

TATIANE DO NASCIMENTO LOPES

**INFLUÊNCIA DA CARGA POLUIDORA AFLUENTE SOBRE A
EMISSÃO DE CH₄ E CO₂ EM UMA ZONA ÚMIDA LOCALIZADA NA
REGIÃO FLUVIAL DA REPRESA BILLINGS (RMSP-SP)**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação da Universidade Federal do ABC, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADORA: Prof. Dra. ROSELI FREDERIGI BENASSI

**CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. HERLANDER DA MATA FERNANDES
LIMA**

**SANTO ANDRÉ – SP
2016**

Ficcha catolográfica

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, de acordo com as observações levantadas pela banca no dia da defesa, sob responsabilidade única do autor e com a anuência do seu orientador.

Santo André, ___ de _____ de 2016.

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

FOLHA DE ASSINATURAS

Dedico este trabalho aos meus pais e irmãos que sempre me incentivaram a estudar.

Agradecimentos

Agradeço a Deus pelas pessoas que colocou no meu caminho, pela oportunidade de fazer este curso e serenidade necessária para não perder a sanidade e conseguir concluí-lo.

Agradeço também às pessoas e instituições abaixo discriminadas, cuja colaboração foi essencial para a realização da pesquisa que conduziu a esta dissertação de mestrado:

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do projeto aprovado no Edital Universal sob o nº 14/2013, em maio de 2013, tendo como coordenadora a Professora Dra. Roseli Frederigi Benassi.

À Universidade Federal do ABC pela bolsa de estudos.

À Orientadora, Professora Dra. Roseli Frederigi Benassi, da UFABC, e ao Coorientador Professor Dr. Herlander da Mata Fernandes Lima, da UNILA, pelas sugestões, incentivos e muita paciência.

Às Professoras Dra. Lucia Helena Gomes Coelho e Dra. Tatiane Araújo de Jesus, pelo acolhimento no Laboratório de Engenharia Ambiental da UFABC e pelos conselhos e motivações, tornando-se orientadoras extra-oficiais.

À Professora Dra. Lucia Helena Gomes Coelho e ao Dr. Rogério Herlon Furtado Freire pela revisão crítica da qualificação.

À Professora Dra. Ana Maria Pereira Neto, o Doutorando Rafael Sotana e a Mestranda Bruna Patrícia pela autorização, treinamento, tempo e outros gastos para análise de CT das amostras sólidas.

À Adriana Miwa pelas análises de CT e CDT no Laboratório Biotace –EESC – USP, em São Carlos.

À SEMASA e ao Sr. Luiz Carlos de Campos pelo apoio logístico através dos barcos até aos pontos de coleta.

Ao Dr. Rogério Herlon Furtado Freire pela ajuda na análise estatística.

À Fernanda de Mendonça pela companhia nos finais de semana e pelas análises de NT, assim como ao Francisco Jorge Ferreira pela autorização de uso do equipamento da CETESB para esta análise.

À Marya Cristina Rabelo e ao Bruno Dias dos Santos pela elaboração dos mapas.

À Daniele Bento pelas sugestões, reagentes e conversas.

À Bruna Vieira pelo treinamento na metodologia de P.

À Marina Victoretti pelo treinamento na metodologia de N e pela companhia e paciência no Rio de Janeiro.

Aos demais amigos da 1ª e 2ª turma do Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental (CTA), Viviane, Lana, Mayra, Maria Gabriela, Evandro e Bárbara, pela convivência e amizade, assim como a outras amizades feitas como Áurea, Caroline, Andressa e Kelly.

À Ana Carolina Ricardo da Costa e Gabriel Sá, “meus ICs”, que tanto contribuíram na realização dos experimentos e coleta das amostras.

Aos amigos da Fatec, Thamires, Viviane, Maria Fernanda, Priscila, Samara, Silmara e Thaís, pelos incentivos e ajuda, em especial, ao Gabriel por ouvir tantas queixas das análises que não davam certo e a Caroline pela ajuda no Abstract.

Aos amigos da vida, Joice e Thiago, pela motivação e confiança, assim como a Adriana por ouvir semanalmente o andamento deste trabalho.

Ao Professor Dr. Kamel pelos sábios conselhos no curto período de convivência na SABESP.

Aos meus pais, Manoel e Elizabete, que sempre incentivaram minha vontade de estudar, aos meus irmãos Katia, Clayton e Eder, pela paciência, apoios e caronas.

E as demais pessoas que de qualquer forma contribuíram para a realização deste estudo.

