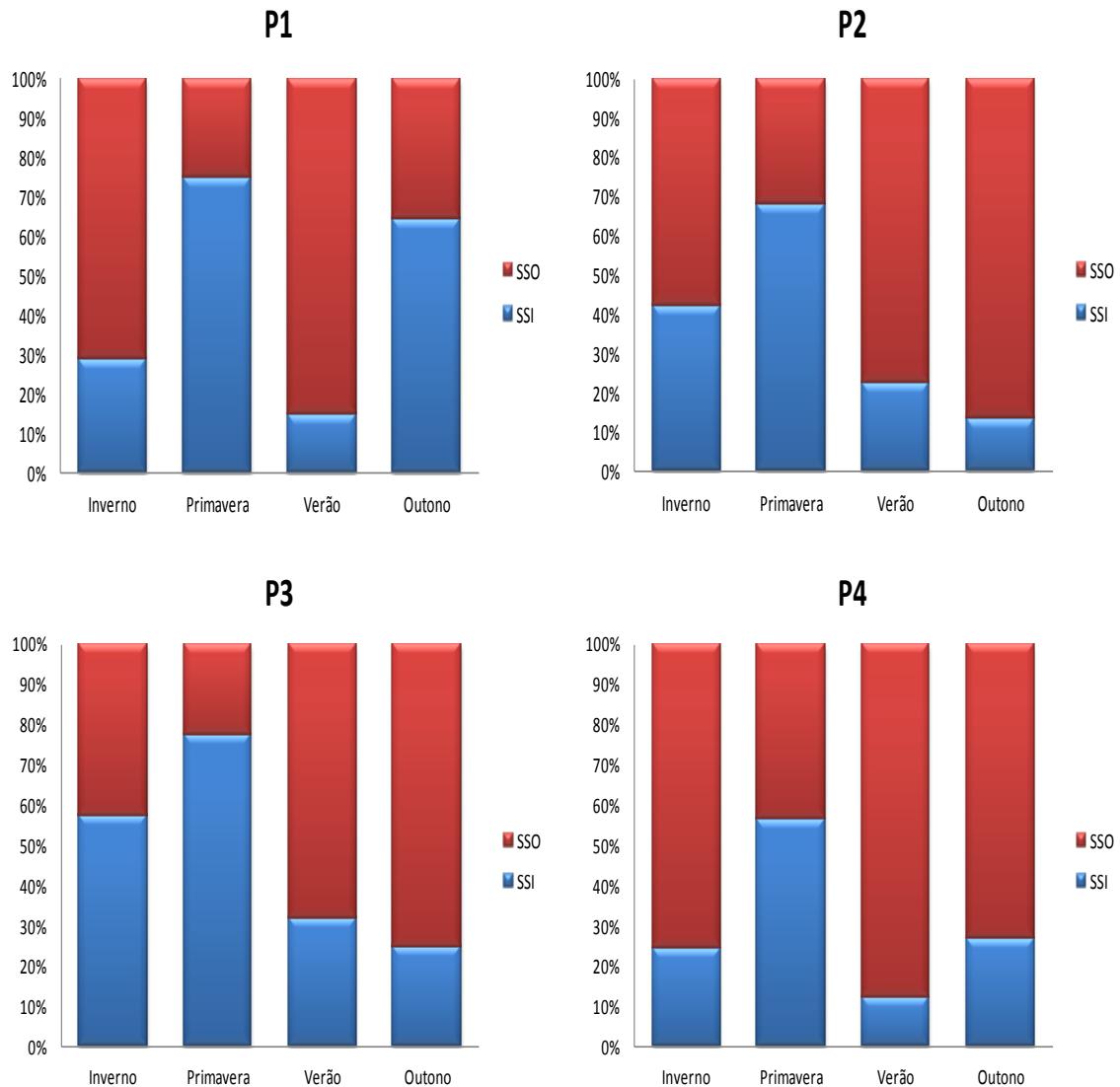


Figura 12 - Proporção de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos (%) em cada estação amostral no reservatório Itupararanga, no período estudado.

As quatro estações amostrais apresentaram uma variação semelhante na concentração de SSI, com maior concentração na primavera e menor no verão. A entrada de material alóctone com as chuvas durante a primavera, conforme discutido com relação aos SST, pode estar relacionada ao aumento da concentração de SSI, pois íons e substâncias em decomposição contribuem para a elevação dessa variável. Da mesma forma, Xu et al. (2009) verificaram uma maior concentração de SSI com relação aos SSO em épocas chuvosas no reservatório Three-Gorges, na China. Além disso, a correlação estatística mostrou relação inversa entre SSO e precipitação ($\rho=-0,80$) para as quatro estações amostrais.

A contribuição de SSO no verão foi maior que 60% em todas as estações amostrais analisadas, chegando a atingir 88% em P4. Essa elevada contribuição de

matéria orgânica pode estar relacionada à presença de fito ou zooplânctons (XU et al., 2009).

5.2.5 Turbidez (UNT)

Os perfis verticais de turbidez (Figura 13) mostram como ocorreu sua variação vertical nas diferentes estações do ano.

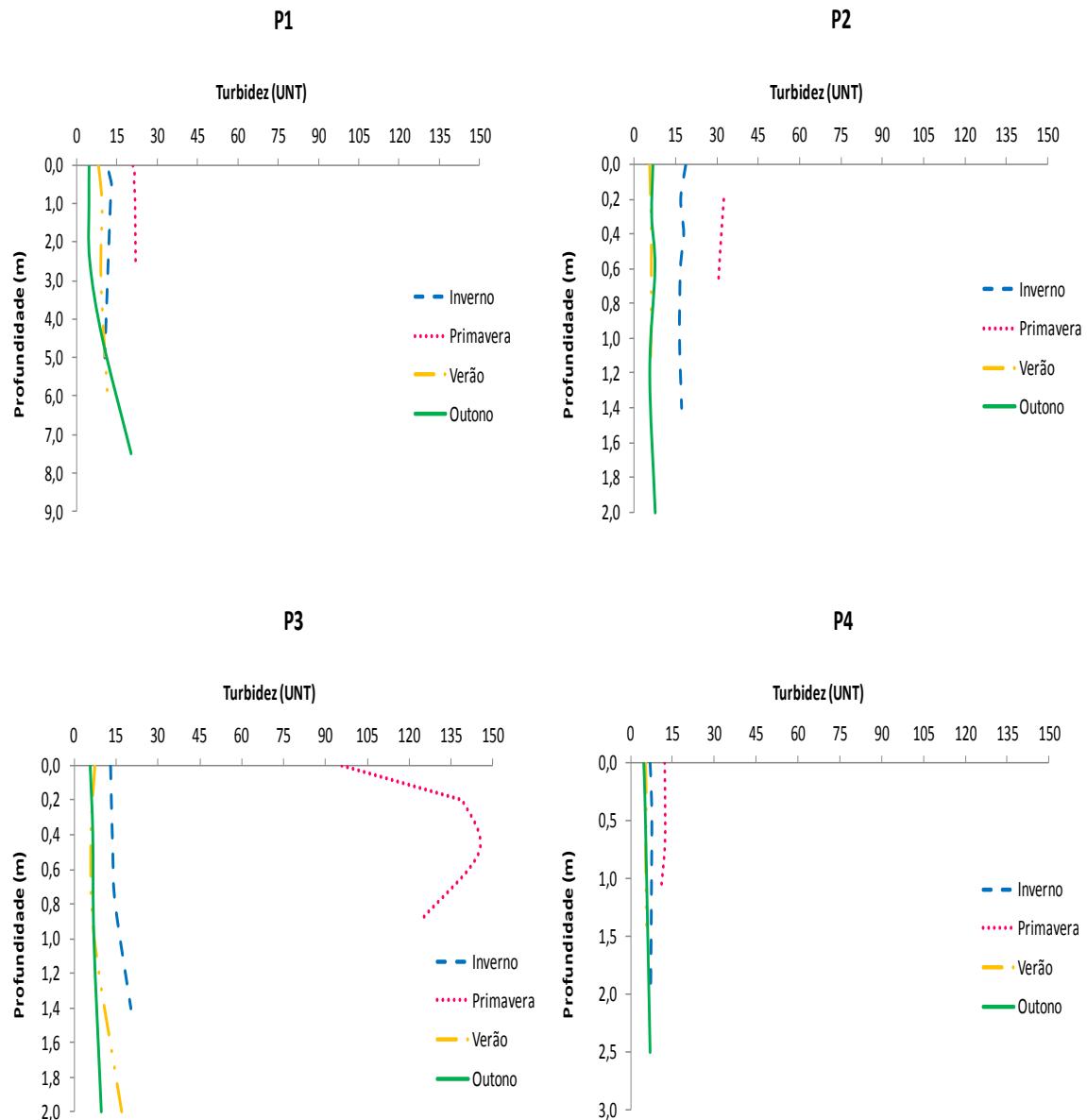


Figura 13 - Perfis de turbidez nas quatro estações de amostragem, no período analisado, no reservatório Itupararanga.

Em P1 os valores de turbidez mantiveram-se praticamente constantes no inverno, com valor médio de 12,00 UNT, porém verificou-se que nas demais estações do ano houve aumento dos valores de acordo com a profundidade. Na

primavera e no verão esse aumento foi pouco acentuado, de 1,30 UNT a 2,5 m e 3,46 UNT a 6,0 m. Já no outono observou-se um aumento na parte mais profunda da coluna de água, atingindo 20,40 UNT a 7,5 m. A maior média foi observada na primavera, com 21,5 UNT.

Em P2 e P3 os valores de turbidez, na primavera, foram muito superiores aos valores médios dos outros períodos do ano. Em P2 a média da primavera foi de 31,22 UNT, enquanto que no verão registrou-se média de 5,73 UNT. Os valores em P3, na primavera, foram elevados da superfície (95,90 UNT) até 0,9 m (124,0 UNT), com um pico de 145,0 UNT a 0,5 m. Nas demais estações do ano, os valores foram crescentes da superfície até o fundo da coluna de água, 13,10 UNT no inverno, 7,46 UNT na primavera e 5,57 UNT no verão.

A coluna de água em P4 estava homogênea para turbidez em todas as amostragens, apresentando valores médios de 7,23 UNT, 12,15 UNT e 5,54 UNT no inverno, primavera e verão, respectivamente. Apenas no outono verificou-se variação maior, com um aumento de 4,62 UNT na superfície e 6,97 UNT a 2,5 m.

A variação da turbidez em cada estação do ano deveu-se, provavelmente, à entrada de material alóctone, em períodos chuvosos, oriundo das áreas de drenagem. Conforme constatado por Figueiredo e Bianchini (2008), esse aporte de material é um dos fatores que mais alteram a turbidez da água. Essa afirmação pode ser confirmada pelo fato de que em todos os pontos amostrais houve a mesma tendência para os valores de turbidez e de SSI, e pela elevada correlação estatística em P2 entre essas variáveis ($\rho = 0,80$).

A presença de plantações agrícolas, de afluentes que percorrem bairros da zona urbana, além da quantidade de chuvas nos dias que antecederam a amostragem, podem ter contribuído para elevar os valores de sólidos suspensos totais (Tabela 4) e os de turbidez, principalmente durante a primavera nas estações amostrais P1 e P3. No entanto, o reservatório encontra-se dentro dos limites da Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) para águas de Classe 2 (até 100 UNT). Vale ressaltar também que a turbidez foi inversamente proporcional ao nível de água do reservatório, com os maiores valores nas menores cotas, $\rho = -0,80$, uma vez que há menor volume d'água e a concentração de partículas tende a ser maior.

5.2.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH aferidos em cada estação amostral são apresentados a seguir (Figura 14). Apenas os dados de pH da amostragem referente ao outono não serão apresentados em forma de gráfico, uma vez que ocorreram problemas no momento da amostragem. Assim os valores de pH apresentados são aqueles obtidos na determinação da alcalinidade (Tabela 5).

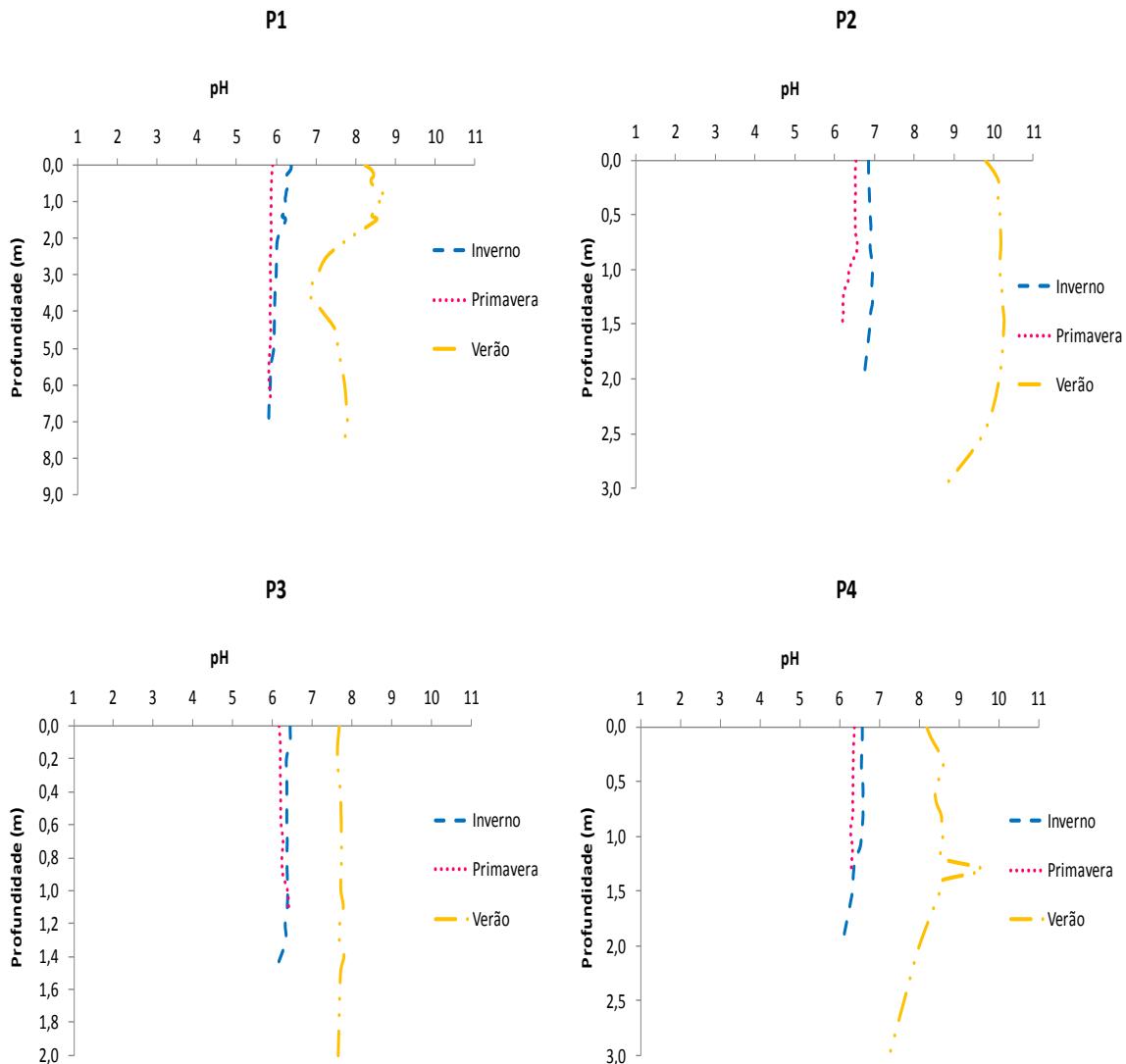


Figura 14 - Perfis verticais de pH nas quatro estações de amostragem, no período estudado, no reservatório Itupararanga.

Tabela 5 - Valores de pH obtidos nas quatro estações amostrais, durante a amostragem de outono no reservatório Itupararanga.

Outono		
	Profundidade (m)	pH
P1	0,0	6,84
	1,0	6,82
	2,5	6,86
	4,5	6,68
	7,5	6,56
P2	0,0	7,01
	0,3	6,82
	0,6	6,87
	1,2	6,96
	2,0	6,82
P3	0,0	7,19
	0,4	7,00
	1,0	7,65
	2,0	6,86
P4	0,0	7,00
	0,3	7,00
	0,9	6,89
	2,5	6,90

A primavera foi o período em que ocorreram os menores valores de pH em todas as estações de amostragem. A média em P1 foi 5,87, e em P2 foi 6,43. Os valores médios em P3 e P4 foram semelhantes, 6,24 e 6,33, respectivamente.

Em P1, no inverno, o pH mínimo foi de 5,81 a 7,0 m e na primavera foi de 5,88, a 6,5 m. No verão os valores foram mais elevados, variando de 8,23 na superfície para 7,72 a 7,5 m. No outono o pH na coluna de água apresentou valores semelhantes nas diferentes profundidades.

A coluna de água durante o verão, em P2, mostrou-se alcalina com valor de pH de 9,80 na superfície e 10,27 a 1,5 m. No outono houve uma diminuição do pH de 7,10 na superfície para 6,82 a 2,0 m de profundidade, e no inverno o pH médio obtido na coluna de água foi 6,90.

O pH em P3, no outono, teve valores iguais a 7,19 na superfície e 6,86 a 2,0 m, semelhante ao encontrado em P1, na mesma estação do ano. O pH durante o inverno teve média de 6,30 e no verão, 7,70.

Em P4, durante o inverno, observou-se uma redução do pH entre as profundidades 1,0 m e 2,0 m, com os valores variando de 6,56 para 6,05. No verão, registrou-se na superfície pH igual a 8,19, sendo que a 1,3 m essa variável atingiu o pico de 9,59, retornando gradativamente para o valor de 7,25 no fundo (3 m).

Esse aumento repentino no verão pode estar relacionado com o aumento do processo de fotossíntese. Sabe-se que o metabolismo dos organismos fotossintéticos é acelerado em temperaturas elevadas, pois há menor turbidez e maior penetração de luz, o que resulta em maior assimilação de CO₂ e aumento do pH (WETZEL, 2000). A análise estatística comprovou a influência positiva da temperatura sobre o pH da água ($p = 0,89$).

Os valores médios de todas as estações de amostragem estão dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, com pH entre 6,0 e 9,0 (BRASIL, 2005).

De modo geral, em todas as estações amostrais houve diminuição do pH verticalmente. Essa diminuição, segundo Bottino (2011), pode estar associada à decomposição de matéria orgânica no fundo do reservatório e ao consequente aumento de CO₂ e carbonato, que diminuem a capacidade tampão do meio. Outra justificativa pode ser a diminuição da realização de fotossíntese ao longo da coluna d'água, o que também contribui para aumentar a disponibilidade de CO₂ e, consequentemente, diminuir o pH. Pedrazzi (2009) observou o mesmo fenômeno de variação vertical no reservatório Itupararanga, ressaltando que os menores valores haviam sido observados perto da entrada do reservatório, locais em que há a entrada de matéria orgânica oriunda dos efluentes do município.

5.2.7 Alcalinidade (meq.L⁻¹)

Os valores de alcalinidade são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Valores de alcalinidade (meq.L^{-1}) para cada um dos pontos de amostragem, no reservatório Itupararanga.

Estação amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	Alcal. (meq.L^{-1})						
P1	0	0,60	0	0,69	0	0,80	0	0,43
	0,2	0,62	0,2	0,96	0,5	0,88	1	0,43
	0,6	0,60	0,5	0,57	1,1	0,81	2,5	0,43
	1	0,61	0,8	0,54	3	0,83	4,5	0,43
	5	0,65			6	0,77	7,5	0,42
P2	0	0,78	0	0,66	0	0,71	0	0,51
	0,2	0,75	0,2	0,68	0,5	0,71	0,3	0,43
	0,4	0,73	0,5	0,67	1,2	0,70	0,6	0,49
	0,6	0,71	0,7	0,70			1,2	0,48
	1	0,71					2	0,49
	1,4	0,71						
P3	0	1,11	0	1,16	0	1,26	0	0,81
	0,5	1,12	0,2	1,18	0,4	1,26	0,4	0,79
	0,8	1,13	0,5	1,19	1	1,22	1	0,80
	1,4	1,11	0,9	1,18	2	1,27	2	0,77
P4	0	0,61	0	0,58	0	0,64	0	0,45
	0,3	0,60	0,2	0,52	0,4	0,62	0,3	0,43
	0,6	0,60	0,7	0,53	0,8	0,62	0,9	0,44
	2	0,61	1,1	0,52	1,4	0,61	2,5	0,44

A alcalinidade tem relação direta com os valores de pH, pois representa a capacidade de uma coluna de água em neutralizar ácidos a ela adicionados e manter o pH elevado.

No inverno, em P1, foi observado um valor mínimo de alcalinidade de $0,60 \text{ meq.L}^{-1}$ a $0,6 \text{ m}$, e máximo de $0,65 \text{ meq.L}^{-1}$ a $5,0 \text{ m}$, verificando-se pequena variação vertical. Na primavera foram observados valores médios de $0,60 \text{ meq.L}^{-1}$, com um pico de $0,96 \text{ meq.L}^{-1}$ a $0,2 \text{ m}$. No verão, a alcalinidade da água manteve-se entre $0,88 \text{ meq.L}^{-1}$ a $0,5 \text{ m}$ de profundidade, e $0,77 \text{ meq.L}^{-1}$ a $6,0 \text{ m}$, enquanto o outono apresentou os valores mais baixos dentre todos os períodos estudados, com média de $0,43 \text{ meq.L}^{-1}$.