(...) Isto sabemos: todas as coisas estão ligadas como o sangue que une uma família. Há uma ligação em tudo. O que ocorrer com a terra recairá sobre os filhos da terra. O homem não tramou o tecido da vida, ele é simplesmente um de seus fios. Tudo o que fizer ao tecido, fará a si mesmo (...)

Trecho da Carta do Cacique Seattle ao Presidente Norte-americano

RESUMO

As zonas úmidas são importantes fontes de gases com potencial de efeito estufa como o metano e o dióxido de carbono devido aos processos de decomposição da matéria orgânica por diferentes vias metabólicas. Por esta razão, este trabalho determinou os fluxos destes gases na zona úmida no Braço do Rio Grande, no Reservatório da Billings, e a sua relação com as variáveis limnológicas e a carga poluidora afluyente. Para atingir este objetivo foram efetuadas medições físico-químicas do perfil da coluna de água e coletadas amostras de macrófitas, sedimento, água e gases na interface água-ar em três estações (Estação 1, Estação 2 e Estação 3) localizadas em áreas com diferentes graus de ocupação do solo para análise em laboratório. Com base nos resultados obtidos, verifica-se que as três estações de medição apresentaram indicadores distintos tanto sazonalmente como espacialmente, sendo que a Estação 2, no período seco, é a que possui valores mais elevados de Fósforo, Sólidos em Suspensão Totais, Condutividade Elétrica e Nitrogênio Total, indicadores de poluição por esgoto bruto, além de emitir os maiores fluxos de metano e gás carbônico, na ordem de 0,31 e 60,86 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente, embora não seja a estação com as maiores concentrações de carbono. Os fluxos de gás carbônico variaram na ordem de 3,31 a 60,86 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, para as estações no período considerado seco, enquanto que no período chuvoso a ordem foi de 3,74 a 18,34 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Para metano, os fluxos variaram de 0,09 a 0,31 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, no período seco e de 0,09 a 0,13 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, no período chuvoso. As zonas úmidas do Reservatório da Billings emitiram quantidade significativa de gás carbônico e metano, principalmente na Estação 2, devido a diversos fatores, principalmente a alta concentração de Nitrogênio Total e Fósforo Total, responsável também pelo estado hipereutrófico no braço Rio Grande, além da alcalinidade, elevada concentração de Carbono Dissolvido Inorgânico e a profundidade. Através dos resultados obtidos é possível afirmar que ocorreu variação sazonal e espacial entre as estações, principalmente a E2 que se comportou de forma distinta das demais. As macrófitas e os sedimentos também armazenaram grande quantidade de PT e NT, principalmente na Estação 2. Considerando que as altas concentrações de nitrogênio, fósforo e carbono provenientes da coluna d'água, macrófitas e sedimentos da zona úmida da Billings contribuíram para aumentar a emissão de gases de efeito estufa, cuja origem provavelmente seja o lançamento de esgoto doméstico e poluição difusa remanescente, soma-se mais uma razão para impedir o despejo de efluente neste reservatório cujo principal uso é de abastecimento público e proteger suas zonas úmidas.

Palavras-Chave: Zona úmida natural; Gás Carbônico; Metano; Carga poluidora; Macrófitas.

ABSTRACT

The wetlands are important sources of gases with potential greenhouse effect as methane and carbon dioxide, due organic matter decomposition processes by different metabolic pathways. Therefore, this academic work determined the flow of these gases in wetlands in branches of Rio Grande, in Billing's Reservoir, and it's relation with the limnological variables and affluent polluting load. To achive this goal physicochemical measurements of the water column profile were made and collected samples of macrophytes, sediment, water and gas in the water-air interface in three treatment plants (Station 1, Station 2 and Station 3) located in areas with different occupation rate for laboratory analysis. Based on the results obtained, it appears that the three measuring stations showed different indicators both seasonally as spatially, which the Station 2, in the dry season, has higher levels of phosphorus, total suspend solids, electrical conductivity, total nitrogen, pollution indicators by raw sewage, addition to emit the highest methane fluxes and carbon dioxide, approximately 0,31 and 60,86 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively, although it is not the station with the highest concentrations of carbon. The carbon dioxide fluxes vary in order 3,31 to 60,86 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, for dry seasons, whereas in the rainy season the order was from of 3,74 to 18,34 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. For methane, the fluxes vary from 0,09 to 0,31 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, in the dry season and from 0,09 a 0,13 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, in rainy season. The wetlands of the Billing's Reservoir, emitted significant amount of carbon dioxide and methane, especially in Station 2, due to several factors, mainly the high concentration of total nitrogen and total phosphorus also responsible for hypertrophic condition in branches of Rio Grande, besides of alkalinity, high concentration of dissolved inorganic carbon and depth. The macrophytes and sediments also store large amounts of total nitrogen and total phosphorus, mainly in Station 2. Considering that the high nitrogen concentrations, phosphorus and carbon from the water column, macrophytes and sediments of Billings's wetlands contributed to increasing the greenhouse gases, whose origin probably the domestic sewage flushing and diffuse pollution remainder, adds one more reason to prevent the effluent dump in this reservoir and protect its wetlands.