Em P2, houve baixa variação da alcalinidade no período de estudo, com concentrações médias no inverno e verão de $0,73 \text{ meq.L}^{-1}$ e $0,71 \text{ meq.L}^{-1}$, respectivamente. Na primavera observou-se alcalinidade de $0,68 \text{ meq.L}^{-1}$ e no

outono os valores foram inferiores aos das outras épocas do ano, com média de 0,49 meq.L⁻¹.

Os valores de alcalinidade registrados em P3 foram superiores àqueles obtidos nas outras estações amostrais, atingindo um máximo de 1,26 meq.L⁻¹ a 0,4 m no verão. Na coluna d'água, no outono, novamente foram verificadas as menores concentrações de alcalinidade (0,79 meq.L⁻¹ em 0,4 m). No inverno e na primavera os valores médios de alcalinidade na coluna d'água foram semelhantes, variando entre 1,12 meq.L⁻¹ e 1,16 meq.L⁻¹, respectivamente.

Em P4, as concentrações de alcalinidade foram bastante semelhantes nas quatro estações do ano, com valores variando de 0,44 meq.L⁻¹ no outono a 0,62 meq.L⁻¹ no verão.

Em todas as estações amostrais, as concentrações de alcalinidade mais baixas foram encontradas no outono. Franzen (2009) associou a baixa alcalinidade nos reservatórios do Sistema Salto com água de qualidade boa, segundo classificação da CETESB (2008).

Assim, como em maiores temperaturas há mais altas taxas de fotossíntese realizadas pelos organismos, além de diminuição na concentração de CO₂, o equilíbrio químico do carbono favorece a produção de CaCO₃, o que resulta em valores elevados de alcalinidade (ESTEVES, 1988). Portanto, pode-se justificar o fato de que durante o verão, nas estações cujas temperaturas variaram entre 24,24°C e 29,27°C, foram encontradas os maiores valores de alcalinidade. Obteve-se 0,82 meq.L⁻¹ em P1, 1,25 meq.L⁻¹ em P3 e 0,62 meq.L⁻¹ em P4. Em P2 ocorreram maiores valores de alcalinidade no inverno se comparados aos da primavera (0,78 meq.L⁻¹ e 0,71 meq.L⁻¹, respectivamente). Esse fato justifica-se devido às temperaturas semelhantes nos dois períodos (20,06°C no inverno e 20,80°C na primavera) e à concentração inferior de OD na parte superficial da coluna de água durante a primavera (7,48 mg.L⁻¹) com relação ao inverno (9,65 mg.L⁻¹), indicando maior ação fotossintética neste período. Dessa forma, constatou-se que a maior absorção de CO₂ contribuiu para a formação de um ambiente mais alcalino no inverno, com pH superior ao da primavera (6,86 e 6,55, respectivamente).

5.2.8 Formas de carbono (mg.L⁻¹)

A partir dos dados de alcalinidade foi possível calcular as concentrações dos compostos de carbono presentes nos locais amostrados, em cada uma das

estações do ano, com exceção do carbono orgânico total, que foi calculado através de um analisador de carbono.

5.2.8.1 Carbono total (TC) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

O carbono total (TC) compreende o conjunto dos compostos orgânicos e inorgânicos que possuem carbono em suas composições. A concentração de carbono total na coluna de água em cada uma das estações de amostragem é mostrada na Tabela 7.

Tabela 7 - Concentrações de TC ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	TC ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Prof. (m)	TC ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Prof. (m)	TC ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Prof. (m)	TC ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
P1	0	9,68	0	11,50	0	12,26	0	9,72
	0,2	10,63	0,2	10,54	0,5	12,36	1	9,74
	0,6	11,34	0,5	11,40	1,1	12,62	2,5	9,56
	1	10,26	0,8	11,33	3	12,20	4,5	9,75
	5	10,23	2,5	10,97	6	12,65	7,5	9,86
P2	0	10,00	0	11,08	0	11,02	0	10,64
	0,2	10,79	0,2	10,57	0,5	10,74	0,3	10,70
	0,4	10,90	0,5	10,99	1,2	11,02	0,6	10,56
	0,6	10,06	0,7	11,06			1,2	10,36
	1	10,34					2	10,84
	1,4	6,56						
P3	0	11,94	0	14,32	0	15,73	0	13,84
	0,5	7,51	0,2	14,32	0,4	15,70	0,4	14,34
	0,8	12,69	0,5	14,28	1	15,59	1	13,71
	1,4	13,58	0,9	14,03	2	16,32	2	13,23
P4	0	9,55	0	9,65	0	10,59	0	9,61
	0,3	9,12	0,2	8,61	0,4	10,55	0,3	9,50
	0,6	9,69	0,7	9,64	0,8	10,82	0,9	9,72
	2	9,28	1,1	10,54	1,4	10,56	2,5	9,90

Em P1, no verão, a concentração de TC foi maior do que nos outros períodos do ano, com média de $12,50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto que no outono, seu valor foi de $9,60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Em P2, durante o inverno, os valores de TC na coluna de água foram de

10,40 mg.L⁻¹ até a profundidade de 1,0 m, quando houve um decréscimo para 5,56 mg.L⁻¹.

As concentrações de TC na coluna de água no verão em P3 foram as maiores (15,73 mg.L⁻¹ na superfície), porém nas outras estações do ano observaram-se valores muito semelhantes, como os da primavera (14,32 na superfície) e do outono (13,84 mg.L⁻¹ na superfície).

Em P4 verificou-se certa homogeneidade da coluna de água nos períodos de coletas, com pouca variação sazonal. A maior diferença encontrada ocorreu entre 2,0 m no inverno (9,28 mg.L⁻¹) e 1,4 m no verão (10,56 mg.L⁻¹).

5.2.8.2 CO₂ total (mg.L⁻¹)

A concentração de CO₂ total na coluna de água foi medida em diferentes profundidades, em cada uma das estações de amostragem (Tabela 8).

Tabela 8 - Concentrações de CO₂ total (mg.L⁻¹) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	CO ₂ total (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	CO ₂ total (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	CO ₂ total (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	CO ₂ total (mg.L ⁻¹)
P1	0	34,13	0	36,71	0	37,27	0	24,22
	0,2	37,65	0,2	74,17	0,5	43,81	1	24,59
	0,6	40,22	0,5	43,67	1,1	38,09	2,5	24,12
	1	35,96	0,8	47,12	3	51,43	4,5	27,10
	5	51,67			6	55,59	7,5	28,62
P2	0	35,65	0	46,98	0	31,67	0	27,01
	0,2	35,09	0,2	44,85	0,5	32,38	0,3	24,68
	0,4	34,03	0,5	43,63	1,2	31,93	0,6	27,62
	0,6	34,16	0,7	46,64			1,2	25,99
	1	33,62					2	28,06
	1,4	35,76						
P3	0	59,94	0	106,28	0	61,39	0	40,28
	0,5	59,92	0,2	77,53	0,4	65,04	0,4	41,79
	0,8	64,36	0,5	62,88	1	59,28	1	36,49
	1,4	61,16	0,9	84,88	2	74,85	2	42,98
P4	0	34,24	0	37,68	0	31,32	0	23,69
	0,3	32,31	0,2	43,64	0,4	31,11	0,3	22,63
	0,6	38,01	0,7	42,16	0,8	30,11	0,9	24,40
	2	39,76	1,1	38,22	1,4	29,98	2,5	24,15

As concentrações de CO₂ em P1 variaram tanto sazonalmente, quanto verticalmente. No geral, no outono registraram-se os menores valores (24,22 mg.L⁻¹ na superfície), e no verão e inverno obteve-se a mesma amplitude, com aumento vertical das concentrações de CO₂ (51,67 mg.L⁻¹ a 5,0 m no inverno e 55,59 mg.L⁻¹ a 6,0 m no verão).

Em P2 as concentrações permaneceram praticamente constantes verticalmente, sendo o outono o período em que as menores concentrações foram observadas (27,06 mg.L⁻¹ na superfície) e a primavera, a estação do ano em que ocorreu a maior concentração, 46,98 mg.L⁻¹ na superfície.

Na primavera, em P3, verificou-se concentração de 106,28 mg.L⁻¹ na superfície, com diminuição para 62,88 mg.L⁻¹ a 0,5 m. No verão, as concentrações de CO₂ total aumentaram verticalmente, atingindo 74,85 mg.L⁻¹ a 2,0 m. Durante o inverno e o outono esses valores foram similares, com médias de 61,33 mg.L⁻¹ no inverno e 40,35 mg.L⁻¹ no outono.

As concentrações registradas em P4 foram inferiores às médias observadas em P3, principalmente no outono, (23,71 mg.L⁻¹). As concentrações nessa época do ano também foram menores quando comparadas às obtidas no inverno (36,09 mg.L⁻¹), primavera (40,42 mg.L⁻¹) e verão (30,62 mg.L⁻¹).

A média dos valores encontrados em todas as estações amostrais e períodos do ano, revelou concentrações elevadas de CO₂ total quando comparados com outros estudos em reservatórios, por exemplo, Jacinthe et al. (2012) obteve uma média de 2,55 mg.L⁻¹ em um reservatório na Índia.

5.2.8.3 CO₂ livre (mg.L⁻¹)

Dentre as formas de carbono presentes na água, o CO₂ é o mais utilizado pelas macrófitas no processo da fotossíntese (PIERINI e THOMAZ, 2004), portanto sua disponibilidade no corpo de água pode estar relacionado com a maior ou menor produtividade das macrófitas aquáticas, especialmente as submersas (BIUDES e CAMARGO, 2008).

As concentrações de CO₂ livre na coluna de água nas diferentes estações de amostragem estão apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Concentrações de CO₂ livre (mg.L⁻¹) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Prof. (m)	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
		CO ₂ livre (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	CO ₂ livre (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	CO ₂ livre (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)	CO ₂ livre (mg.L ⁻¹)	Prof. (m)
P1	0	7,65	0	6,44	0	2,37	0	5,47	
	0,2	10,59	0,2	32,02	0,5	5,26	1	5,75	
	0,6	13,99	0,5	18,40	1,1	2,43	2,5	5,24	
	1	9,35	0,8	23,53	3	15,03	4,5	8,00	
	5	23,12			6	21,70	7,5	10,25	
P2	0	1,60	0	17,92	0	0,74	0	4,69	
	0,2	2,29	0,2	15,01	0,5	1,21	0,3	5,88	
	0,4	2,07	0,5	14,18	1,2	1,26	0,6	6,04	
	0,6	3,14	0,7	15,90			1,2	4,83	
	1	2,35					2	6,73	
	1,4	4,40							
P3	0	11,17	0	55,24	0	6,16	0	4,68	
	0,5	10,77	0,2	25,79	0,4	9,66	0,4	7,03	
	0,8	14,75	0,5	10,64	1	5,80	1	1,58	
	1,4	12,52	0,9	33,20	2	18,86	2	9,33	
P4	0	7,51	0	12,23	0	3,20	0	4,00	
	0,3	5,90	0,2	20,63	0,4	3,69	0,3	3,84	
	0,6	11,72	0,7	18,77	0,8	2,96	0,9	5,09	
	2	12,89	1,1	15,54	1,4	3,34	2,5	4,97	

Notou-se que em todas as estações do ano, em P1, a disponibilidade de CO₂ livre foi maior na porção inferior da coluna de água, (2,37 mg.L⁻¹ na superfície e 21,69 mg.L⁻¹ a 6,0 m no verão).

Em P2 as concentrações médias de CO₂ livre foram baixas no inverno e no verão (2,64 mg.L⁻¹ e 1,07 mg.L⁻¹, respectivamente), e maiores na primavera e no outono (15,73 mg.L⁻¹ e 5,63 mg.L⁻¹, respectivamente), porém com pequena variação vertical.

No inverno, em P3 e P4 as maiores concentrações foram observadas nas partes mais profundas da coluna de água, com 14,75 mg.L⁻¹ a 0,8 m em P3 e 12,82 mg.L⁻¹ a 2,0 m de profundidade em P4.

Pode-se verificar que as concentrações mais altas de CO₂ livre na água foram observadas na primavera em todas as estações amostrais, enquanto as menores foram registradas no verão (em P2 e P4) e no outono (em P1 e P3). As concentrações de CO₂ livre e a presença de carbono inorgânico no sistema podem

ser provenientes de matéria orgânica das regiões em torno do reservatório (MARCIANO, 2005). Pode-se, portanto, supor que o aumento nas concentrações de CO₂ livre durante a primavera, em todas as estações amostrais, esteja relacionado ao fato da pluviosidade ter facilitado a entrada de material alóctone através do escoamento superficial ou dos rios que deságuam no reservatório.

Além disso, a ocorrência de concentrações mais elevadas no inverno e primavera em relação àquelas registradas no verão e outono pode estar relacionado aos valores de pH abaixo de 6,5 em todas as estações amostrais analisadas, o que pode ter favorecido a formação de CO₂ livre, de acordo com o deslocamento do equilíbrio do carbono.

Vale ressaltar que os valores em P2 durante o verão foram os menores registrados, desde a superfície (0,74 mg.L⁻¹) até a profundidade de 1,2m (1,22 mg.L⁻¹). Isso provavelmente está relacionado ao fato de que a coluna de água nessa estação do ano encontrava-se alcalina, com a média de pH igual a 10,05, o que favorece a diminuição da concentração de CO₂ livre e apresenta a tendência à formação de outros compostos de carbono, como CO₃²⁻.

5.2.8.4 Bicarbonato (HCO₃⁻) (mg.L⁻¹)

As concentrações de bicarbonato na coluna de água em cada uma das estações de amostragem são mostradas na Tabela 10.

Tabela 10 - Concentrações de HCO_3^- (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	HCO_3^- (mg.L^{-1})						
P1	0	36,69	0	41,94	0	48,29	0	25,99
	0,2	37,50	0,2	58,42	0,5	53,39	1	26,11
	0,6	36,35	0,5	35,02	1,1	49,34	2,5	26,17
	1	36,88	0,8	32,70	3	50,45	4,5	26,47
	5	39,57			6	46,98	7,5	25,47
P2	0	47,08	0	40,28	0	42,64	0	30,92
	0,2	45,39	0,2	41,35	0,5	43,06	0,3	26,05
	0,4	44,22	0,5	40,81	1,2	42,38	0,6	29,91
	0,6	42,95	0,7	42,60			1,2	29,31
	1	43,27					2	29,56
	1,4	43,43						
P3	0	67,57	0	70,76	0	76,47	0	49,31
	0,5	68,10	0,2	71,72	0,4	76,72	0,4	48,15
	0,8	68,75	0,5	72,38	1	74,06	1	48,27
	1,4	67,40	0,9	71,64	2	77,59	2	46,63
P4	0	37,05	0	35,28	0	38,93	0	27,28
	0,3	36,59	0,2	31,89	0,4	37,97	0,3	26,04
	0,6	36,44	0,7	32,43	0,8	37,59	0,9	26,76
	2	37,24	1,1	31,44	1,4	36,89	2,5	26,58

As concentrações de bicarbonato em P1 não apresentaram variações sazonais, mantendo-se dentro da mesma faixa de valores, em torno de $38,80 \text{ mg.L}^{-1}$. Além disso, no outono, a concentração manteve-se praticamente constante em toda a coluna d'água ($26,04 \text{ mg.L}^{-1}$). Em P2, no outono, a média foi de $29,01 \text{ mg.L}^{-1}$, valor semelhante ao verificado em P1 nessa mesma estação do ano. Deve-se ressaltar que as concentrações foram mais elevadas no inverno ($47,08 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície) em P2, e que diminuíram ao longo da coluna de água ($43,43 \text{ mg.L}^{-1}$ a 1,4 m).

As concentrações de bicarbonato registradas em P3 foram as maiores dentre as estações amostrais analisadas, sendo a concentração média observada no verão igual a $76,21 \text{ mg.L}^{-1}$. As concentrações também apresentaram pouca variação vertical, e a menor concentração média foi verificada durante o outono ($48,08 \text{ mg.L}^{-1}$).

Em P4 as concentrações foram as menores em comparação às outras estações de amostragem, e praticamente não houve variação entre o inverno, a

primavera e o verão, sendo a média de 35,00 mg.L⁻¹. Somente durante o outono registrou-se uma concentração média inferior à das outras épocas do ano (26,65 mg.L⁻¹).

As maiores concentrações de bicarbonato foram encontrados no verão, estação do ano com elevadas temperaturas e pH alcalino (variando entre 7,25 e 10,26). O bicarbonato apresenta-se como a principal forma de carbono inorgânico disponível em ambientes aquáticos com pH entre 7,00 e 9,00 sendo utilizado por macrófitas aquáticas submersas e organismos planctônicos como forma de carbono (Wetzel 2000). Essa forma de carbono é também a mais utilizada pelos vegetais aquáticos em casos de diminuição da concentração de CO₂, segundo van Wijk¹ (1989) *apud* Biudes e Camargo (2008).

Observou-se que em P1, a variação nas concentrações de bicarbonato entre o verão e o outono foi de 23,65 mg.L⁻¹, e que em P3, a variação nas concentrações de bicarbonato nesse mesmo período foi de 28,19 mg.L⁻¹. Essas variações sazonais podem ser justificadas pela diminuição das taxas metabólicas de microrganismos e macrófitas aquáticas durante as épocas de menor temperatura (PIERINI e THOMAZ, 2004). Nesses períodos ocorre menor remoção de CO₂ da água ocasionando a diminuição do pH, como registrado pelo valor médio de 6,94 nas estações amostrais durante o outono, e direcionando o equilíbrio do carbono para a produção de bicarbonato. Além disso, a correlação estatística evidenciou a forte relação entre essa variável, a precipitação e a condutividade ($\rho = 0,60$ e $\rho = 0,73$) respectivamente.

5.2.8.5 Carbonato (CO₃²⁻) (mg.L⁻¹)

As concentrações de carbonato na coluna de água, nas diferentes estações de amostragem, estão apresentadas na Tabela 11.

¹ van WIJK, R. J. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L: Nutritional ecology, in vitro uptake of nutrients and growth limitation. Aquatic Botany, v. 35, p. 319-335, 1989.

Tabela 11 - Concentrações de CO_3^{2-} (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	CO_3^{2-} (mg.L^{-1})						
P1	0	0,02	0	0,02	0	0,10	0	0,01
	0,2	0,01	0,2	0,01	0,5	0,05	1	0,01
	0,6	0,01	0,5	0,01	1,1	0,10	2,5	0,01
	1	0,01	0,8	0,00	3	0,02	4,5	0,01
	5	0,01			6	0,01	7,5	0,01
P2	0	0,12	0	0,01	0	0,24	0	0,02
	0,2	0,08	0,2	0,01	0,5	0,15	0,3	0,01
	0,4	0,08	0,5	0,01	1,2	0,14	0,6	0,01
	0,6	0,05	0,7	0,01			1,2	0,02
	1	0,07					2	0,01
P3	1,4	0,04						
	0	0,04	0	0,01	0	0,09	0	0,05
	0,5	0,04	0,2	0,02	0,4	0,06	0,4	0,03
	0,8	0,03	0,5	0,04	1	0,09	1	0,14
P4	1,4	0,03	0,9	0,01	2	0,03	2	0,02
	0	0,02	0	0,01	0	0,05	0	0,02
	0,3	0,02	0,2	0,00	0,4	0,04	0,3	0,02
	0,6	0,01	0,7	0,01	0,8	0,05	0,9	0,01
	2	0,01	1,1	0,01	1,4	0,04	2,5	0,01

As concentrações de carbonato foram baixas e em todas as estações amostrais e ocorreu um decréscimo das mesmas a partir da superfície. Esse comportamento pode ser justificado pelas maiores atividades dos organismos fotossintéticos situados na superfície, o que ocasiona elevação do pH e proporciona um deslocamento do equilíbrio do carbono para a produção de CO_3^{2-} .

Em P1, as concentrações na superfície foram máximas durante o verão ($0,1 \text{ mg.L}^{-1}$) e mínimas durante o outono ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$). No entanto, em profundidades maiores, a 0,8 m, não foi encontrada concentração de carbonato.

Em P2 as concentrações foram semelhantes na primavera e no outono (aproximadamente $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ em média). No inverno houve uma diminuição das concentrações da superfície até 1,4 m (de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$ para $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$).

Não foi possível identificar um padrão definido para as concentrações em P3, apenas pode-se dizer que os maiores valores foram observados no verão, com 0,90

mg.L^{-1} na superfície. Durante a primavera registraram-se valores inferiores aos do verão em todas as profundidades, apresentando um mínimo de 0,01 a 0,9 m.

Na estação amostral P4 foram encontradas as menores concentrações dentre todas as estações de amostragem, sendo registrado $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície na primavera, e $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície no verão. A média registrada na primavera foi de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$.