Keywords: Wetlands; Carbon Dioxide; Methane; Pollutant loads; Macrophytes.

Lista de Figuras

Figura 1- Ciclo do nitrogênio nas zonas úmidas	28
Figura 2- Ciclo do fósforo nas zonas úmidas	31
Figura 3 - Diagrama esquemático mostrando os principais componentes do ciclo biogeoquímico do carbono em zonas úmidas.....	33
Figura 4– Apresentação esquemática dos ciclos dos elementos na zona de raízes de macrófitas emergentes.....	38
Figura 5 - Localização da Billings (SP) e a respectiva bacia hidrográfica.....	43
Figura 6 - Redes coletoras previstas para os Municípios de Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra.....	47
Figura 7 – Estações de amostragem no Reservatório da Billings. (A) Localização das três estações de amostragem (E1, E2 e E3) e do Sistema de Bombeamento de Água para Abastecimento Público; (B) Localização da E1 e o corpo hídrico afluente; (C) Localização da E2 e do Rio Ribeirão Pires; (D) Localização da E3 e do Rio Rio Grande	49
Figura 8 - Amostragem de macrófitas utilizando um amostrador quadrado	55
Figura 9 – Esquema da Câmara de gás.....	56
Figura 10 - Coleta de amostra na Câmara de gás na zona úmida no banco de macrófitas aquáticas da E3-C com ampola de vidro gasométrica (em destaque)	57
Figura 11 - Precipitação pluviométrica diária e Volume do reservatório diário no Sistema Rio Grande entre agosto/2014 e fevereiro/2015.	61
Figura 12 – Médias diárias da temperatura e umidade do ar, velocidade do vento e radiação solar global no município de São Bernardo do Campo.....	63
Figura 13 - Transparência da água e profundidade total nas Estações de Coleta 1, 2 e 3, nos dois períodos de amostragens, Seco e Chuvoso (n=1)	64
Figura 14 - Temperatura no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)	65
Figura 15 - pH no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)	66
Figura 16 - Condutividade no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)	67
Figura 17 - Turbidez no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)	69
Figura 18 - Oxigênio Dissolvido no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3	70
Figura 19 - Concentrações de Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos Suspensos Voláteis, nas amostras de superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)	71
Figura 20 - Concentrações de Alcalinidade nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)	73
Figura 21 - Granulometria do Sedimento das Estações de Amostragens, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).....	74
Figura 22 – Biomassa das Macrófitas das Estações de Amostragens, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=1).....	75
Figura 23 - Concentrações de Nitrito nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).....	76
Figura 24 - Concentrações de Nitrato nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).....	77

Figura 25 - Concentrações de Nitrogênio Total nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)	78
Figura 26 - Concentrações de Nitrogênio Total no Sedimento das Estações de Amostras, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).....	79
Figura 27 - Concentrações de Nitrogênio Total na Macrófita das Estações de Amostras, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).....	80
Figura 28 - Concentrações de Fósforo Solúvel Reativo nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).....	81
Figura 29 - Concentrações de Fósforo Total nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)	82
Figura 30 - Concentrações de Fósforo Total no Sedimento das Estações de Amostras, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)	83
Figura 31 - Concentrações de Fósforo Total das Macrófitas nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C)	84
Figura 32 - Concentrações de Carbono Dissolvido Total, Carbono Dissolvido Inorgânico e Carbono Dissolvido Orgânico nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (S) (n=3)	85
Figura 33 - Concentrações de Carbono Total, Carbono Inorgânico e Carbono Orgânico no Sedimento das Estações de Amostras 1, 2 e 3, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)	86
Figura 34 - Concentrações de Carbono Total, Carbono Inorgânico e Carbono Orgânico nas Macrófitas das Estações de Amostras, nos períodos Seco e Chuvoso (n=1).....	87
Figura 35 – Perfil do cromatograma obtido para a determinação direta do Metano e do Dióxido de Carbono, após conversão catalítica do composto a Metano.	88
Figura 36 - Fluxos de Dióxido de carbono nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).	89
Figura 37 - Fluxos de Metano nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, nos períodos Seco e Chuvoso (n=3). *Valor não detectável.	90