Sazonalmente, observaram-se as menores concentrações médias em P2, P3 e P4 ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) na primavera. Essa característica pode ser justificada pelo fato que as concentrações, em todas as estações amostrais, mostraram-se ligeiramente ácidos e com temperatura média entre $19,44^{\circ}\text{C}$ e $20,80^{\circ}\text{C}$, o que tornou o ambiente propício à formação de CO_2 e H_2CO_3 , desfavorecendo a produção de CO_3^{2-} .

5.2.8.6 Carbono inorgânico (CI) (mg.L^{-1})

As concentrações de carbono inorgânico (CI) representam o somatório das concentrações de CO_2 dissolvido, ácido carbônico, bicarbonato e carbonato, e este componente é de extrema importância na fotossíntese e para a produção de biomassa dos vegetais (TEIXEIRA, 2010).

As concentrações de carbono inorgânico na coluna de água, em cada uma das estações de amostragem, são apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 - Concentrações de Cl (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	Cl (mg.L^{-1})						
P1	0	4,64	0	5,73	0	6,61	0	5,65
	0,2	4,68	0,2	5,35	0,5	6,74	1	5,45
	0,6	3,18	0,5	5,65	1,1	6,71	2,5	5,61
	1	4,58	0,8	5,68	3	7,03	4,5	5,77
	5	4,88	2,5	5,98	6	7,30	7,5	5,99
P2	0	5,61	0	6,82	0	6,16	0	6,54
	0,2	5,73	0,2	6,69	0,5	5,98	0,3	6,75
	0,4	5,51	0,5	6,80	1,2	6,31	0,6	6,67
	0,6	5,70	0,7	6,77			1,2	6,53
	1	5,66					2	6,67
	1,4	5,07						
	0	8,29	0	10,59	0	11,33	0	10,31
P3	0,5	4,12	0,2	10,54	0,4	11,23	0,4	10,41
	0,8	9,05	0,5	10,37	1	11,24	1	10,28
	1,4	9,27	0,9	10,32	2	11,77	2	10,22
P4	0	4,69	0	5,45	0	5,45	0	5,76
	0,3	4,87	0,2	5,14	0,4	5,36	0,3	5,69
	0,6	4,91	0,7	5,42	0,8	5,56	0,9	5,81
	2	4,78	1,1	5,38	1,4	5,40	2,5	5,83

Na estação amostral P1, a concentração de Cl foi superior no verão em comparação às outras estações do ano, com valores de $6,60 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície e aumentando para $7,30 \text{ mg.L}^{-1}$ a 6,0 m. No inverno, primavera e outono as concentrações médias obtidas foram de $4,40 \text{ mg.L}^{-1}$, $5,68 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5,68 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

As concentrações de Cl na coluna de água, durante todas as estações do ano em P2, foram homogêneas, com as concentrações no inverno em $5,60 \text{ mg.L}^{-1}$, e no restante do período analisado $6,60 \text{ mg.L}^{-1}$, em média.

Notou-se, em P3, que no inverno a concentração de Cl estabeleceu-se entre $8,30 \text{ mg.L}^{-1}$ (superfície) e $9,30 \text{ mg.L}^{-1}$ (1,4 m), mas, a 0,5 m verificou-se uma queda na concentração, obtendo-se $4,10 \text{ mg.L}^{-1}$. Na primavera e no outono as concentrações foram $10,60 \text{ mg.L}^{-1}$ em média, e no verão as estas atingiram $11,80 \text{ mg.L}^{-1}$ a 2,0 m de profundidade.

No inverno, em P4 obteve-se concentração média de 4,80 mg.L⁻¹, enquanto todas as outras estações do ano apresentaram concentração média de aproximadamente 5,50 mg.L⁻¹.

A disponibilidade de carbono inorgânico no sistema está relacionada com a produtividade do mesmo e com a alcalinidade da água (DEEGAN, 2007). No período estudado verificou-se que das quatro estações do ano, o inverno foi o período de menor concentração de Cl, e os valores de alcalinidade apresentaram média de 0,75 meq.L⁻¹. No verão em P3, no entanto, registraram-se as maiores concentrações de Cl (11,34 mg.L⁻¹), assim como a maior alcalinidade (1,25 meq.L⁻¹). Verificou-se também que em P3 as concentrações médias de Cl em todas as épocas do ano foram superiores às médias das outras estações amostrais.

5.2.8.7 Carbono orgânico total (COT) (mg.L⁻¹)

As concentrações de carbono orgânico total na coluna de água, em cada uma das estações de amostragem e períodos do ano, estão mostradas na Tabela 13.

Tabela 13 - Concentrações de COT (mg.L⁻¹) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	COT (mg.L ⁻¹)						
P1	0	5,04	0	5,78	0	5,66	0	4,07
	0,2	5,96	0,2	5,20	0,5	5,62	1	4,28
	0,6	8,17	0,5	5,75	1,1	5,91	2,5	3,94
	1	5,68	0,8	5,65	3	5,17	4,5	3,98
	5	5,36	2,5	4,99	6	5,35	7,5	3,87
P2	0	4,39	0	4,26	0	4,86	0	4,10
	0,2	5,07	0,2	3,88	0,5	4,76	0,3	3,96
	0,4	5,39	0,5	4,19	1,2	4,71	0,6	3,89
	0,6	4,36	0,7	4,29			1,2	3,83
	1	4,68					2	4,16
	1,4	1,49						
P3	0	3,64	0	3,74	0	4,41	0	3,52
	0,5	3,39	0,2	3,79	0,4	4,47	0,4	3,93
	0,8	3,64	0,5	3,91	1	4,35	1	3,43
	1,4	4,31	0,9	3,71	2	4,55	2	3,02
P4	0	4,86	0	4,20	0	5,13	0	3,85
	0,3	4,26	0,2	3,47	0,4	5,19	0,3	3,81
	0,6	4,77	0,7	4,23	0,8	5,26	0,9	3,91
	2	4,50	1,1	5,15	1,4	5,16	2,5	4,07

As concentrações de COT em P1 foram semelhantes no inverno e no verão, com média de aproximadamente $5,70 \text{ mg.L}^{-1}$. Elas diminuíram para valores em torno de $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no outono. Em P2 notou-se diminuição vertical dos valores de COT no inverno, apresentando $1,50 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,4\text{m}$. Nas outras épocas do ano verificou-se que as concentrações na coluna de água foram homogêneas, com médias de $4,20 \text{ mg.L}^{-1}$ na primavera e $3,90 \text{ mg.L}^{-1}$ no outono.

Em P3 as concentrações foram inferiores às das outras estações amostrais, com concentrações de $3,70 \text{ mg.L}^{-1}$ em média, no inverno, primavera e outono. Somente no verão foi possível observar um aumento da média para $4,40 \text{ mg.L}^{-1}$.

Em P4, no verão registraram-se as maiores concentrações, com $5,20 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,1 \text{ m}$ e média de $5,20 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores mais baixos foram observados no outono, cuja média foi de $3,90 \text{ mg.L}^{-1}$. Já no inverno e primavera, as concentrações na coluna de água foram, em média, $4,60 \text{ mg.L}^{-1}$ e $4,30 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

No outono, em P2 e P4, e na primavera, em P4, quando as concentrações de COT foram mais elevadas na parte mais profunda da coluna d'água, a decomposição das macrófitas ou a entrada dos córregos Ressaca e Córrego Campo Verde, que percorrem áreas urbanas antes de encontrarem o reservatório podem ter carreado compostos orgânicos. A relação de carbono orgânico com poluição foi verificada por Lu et al (2012), ao constatar em reservatórios da China, que o carbono orgânico total está diretamente relacionado com a qualidade da água e podendo ser um indicador de contaminação orgânica.

Vale ressaltar, no entanto, que esta análise leva em consideração a soma do carbono orgânico particulado e dissolvido. Sendo a concentração de carbono orgânico dissolvido fundamental para a estabilidade do meio aquático, e apresentando-se até 10 vezes maior do que a de carbono orgânico particulado (WETZEL, 1993), outras variáveis como condutividade, SST e pH devem ser levadas em consideração.

5.2.9 Nitrogênio total Kjeldhal (NTK) (mg.L^{-1})

As concentrações de nitrogênio total Kjeldhal registradas nas diferentes estações de amostragem do reservatório Itupararanga apresentaram grande variedade espacial (Tabela 14).

Tabela 14 - Concentrações de NTK (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	NTK (mg.L^{-1})						
P1	0,0	0,05	0,0	*	0,0	0,16	0,0	*
	0,2	0,02	0,2	0,04	0,5	0,15	1,0	0,07
	0,6	0,16	0,5	0,05	1,1	0,01	2,5	1,34
	1,0	0,22	0,8	0,13	3,0	0,30	4,5	*
	5,0	0,04	2,5	*	6,0	0,11	7,5	*
P2	0,0	0,04	0,0	*	0,0	0,48	0,0	0,17
	0,2	0,15	0,2	0,02	0,5	0,20	0,3	0,09
	0,4	0,28	0,5	0,02	1,2	0,48	0,6	*
	0,6	0,04	0,7	0,03			1,2	0,18
	1,0	0,04					2,0	0,20
P3	0,0	0,05	0,0	0,02	0,0	0,37	0,0	*
	0,5	1,02	0,2	0,01	0,4	0,35	0,4	0,13
	0,8	0,31	0,5	0,09	1,0	0,34	1,0	0,16
	1,4	0,33	0,9	0,03	2,0	0,35	2,0	0,11
P4	0,0	0,04	0,0	*	0,0	0,43	0,0	0,12
	0,3	0,19	0,2	*	0,4	0,33	0,3	0,08
	0,6	0,20	0,7	0,06	0,8	0,38	0,9	*
	2,0	0,01	1,1	0,08	1,4	0,33	2,5	0,09

* Concentrações abaixo do limite de detecção do método ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$).

As concentrações não permitem verificar uma variação sazonal desse nutriente. As maiores concentrações médias foram observadas durante o outono em P1 ($0,28 \text{ mg.L}^{-1}$), no verão em P2 e P4 ($0,39$ e $0,36 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) e no inverno em P3 ($0,43 \text{ mg.L}^{-1}$).

Durante a primavera e o outono, as concentrações de NTK ficaram abaixo do limite de detecção do método ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$) em algumas profundidades de todos pontos amostrais: na superfície e no fundo da coluna d'água em P1, em ambas as estações; na superfície de P2 durante a primavera e a 0,6 m no outono; na superfície de P3 no outono; na superfície de P4 na primavera e aos 0,9 m de profundidade no outono.

Em P1, observaram-se picos de concentração à profundidade de 2,5 m no outono ($1,34 \text{ mg.L}^{-1}$) e 1,0 m no inverno ($0,22 \text{ mg.L}^{-1}$), a partir das quais os valores diminuíram.

Em P2 as concentrações mais baixas foram encontradas na primavera, com média de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$, valor muito próximo do limite de detecção do método. No inverno o máximo valor encontrado foi $0,28 \text{ mg.L}^{-1}$ a 0,4 m. Já no verão, as concentrações na superfície ($0,48 \text{ mg.L}^{-1}$) e a 1,2 m ($0,48 \text{ mg.L}^{-1}$) foram semelhantes, mas verificou-se uma diminuição a 0,5 m ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$). No outono, ficou nítido o aumento da concentração a partir da superfície ($0,17 \text{ mg.L}^{-1}$) ate 1,0 m ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$).

Em P3 verificou-se um pico de $1,02 \text{ mg.L}^{-1}$ a 0,5 m no inverno, e durante as demais épocas do ano, os valores médios obtidos foram $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$ no verão, e $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$ no outono.

Notou-se em P4 que as menores concentrações foram observadas na primavera, com média de $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$. No outono verificou-se decaimento da concentração com o aumento da profundidade, variando de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície para $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ aos 2,5 m.

As maiores concentrações de NTK na porção inferior da coluna de água no outono, em P2, e no inverno em P3, podem ter relação com a entrada dos rios nesses locais, uma vez que as águas possuem matéria orgânica dissolvida e provavelmente, poluentes oriundos das áreas urbanas que percorrem antes de desaguarem no reservatório. Comportamento semelhante foi observado por Delello (2008) no Reservatório do Lobo, em Itirapina, SP, em que foi observada uma relação entre as concentrações de nitrogênio orgânico total com o volume de água desaguado pelos córregos tributários ao reservatório.

Foi possível constatar um aumento na concentração de NTK em P1 entre o verão e o outono ($0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ no verão, e $0,28 \text{ mg.L}^{-1}$ no outono), quando ocorreu o aumento na concentração de SSI nesse mesmo período ($1,07 \text{ mg.L}^{-1}$ e $10,41 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). Esses íons disponíveis no corpo de água podem ter origem tanto alóctone quanto autóctone, e ficam à disposição dos organismos aquáticos para serem absorvidos ou sofrerem processos de transformação química. O aumento da concentração de NTK no verão pode também estar relacionado às comunidades fitoplanctônicas presentes, que tendem a se desenvolver em períodos quentes e contribuem para o aumento da fração orgânica do nitrogênio (BOTTINO, 2011).

5.2.9.1 Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})

As concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas ficaram abaixo do limite de detecção do método adotado ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$) nos diferentes períodos, com exceção do inverno (Tabela 15).

Tabela 15 - Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Inverno							
P1		P2		P3		P4	
Prof (m)	N-NH ₃ (mg.L^{-1})	Prof (m)	N-NH ₃ (mg.L^{-1})	Prof (m)	N-NH ₃ (mg.L^{-1})	Prof (m)	N-NH ₃ (mg.L^{-1})
0,0	0,01	0,0	0,01	0,0	0,01	0,0	0,01
0,2	0,02	0,2	0,05	0,5	0,02	0,3	0,01
0,6	0,04	0,4	0,03	0,8	0,01	0,6	0,10
1,0	0,04	0,6	0,04	1,4	0,04	2,0	0,01
5,0	0,02	1,0	0,11				
		1,4	0,13				

Em P1 e P3, pode-se verificar um aumento das concentrações com o aumento das profundidades, sendo $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície de P1 e atingindo $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,6 \text{ m}$ de profundidade, e $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ na superfície de P3 e $0,04$ a $1,4 \text{ mg.L}^{-1}$. Em P2 observaram-se valores superiores, como $0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,0 \text{ m}$, e $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,4 \text{ m}$ de profundidade, sendo esta a máxima concentração encontrada no reservatório. Em P4 verificou-se que ao longo da coluna de água os valores foram próximos ao limite de detecção ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$), porém na profundidade de $0,6 \text{ m}$, a concentração atingiu $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$. Esse aumento pode ter sido ocasionado pela decomposição de matéria orgânica, conforme proposto por Miwa, Freire e Calijuri (2007). O aumento na concentração de SSO ($3,60 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,3 \text{ m}$ para $6,07 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,6 \text{ m}$), ajuda a comprovar a afirmação.

5.2.10 Nitrito (NO_2^-) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Foram determinadas as concentrações de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras coletadas, e as concentrações são mostradas na Tabela 16.

Tabela 16 - Concentrações de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)						
P1	0,0	0,30	0,0	*	0,0	*	0,0	*
	0,2	0,30	0,2	*	0,5	*	1,0	*
	0,6	0,32	0,5	*	1,1	*	2,5	*
	1,0	0,33	0,8	*	3,0	*	4,5	0,40
	5,0	0,36	2,5	*	6,0	0,45	7,5	0,51
P2	0,0	*	0,0	0,29	0,0	*	0,0	*
	0,2	*	0,2	0,27	0,5	*	0,3	*
	0,4	*	0,5	0,29	1,2	*	0,6	*
	0,6	0,45	0,7	0,32			1,2	*
	1,0	*					2,0	*
	1,4	*						
P3	0,0	0,52	0,0	1,21	0,0	*	0,0	0,42
	0,5	0,50	0,2	1,20	0,4	*	0,4	0,60
	0,8	0,48	0,5	1,25	1,0	*	1,0	0,44
	1,4	0,43	0,9	1,17	2,0	1,58	2,0	0,85
P4	0,0	*	0,0	*	0,0	*	0,0	*
	0,3	*	0,2	*	0,4	*	0,3	*
	0,6	*	0,7	*	0,8	*	0,9	*
	2,0	*	1,1	*	1,4	*	2,5	*

* Concentrações abaixo do limite de detecção ($0,25 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Na estação amostral P1, no inverno, foi observada uma coluna d'água homogênea, com concentração média de $0,30 \mu\text{g.L}^{-1}$. Na primavera, as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção ($0,25 \mu\text{g.L}^{-1}$) em todas as profundidades. No verão, as concentrações foram inferiores ao limite de detecção do método até a profundidade de 6,0 m, em que foi observado $0,45 \mu\text{g.L}^{-1}$ de nitrito. O mesmo comportamento da coluna de água ocorreu no outono, época em que foi verificada concentração de nitrito acima do limite de detecção apenas a 4,5 m ($0,40 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Em P2 durante a primavera, a concentrações de nitrito na coluna d'água foram de $0,29 \mu\text{g.L}^{-1}$ na superfície e $0,32 \mu\text{g.L}^{-1}$ a 0,7 m. As concentrações no inverno, verão e outono foram inferiores ao limite de detecção em todas as profundidades, com exceção dos 0,6 m no inverno ($0,45 \mu\text{g.L}^{-1}$).

As concentrações de nitrito no inverno e na primavera, em P3, mantiveram-se em torno de $0,50 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ e $1,20 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. No verão constatou-se a presença significativa de nitrito apenas a partir de 2,0m ($1,58 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$), e durante o outono ocorreu um pico de $0,85 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ a 2,0 m.

Em P4 as concentrações observadas foram inferiores ao limite de detecção do método em todos os períodos estudados.

Em todas as estações amostrais as concentrações registradas durante o verão foram inferiores às obtidas nas outras estações do ano. Sendo o nitrito um composto muito instável, as baixas concentrações observadas podem ser decorrentes da sua rápida oxidação em nitrato. Dessa forma, as concentrações de nitrito sempre ficaram abaixo do valor máximo permitido para águas de classe 2 ($1,00 \text{ mg.L}^{-1}$), segundo a Resolução Conama 357/05 (BRASIL, 2005).

5.2.11 Nitrato (NO_3^-) (mg.L^{-1})

Foram determinadas as concentrações de nitrato nas amostras coletadas, e as concentrações são apresentados na Figura 15.

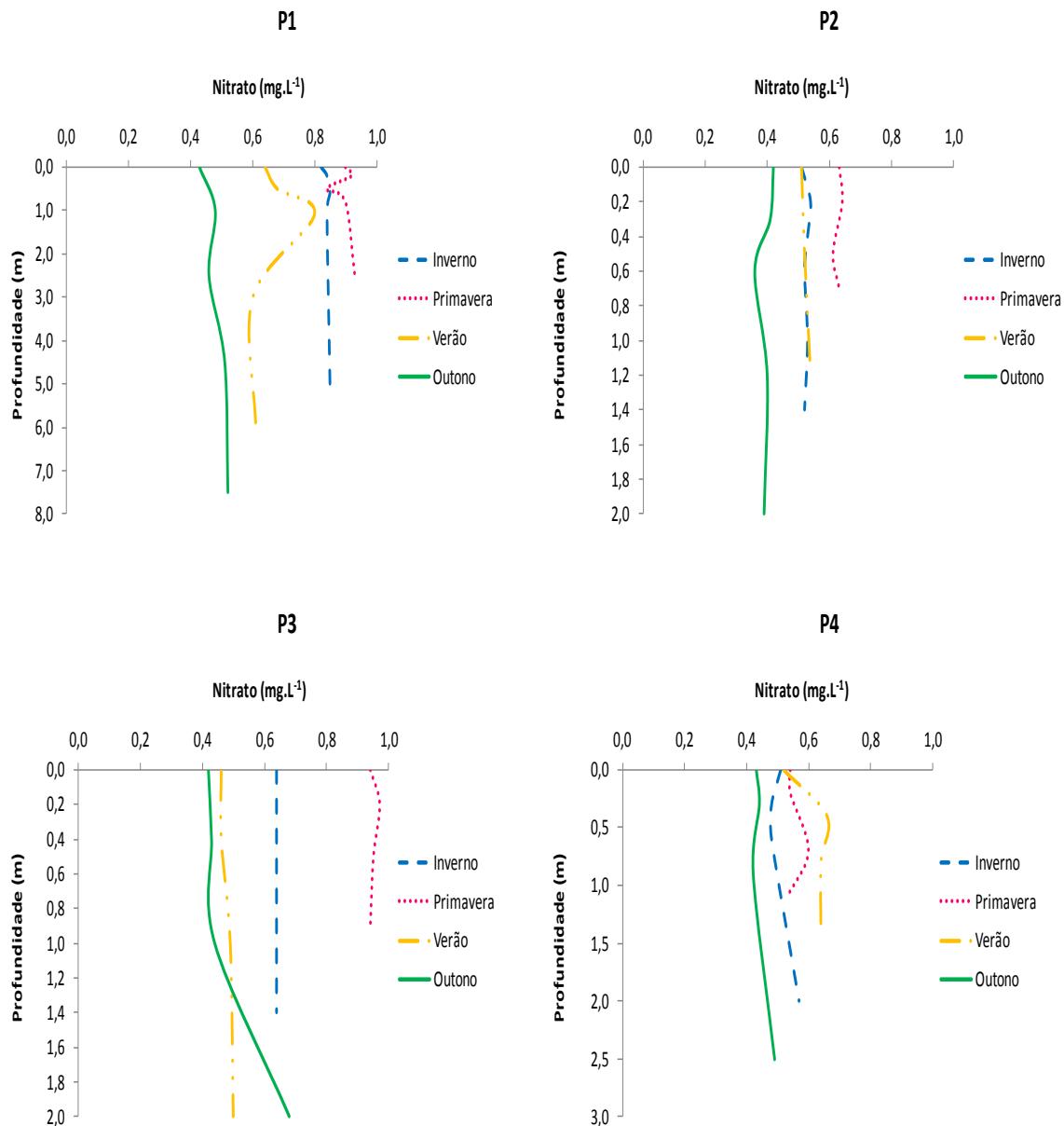


Figura 15 - Concentrações de nitrato (mg.L^{-1}) nas estações amostrais no reservatório Itupararanga, no período estudado. O limite mínimo de detecção foi de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$.