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia .	30
Tabela 2 – Fluxos estimados de Dióxido de Carbono e Metano por diversos autores.....	39
Tabela 3 – Síntese das características fisiográficas do reservatório Billings	45
Tabela 4 - Síntese das características do Braço Rio Grande	45
Tabela 5 – Características dos municípios circunvizinhos do Braço Rio Grande, percentual de coleta e tratamento do esgoto gerado e a carga remanescente de matéria orgânica dos municípios circunvizinhos do Braço Rio Grande.....	46
Tabela 6 - Imagens e Características das Estações de amostragem no Braço Rio Grande	48
Tabela 7 - Localização da estação automática da CETESB e a distancia em relação às estações de coleta E1, E2 e E3.....	51
Tabela 8 - Relação das variáveis físicas e químicas a serem determinadas na Água (A), Macrófitas Aquáticas (MA), Sedimento (S) e Gás (G) e os respectivos métodos analíticos ...	53
Tabela 9 - Parâmetros operacionais para a quantificação de Metano e Dióxido de Carbono por GC-FID.....	58
Tabela 10 – Figuras de mérito utilizados para a determinação analítica de Metano e Dióxido de Carbono por GC-FID.....	88
Tabela 11 - Correlação de Spearman (ρ_s) entre as médias das variáveis físicas e químicas da coluna d'água (superfície e fundo) e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).....	94
Tabela 12 - Correlação de Spearman entre as variáveis de superfície da coluna d'água e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).	95
Tabela 13 - Correlação de Spearman entre as variáveis de fundo da coluna d'água e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).	96
Tabela 14 - Correlação de Spearman entre as variáveis do sedimento e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).	96
Tabela 15 - Correlação de Spearman entre a biomassa e as variáveis das macrófitas e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).	97
Tabela 16 - Variação espacial entre as estações para CO ₂ e CH ₄	97
Tabela 17 - Variação temporal entre as estações para CO ₂ e CH ₄	98

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo geral.....	19
2.2 Objetivos específicos.....	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1 Zonas Úmidas.....	21
3.2 Nutrientes	25
3.2.1 Nitrogênio	27
3.2.2. Fósforo	29
3.2.2 Carbono	31
4 MATERIAL E MÉTODO	43
4.1 Área de Estudo.....	43
4.1.1 Estações de amostragem	47
4.2 Aquisição de Dados Hidroclimáticos	51
4.3 Periodicidade de Amostragem.....	51
4.4 Amostragem da Coluna d'água.....	51
4.4.1 Medições <i>in situ</i>	52
4.4.2 Coleta de amostras de água	52
4.4.3 Análises Laboratoriais	52
4.5 Amostragem de Sedimento	53
4.5.1 Caracterização Granulométrica.....	54
4.5.2 Caracterização Química do Sedimento	54
4.6 Amostragem de Macrófitas Aquáticas	54
4.6.1 Coleta de Indivíduos.....	54
4.6.2 Determinação da Biomassa.....	55
4.6.3 Determinação do Estoque de Nutrientes (Nitrogênio, Fósforo e Carbono)	55
4.7 Determinação dos Fluxos de Metano (CH ₄) e Dióxido de Carbono (CO ₂) na Interface Água-Atmosfera.....	56
4.7.1 Amostragem dos Fluxos de Metano (CH ₄) e Dióxido de Carbono (CO ₂) na Interface Água-Atmosfera	56
4.7.2 Determinação dos Fluxos de Metano (CH ₄) e Dióxido de Carbono (CO ₂) na Interface Água-Atmosfera	57
4.8 Tratamento Estatístico dos Dados	59
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	61

5.1 Variáveis Climáticas.....	61
5.1.1 Precipitação pluviométrica e volume do reservatório.....	61
5.1.2 Temperatura do ar, umidade do ar, velocidade do vento e radiação solar global ..	62
5.2 Variáveis físicas, químicas e biológicas nas estações de trabalho	63
5.2.1 Profundidade e transparência da água.....	63
5.2.2 Temperatura	64
5.2.3 pH.....	65
5.2.4 Condutividade elétrica	67
5.2.5 Turbidez	68
5.2.6 Oxigênio Dissolvido	69
5.2.7 Sólidos em Suspensão	70
5.2.8 Alcalinidade.....	72
5.2.9 Granulometria	73
5.2.10 Biomassa.....	74
5.3 Série Nitrogênio	75
5.3.1 Nitrito na água	75
5.3.2 Nitrato na água	76
5.3.3 Nitrogênio total na água.....	77
5.3.4 Nitrogênio total no sedimento.....	78
5.3.5 Nitrogênio total na macrófitas.....	79
5.4 Série de Fósforo	80
5.4.1 Fósforo solúvel reativo na água.....	80
5.4.2 Fósforo total na água.....	81
5.4.3 Fósforo Total no Sedimento.....	82
5.4.4 Fósforo Total na Macrófita.....	83
5.5 Série de Carbono	84
5.5.1 Carbono dissolvido na água.....	84
5.5.2 Carbono Total no Sedimento.....	86
5.5.3 Carbono Total na Macrófita.....	86
5.5.4 Dióxido de Carbono e Metano na interface água-ar	87
5.5.4.1 Dióxido de Carbono.....	88
5.5.4.2 Metano	89
5.6 Tratamento Estatístico dos Dados	93
5.6.1 Correlação de Spearman	93
5.6.2 ANOVA	97
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	99

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101
ANEXO.....	110

1 INTRODUÇÃO

As zonas úmidas são ecossistemas entre ambientes aquáticos e terrestres, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, com solos encharcados ou permanentemente inundados ou periodicamente, contendo águas doces, salobras ou salinas e possuindo plantas e animais adaptadas à dinâmica hídrica (COWARDIN; GOLET; 1995; KAYRANLI *et al.*, 2010; JUNK *et al.*, 2014). Conforme Cowardin e Golet (1995), para um ecossistema ser classificado como zona úmida é necessário que atenda a pelo menos um dos seguintes atributos:

- i. a terra suporta predominantemente hidrófitas, pelo menos periodicamente;
- ii. o substrato predominantemente constituído por solo hídrico, não drenado; e
- iii. o substrato saturado com água ou coberto por água rasa em algum momento durante a estação de crescimento de cada ano.

As zonas úmidas são ecossistemas de maior produtividade, beneficiando de maneira importante os aspectos sociais e econômicos da população, principalmente pela disponibilidade de água doce. Além da provisão de água doce, as zonas úmidas também regulam inundações e secas, retêm sedimentos e nutrientes, removem metais, estabilizam microclimas, retêm carbono e favorecem o turismo e a recarga de aquíferos (STEINKE; SAITO, 2008).

Apesar de cobrirem apenas uma pequena proporção da superfície terrestre (entre 2% e 6%, dependendo da definição e tipologia de ambientes considerados), as zonas úmidas contêm uma grande proporção de carbono (aproximadamente $1,5 \times 10^{18}$ g) estocado no reservatório terrestre (MITSCH; GOSSELING, 1993; WHITING; CHANTON, 2001; KAYRANLI *et al.*, 2010).

O gás carbônico (CO₂) e o metano (CH₄), com elevado potencial de efeito estufa, são formados durante a decomposição de matéria orgânica por via aeróbia (respiração) e anaeróbia (metanogênese), respectivamente. Em reservatórios, as fontes de matéria orgânica podem ser a biomassa inundada pré-existente, o carbono orgânico dissolvido e particulado trazido da área terrestre circunvizinha (através do escoamento superficial e subterrâneo) e a biomassa gerada dentro do reservatório (produção primária) (FEARNSIDE, 2008; SANTOS *et al.*, 2008) e uso e ocupação do solo envolvendo despejo de resíduos sólidos urbanos e lixiviação de fertilizantes e defensivos agrícolas, além do escoamento de esgoto bruto de áreas urbanas que provocam a deterioração dos corpos hídricos à jusante, inclusive das zonas úmidas (JUNK *et al.*, 2014).

A produção de metano é influenciada por diversos fatores, tais como concentração de O₂, pH, temperatura, salinidade, substratos orgânicos, disponibilidade de nutrientes, fisiologia das plantas, composição da comunidade, profundidade do meio hídrico e hidrologia local (WHITING e CHANTON, 2001; STRÖM; CHRISTENSEN, 2007; BIANCHINI JR. *et al.*, 2010; SHA *et al.*, 2011).