No reservatório, o nitrato foi a forma de nitrogênio predominante. Apresentou variação sazonal, no entanto apresentou baixa variação vertical. Em P1, P2 e P3 verificou-se que as maiores concentrações de nitrato foram obtidas na primavera, sendo as médias, respectivamente, $0,90 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,60 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$. Em P4 os maiores valores foram observados no verão, $0,62 \text{ mg.L}^{-1}$ em média.

Novamente seguindo um padrão sazonal, o outono foi a estação com as menores concentrações atingindo, no máximo, $0,68 \text{ mg.L}^{-1}$ a 2,0 m em P3, e apresentando médias de $0,48 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,45 \text{ mg.L}^{-1}$ em P1, P2 e P4,

respectivamente. Delello (2008) também observou as menores concentrações no outono ($4,77 \mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório do Lobo, em Brotas, SP.

Sendo o nitrogênio um indicador da velocidade do processo de autodepuração dos corpos d'água, sua forma em nitrato representa a última etapa na degradação de poluentes, estando presente em zonas de água limpa e com baixo risco à saúde pública (FRANZEN, 2009; SARTORATTO et al., 2007). No entanto, não é incomum encontrar lagoas e reservatórios com concentrações abaixo do limite de detecção do método. Caso semelhante ocorreu no Espírito Santo, no qual a baixa concentração deveu-se à grande assimilação desse nutriente, juntamente com o nitrogênio amoniacal e ortofosfato, pelo fitoplâncton, perifítion e macrófitas aquáticas (SOUZA; FERNANDES, 2009).

Os resultados sugerem uma relação entre a precipitação ocorrida durante os dias antecedentes à coleta da primavera com os elevados valores de nitrato observados, conforme também observado por Pedrazzi (2009) no mesmo reservatório.

5.2.12 Fósforo total (PT) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

As concentrações de fósforo total foram determinadas nas quatro estações amostrais do reservatório Itupararanga, durante as quatro épocas do ano. Os resultados obtidos são mostrados na Figura 16:

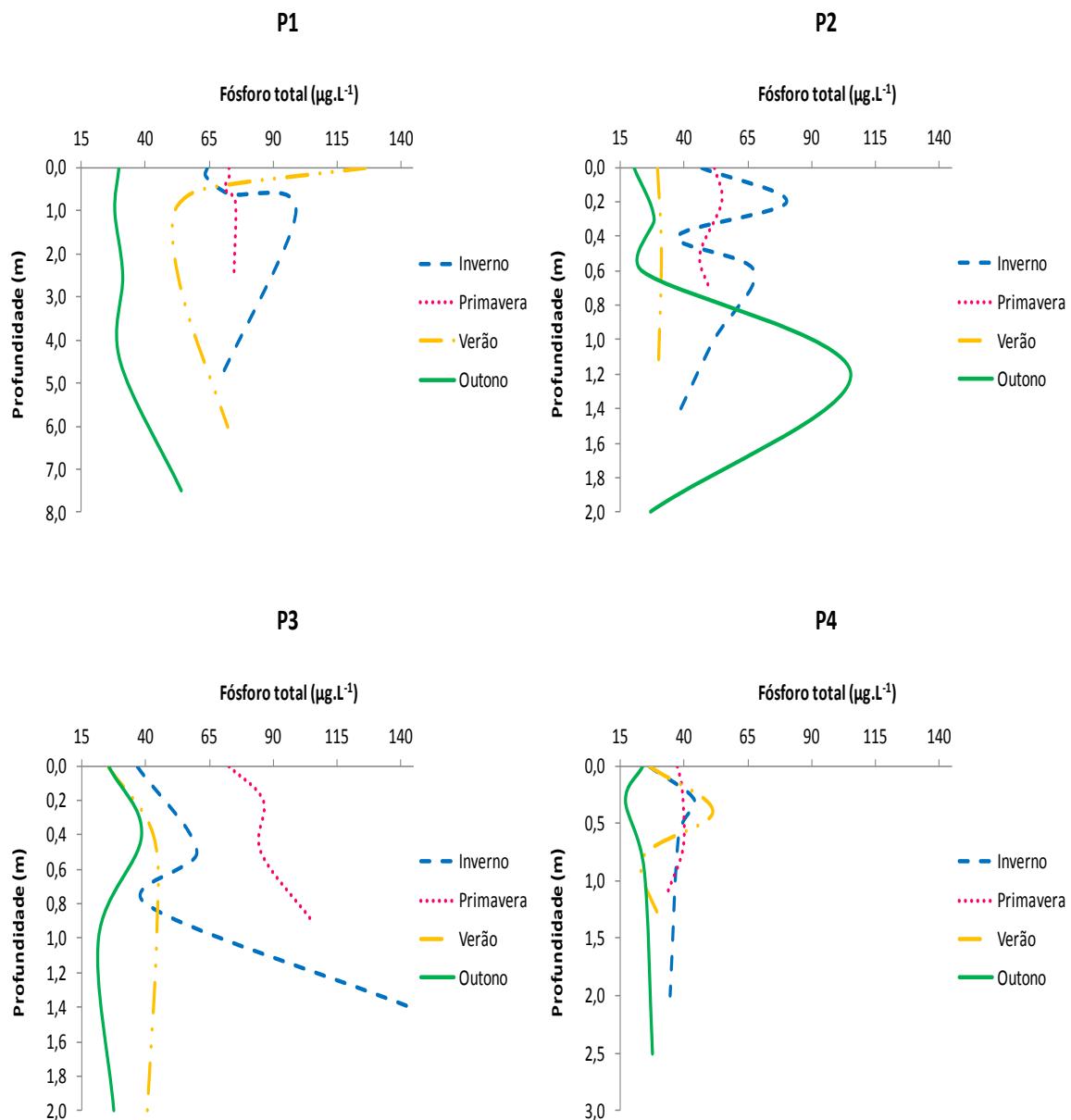


Figura 16 - Concentrações de fósforo total ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) nas estações amostrais no reservatório Itupararanga, no período estudado. O limite de detecção do método foi de 10 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

O fósforo total engloba compostos biológicos e não absorvíveis biologicamente, como a apatita. No entanto, por motivo de simplificação, o termo tem sido utilizado para representar total e fósforo na forma de fosfato (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Em P1, no inverno, observou-se um aumento da concentração com o aumento da profundidade, sendo $64,50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ na superfície e $99,12 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ a 1,0 m. Em seguida, os valores diminuíram até $66,78 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ a 5,0 m. Na primavera, as

concentrações mantiveram-se praticamente constantes ao longo da coluna de água, com média de 73,44 µg.L⁻¹.

No verão a concentração na superfície foi elevada (126,13 µg.L⁻¹), diminuindo verticalmente, sendo que a 1,1 m foi observado 50,92 µg.L⁻¹. No entanto, as concentrações aumentaram novamente, registrando-se 72,21 µg.L⁻¹ a 6,0 m. No outono, verificou-se média de 29,82 µg.L⁻¹ até 4,5 m, e posteriormente houve aumento das concentrações até o máximo de 50,26 µg.L⁻¹ a 7,5 m.

No inverno, em P2, os valores oscilaram entre um máximo de 80,27 µg.L⁻¹ a 0,2 m e um mínimo de 38,86 µg.L⁻¹ a 1,4 m de profundidade. Na primavera, a média registrada foi de 50,78 µg.L⁻¹, e no verão registraram-se os menores valores, com média de 30,05 µg.L⁻¹. No outono verificou-se que a concentração média foi de 24,81 µg.L⁻¹, no entanto à 1,2 m observou-se um pico de 105,32 µg.L⁻¹.

O comportamento verificado em P3 no inverno, primavera e verão, foi de aumento das concentrações ao longo da coluna de água. No inverno a concentração na superfície foi 36,80 µg.L⁻¹ e a 1,4m foi 143,51 µg.L⁻¹, enquanto que na primavera a concentração superficial foi de 72,67 µg.L⁻¹ e a 0,9 m, 105,08 µg.L⁻¹. No verão as concentrações foram mais baixas do que nas outras épocas do ano, com 25,15 µg.L⁻¹ na superfície e 40,72 µg.L⁻¹ a 2,0 m. No outono os valores foram semelhantes, com média de 28,08 µg.L⁻¹.

Na estação amostral P4 foram verificadas as menores concentrações de fósforo total. No inverno, primavera e o outono as concentrações, ao longo da coluna de água, mantiveram-se praticamente constantes, com médias de 37,78 µg.L⁻¹, 37,31 µg.L⁻¹ e 23,04 µg.L⁻¹, respectivamente. Somente no verão houve um aumento da concentração para 51,07 µg.L⁻¹ a 0,3 m. A média observada nesta estação amostral foi de 27,03 µg.L⁻¹.

A alta concentração de fósforo na porção superficial da coluna de água em P1, durante o verão, pode estar relacionada ao escoamento superficial oriundo das áreas do entorno do reservatório, uma vez que nessa época do ano a pluviosidade e a cota hidrométrica foram elevados (109,90 mm e 825,15 m, respectivamente). O mesmo comportamento já tinha sido observado por Delello (2008) e Argenton (2004) no reservatório do Lobo (SP). Para corroborar essa afirmação, observou-se através da análise estatística uma alta relação entre as concentrações de fósforo total com as concentrações de SST, SSI e turbidez ($p = 1,00$, $p = 1,00$ e $p = 0,08$, respectivamente), que foram superiores em períodos elevados.

Quando comparados com valores de fósforo encontrados em outros reservatórios tropicais, verifica-se que as concentrações observadas no reservatório Itupararanga foram concentrações muito inferiores às do reservatório de Salto Grande, por exemplo, cujas concentrações variaram entre 147,80 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 529,70 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (LOPES-FERREIRA, 2000), e às do reservatório do Lobo, cuja máxima concentração foi de 700 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (DELELLO, 2008). As baixas concentrações desse nutriente podem estar relacionadas com a qualidade de água do reservatório, como constatado por Fonseca (2010) no reservatório São Simão, em que a diminuição da concentração de fósforo coincidiu com a melhora na qualidade de água do reservatório. No entanto, o mesmo autor afirma que em lagos tropicais a distribuição do fosfato está relacionada também com o regime de estratificação térmica. Dessa forma, não se pode julgar se as quantidades de fosfato são decorrentes de ação antrópica ou derivam de efeitos naturais ocorridos no reservatório.

De qualquer maneira, embora inferiores a outros locais, a concentração média de fósforo total dos pontos de amostragem ao longo do tempo ficou acima dos valores estabelecidos pela CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para corpos de água de classe 2 ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$).

5.2.13 Fósforo total dissolvido (PTD) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

As concentrações de fósforo total dissolvido (PTD) encontram-se na Figura 17.

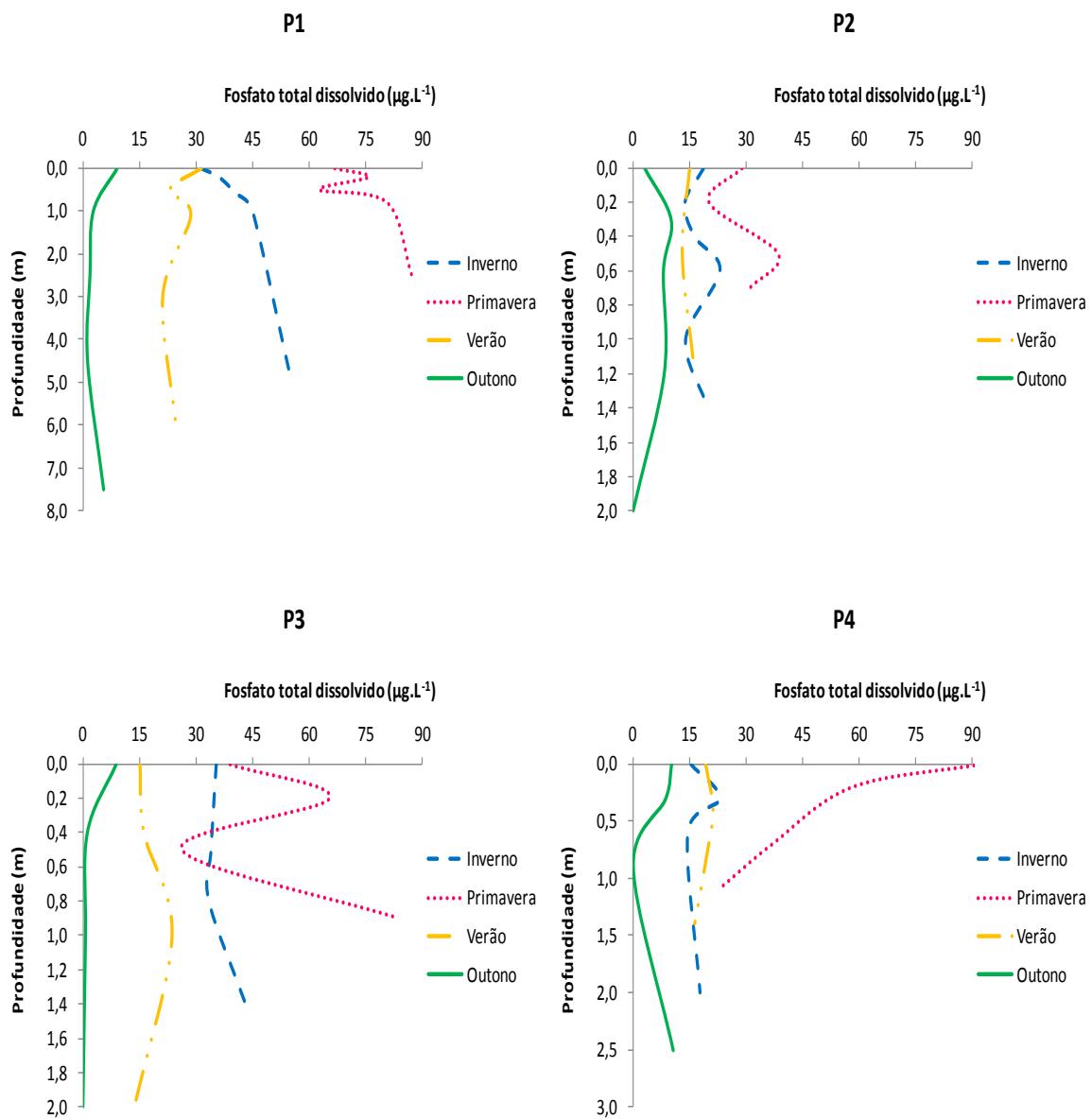


Figura 17 - Concentrações de fosfato total dissolvido (PTD) ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado. O limite de detecção do método foi de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Na primavera, as concentrações de PTD foram as mais elevadas dentre as estações do ano analisadas. Nessa época do ano, como já mencionado anteriormente, foi observada precipitação nos dias anteriores à coleta (43,2 mm) o que poder ter ocasionado o escoamento superficial de matéria orgânica das áreas ao redor do reservatório, como fertilizantes oriundos das plantações de hortaliças.

Em P1 observaram-se as maiores concentrações de PTD na porção mais profunda da coluna de água, tanto no inverno como na primavera. No inverno, o valor máximo foi $55,47 \mu\text{g.L}^{-1}$ a 5,0 m, e na primavera $87,22 \mu\text{g.L}^{-1}$ a 2,5 m. No verão

verificou-se o inverso, com a maior concentração de PTD na superfície ($31,31 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Em P2 não se observou grande variação entre as concentrações encontradas no inverno ($17,54 \mu\text{g.L}^{-1}$) e verão ($14,85 \mu\text{g.L}^{-1}$). A primavera foi o período com a concentração mais elevada, de $29,69 \mu\text{g.L}^{-1}$ em média, e no outono a média foi de $10,05 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Os valores observados no inverno, em P3, mantiveram-se em torno de $34,20 \mu\text{g.L}^{-1}$ até $1,4 \text{ m}$, profundidade quando a concentração de PTD aumentou para $43,02 \mu\text{g.L}^{-1}$. No verão observaram-se os menores valores, com um mínimo de $13,74 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $2,0 \text{ m}$, mas na primavera ocorreu um pico a $0,9 \text{ m}$ ($83,38 \mu\text{g.L}^{-1}$). Pode-se dizer que este foi o ponto com maior homogeneidade de coluna d'água, quando comparado com os outros pontos amostrais.

Em P4, a maior concentração foi obtida na superfície ($92,11 \mu\text{g.L}^{-1}$), na primavera, apresentando uma diminuição ao longo da coluna de água ($22,75 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $1,1 \text{ m}$). No inverno e verão não ocorreu a mesma situação, uma vez que as concentrações mantiveram-se em torno de $17,70 \mu\text{g.L}^{-1}$ no inverno e $19,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ no verão. No outono apenas na superfície e a $2,5 \text{ m}$ obtiveram-se concentrações de $10,16 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $70,59 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

No outono em praticamente todas as estações amostradas obtiveram-se concentrações abaixo do limite de detecção do método ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$).

A pequena variação sazonal observada no reservatório Itupararanga foi também verificada no reservatório do Lobo, por Delello (2008), em que as concentrações permaneceram entre $10,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $23,00 \mu\text{g.L}^{-1}$.

5.2.14 Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

As concentrações de ortofosfato (ou fosfato solúvel reativo) encontram-se na Tabela 17. Apenas em P1 foram encontradas concentrações acima do limite de detecção do método.

Tabela 17 - Concentrações de ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período estudado.

Estação Amostral	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Prof. (m)	Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)						
P1	0,0	*	0,0	13,74	0,0	*	0,0	*
	0,2	*	0,2	15,51	0,5	*	1,0	*
	0,6	*	0,5	16,09	1,1	*	2,5	*
	1,0	*	0,8	11,92	3,0	*	4,5	*
	5,0	12,72	2,5	14,74	6,0	*	7,5	21,82

* Concentrações abaixo do limite de detecção do método ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$).

A primavera foi o único período em que foram obtidas concentrações de ortofosfato em todas as profundidades amostradas em P1. Observou-se que os concentrações oscilaram ao longo da coluna de água, atingindo um máximo de $16,09 \mu\text{g.L}^{-1}$ a 0,5m e média da coluna de água de $14,40 \mu\text{g.L}^{-1}$. Gomes (2008) também observou que em períodos chuvosos houve maior variação das concentrações nas camadas mais profundas do reservatório de Vargem das Flores, MG. Em ambos os casos, tal variação pode ter ocorrido devido ao fato de que em baixas concentrações de oxigênio o fosfato pode ser liberado do sedimento e transportado ao meio da coluna d'água, fertilizando o sistema (STAUFFER, 1985).

No inverno, os valores das concentrações obtidos foram abaixo de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ em todas as estações amostrais, com exceção da profundidade de 5,0 m em P1, em que foi determinada a concentração de $12,72 \mu\text{g.L}^{-1}$.

No outono, também, se observou que em todas as estações amostradas as concentrações de ortofosfato estavam abaixo do limite de detecção do método ($0,10 \mu\text{g.L}^{-1}$), com exceção da profundidade 7,5 m em P1 ($21,82 \mu\text{g.L}^{-1}$). No verão não foi detectada concentração de ortofosfato superior a $10,00 \mu\text{g.L}^{-1}$, em nenhuma das estações de amostragem.

Sabe-se que a forma em que se apresenta esse nutriente é a mais facilmente assimilada pelo fitoplâncton, por estar completamente disponível para absorção. A velocidade de ciclagem do ortofosfato a partir da degradação da matéria orgânica até a sua absorção pelas algas e bactérias é extremamente rápida, o que justifica a dificuldade em detectá-lo a partir dos métodos utilizados (WETZEL, 1983).

5.3 Compartimento sedimento

O sedimento constitui-se num importante compartimento do reservatório, uma vez que comporta matéria orgânica e nutrientes oriundos da decomposição dos organismos presentes na água.

5.3.1 Matéria orgânica (MOS) (%)

A porcentagem de matéria orgânica encontrada no sedimento (MOS) no período de estudo é mostrada na Figura 18.