As zonas úmidas naturais emitem cerca de $1,45 \times 10^{14}$ g de gás metano por ano para a atmosfera, o que corresponde a aproximadamente 25% da emissão total deste gás a partir de todas as fontes naturais e antrópicas globais. As taxas de fluxo de metano em zonas úmidas são da ordem de $0,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e representam os efeitos líquidos entre os processos de produção e assimilação de carbono (WHALEN, 2005; KAYRANLI *et al.*, 2010).

Uma tonelada de CH₄ é equivalente ao impacto sobre o efeito estufa provocado por 21 vezes uma tonelada de CO₂, quando é utilizado o fator de conversão (potencial de aquecimento global) (MCTI, 2013).

De acordo com Kayranli *et al.* (2010), apesar do esforço despendido para se entender a hidrologia e os processos bioquímicos que têm lugar em zonas úmidas nas últimas duas décadas, ainda não há consenso geral sobre em que condições ambientais estes ecossistemas podem funcionar como sumidouro ou fonte de carbono para a atmosfera. Se por um lado, podem funcionar como reservatório para o dióxido de carbono atmosférico, sequestrando-o e aprisionando-o nos sedimentos, por outro, podem se constituir em significativa fonte de gases de efeito estufa, particularmente de metano.

Diante de vários fatores que interferem na emissão de gás carbônico e metano em zonas úmidas, e considerando a entrada de matéria orgânica a partir do lançamento de carga poluidora difusa dos tributários formadores do Braço Rio Grande, é possível afirmar que este incremento de compostos orgânicos irá contribuir na emissão de gases de efeito estufa. Por esta razão, este trabalho visou identificar se, juntamente com as variáveis limnológicas e climáticas, a entrada de esgoto sanitário contribui para o lançamento de gás carbônico e metano para a atmosfera, contribuindo, desta forma, com o aquecimento global.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Determinar os fluxos de metano e dióxido de carbono em uma zona úmida localizada na região fluvial da Represa Billings e sua relação com as condições climáticas locais, com as variáveis limnológicas e com a magnitude e a variação sazonal das cargas poluidoras provenientes dos tributários formadores do Braço Rio Grande - SP.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar física e quimicamente (profundidade e transparência da coluna d' água, temperatura, condutividade elétrica, turbidez, pH, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, alcalinidade, carbono, nitrogênio e fósforo) a coluna d' água da zona úmida, bem como investigar as alterações sazonais na sua composição;
- Determinar a granulometria, a composição e o estoque de carbono, fósforo e nitrogênio nos sedimentos das zonas úmidas;
- Determinar a biomassa e o estoque de carbono, fósforo e nitrogênio na comunidade de macrófitas aquáticas da zona úmida;
- Determinar os fluxos de metano e dióxido de carbono na zona úmida e investigar a sua relação e magnitude com a carga poluidora afluyente
- Estabelecer a relação entre as variáveis limnológicas, climáticas e hidrológicas sobre as taxas de emissão de metano e gás carbônico na zona úmida.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Zonas Úmidas

O termo zonas úmidas é usado para mencionar ambientes com solo hidromórfico inundado ou saturado por águas superficiais/subterrâneas onde crescem espécies vegetais dependentes da hidrologia, do meio suporte, dos recursos disponíveis e adaptadas a condições de alagamento temporário ou permanente (MITSCH; GOSSELINK, 2000). Conforme Brasil (1996) e MMA (2015), são consideradas zonas úmidas toda a extensão de pântanos, charcos e turfas, ou superfícies cobertas de água doce, salgada ou salobra, parada ou corrente, de forma permanente ou temporária e no regime natural ou artificial, incluindo desta forma também represas, lagos e açudes.

A compreensão do funcionamento das zonas úmidas tem se tornado um desafio para a comunidade científica devido à diversidade de ambientes que podem ser enquadrados como representantes destes ecossistemas, à grande variabilidade de condições hidrológicas que apresentam e à extensão e heterogeneidade de sua distribuição geográfica, fatores que exercem influência não somente sobre suas funções ecológicas, mas também sobre seus usos, determinados pelas atividades econômicas locais (MITSCH; GOSSELINK, 2000).

A classificação brasileira de zonas úmidas as divide em três níveis, como segue:

- 1 **Sistemas**, o qual é subdividido em três partes (JUNK *et al.*, 2014):
 - 1.1 **Zonas úmidas costeiras:** são todas as zonas úmidas, permanentes ou temporárias, com água doce, salobra ou salina, sob influência direta de marés ou sujeita a intrusão salina ou recebe deposição atmosférica de substâncias dissolvidas, partículas ou propágulos do oceano;
 - 1.2 **Zonas úmidas continentais:** são todas as zonas úmidas, permanentes ou temporárias, com água doce, salobra ou salgada, localizadas no interior do país e sem a influência direta ou indireta dos mares;
 - 1.3 **Zonas úmidas artificiais:** são todas as zonas úmidas, do interior ou litoral, provenientes de atividades antrópicas de forma organizada como piscicultura ou campos de arroz, ou desorganizadas como as zonas úmidas ao redor de reservatórios, ou de represamentos de rios ou de depressões provocadas pela escavação do solo para a construção de estradas (JUNK *et al.*, 2014) e, conforme Cowardin e Golet (1995), com substratos sem vegetação colocadas pelo homem.

2. **Unidades definidas por parâmetros biológicos:** identifica a origem das águas (precipitação, nascente, mar), se são permanentes, com o nível de água estável ou sujeito a pulsos de inundação (JUNK *et al.*, 2014).
3. **Unidades definidas pelas plantas superiores:** como a vegetação presente em manguezais, estuários e pantanais.

Os diversos tipos de zonas úmidas possuem diferentes formas de armazenamento de água, sendo que as planícies inundáveis costumam ter uma grande capacidade de armazenamento na superfície enquanto que as zonas úmidas de cabeceira possuem uma capacidade bem menor.

Os impactos provenientes da alteração no uso da terra, com desvios de cursos d'água e desenvolvimento de infraestruturas conduzem a degradação e perda de zonas úmidas o que pode provocar desastres ambientais, com elevados custos econômicos e sociais (MMA, 2015). Estas áreas muitas vezes são consideradas pelo poder público como terrenos baldios e, por esta razão, permitem suas utilizações como estradas, terras agrícolas, locais de despejo de resíduos sólidos urbanos, sendo que a lixiviação de fertilizantes e defensivos agrícolas, além do escoamento de esgoto bruto de áreas urbanas, provocam a deterioração dos corpos hídricos à jusante, inclusive das zonas úmidas (JUNK *et al.*, 2014).

Por esta razão é importante identificar as fontes alóctones de nutrientes que causam problemas como sedimentação, eutrofização e degradação nos sistemas aquáticos (STEINKE; SAITO, 2008), sendo que fertilizantes na água de escoamento ou efluentes do processamento provocam eutrofização e fixação de carbono atmosférico via fotossíntese (FEARNSSIDE, 2008).

As zonas úmidas representam cerca de 6% da superfície terrestre (MITSCH; GOSSELING, 1993; WHITING; CHANTON, 2001; TUNDISI; TUNDISI, 2008; KAYRANLI *et al.*, 2010). No Brasil, por sua vez, as zonas úmidas ocupam 20% da superfície territorial (JUNK *et al.*, 2014).

A extensão de uma zona úmida pode ser determinada pela fronteira de inundação ou a região permanentemente alagada e, nos casos de flutuação do nível de água, através do limite da área que sofre influencia da média máxima de inundação (JUNK *et al.*, 2014). As fronteiras exteriores das zonas úmidas são identificadas através da ausência de solos hidromórficos e/ou hidrófitas ou espécies lenhosas específicas capazes de crescer em solos alagados (COWARDIN; GOLET, 1995; TUNDISI; TUNDISI, 2008; JUNK *et al.*, 2014), por

esta razão são consideradas sistemas intermediários entre os ambientes terrestres e aquáticos (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A zona úmida é o resultado da geomorfologia e dos recursos hídricos de um determinado ambiente, sendo que o relevo favorece o acúmulo de água (STEINKE; SAITO, 2008; TUNDISI; TUNDISI, 2008), que pode ser de alguns metros ou centímetros, e controla a fauna e a flora deste ambiente (STEINKE; SAITO, 2008) e a composição química da água (REBOUÇAS *et al.*, 2006).

As zonas úmidas possuem geomorfologia plana, com declividade mínima, o que permite que o nível da lâmina d'água permaneça abaixo da superfície durante a maioria dos meses do ano (STEINKE; SAITO, 2008). Conforme Whalen (2005), as zonas úmidas possuem um nível d'água próximo da superfície do solo, normalmente inferior a 0,4m. No entanto, para diferenciar habitats de águas profundas de zonas úmidas, as águas profundas são consideradas como terras inundadas permanentemente e em região sem a influência de marés, a profundidade máxima de 2 m onde macrófitas enraizadas e emergentes crescem normalmente (COWARDIN; GOLET, 1995) ou menos de seis metros de profundidade na maré baixa (CONVENÇÃO DE RAMSAR, sem data).