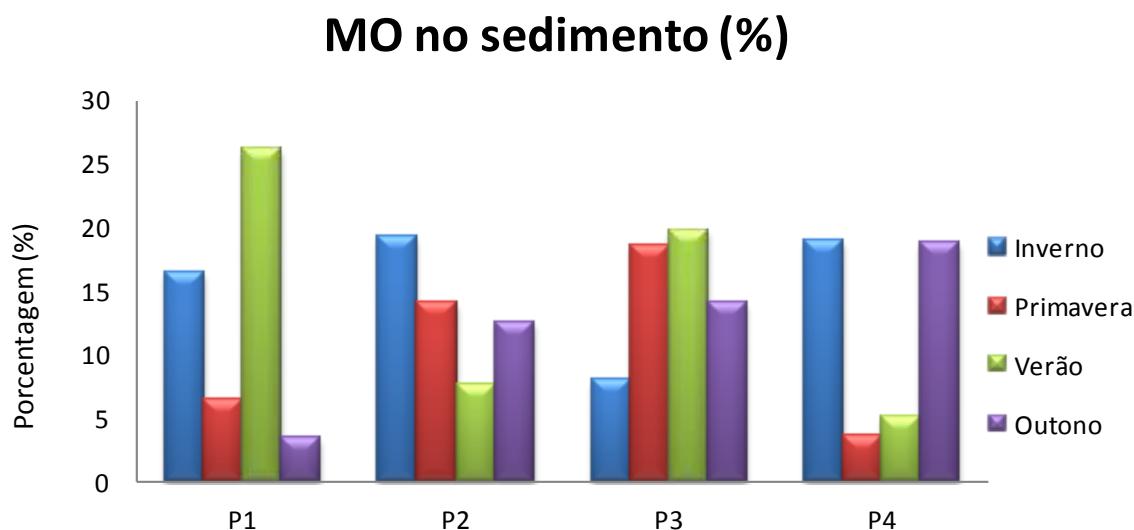


Figura 18 - Variação sazonal da matéria orgânica no sedimento (MOS) (%) nas estações de amostragem do reservatório Itupararanga.

Em P1 observou-se a maior quantidade de matéria orgânica no verão (26,20%), e a menor, no outono (3,40%).

Em P3 verificou-se que a maior quantidade de matéria orgânica no sedimento também foi encontrada no verão (19,80%), e a menor no inverno (8,0%).

Pode-se dizer que no verão a temperatura da água mais elevada (Figura 10) pode ter favorecido o processo de decomposição e assim, o aumento da matéria orgânica no sedimento. Observou-se diminuição na concentração de OD nessas estações amostrais, e segundo Thomaz et al. (1992), as menores concentrações de OD no fundo da coluna de água pode ser indício de decomposição de matéria orgânica no sedimento, resultando também em liberação de CO₂ e redução do pH. Esse aumento na decomposição de matéria orgânica pode ser reiterado ao se analisar o aumento na concentração de CO₂ livre na porção inferior da coluna de

água, em P1 e P3, no verão (Tabela 9). No reservatório do Lobo verificou-se o mesmo comportamento, com maiores concentrações de matéria orgânica no verão, e menores no inverno (DELELLO, 2008).

Em P2, o verão foi a estação do ano com menor quantidade de matéria orgânica (7,60%) e o inverno foi a que teve a maior, 19,20%. Em P4, durante o inverno, os valores obtidos de matéria orgânica no sedimento foram de 18,90%.

Observou-se que dentre os pontos amostrados, as maiores quantidades de matéria orgânica no verão foram obtidas no ponto P1, localizado na entrada do reservatório. De maneira geral, há predominância de matéria orgânica autóctone em áreas receptoras de rios afluentes, conforme verificado neste mesmo reservatório no trabalho de Taniwaki et al. (2011).

Em P2 e P3 ocorreu um comportamento inversamente proporcional entre as porcentagens de matéria orgânica na coluna de água, medida através dos SSO, e da matéria orgânica presente no sedimento. Verificou-se que para cada estação do ano, quanto mais matéria orgânica havia na água, menos matéria orgânica havia no sedimento, assim como foi verdadeira a relação oposta.

5.3.2 Nitrogênio total (NTS) ($\mu\text{g.g}^{-1}$)

A variação sazonal do nitrogênio total no sedimento (NTS) é mostrada na Figura 19.

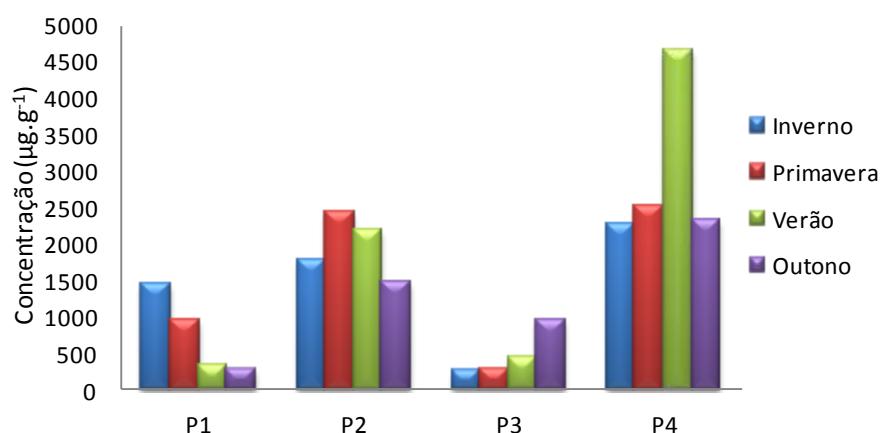


Figura 19 - Variação sazonal do nitrogênio total no sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas estações de amostragem do reservatório Itupararanga.

Os valores encontrados nas amostras, em cada coleta, são mostrados na Tabela 18.

Tabela 18 - Concentrações de nitrogênio total no sedimento (NTS) ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório Itupararanga, no período analisado.

	Inverno	Pri mavera	Verão	Outono
P1	1465	952	336	280
P2	1773	2445	2193	1484
P3	271	299	439	952
P4	2277	2511	4648	2333

É interessante observar que as estações amostrais P1 e P3 tiveram comportamentos exatamente opostos. Enquanto os valores de NTS decresceram em P1, desde o inverno ($1465,33 \mu\text{g.g}^{-1}$) até o outono ($280,0 \mu\text{g.g}^{-1}$), em P3 observou-se um aumento da concentração de NTS do inverno ($270,67 \mu\text{g.g}^{-1}$) para o outono ($952,0 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Em P2, as concentrações na primavera e no verão foram semelhantes ($2445,33 \mu\text{g.g}^{-1}$ e $2193,33 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente), assim como as do inverno ($1773,33 \mu\text{g.g}^{-1}$) e outono ($1484,0 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Em P4 ocorreu um pico de NTS no verão, com $4648,00 \mu\text{g.g}^{-1}$, sendo que nas outras estações do ano a média foi de $2400,0 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Vale ressaltar, que além da entrada de sedimentos através dos córregos afluentes, o escoamento superficial pode prestar grande auxílio no aporte de compostos nitrogenados. Tal situação foi comprovada por Sharip et al. (2012) na Malásia, ao relacionarem o aumento nas atividades agrícolas em volta do lago com o aumento na composição nitrogenada do sedimento. Considerando as diversas culturas agrícolas presentes em torno do reservatório Itupararanga, pode-se supor que elas contribuam para o incremento da composição do sedimento.

As concentrações de NTS na primavera e no verão em P2 foram semelhantes, e podem ter sofrido influência da decomposição de matéria orgânica e das temperaturas mais elevadas do que a dos outros períodos analisados.

Na estação amostral P3, embora ocorra a entrada do Córrego Paruru, que pode trazer matéria orgânica proveniente da cidade de Ibiúna, bem como efluente da estação de tratamento de esgoto, observou-se baixa quantidade de NTS no sedimento. Em função de entrada recente de material alóctone e compostos nitrogenados, talvez esse nutriente ainda não tivesse tempo de ser sedimentado, estando presente apenas na coluna d'água, conforme verificado anteriormente.

5.3.3 Fósforo total (PTS) ($\mu\text{g.g}^{-1}$)

As concentrações de fósforo no sedimento são apresentadas na Figura 20:

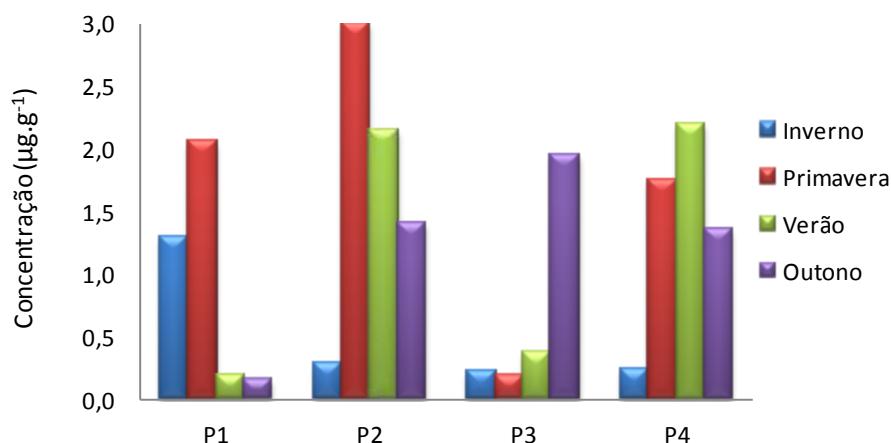


Figura 20 - Variação sazonal do fósforo total no sedimento (PTS) ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas estações de amostragem do reservatório Itupararanga.

No verão e no outono em P1, houve baixa concentração de PTS ($0,20$ e $0,16 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente), enquanto que na primavera a concentração nessa estação amostral foi máxima ($2,06 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Na primavera, em P2 obteve-se a maior concentração de PTS ($3,00 \mu\text{g.g}^{-1}$), seguida pelo verão ($2,15 \mu\text{g.g}^{-1}$) e diminuindo consideravelmente no inverno ($0,29 \mu\text{g.g}^{-1}$). Em P4 observaram-se valores elevados, com exceção do inverno ($0,24 \mu\text{g.g}^{-1}$), apresentando concentração máxima no verão ($2,20 \mu\text{g.g}^{-1}$).

As concentrações em P3 mantiveram-se baixas ($0,26 \mu\text{g.g}^{-1}$ em média) no inverno, primavera e verão, atingindo um máximo de $1,95 \mu\text{g.g}^{-1}$ no outono. O nível baixo da água nessa época do ano pode ter contribuído para uma melhor oxigenação da coluna de água, conforme observado na Figura 8, indo de encontro à afirmação de Esteves (1988), que afirma que o acúmulo de fósforo está relacionado com a concentração de oxigênio na água próxima ao sedimento (água de contato). Segundo o autor, um ambiente anaeróbio favorece a liberação de fósforo para a coluna de água, e um ambiente aeróbio contribui para a precipitação do mesmo no sedimento.

Esteves (1988) comentou que níveis baixos de turbidez podem indicar a remoção de fósforo e ferro suspensos na coluna de água, uma vez que estes podem se aglomerar nas partículas sólidas presentes na água e acumularem-se no

sedimento, e essa observação ganha respaldo na análise das estações amostrais P3 e P4. Em P3, durante o outono, verificou-se a maior quantidade de PTS ($1,95 \mu\text{g.g}^{-1}$) e a menor turbidez na coluna de água (7,195 UNT, em média). O mesmo comportamento pode ser observado em P4, pois durante o verão obteve-se a máxima quantidade de PTS ($2,20 \mu\text{g.g}^{-1}$) e a mínima turbidez no corpo de água (5,54 UNT).

Ao se avaliar a turbidez no outono, percebe-se que os seus valores estão entre os mais baixos dentre os analisados (Figura 13).

5.4 Comunidade Biológica – Macrófitas Aquáticas

É inegável a importância da presença de plantas em ecossistemas aquáticos, sejam eles naturais ou artificiais. Além dos benefícios ecológicos diretos das macrófitas aquáticas, como a criação de micro habitats e a ciclagem de nutrientes (POMPEO, 1999; VYMAZAL, 2011), a diversidade com que se apresentam nos reservatórios pode estar relacionada com a qualidade e a variação do nível da água (BIUDES; CAMARGO, 2008), contribuindo para o monitoramento do próprio reservatório.

5.4.1 Diversidade de espécies

Foram encontradas diferentes espécies de macrófitas aquáticas nos braços amostrados, as quais já foram indicadas na Tabela 1. No entanto, dentre as espécies encontradas em cada estação amostral, cinco foram predominantes durante os diferentes períodos do ano, sendo: *E. crassipes* e *P. stratiotes* (P1) em todas as estações do ano, com exceção da primavera, em que houve ausência de *P. stratiotes*; *P. lapathifolium* (P2 e P4) também em todas as estações do ano; *M. aquaticum* (P3) apenas na primavera e *E. azurea* no inverno (P3).

Na amostragem referente ao verão, estação do ano com grande volume de chuvas (109,9 mm), em que se verificou o nível de água elevado no reservatório (825,15 m) e o vertedouro encontrava-se aberto, com uma vazão de $3,99 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, foi observado o desprendimento de macrófitas aquáticas dos bancos originais.

A partir da diversidade de espécies encontradas pode-se dizer que não houve grande diversidade de macrófitas aquáticas quando comparado com estudos realizados em outros reservatórios. Por exemplo, foram encontradas 17 espécies em lagos da Malásia (SHARIP et al., 2012), 43 espécies em seis lagos no Rio Grande

do Sul (PEREIRA et al., 2012), mais de 20 espécies no reservatório do Lobo, em Itirapina, SP (DELELLO, 2008) e 133 espécies na Represa do Guarapiranga (ROGRIGUES, 2011). A partir das constatações desses autores, verifica-se que a maior diversidade de macrófitas foi observada principalmente em locais de áreas alagadas, com alta retenção de sedimentos e disponibilidade de nutrientes.

As espécies *E. crassipes* e *P. stratiotes*, predominantes em P1, também foram as espécies predominantes no reservatório de Bodocongó, na Paraíba (DINIZ et al., 2005), em locais próximos à entrada de tributários. No entorno desses locais há atividades da população ribeirinha, como lavagem de carros, roupas e utensílios, pesca, além da utilização da água por uma indústria de reciclagem de papel. Os usos existentes ao redor do reservatório Itupararanga, embora distintos dos encontrados na Paraíba, também contribuem para o aporte de nutrientes no local, corroborando a ideia de que essas são espécies abundantes em sistemas eutrofizados.

5.4.2 Biomassa (gPS.m^{-2})

As análises das espécies *E. crassipes*, *E. azurea* e *P. stratiotes* foram realizadas a partir da segmentação das mesmas em fração denominada “folha”, em que foram incluídos folhas e caules, e em fração denominada “raiz”. Já nas espécies *M. aquaticum* e *P. lapathifolium* foram utilizados fragmentos íntegros para a obtenção da biomassa.

A variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas pode ser visualizada na Figura 21.

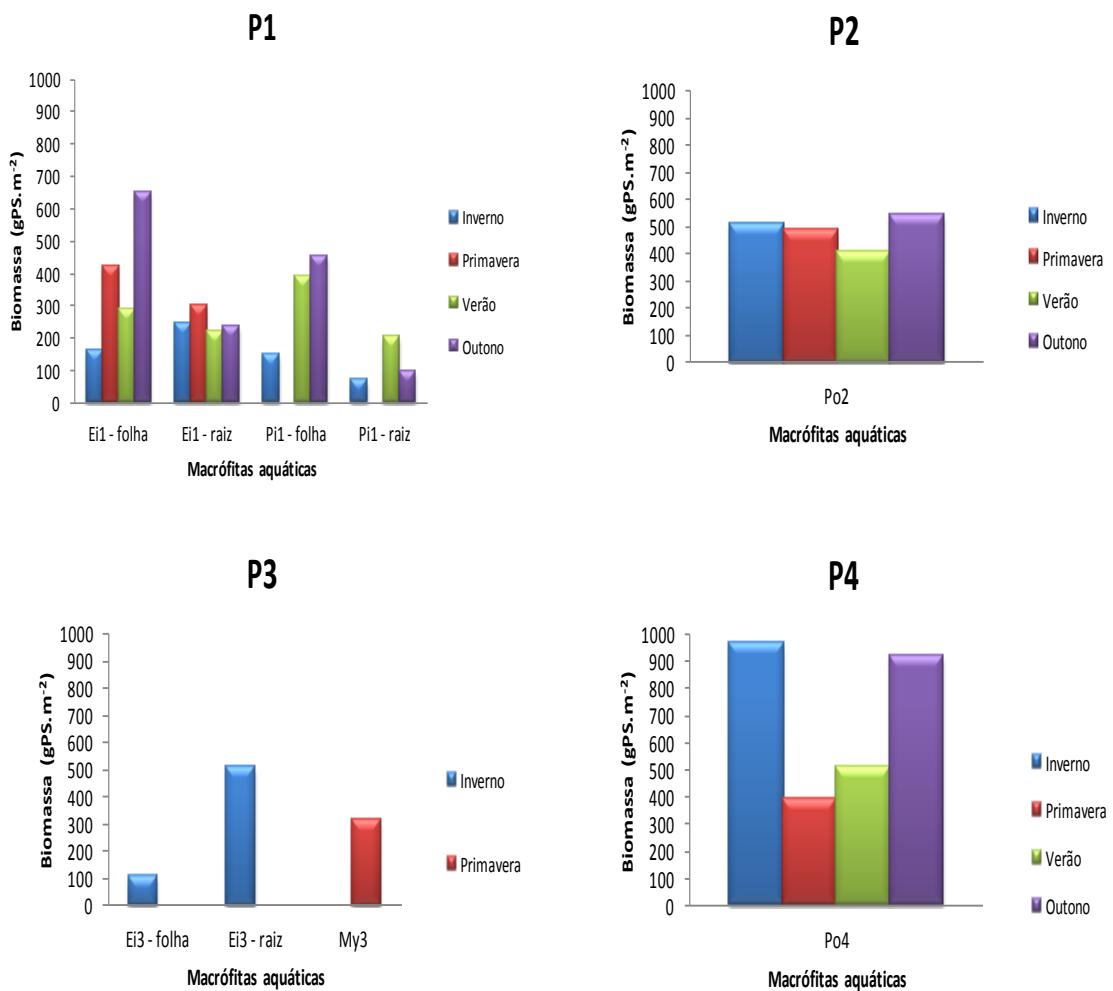


Figura 21 - Variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas encontradas no reservatório Itupararanga. **Ei1-folha:** Folha de *E. crassipes* em P1; **Ei1-raiz:** Raiz de *E. crassipes* em P1; **Pi1-folha:** Folha de *P. stratiotes* em P1; **Pi1-raiz:** Raiz de *P. stratiotes* em P1; **Ei3-folha:** Folha de *E. azurea* em P3; **Ei3-raiz:** Raiz de *E. azurea* em P3; **My3:** *M. aquaticum* em P3; **Po4:** *P. lapathifolium* em P4.

E. crassipes encontrada em P1 apresentou valores de biomassa foliar superiores à biomassa radicular em todos os períodos do ano analisados, com exceção do inverno, quando a biomassa das folhas foi de 163,20 gPS.m⁻² e a das raízes, 245,87 gPS.m⁻². Vale ressaltar que o valor máximo encontrado para a biomassa foliar ocorreu no outono (647,73 gPS.m⁻²) e para a biomassa radicular, na primavera (301,33 gPS.m⁻²). Segundo Bottino (2011), esses resultados sugerem que a espécie *E. crassipes* busca favorecer seu crescimento a partir da alocação de biomassa na parte aérea, em condições de temperatura elevada. No entanto, na correlação estatística foi observada baixa correlação entre a biomassa de *E. crassipes* e a temperatura média da água do reservatório ($\rho = 0,40$).

Na primavera verificou-se a maior disponibilidade de nutrientes na coluna de água, como nitrato (média de $0,90 \mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo total dissolvido (média de $74,60 \mu\text{g.L}^{-1}$), além de fósforo no sedimento ($2,06 \mu\text{g.L}^{-1}$), o que pode ter contribuído para o desenvolvimento da biomassa dessa macrófita aquática, especialmente na porção das raízes.

P. stratiotes também apresentou biomassa das folhas superior à das raízes em todas as estações analisadas. Os mínimos valores de biomassa foliar e radicular ocorreram no inverno ($148,27 \text{ gPS.m}^{-2}$ e $71,07 \text{ gPS.m}^{-2}$, respectivamente). Já na primavera, não foi verificada a presença dessa espécie em P1.

A ausência de *P. stratiotes* na primavera em P1 pode estar relacionada à competição entre essa espécie e *E. crassipes*, também encontrada nesse ponto amostral. A predominância de *E. crassipes* sobre *P. stratiotes* durante a primavera pode ter ocorrido devido ao sucesso obtido pela *E. crassipes* em assimilação e estocagem de nutrientes dissolvidos na água, o que permitiu a utilização mais eficiente da radiação solar e assim, ocasionou o seu crescimento intenso. Dessa forma, *P. stratiotes* teve seu desenvolvimento afetado pelo sucesso competitivo de *E. crassipes*, como também constatou estudo realizado por Henry-Silva (2001) e Milne, Lang e Murphy (2007).

A maior biomassa foliar de *P. stratiotes* foi obtida no outono ($451,33 \text{ gPS.m}^{-2}$), e esse valor pode ter sido influenciado pela temperatura média da água nessa estação do ano (22°C). Segundo estudo feito por Cancian (2007), em que foi observada a variação da produção primária de macrófitas aquáticas de acordo com a temperatura da água, valores mais elevados (25°C) tendem a favorecer o crescimento de espécies de regiões tropicais, como observado para essa espécie. Além disso, sabe-se também que seu crescimento e o da espécie *E. crassipes* são limitados, principalmente, pelo nitrogênio (NEIFF; NEIFF, 2003), e no outono foi observada a menor concentração desse nutriente no corpo de água, em P1, podendo indicar elevado consumo por parte das macrófitas aquáticas e transformação em biomassa. Por fim, a correlação de Spearman indicou alta correspondência entre a biomassa de *P. stratiotes* e a variação do nível da água ($\rho = 1,00$), justificando os resultados de elevada biomassa na época do ano com maior cota do reservatório.

Em P2, no verão verificou-se baixa quantidade de biomassa de *P. lapathifolium* ($407,33 \text{ gPS.m}^{-2}$), porém no outono foi observada a maior biomassa

para essa espécie ($541,47 \text{ gPS.m}^{-2}$). A variação sazonal não foi muito intensa, ($506,27 \text{ gPS.m}^{-2}$ no inverno e $487,60 \text{ gPS.m}^{-2}$ na primavera).

Apesar da biomassa observada no verão ter sido menor, nessa época do ano foi constatada a média mais elevada de temperatura ($28,90^\circ\text{C}$) e de pH (10,00) da água. No outono, época cuja biomassa foi maior, a temperatura estava mais amena ($23,50^\circ\text{C}$) e a água ligeiramente ácida, com pH igual a 6,82. Observou-se assim, que possivelmente essas características tendem a favorecer o desenvolvimento da espécie *P. lapathifolium*.

Observou-se que a variação da cota de água do reservatório foi inversamente proporcional à variação da biomassa da espécie *P. lapathifolium*. Tal afirmação baseia-se no fato de que a maior variação do nível da água, ocorrida entre primavera e verão (2,09 m) coincidiu com a variação de apenas $80,27 \text{ gPS.m}^{-2}$ de biomassa dessa espécie. No entanto, durante a menor variação do nível da água (0,14m), ocorrida entre o verão e o outono, verificou-se a maior variação de biomassa de *P. lapathifolium* entre as épocas do ano analisadas ($134,13 \text{ gPS.m}^{-2}$). Comportamento semelhante foi observado por Rodrigues (2011), em que espécies de macrófitas emergentes reduziram a biomassa com o aumento do nível da água na Represa Guarapiranga.

Em P3, a alternância na presença das espécies não permitiu que se fizesse uma avaliação adequada da quantidade de biomassa em cada época do ano. Foi possível observar, no entanto, que no inverno, a biomassa de *E. azurea* mostrou-se mais elevada nas raízes ($509,73 \text{ gPS.m}^{-2}$) do que nas folhas ($106,93 \text{ gPS.m}^{-2}$).

Somente com um sistema de raízes bem desenvolvido, que garanta às macrófitas aquáticas a absorção de nutrientes da água, mesmo em períodos de baixa disponibilidade dos mesmos ou de diminuição do nível da água, é que se observa a adaptabilidade desses vegetais aos períodos de seca (HUSSNER; MEYER; BUSCH, 2008). O sistema radicular das macrófitas aquáticas *E. crassipes* e *E. azurea* (em P1 e P3, respectivamente) pode ter auxiliado suas adaptações às condições do inverno, como baixo nível da água e menor radiação solar incidente. A alta disponibilidade de nitrato ($0,64 \mu\text{g.L}^{-1}$) e ortofosfato ($4,08 \mu\text{g.L}^{-1}$) na coluna d'água nesse período indica também a possibilidade de aproveitamento desses componentes inorgânicos por parte dos vegetais.

Vale ressaltar ainda que em estudo feito por Oliveira, Favero e Costacurta (2005) em uma Lagoa no Pantanal do Rio Negro, Mato Grosso do Sul, a espécie *E.*

azurea não apresentou variação sazonal significativa, no entanto apresentou a maior parte da biomassa alocada nas raízes, assim como observado no presente estudo.

Somente na primavera foi verificada a presença de *M. aquaticum* em P3, com 317,07 gPS.m⁻² de biomassa. Por se tratar de uma espécie flutuante, o aumento da vazão turbinada de 17,5 m^{3.s}⁻¹ na primavera para 26,1 m^{3.s}⁻¹ no verão (Figura 9) e a respectiva elevação na altura do nível de água de 823,06 m para 825,15 m, podem ter influenciado a movimentação dessa espécie, como indicado pela correlação estatística inversa observada entre a variação do nível da água e biomassa dessa espécie ($\rho=-0,77$).

O impacto da alteração das vazões do reservatório sobre a distribuição espacial das macrófitas aquáticas só foi possível porque a estação amostral em que está localizada, embora seja um braço, é a mais próxima da barragem, podendo sofrer influência da dinâmica hidrológica do reservatório.

A biomassa de *P. lapathifolium* registrada no inverno e no outono em P4 mostraram valores semelhantes (966,27 gPS.m⁻² e 917,07 gPS.m⁻², respectivamente), e a biomassa encontrada no verão (512,27 gPS.m⁻²) foi superior àquela da primavera (391,07 gPS.m⁻²), estação do ano com menor biomassa dentre todas as analisadas. A maior biomassa no verão, quando comparada à da primavera, pode estar relacionada à maior produção primária ocorrida nessa estação, uma vez que a temperatura da água desse período foi maior (média de 28,33°C no verão e 20,44°C na primavera).

Estudos realizados por Biudes e Camargo (2006) e Thomaz et. al. (2005) indicam ocorrência frequente de maior produção primária de macrófitas aquáticas em ambientes com elevadas concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Pesquisa desenvolvida por Henry-Silva (2001) em sistemas de tratamento de efluentes de viveiros de tilápia-do-nilo, encontrou uma relação positiva entre a produção de biomassa pelas macrófitas aquáticas flutuantes *E. crassipes* e *P. stratiotes* e as concentrações de nitrogênio e fósforo na água.

A partir de ambas as pesquisas, esperava-se que o reservatório Itupararanga apresentasse resultado semelhante, no entanto em P1 verificou-se que a maior produção de biomassa foliar das espécies *E. crassipes* (647,73 gPS.m⁻²) e *P. stratiotes* (451,33 gPS.m⁻²) ocorreu durante o outono, estação do ano em que foi verificada a menor concentração de fósforo na coluna de água (34,71 µg.L⁻¹). Esse fato pode significar que os vegetais consumiram grande parte do nutriente disponível

na estação de amostragem, utilizando-o em seu próprio desenvolvimento, restando assim baixas concentrações no corpo de água. Além disso, no Lago Chini, na Malásia, Sharip et al. (2012) encontraram as mais baixas concentrações de fosfato nas estações do ano em que havia grande quantidade de macrófitas aquáticas.

Nas demais estações de coleta não se registrou relação proporcional entre as maiores quantidades de nutriente e de biomassa, somente no verão em P2 que foi possível observar a menor biomassa na espécie *P. lapathifolium* ($407,33 \text{ gPS.m}^{-2}$) e também a menor concentração média de fósforo total ($30,05 \mu\text{g.L}^{-1}$). Neste caso, a elevação da cota do reservatório durante o verão (825,15m) pode ter prejudicado o crescimento de *P. lapathifolium*, através da diluição do fósforo presente na água. A análise estatística indicou alta relação entre essa espécie e a concentração de OD na água, com $\rho = 0,80$.

Conforme observado, os principais fatores que influenciam a biomassa nas espécies analisadas são distintos. Por exemplo, em P2 e P4 os valores de biomassa mostraram-se menores durante o verão ($407,33 \text{ gPS.m}^{-2}$ em P2 e $512,27 \text{ gPS.m}^{-2}$ em P4), e os maiores valores durante o inverno ($506,27 \text{ gPS.m}^{-2}$ e $966,27 \text{ gPS.m}^{-2}$, respectivamente) sendo contrária à distribuição em P1. No inverno, quando houve maior biomassa, houve também elevadas concentrações de fósforo total em ambos os pontos amostrais. Esse comportamento pode estar relacionado com a distinção entre as espécies nas estações P1 (*E. crassipes* e *P. stratiotes*) e P2 (*P. lapathifolium*).

5.4.3 Biomassa (gC.m^{-2})

Os valores de biomassa em gC.m^{-2} para todo o período analisado, estão representados abaixo, na Figura 22.

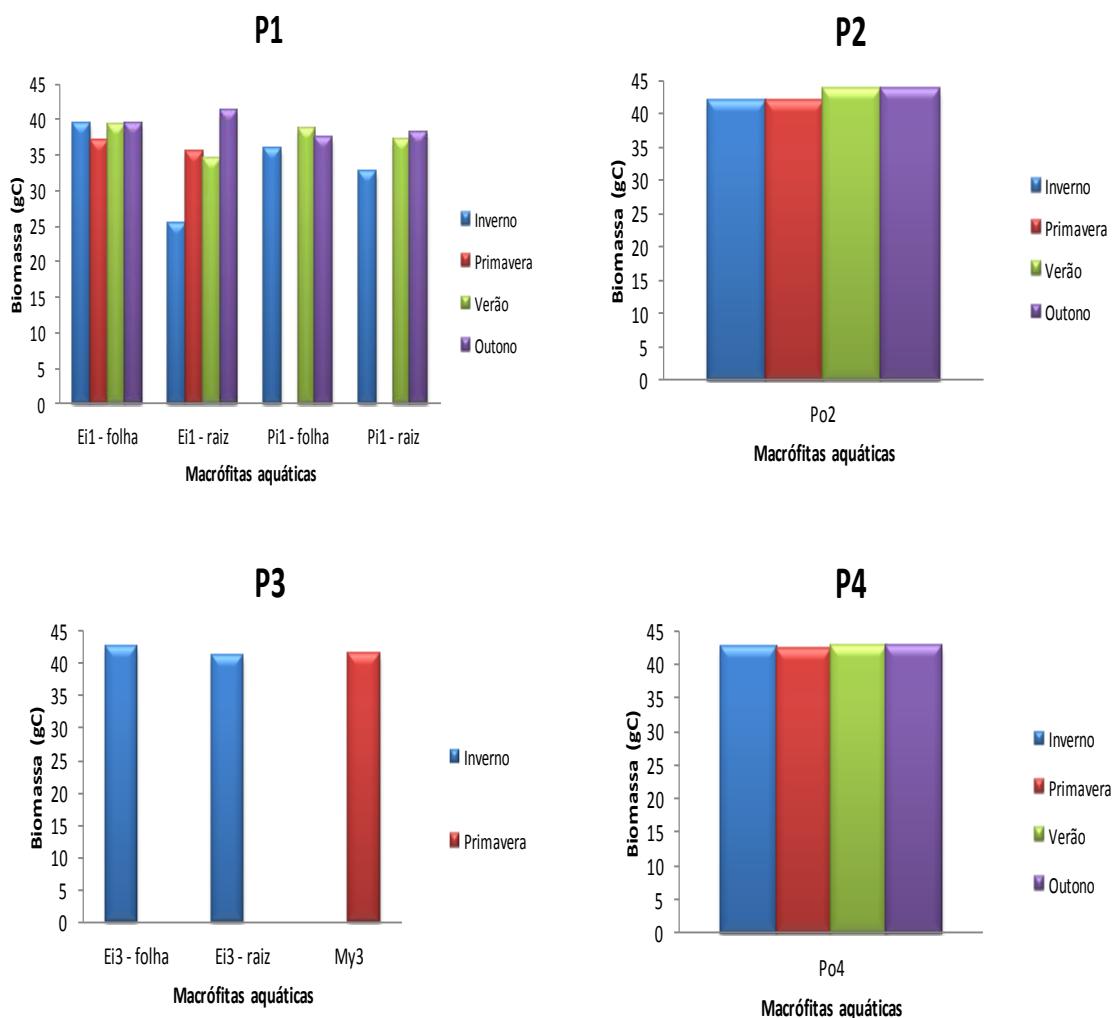


Figura 22 - Variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas (gC.m^{-2}) nas estações amostrais analisadas do reservatório Itupararanga. **EI1-folha:** Folha de *E. crassipes* em P1; **EI1-raiz:** Raiz de *E. crassipes* em P1; **PI1-folha:** Folha de *P. stratiotes* em P1; **PI1-raiz:** Raiz de *P. stratiotes* em P1; **EI3-folha:** Folha de *E. azurea* em P3; **EI3-raiz:** Raiz de *E. azurea* em P3; **My3:** *M. aquaticum* em P3; **Po4:** *P. lapathifolium* em P4.

Os valores de biomassa das folhas de *E. crassipes* encontrada em P1 foram muito semelhantes nas épocas do ano. O mesmo comportamento foi verificado para as amostras de *P. lapathifolium* nas estações P2 e P4, ou seja, ambas as espécies apresentaram uma baixa variação sazonal de biomassa em termos de carbono.

O valor médio de biomassa foliar da *E. crassipes*, em P1 ($38,78 \text{ gC.m}^{-2}$) foi maior do que a média radicular ($34,07 \text{ gC.m}^{-2}$) em todas as estações do ano. Somente no outono verificou-se quantidade de biomassa radicular desta espécie ($41,31 \text{ gC.m}^{-2}$) em condição superior à sua biomassa foliar ($39,54 \text{ gC.m}^{-2}$).

Vale ressaltar que o comportamento da biomassa radicular de *E. crassipes* apresentou-se inversamente proporcional à variação do nível da água do

reservatório. A diminuição da cota entre o inverno (823,72 m) e a primavera (823,06 m) coincidiu com o aumento da biomassa entre essas estações ($25,28 \text{ gC.m}^{-2}$ e $35,35 \text{ gC.m}^{-2}$, respectivamente). Em contrapartida, o aumento da cota entre a primavera (823,06 m) e o verão (825,15 m) refletiu-se em pequena diminuição de biomassa, cuja variação foi de $35,35 \text{ gC.m}^{-2}$ na primavera para $34,33 \text{ gC.m}^{-2}$ no verão.

P. stratiotes apresentou quantidades similares de biomassa nas raízes e nas folhas em P1, em todo o período analisado. Os valores mínimos de biomassa foliar foram $35,86 \text{ gC.m}^{-2}$ e de biomassa radicular, $32,68 \text{ gC.m}^{-2}$, ambos no inverno. A máxima quantidade de biomassa foliar foi $38,68 \text{ gC.m}^{-2}$ no verão, e de biomassa radicular, $38,21 \text{ gC.m}^{-2}$ no outono.

Em P2 pode-se dizer que houve um padrão na variação de biomassa, pois no inverno e primavera os valores foram extremamente semelhantes ($42,05 \text{ gC.m}^{-2}$ e $41,86 \text{ gC.m}^{-2}$, respectivamente), assim como a média no verão e outono ($43,71 \text{ gC.m}^{-2}$ e $43,58 \text{ gC.m}^{-2}$, respectivamente). Essa característica de manter-se estável ao longo das épocas do ano pode ser uma característica da espécie *P. lapathifolium*, uma vez que em P4 encontrou-se a mesma espécie e as variações foram semelhantes às observadas em P2, com média de $42,58 \text{ gC.m}^{-2}$ em todas as estações do ano.

Em P3 a biomassa das folhas e raízes de *E. azurea*, tanto foliar como radicular, e a de *M. aquaticum* apresentaram valores semelhantes ($42,71 \text{ gC.m}^{-2}$, $41,19 \text{ gC.m}^{-2}$, e $41,34 \text{ gC.m}^{-2}$, respectivamente).

Pode-se observar que com exceção de P1, nas demais estações amostrais as macrófitas aquáticas apresentaram variações pequenas de suas biomassas (gC.m^{-2}) em todas as estações amostrais no período analisado, embora as concentrações de nutrientes tenham variado.

Ao se avaliar os picos de biomassa e de concentração de Cl, verifica-se que essa relação foi proporcional em P4 com a variação da biomassa da espécie *P. lapathifolium* uma vez que esse vegetal apresentou maior biomassa durante o verão ($42,93 \text{ gC.m}^{-2}$) e o outono ($42,88 \text{ gC.m}^{-2}$), estações do ano em que também foram observadas as maiores concentrações de Cl ($5,77 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5,44 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente).

Essa relação, no entanto, não foi verificada nas demais espécies ou estações amostrais analisadas, reforçando assim o conceito de que diversos fatores influenciam a distribuição sazonal de biomassa de macrófitas aquáticas.

5. CONCLUSÕES

A partir das análises, verifica-se que há diversos fatores que interferem na produtividade e crescimento dos vegetais, como foi indicado pela variação de nutrientes na água e sedimento, pela variação do nível da água e pelas variações em OD e SST ao longo do período analisado.

As concentrações de nitrogênio total Kjeldhal, nitrogênio amoniacal e ortofosfato foram baixas durante todo o período de amostragem. Já o sedimento apresentou-se com grande quantidade de matéria orgânica, sendo os maiores valores de matéria orgânica obtidos no verão em P1 e P3, e no inverno em P2 e P4.

O reservatório apresentou baixa capacidade tampão, com variação vertical da alcalinidade e condutividade elétrica. A precipitação ocorrida na primavera pode ter contribuído para o aporte de SST e fósforo.

A variação de vazão entre as estações do ano tem influência sobre a diversidade das espécies encontradas, uma vez que as flutuantes tendem a ser levadas pela correnteza, como observado em P2, alterando sua distribuição espacial no reservatório e influenciando as variáveis como oxigênio dissolvido e pH.

Observou-se também que em épocas do ano com os maiores níveis de água no reservatório (verão e outono), a presença de macrófitas aquáticas nas estações amostrais foi inferior àquela encontrada durante os períodos em que os níveis de água do reservatório foram mais baixos. Além disso, a maior disponibilidade de nutrientes na coluna de água e a menor cota do reservatório na estação da primavera permitiram maior desenvolvimento de biomassa das raízes de *E. crassipes* em P1. Por outro lado, o enchimento do reservatório (entre o verão e o outono) foi favorável ao aumento da biomassa foliar de *E. crassipes* e *P. stratiotes* em P1, e ao aumento da biomassa total de *P. lapathifolium* em P2 e P4. A biomassa da espécie *P. lapathifolium* sofreu baixa variação com as alterações do nível da água.

Dentre todas as espécies encontradas, apenas cinco se mostraram predominantes nos quatro pontos analisados. Por se encontrarem, na maior parte

das vezes, em áreas de desembocadura de tributários, podem exercer papel importante na remoção do excesso de nutrientes da água do reservatório.

Com relação à biomassa, a variação sazonal em gC.m^{-2} foi inferior à variação em gPS.m^{-2} . Para *P. stratiotes*, no verão (P1), observou-se grande quantidade de biomassa em gC ($38,68 \text{ gC.m}^{-2}$ nas folhas) assim como a biomassa em gPS.m^{-2} ($389,87 \text{ gPS.m}^{-2}$), mostrando relação direta entre essas duas formas de biomassa. Tal relação não pode ser verificada para a espécie *P. lapathifolium*, uma vez que a variação sazonal em biomassa de gC.m^{-2} foi reduzida. Verificou-se também relação de competição entre *P. stratiotes* e *E. crassipes*, pois o aumento da biomassa de *E. crassipes* ocorreu na ausência de *P. stratiotes*.

Em suma, a presença das macrófitas aquáticas no reservatório está relacionada aos diferentes tipos de uso e ocupação do solo da área em torno do mesmo. As variáveis limnológicas possuem relação direta com a distribuição das plantas, assim como os impactos sofridos pelo reservatório. Para que se possa corroborar a hipótese de variação da biomassa com o nível da água, sugere-se realização de análise estatística mais detalhada, a fim de evidenciar a relação, e contribuir com informações para o manejo de macrófitas aquáticas no reservatório.

De maneira geral, o reservatório Itupararanga ainda não apresenta graves problemas de eutrofização, especialmente se comparado a outros reservatórios de abastecimento. No entanto, faz-se necessário monitoramento constante de suas águas e da utilização antrópica da bacia hidrográfica em que está inserido, uma vez que as concentrações de fósforo e nitrogênio podem vir a comprometer a qualidade do manancial caso continuem a aumentar. Nesse sentido, a presença das macrófitas aquáticas pode se tornar tanto fonte de prejuízo aos usos múltiplos, como pode atuar de maneira benéfica, a partir do tratamento da poluição. A maneira de se realizar o gerenciamento adequado do reservatório é tentar conciliar os diversos interesses envolvidos, a partir da busca de uma gestão integrada e participativa.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSEN, J.M. – An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Resources**, v.10, p. 329-31, 1976.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 25h edition. Washington. 2005.

ARGENTON, E. C. Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacialna represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP. 146 p. **Dissertação (Mestrado)** – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

BARBIERI, R. Estudo da composição química de algumas espécies de macrófitas aquáticas e suas implicações no metabolismo da represa do Lobo (Broa), SP. 225 p. **Dissertação (Mestrado)** – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1984.

BENASSI, R. F. Dinâmica espaço-temporal de um sistema de áreas alagáveis na planície de inundação di rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira de Iguape, SP. Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 204 p., 2006.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 3, p. 781-789, 2006.

_____. Estudos dos fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 7-19, 2008.

BOTTINO, F. Diversidade, Biomassa e Decomposição de Macrófitas Aquáticas no Reservatório Itupararanga – SP. **Tese (Mestrado)**. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. 128 p., 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes para seu enquadramento, bem como estabelece as condições de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 2005

BRIX, H. Do macrophytes play a role in Constructed Treatment Wetlands? **Water Science and Technology**, Oxford, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

CAMARGO, A. F. M.; FLORENTINO, E.R. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C.F. mey in a lotic environment of the Itanhaém river basin. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 83-92, 2000.

CANCIAN, L.F. Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. 55 p. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade do Estado de São Paulo, Jaboticabal, SP, 2007.

CARRILLO, Y.; GUARIN, A.; GUILLOT, G. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-montain reservoir (NEUSA, Colombia). **Aquatic Botany**, v.85, n.1, p.7-15, 2006.

CARVALHO, F. T.; GALLO, M. L. B. T.; VELINI, E. D.; MARTINS, D. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, no Rio Tietê. **Planta Daninha**, v.21, Ed. Especial, p. 15-19, 2003.

CAVATI, B. and FERNANDES, V. O. F. Algas perifíticas em dois ambientes do baixo rio Doce (lagoa Juparanã e rio Pequeno – Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil): variação espacial e temporal. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, vol. 30, no. 4, p. 439-448, 2008.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 531 p. 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em 02 mar 2012.

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 342 p. 2011. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em 02 mar 2012.

CHANTAL, V.; HUDIN, C.; CARIGNAN, R.; GAGNON, P. Spatial analysis of production by macrophytes, phytoplankton and epiphyton in a large river system under different water-level conditions. **Ecosystems**, v. 10, p. 293-310, 2007.

CHORUS, I.; BARTRAN, J. Water Resources. In CHORUS, I. and BARTRAM, J., eds. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. New York: E & FN Spon, Inc v. 1, 1999.

CRONIN, G.; LEWIS, W.M.; SCHIEHSER, M.A. Influence of freshwater macrophytes on the litoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. **Aquatic Botany**, v. 85, p. 37-43, 2006.

DEEGAN, B. M., WHITE, S. D., GANF, G. G. The influence of water level fluctuations in the growth of four emergent macrophytes species. **Aquatic Botany**, v. 86, p 309-315, 2007.

DELELLO, D. Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (BROA), Itirapina/Brotas, SP. São Carlos, 159p. **Dissertação (Mestrado)** – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008.

DEMARS, B. O. L.; EDWARDS, A. C. Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: a critique of compositional-based assessment of water quality. **Science of the Total Environment**, v. 407, p 975-990, 2009.

DENNISON, W. C., ORTH, R. J., MOORE, K. A., STEVENSON, J. C., CARTER, V., KOLLAR, S., BERGSTROM, P. W., BATIUK, R. A. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. **Bioscience**, v. 43, p. 86–94, 1993.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade da água. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande, Suplemento, p. 226-230, 2005.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciênciam/FINEP, 1988.

FIGUEIREDO, D. M., BIANCHINI-Jr, I. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). **Acta Limnol. Bras.**, v. 20, n. 4, p. 277-290, 2008.

FRANZEN, M. Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios. **Tese (Doutorado)** – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 244, 2009.

FONSECA, G. A. B. Contribuição antrópica na poluição de reservatórios hidrelétricos: o caso da usina hidrelétrica de São Simão – GO/MG. **Dissertação (Mestrado)**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 129 p., 2010.

GENEVIERE, M.C.; DUTHIE, H.C.; TAYLOR, W.D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, v. 59, p. 195-215, 1997.

GOMES, L. N. L. Estuda da associação entre parâmetros bióticos e abióticos e a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Vargem das Flores – MG. **Tese (Doutorado)**. 403 p. – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

GUERESCHI, R. M.; FONSECA-GESSINGER, A. A. Análise de variáveis físicas e químicas da Estação Ecológica de Jatiá, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. **Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**, Ed. Rima, v. 2, p. 387-402, 2000.

HENRY-SILVA, G.G. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal. 78p. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal, Brasil. 2001.

HENRY-SILVA, G.G.; CARMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M. Growth og free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. **Hydrobiologia**, v. 610, p.153-160, 2008.

HUSSNER, A., MEYER, C., BUSCH, J. The influence of water level and nutrient availability on growth and root system development of *Myrophyllum aquaticum*. **Weed Research** v. 49, p. 73-80, 2008.

JACINTHE, P. A.; FILIPPELLI, G. M.; TEDESCO, L. P.; RAFTIS, R. Carbon storage and greenhouse gases emission from a fluvial reservoir in a agricultural landscape. **Catena**, v. 94, p. 53-63, 2012.

JUNK, W. J. Investigations on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Echinochloetum*) on the middle Amazon. II - the aquatic fauna in the root-zone of floating vegetation. **Amazoniana**, v. 4, n. 1, p. 9-102, 1973.

KISSMAN, K. G.; GOTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. BASF: São Paulo, 1997.

KOBAYASHI, J. T.; THOMAZ, S. M.; PELICICE, F. M. Phosphorus as a limiting factor for *Eichhornia crassipes* growth in the upper Paraná River floodplain. **Wetlands**, v. 28, n. 4, p. 905-913, 2008.

LOPES-FERREIRA, C. Estudo de uma área alagada do Rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para a melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP). 2000. 145 f. **Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental)** – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

LU, X. X.; LI, S.; HE, M.; ZHOU, Y.; LI L.; ZIEGLER, A. D. Organic carbon fluxes from the upper Yangtze basin: an example of the Longchuanjiang River, China. **Hidrological Processes**, v. 26, p. 1604-1616, 2012.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.E. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Sci. Publ. n. 36. Titus. Wilson and sons LTDA. Kendall. 117p., 1978.

MALTCHIK, L; PEDRO, F. Responses of aquatic macrophytes to disturbance by flash flood in a Brazilian semiarid intermittent stream. **Biotropica**, v. 33, n. 4, p. 566-572, 2001.

MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; SCHOTT, P., Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of southern Brazil. **Limnology**, v. 8, n. 1, p. 23-28, 2007.

MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. **Planta Daninha**, v.26, n.1, p. 17-32, 2008.

MARCIANO, F.T. Composição, abundância e aspectos reprodutivos das espécies de peixes do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP) e sua relação com as características ambientais do sistema. **Dissertação (Doutorado)**, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005.

MENEZES, C. F. S. Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo (Broa), SP. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1984.

MILNE, J. M.; LANG, P.; MURPHY, K. J. Competitive interactions between *Salvinia auriculata* Aubl, *Limnobium laevigatum* (Humb, and Bonpl, ex Willd,) Heine, and other free-floating aquatic macrophytes under varying nutrient availability. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 169, p. 169-176, 2007.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização no Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). **Eng. Sanit. Ambient.** v.12, n. 2, p. 167-180, 2007.

NEIFF, J. J.; NEIFF, A. S. G. P. Connectivity process as a basis for the management of aquatic plants. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Ed. Da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

OLIVEIRA, A. K. M.; FAVERO, S.; COSTACURTA, M. B. Variação temporal da biomassa de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth (Pontederiaceae) e macrófitas aquáticas associadas em uma lagoa do Rio Negro, pantanal do Rio Negro, Mato Grosso do Sul. **Natureza on line**, v. 3, n. 1, p. 7–12, 2005.

PAVÃO, A. C. Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no reservatório de Itupararanga, bacia do rio Sorocaba-SP. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de São Carlos, 64 p., 2011.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L;M (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, p.171-188, 2003.

PEDRAZZI, F. J. M. Avaliação da qualidade da água do reservatório Itupararanga, bacia do alto do Sorocaba (SP). **Dissertação de mestrado** - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 87 p., 2009.

PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINI JR., I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, IIE, v. 66, n. 4, p. 1-12, 2006.

PEREIRA, S. A.; TRINDADE, C. R. T.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 24, n. 1, 2012.

PEZZATO, M. M. Efeitos da radiação fotossinteticamente ativa, temperatura, pH e carbono inorgânico na produção primária da macrófita aquática *Egeria densa* Planch. **Dissertação (Mestrado)** – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista, 52 p., 2008.

PIERINI, S. A.; THOMAZ, S.M. Adaptações de plantas submersas à absorção de carbono inorgânico. **Acta bot. Bras.**, v. 18, n. 3, p. 629-641, 2004.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Embrapa – Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal: Corumbá, 2000.

POMPÉO, M.L.M. (ed.) ***Perspectivas da Limnologia no Brasil***, São Luís: Gráfica e Editora União, 198 p., 1999.

POMPÉO, M. L. M.; RODRIGUES, M. E. F.; HIRATA, R. T.; MACEDO, C. C. L. D. As macrófitas aquáticas: tipos ecológicos, importância para o ecossistema, monitoramento e controle do crescimento In: MALAGOLI, L. R. B., F. B.; WHATELY, M. (Ed.). **Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana**. São Paulo: Instituto Socioambiental, cap. III, p.92 111, 2008.

POZO, R.; ALÁEZ, C. F.; ALÁEZ, M. F. An assessment of macrophyte community metrics in the determination of the ecological condition and total phosphorus concentration of Mediterranean ponds. **Aquatic Botanic**, v. 92, p. 55-62, 2010.

RODRIGUES, M. Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil. São Paulo, 217p. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, 2011.

ROLON, A.S; LACERDA, T.; MALTCHIK, L.; GUADAGNIN, D. L. Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophytes assemblages in southern Brazilian wetlands. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, p. 221-228, 2008.

ROLON, A. S.; MALTCHIK, L. Environmental factors as predictors of aquatic macrophytes richness and composition in wetlands of southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 221-231, 2006.

ROSA, A. H.; LOURENÇO, R. W.; COSTA, S. B.; DUARTE, J. G. C.; MORETTI, J. P.; SILVA, A. A. M. J.; CARLOS, V. M.; GUANDIQUE, M. E.; PEÇANHA, M. P.; PENTEADO, N. F. GIS approach to analysing water quality along with land use in reservoirs surrounding São Paulo, Brazil. **Indo-Korean Joint International Symposium on Geoscience & Technology**, p. 354-366, 2008.

SALLES, M.H.D.; CONCEIÇÃO, F.T.; ANGELUCCI, V.A.; SIA, R.; PEDRAZZI, F.J.M.; CARRA, T.A.; MONTEIRO, G.F.; SARDINHA, D.S.; NAVARRO, G.R.B. Avaliação simplificada de impactos ambientais na bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista de Estudos Ambientais**, v. 10, n. 1, p. 6-20, 2008.

SANTOS, A.M.; ESTEVES, F.A. Influence of water level fluctuation on the mortality and aboveground biomass of the aquatic macrophyte Eleocharis interstincta (VAHL) Roemer et Schults. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 2, p. 281-290, 2004.

SARTORATTO, M.; USSEGLIO, A. M.; PEREIRA, F. A. R., et al., Avaliação da influência da ocupação urbana nas características físico-químicas do Rio Sorocaba. **Revista Científica do IMAPES**, Jun, p.23-28, 2007.

SECCHIN, L. F. Caracterização ambiental e avaliação da produção de cargas difusas da área de drenagem da represa de Itupararanga, SP. **Dissertação (Mestrado)** – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2011.

SHARIP, Z.; SCHOOLER, S. S.; HIPSEY, M. R.; HOBBS, R. J. Eutrophication, agriculture and water level control shift aquatic plant communities from floating-leaved to submerged macrophytes in Lake Chini, Malaysia. **Biol. Invasions**, n. 14, p. 1029-1044, 2012.

SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M.; BRANCO, C. W. C.; AZEVEDO, S. M. F. O. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 13, n.4, p. 257-269, 2008.

SOS ITUPARARANGA. Organização da Sociedade Civil de Interesse Público SOS Itupararanga. Disponível em: <<http://www.sositupararanga.com.br/biblioteca/index.asp>>. Acesso em: 20 mai 2010.

SOUZA, B. D.; FERNANDES, V. O. Estrutura e dinâmica fitoplânctonica e sua relação com as variáveis ambientais na lagoa Mãe-Bá, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 245-253, 2009.

STAUFFER, R. E. Nutrient internal cycling and the trophic regulation of Green Lake, Wiscosin. **Limnol. Oceanogr.**, n. 30, p. 347-363, 1985.

TANIWAKI, R. H.; ROSA, A. H.; CALIJURI, M. C. C.; CARLOS, V. M. Variação espacial do grau de trofia e da biomassa fitoplânctonica no reservatório de Itupararanga (São Paulo, Brazil). **HOLOS Environment**, v.11, n. 2, p.170, 2011

TEIXEIRA, M. C. Características do carbono dissolvido e do bacteriplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná. 55 f. **Tese (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)** – Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, 2010.

THOMAZ, S. M., BINI, L. M., SOUZA, M. C., KITA, K. K. & CAMARGO, A. F. M. Ocorrência e distribuição espacial de macrófitas aquáticas em reservatórios. In: RODRIGUES, L. et al. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa. Cap. 22, p. 282-292, 2005.

THOMAZ, S. M.; SOUZA, D. C.; BINI, L. M. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. **Hydrobiologia**, v. 505, p. 119-128, 2003.

THOMAZ, S. M.; TÔHA, F. A. L.; ROBERTO, M. C.; ESTEVES, F. A.; LIMA, A. F. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a varzea lake of the High Rio Paraná, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. 25, n. 4, p. 269-276, 1992.

THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.) **Reservoir limnology: Ecological perspectives**. John Wiley & Sons, Inc., 246 p., 1990.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê Reservoir, AP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Braz. J. Biol.**, v. 68, n. 4, p.1079-1098, 2008.

VAZZOLER, A. E. A. M.; MENEZES, N. A. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v.52, p. 627-640, 1992.

VYMAZAL, J. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal subsurface flow: Ten case studies from the Czech Republic. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 54-63, 2011.

WETZEL, R. G. **Limnology**. 2 ed. New York, Saunders College Publishing. 1983.

_____. **Limnología**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1993

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. New York: Springer Verlag, 2000.

WESTLAKE, D.F. Some basic investigation of the productivity of aquatic macrophytes. **Mem. Ist. Ital. Hidrobiol.**, v. 18, p. 229-248, 1965.

XU, Y.; CAI, Q.; SHAO, M.; HAN, X.; CAO, M. Seasonal dynamics of suspended solids in a giant subtropical reservoir (China) in relation to internal processes and hydrological features. **Quaternary International**, v. 208, n.1-2, p. 138-144, 2009.

ZONTA, J. H.; ZONTA, J. B.; RODRIGUES, J. I. S.; REIS, E. F.. Qualidade das águas do Rio Alegre, Espírito Santo. **Ver, Ciên. Agron.**, v. 39, n. 1, p. 155-161, 2008.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – Resultado da análise de correlação de Spearman para P1.

	pH	PT	PTD	NT	Nitrato	CO2 tt	CO2 lv	HCO3-	CO32-	CT	COT	Cl	Alc.	SST	SSI	SSO	OD	Cond.	Turb.	Temp.	BiEi	BiPi	Prec.	Cota	
pH	1,0	-0,6	-0,8	0,8	-0,8	-0,4	-0,8	0,2	0,2	0,2	0,0	0,8	0,2	-0,4	-0,4	0,4	0,4	0,2	-0,8	0,8	0,0	1,0	-0,2	1,0	
PT	-0,6	1,0	0,8	-0,8	0,8	0,4	0,8	0,2	0,2	0,2	0,8	-0,8	0,2	-0,4	-0,4	0,4	0,4	0,2	0,8	-0,8	-0,8	-0,6	-0,2	-0,6	
PTD	-0,8	0,8	1,0	-1,0	1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	0,4	0,4	-0,6	0,4	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,4	1,0	-0,6	-0,4	-0,8	0,4	-0,8	
NT	0,8	-0,8	-1,0	1,0	-1,0	-0,8	-1,0	-0,4	-0,4	-0,4	-0,4	0,6	-0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	-0,4	-1,0	0,6	0,4	0,8	-0,4	0,8	
Nitrato	-0,8	0,8	1,0	-1,0	1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	0,4	0,4	-0,6	0,4	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,4	1,0	-0,6	-0,4	-0,8	0,4	-0,8	
CO2 tt	-0,4	0,4	0,8	-0,8	0,8	1,0	0,8	0,8	0,8	0,8	0,2	0,0	0,8	-0,4	-0,4	-0,4	-0,4	0,8	0,8	0,0	-0,2	-0,4	0,8	-0,4	
CO2 lv	-0,8	0,8	1,0	-1,0	1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	0,4	0,4	-0,6	0,4	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,4	1,0	-0,6	-0,4	-0,8	0,4	-0,8	
HCO3-	0,2	0,2	0,4	-0,4	0,4	0,8	0,4	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	1,0	-0,8	-0,8	0,0	0,0	1,0	0,4	0,4	-0,4	0,2	0,6	0,2	
CO32-	0,2	0,2	0,4	-0,4	0,4	0,8	0,4	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	1,0	-0,8	-0,8	0,0	0,0	1,0	0,4	0,4	-0,4	0,2	0,6	0,2	
CT	0,2	0,2	0,4	-0,4	0,4	0,8	0,4	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	1,0	-0,8	-0,8	0,0	0,0	1,0	0,4	0,4	-0,4	0,2	0,6	0,2	
COT	0,0	0,8	0,4	-0,4	0,4	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	1,0	-0,4	0,4	-0,8	-0,8	0,8	0,8	0,4	0,4	-0,4	-1,0	0,0	-0,4	0,0	
Cl	0,8	-0,8	-0,6	0,6	-0,6	0,0	-0,6	0,4	0,4	0,4	-0,4	1,0	0,4	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,4	-0,6	1,0	0,4	0,8	0,4	0,8	
Alc.	0,2	0,2	0,4	-0,4	0,4	0,8	0,4	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	1,0	-0,8	-0,8	0,0	0,0	1,0	0,4	0,4	-0,4	0,2	0,6	0,2	
SST	-0,4	-0,4	-0,2	0,2	-0,2	-0,4	-0,2	-0,8	-0,8	-0,8	-0,8	-0,2	-0,8	1,0	1,0	-0,6	-0,6	-0,8	-0,2	-0,2	-0,2	0,8	-0,4	0,0	-0,4
SSI	-0,4	-0,4	-0,2	0,2	-0,2	-0,4	-0,2	-0,8	-0,8	-0,8	-0,8	-0,2	-0,8	1,0	1,0	-0,6	-0,6	-0,8	-0,2	-0,2	-0,2	0,8	-0,4	0,0	-0,4
SSO	0,4	0,4	-0,2	0,2	-0,2	-0,4	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,8	-0,2	0,0	-0,6	-0,6	1,0	1,0	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	-0,8	0,4	-0,8	0,4
OD	0,4	0,4	-0,2	0,2	-0,2	-0,4	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,8	-0,2	0,0	-0,6	-0,6	1,0	1,0	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	-0,8	0,4	-0,8	0,4
Cond.	0,2	0,2	0,4	-0,4	0,4	0,8	0,4	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	1,0	-0,8	-0,8	0,0	0,0	1,0	0,4	0,4	-0,4	0,2	0,6	0,2	
Turb.	-0,8	0,8	1,0	-1,0	1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	0,4	0,4	-0,6	0,4	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,4	1,0	-0,6	-0,4	-0,8	0,4	-0,8	
Temp.	0,8	-0,8	-0,6	0,6	-0,6	0,0	-0,6	0,4	0,4	0,4	-0,4	1,0	0,4	-0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,4	-0,6	1,0	0,4	0,8	0,4	0,8	
BiEi	0,0	-0,8	-0,4	0,4	-0,4	-0,2	-0,4	-0,4	-0,4	-0,4	-1,0	0,4	-0,4	0,8	0,8	-0,8	-0,8	-0,4	-0,4	0,4	1,0	0,0	0,4	0,0	
BiPi	1,0	-0,6	-0,8	0,8	-0,8	-0,4	-0,8	0,2	0,2	0,2	0,0	0,8	0,2	-0,4	-0,4	0,4	0,4	0,2	-0,8	0,8	0,0	1,0	-0,2	1,0	
Prec.	-0,2	-0,2	0,4	-0,4	0,4	0,8	0,4	0,6	0,6	0,6	-0,4	0,4	0,6	0,0	0,0	-0,8	-0,8	0,6	0,4	0,4	0,4	-0,2	1,0	-0,2	
Cota	1,0	-0,6	-0,8	0,8	-0,8	-0,4	-0,8	0,2	0,2	0,2	0,0	0,8	0,2	-0,4	-0,4	0,4	0,4	0,2	-0,8	0,8	0,0	1,0	-0,2	1,0	

PT: Fósforo total; **PTD:** Fósforo total dissolvido; **NT:** Nitrogênio total; **CO2 tt:** CO₂ total; **CO2 lv:** CO₂ livre; **HCO3-**: Bicarbonato; **CO32-**: Carbonato; **CT:** Carbono total; **COT:** Carbono orgânico total; **Cl:** Carbono inorgânico; **Alc.:** Alcalinidade; **SST:** Sólidos suspensos totais; **SSI :** Sólidos suspensos inorgânicos; **OD:** Oxigênio dissolvido; **Cond.:** Condutividade; **Turb.:** Turbidez; **Temp.:** Temperatura; **BiEi:** Biomassa de *E. crassipes*; **BiPi:** Biomassa de *P. stratiotes*; **Prec.:** Precipitação pluviométrica; **Cota:** Cota de água do reservatório.

APÊNDICE 2 – Resultado da análise de correlação de Spearman para P2.

	pH	PT	PTD	NT	Nitrato	CO2 tt	CO2 lv	HCO3-	CO32-	CT	COT	CI	Alc.	SST	SSI	SSO	OD	Cond.	Turb.	Temp.	BiPo	Prec.	Cota
pH	1,0	-0,4	-0,4	0,8	-0,4	-0,4	-1,0	0,8	1,0	0,2	0,8	-0,8	0,6	-0,8	-0,4	-0,4	0,8	-0,4	-0,8	0,4	-0,4	-0,4	0,8
PT	-0,4	1,0	0,6	-0,8	0,6	0,6	0,4	-0,2	-0,4	-0,8	-0,2	-0,2	0,4	0,8	0,6	1,0	0,2	-0,4	0,8	-1,0	0,4	-0,4	-0,8
PTD	-0,4	0,6	1,0	-0,8	1,0	1,0	0,4	0,2	-0,4	0,0	0,2	0,2	0,4	0,8	1,0	0,6	-0,2	0,4	0,8	-0,6	-0,4	0,4	-0,8
NT	0,8	-0,8	-0,8	1,0	-0,8	-0,8	-0,8	0,4	0,8	0,4	0,4	-0,4	0,0	-1,0	-0,8	-0,8	0,4	-0,2	-1,0	0,8	-0,2	-0,2	1,0
Nitrato	-0,4	0,6	1,0	-0,8	1,0	1,0	0,4	0,2	-0,4	0,0	0,2	0,2	0,4	0,8	1,0	0,6	-0,2	0,4	0,8	-0,6	-0,4	0,4	-0,8
CO2 tt	-0,4	0,6	1,0	-0,8	1,0	1,0	0,4	0,2	-0,4	0,0	0,2	0,2	0,4	0,8	1,0	0,6	-0,2	0,4	0,8	-0,6	-0,4	0,4	-0,8
CO2 lv	-1,0	0,4	0,4	-0,8	0,4	0,4	1,0	-0,8	-1,0	-0,2	-0,8	0,8	-0,6	0,8	0,4	0,4	-0,8	0,4	0,8	-0,4	0,4	0,4	-0,8
HCO3-	0,8	-0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	-0,8	1,0	0,8	0,4	1,0	-0,6	0,8	-0,4	0,2	-0,2	0,6	0,0	-0,4	0,2	-0,8	0,0	0,4
CO32-	1,0	-0,4	-0,4	0,8	-0,4	-0,4	-1,0	0,8	1,0	0,2	0,8	-0,8	0,6	-0,8	-0,4	-0,4	0,8	-0,4	-0,8	0,4	-0,4	-0,4	0,8
CT	0,2	-0,8	0,0	0,4	0,0	0,0	-0,2	0,4	0,2	1,0	0,4	0,4	-0,2	-0,4	0,0	-0,8	-0,4	0,8	-0,4	0,8	-0,8	0,8	0,4
COT	0,8	-0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	-0,8	1,0	0,8	0,4	1,0	-0,6	0,8	-0,4	0,2	-0,2	0,6	0,0	-0,4	0,2	-0,8	0,0	0,4
CI	-0,8	-0,2	0,2	-0,4	0,2	0,2	0,8	-0,6	-0,8	0,4	-0,6	1,0	-0,8	0,4	0,2	-0,2	-1,0	0,8	0,4	0,2	0,0	0,8	-0,4
Alc.	0,6	0,4	0,4	0,0	0,4	0,4	-0,6	0,8	0,6	-0,2	0,8	-0,8	1,0	0,0	0,4	0,4	0,8	-0,4	0,0	-0,4	-0,4	-0,4	0,0
SST	-0,8	0,8	0,8	-1,0	0,8	0,8	0,8	-0,4	-0,8	-0,4	-0,4	0,4	0,0	1,0	0,8	0,8	-0,4	0,2	1,0	-0,8	0,2	0,2	-1,0
SSI	-0,4	0,6	1,0	-0,8	1,0	1,0	0,4	0,2	-0,4	0,0	0,2	0,2	0,4	0,8	1,0	0,6	-0,2	0,4	0,8	-0,6	-0,4	0,4	-0,8
SSO	-0,4	1,0	0,6	-0,8	0,6	0,6	0,4	-0,2	-0,4	-0,8	-0,2	-0,2	0,4	0,8	0,6	1,0	0,2	-0,4	0,8	-1,0	0,4	-0,4	-0,8
OD	0,8	0,2	-0,2	0,4	-0,2	-0,2	-0,8	0,6	0,8	-0,4	0,6	-1,0	0,8	-0,4	-0,2	0,2	1,0	-0,8	-0,4	-0,2	0,0	-0,8	0,4
Cond.	-0,4	-0,4	0,4	-0,2	0,4	0,4	0,4	0,0	-0,4	0,8	0,0	0,8	-0,4	0,2	0,4	-0,4	-0,8	1,0	0,2	0,4	-0,6	1,0	-0,2
Turb.	-0,8	0,8	0,8	-1,0	0,8	0,8	0,8	-0,4	-0,8	-0,4	-0,4	0,4	0,0	1,0	0,8	0,8	-0,4	0,2	1,0	-0,8	0,2	0,2	-1,0
Temp.	0,4	-1,0	-0,6	0,8	-0,6	-0,6	-0,4	0,2	0,4	0,8	0,2	0,2	-0,4	-0,8	-0,6	-1,0	-0,2	0,4	-0,8	1,0	-0,4	0,4	0,8
BiPo	-0,4	0,4	-0,4	-0,2	-0,4	-0,4	0,4	-0,8	-0,4	-0,8	-0,8	0,0	-0,4	0,2	-0,4	0,4	0,0	-0,6	0,2	-0,4	1,0	-0,6	-0,2
Prec.	-0,4	-0,4	0,4	-0,2	0,4	0,4	0,4	0,0	-0,4	0,8	0,0	0,8	-0,4	0,2	0,4	-0,4	-0,8	1,0	0,2	0,4	-0,6	1,0	-0,2
Cota	0,8	-0,8	-0,8	1,0	-0,8	-0,8	-0,8	0,4	0,8	0,4	0,4	-0,4	0,0	-1,0	-0,8	-0,8	0,4	-0,2	-1,0	0,8	-0,2	-0,2	1,0

PT: Fósforo total; **PTD:** Fósforo total dissolvido; **NT:** Nitrogênio total; **CO2 tt:** CO₂ total; **CO2 lv:** CO₂ livre; **HCO3-**: Bicarbonato; **CO32-**: Carbonato; **CT:** Carbono total; **COT:** Carbono orgânico total; **CI:** Carbono inorgânico; **Alc.:** Alcalinidade; **SST:** Sólidos suspensos totais; **SSI :** Sólidos suspensos inorgânicos; **OD:** Oxigênio dissolvido; **Cond.:** Condutividade; **Turb.:** Turbidez; **Temp.:** Temperatura; **BiPo:** Biomassa de *P. lapathifolium*; **Prec.:** Precipitação pluviométrica; **Cota:** Cota de água do reservatório.

APÊNDICE 3 – Resultado da análise de correlação de Spearman para P3.

	pH	PT	PTD	NT	Nitrato	CO2 tt	CO2 lv	HCO3-	CO32-	CT	COT	Cl	Alc.	SST	SSI	SSO	OD	Cond.	Turb.	Temp.	BiEi	BiMo	Prec.	Cota
pH	1,0	-0,8	-0,8	0,4	-1,0	-0,4	-0,8	0,2	1,0	0,4	0,2	0,4	0,2	-0,8	-0,8	-0,4	0,8	-0,8	-0,8	0,8	-0,3	-0,8	-0,2	1,0
PT	-0,8	1,0	1,0	-0,2	0,8	0,8	1,0	0,4	-0,8	0,0	0,4	0,0	0,4	1,0	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	-0,6	0,3	0,8	0,4	-0,8
PTD	-0,8	1,0	1,0	-0,2	0,8	0,8	1,0	0,4	-0,8	0,0	0,4	0,0	0,4	1,0	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	-0,6	0,3	0,8	0,4	-0,8
NT	0,4	-0,2	-0,2	1,0	-0,4	-0,4	-0,2	0,0	0,4	-0,4	0,0	-0,4	0,0	-0,2	-0,2	-0,4	0,8	-0,8	-0,2	-0,2	0,8	-0,8	-0,8	0,4
Nitrato	-1,0	0,8	0,8	-0,4	1,0	0,4	0,8	-0,2	-1,0	-0,4	-0,2	-0,4	-0,2	0,8	0,8	0,4	-0,8	0,8	0,8	-0,8	0,3	0,8	0,2	-1,0
CO2 tt	-0,4	0,8	0,8	-0,4	0,4	1,0	0,8	0,8	-0,4	0,6	0,8	0,6	0,8	0,8	0,8	1,0	-0,2	0,2	0,8	0,0	-0,3	0,8	0,8	-0,4
CO2 lv	-0,8	1,0	1,0	-0,2	0,8	0,8	1,0	0,4	-0,8	0,0	0,4	0,0	0,4	1,0	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	-0,6	0,3	0,8	0,4	-0,8
HCO3-	0,2	0,4	0,4	0,0	-0,2	0,8	0,4	1,0	0,2	0,8	1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	0,8	0,4	-0,4	0,4	0,4	-0,3	0,3	0,6	0,2
CO32-	1,0	-0,8	-0,8	0,4	-1,0	-0,4	-0,8	0,2	1,0	0,4	0,2	0,4	0,2	-0,8	-0,8	-0,4	0,8	-0,8	-0,8	0,8	-0,3	-0,8	-0,2	1,0
CT	0,4	0,0	0,0	-0,4	-0,4	0,6	0,0	0,8	0,4	1,0	0,8	1,0	0,8	0,0	0,0	0,6	0,2	-0,2	0,0	0,8	-0,8	0,3	0,8	0,4
COT	0,2	0,4	0,4	0,0	-0,2	0,8	0,4	1,0	0,2	0,8	1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	0,8	0,4	-0,4	0,4	0,4	-0,3	0,3	0,6	0,2
Cl	0,4	0,0	0,0	-0,4	-0,4	0,6	0,0	0,8	0,4	1,0	0,8	1,0	0,8	0,0	0,0	0,6	0,2	-0,2	0,0	0,8	-0,8	0,3	0,8	0,4
Alc.	0,2	0,4	0,4	0,0	-0,2	0,8	0,4	1,0	0,2	0,8	1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	0,8	0,4	-0,4	0,4	0,4	-0,3	0,3	0,6	0,2
SST	-0,8	1,0	1,0	-0,2	0,8	0,8	1,0	0,4	-0,8	0,0	0,4	0,0	0,4	1,0	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	-0,6	0,3	0,8	0,4	-0,8
SSI	-0,8	1,0	1,0	-0,2	0,8	0,8	1,0	0,4	-0,8	0,0	0,4	0,0	0,4	1,0	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	-0,6	0,3	0,8	0,4	-0,8
SSO	-0,4	0,8	0,8	-0,4	0,4	1,0	0,8	0,8	-0,4	0,6	0,8	0,6	0,8	0,8	0,8	1,0	-0,2	0,2	0,8	0,0	-0,3	0,8	0,8	-0,4
OD	0,8	-0,4	-0,4	0,8	-0,8	-0,2	-0,4	0,4	0,8	0,2	0,4	0,2	0,4	-0,4	-0,4	-0,2	1,0	-1,0	-0,4	0,4	0,3	-0,8	-0,4	0,8
Cond.	-0,8	0,4	0,4	-0,8	0,8	0,2	0,4	-0,4	-0,8	-0,2	-0,4	-0,2	-0,4	0,4	0,4	0,2	-1,0	1,0	0,4	-0,4	-0,3	0,8	0,4	-0,8
Turb.	-0,8	1,0	1,0	-0,2	0,8	0,8	1,0	0,4	-0,8	0,0	0,4	0,0	0,4	1,0	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	-0,6	0,3	0,8	0,4	-0,8
Temp.	0,8	-0,6	-0,6	-0,2	-0,8	0,0	-0,6	0,4	0,8	0,8	0,4	0,8	0,4	-0,6	-0,6	0,0	0,4	-0,4	-0,6	1,0	-0,8	-0,3	0,4	0,8
BiEi	-0,3	0,3	0,3	0,8	0,3	-0,3	0,3	-0,3	-0,3	-0,8	-0,3	-0,3	0,3	-0,3	-0,3	0,3	-0,3	0,3	-0,8	1,0	-0,3	-0,8	-0,3	-0,3
BiMo	-0,8	0,8	0,8	-0,8	0,8	0,8	0,8	0,3	-0,8	0,3	0,3	0,3	0,3	0,8	0,8	0,8	-0,8	0,8	0,8	-0,3	-0,3	1,0	0,8	-0,8
Prec.	-0,2	0,4	0,4	-0,8	0,2	0,8	0,4	0,6	-0,2	0,8	0,6	0,8	0,6	0,4	0,4	0,8	-0,4	0,4	0,4	0,4	-0,8	0,8	1,0	-0,2
Cota	1,0	-0,8	-0,8	0,4	-1,0	-0,4	-0,8	0,2	1,0	0,4	0,2	0,4	0,2	-0,8	-0,8	-0,4	0,8	-0,8	-0,8	0,8	-0,3	-0,8	-0,2	1,0

PT: Fósforo total; PTD: Fósforo total dissolvido; NT: Nitrogênio total; CO2 tt: CO₂ total; CO2 lv: CO₂ livre; HCO3-: Bicarbonato; CO32-: Carbonato; CT: Carbono total; COT: Carbono orgânico total; Cl: Carbono inorgânico; Alc.: Alcalinidade; SST: Sólidos suspensos totais; SSI : Sólidos suspensos inorgânicos; OD: Oxigênio dissolvido; Cond.: Condutividade; Turb.: Turbidez; Temp.: Temperatura; BiEi: Biomassa de *E. crassipes*; BiMo: Biomassa de *M. aquaticum*; Prec.: Precipitação pluviométrica; Cota: Cota de água do reservatório.

APÊNDICE 4 – Resultado da análise de correlação de Spearman para P4.

	pH	PT	PTD	NT	Nitrato	CO2 tt	CO2 lv	HCO3-	CO32-	CT	COT	CI	Alc.	SST	SSI	SSO	OD	Cond.	Turb.	Temp.	BiPo	Prec.	Cota		
pH	1,0	-0,8	-0,4	0,8	0,2	-0,8	-1,0	0,4	1,0	0,8	0,2	-0,6	0,2	-0,8	0,2	0,4	0,6	0,4	-1,0	-1,0	0,4	0,4	-0,8	1,0	
PT	-0,8	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	0,8	0,2	-0,8	-0,6	0,2	-0,4	0,0	0,4	-0,4	0,4	0,4	-0,4	-0,2	1,0	0,8	-0,6	-0,4	0,4	-0,8
PTD	-0,4	0,8	1,0	-0,2	0,8	0,8	0,4	0,4	-0,4	0,0	0,4	-0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	-0,4	-0,4	-0,4	0,8	0,4	0,0	-0,8	0,8	-0,4
NT	0,8	-0,4	-0,2	1,0	0,4	-0,4	-0,8	0,8	0,8	0,4	0,8	0,0	0,8	-0,8	-0,8	0,8	0,8	-0,4	-0,8	0,4	0,4	0,4	-0,4	0,8	0,8
Nitrato	0,2	0,4	0,8	0,4	1,0	0,4	-0,2	0,8	0,2	0,4	0,8	-0,2	0,8	-0,2	-0,2	0,0	0,0	0,4	-0,2	0,4	-0,6	0,6	0,2	0,2	0,2
CO2 tt	-0,8	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	0,8	0,2	-0,8	-0,6	0,2	-0,8	0,2	0,8	0,8	-0,2	-0,2	1,0	0,8	-0,6	-0,4	0,4	-0,8	0,4	-0,8
CO2 lv	-1,0	0,8	0,4	-0,8	-0,2	0,8	1,0	-0,4	-1,0	-0,8	-0,4	-0,6	-0,4	1,0	1,0	-0,4	-0,4	0,8	1,0	-0,8	-0,2	0,2	-1,0	0,2	-1,0
HCO3-	0,4	0,2	0,4	0,8	0,8	0,2	-0,4	1,0	0,4	0,2	1,0	-0,4	1,0	-0,4	-0,4	0,6	0,6	0,2	-0,4	0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4
CO32-	1,0	-0,8	-0,4	0,8	0,2	-0,8	-1,0	0,4	1,0	0,8	0,4	0,6	0,4	-1,0	-1,0	0,4	0,4	-0,8	-1,0	0,8	0,2	-0,2	1,0	0,2	-0,2
CT	0,8	-0,6	0,0	0,4	0,4	-0,6	-0,8	0,2	0,8	1,0	0,2	0,8	0,2	-0,8	-0,8	-0,2	-0,2	-0,6	-0,8	1,0	-0,4	0,4	0,8	0,8	0,8
COT	0,4	0,2	0,4	0,8	0,8	0,2	-0,4	1,0	0,4	0,2	1,0	-0,4	1,0	-0,4	-0,4	0,6	0,6	0,2	-0,4	0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4
CI	0,6	-0,8	-0,4	0,0	-0,2	-0,8	-0,6	-0,4	0,6	0,8	-0,4	1,0	-0,4	-0,6	-0,6	-0,4	-0,4	-0,8	-0,6	0,8	-0,2	0,2	0,6	0,6	0,6
Alc.	0,4	0,2	0,4	0,8	0,8	0,2	-0,4	1,0	0,4	0,2	1,0	-0,4	1,0	-0,4	-0,4	0,6	0,6	0,2	-0,4	0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4
SST	-1,0	0,8	0,4	-0,8	-0,2	0,8	1,0	-0,4	-1,0	-0,8	-0,4	-0,6	-0,4	1,0	1,0	-0,4	-0,4	0,8	1,0	-0,8	-0,2	0,2	-1,0	0,2	-1,0
SSI	-1,0	0,8	0,4	-0,8	-0,2	0,8	1,0	-0,4	-1,0	-0,8	-0,4	-0,6	-0,4	1,0	1,0	-0,4	-0,4	0,8	1,0	-0,8	-0,2	0,2	-1,0	0,2	-1,0
SSO	0,4	-0,2	-0,4	0,8	0,0	-0,2	-0,4	0,6	0,4	-0,2	0,6	-0,4	0,6	-0,4	-0,4	1,0	1,0	-0,2	-0,4	-0,2	0,8	-0,8	0,4	0,8	-0,8
OD	0,4	-0,2	-0,4	0,8	0,0	-0,2	-0,4	0,6	0,4	-0,2	0,6	-0,4	0,6	-0,4	-0,4	1,0	1,0	-0,2	-0,4	-0,2	0,8	-0,8	0,4	0,8	-0,8
Cond.	-0,8	1,0	0,8	-0,4	0,4	1,0	0,8	0,2	-0,8	-0,6	0,2	-0,8	0,2	0,8	0,8	-0,2	-0,2	1,0	0,8	-0,6	-0,4	0,4	-0,8	0,4	-0,8
Turb.	-1,0	0,8	0,4	-0,8	-0,2	0,8	1,0	-0,4	-1,0	-0,8	-0,4	-0,6	-0,4	1,0	1,0	-0,4	-0,4	0,8	1,0	-0,8	-0,2	0,2	-1,0	0,2	-1,0
Temp.	0,8	-0,6	0,0	0,4	0,4	-0,6	-0,8	0,2	0,8	1,0	0,2	0,8	0,2	-0,8	-0,8	-0,2	-0,2	-0,6	-0,8	1,0	-0,4	0,4	0,8	0,8	0,8
BiPo	0,2	-0,4	-0,8	0,4	-0,6	-0,4	-0,2	0,0	0,2	-0,4	0,0	-0,2	0,0	-0,2	-0,2	0,8	0,8	-0,4	-0,2	-0,2	1,0	-1,0	0,2	0,2	-1,0
Prec.	-0,2	0,4	0,8	-0,4	0,6	0,4	0,2	0,0	-0,2	0,4	0,0	0,2	0,0	0,2	0,2	-0,8	-0,8	0,4	0,2	0,4	-1,0	1,0	-0,2	1,0	-0,2
Cota	1,0	-0,8	-0,4	0,8	0,2	-0,8	-1,0	0,4	1,0	0,8	0,4	0,6	0,4	-1,0	-1,0	0,4	0,4	-0,8	-1,0	0,8	0,2	-0,2	1,0	0,2	-0,2

PT: Fósforo total; **PTD:** Fósforo total dissolvido; **NT:** Nitrogênio total; **CO2 tt:** CO₂ total; **CO2 lv:** CO₂ livre; **HCO3-**: Bicarbonato; **CO32-**: Carbonato; **CT:** Carbono total; **COT:** Carbono orgânico total; **CI:** Carbono inorgânico; **Alc.:** Alcalinidade; **SST:** Sólidos suspensos totais; **SSI :** Sólidos suspensos inorgânicos; **OD:** Oxigênio dissolvido; **Cond.:** Condutividade; **Turb.:** Turbidez; **Temp.:** Temperatura; **BiPo:** Biomassa de *P. lapathifolium*; **Prec.:** Precipitação pluviométrica; **Cota:** Cota de água do reservatório.