As variações dos padrões de precipitação levam a formação de zonas úmidas permanentes e temporárias sujeitas a pulsos de inundações diferentes em razão da amplitude, duração, frequência e previsibilidade, o que conferem uma grande biodiversidade a esses ecossistemas, assim como diversas formas de gerenciamento e conservação, principalmente pelo fato das zonas úmidas ficarem períodos de seca prolongados (JUNK *et al.*, 2014).

São reconhecidas duas categorias principais de regimes hídricos: com maré e sem maré. O regime com maré depende da frequência e duração das inundações ou exposição por marés do oceano, divididas em quatro: submaré, irregularmente exposta, regularmente inundada, e de forma irregular inundada (COWARDIN; GOLET, 1995). As zonas úmidas sem maré são de corpos hídricos interiores classificadas em: permanentemente inundada, intermitentemente exposta, semipermanente inundada, sazonalmente inundada, saturada, temporariamente inundada, de forma intermitente inundada e inundada artificialmente (COWARDIN; GOLET, 1995).

As zonas úmidas necessitam de períodos de cheia para ocorrer um aumento do nível de água e a inundação das áreas circundantes da calha principal. Durante a inundação ocorre um processo de mistura vertical e horizontal e o enriquecimento dos lagos com nutrientes de origem fluvial, sendo que os ciclos de carbono, nitrogênio e fósforo alteram-se e os processos internos modificam estes ciclos (REBOUÇAS *et al.*, 2006). O nível d'água varia devido à

evapotranspiração, precipitação e rebaixamento conforme o uso do reservatório (WILSON *et al.*, 1989).

As flutuações no nível da água são diferentes entre os países dos trópicos e de altitudes mais altas. Nas regiões expostas a pulsos de inundação, o excesso de precipitação durante a estação chuvosa leva ao enchimento periódico de depressões com água e a inundação lateral de grandes áreas ao longo dos córregos e rios, enquanto que nas depressões da região do semi-árido do Nordeste, por exemplo, ocorrem inundações imprevisíveis de curta duração a cada poucos anos (JUNK *et al.*, 2014).

Segundo Cowardin e Golet (1995), os solos de áreas úmidas são saturados, inundados ou alagados por um período de tempo suficiente para o desenvolvimento vegetativo e criar condições anaeróbias na parte superior. Estes solos são divididos em mineral e orgânico (COWARDIN; GOLET, 1995).

As zonas úmidas são responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos como regular o regime hídrico de áreas extensas e purificação da água, conter inundações, permitir a recarga de aquíferos, retenção de nutrientes, remoção de metais, estabilização das zonas costeiras, refúgio de biodiversidade, armazenamento de água, tamponamento do rio e descarga de corrente, retenção de sedimentos, regulação do microclima, recreação e ecoturismo, armazenamento de carbono, produção de madeiras e fibras, fonte de água e alimentação para diversas espécies, inclusive o homem, como produtos agrícolas, peixes, crustáceos, terras de pastagem para a pecuária e plantas medicinais (USEPA, 2001; REBOUÇAS *et al.*, 2006; STEINKE; SAITO, 2008; TUNDISI; TUNDISI, 2008; BARBIER, 2011; KADLEC *et al.*, 2012; CALIJURI; CUNHA, 2013; CECH, 2013; MMA, 2015; JUNK *et al.*, 2014).

As zonas úmidas são consideradas bacia de retenção por proporcionar o tempo necessário para a ocorrência das reações de oxirredução, precipitação, dissolução, complexação e assimilação biológica de compostos de carbono, enxofre, nitrogênio, fósforo e outros contaminantes presentes, principalmente através de transformação da forma dissolvida em compostos gasosos, como por exemplo, CH₄, CO₂, N₂O e H₂S, ou acumular matéria orgânica, melhorando o ciclo de nutrientes nas águas paradas que contém matéria orgânica e até mesmo de esgotos domésticos lançados nos corpos d'água (TANNER, 2001; REBOUÇAS *et al.*, 2006; CALIJURI; CUNHA, 2013; CECH, 2013).

Os ciclos biogeoquímicos em zonas úmidas consistem em processos de transformação e processos de transporte entre estas zonas e os ecossistemas circunvizinhos. A grandeza e a velocidade desses ciclos dependem do acúmulo de biomassa nas zonas úmidas e do tipo de vegetação, o qual é acelerado pelo acúmulo de macrófitas aquáticas, sendo que em regiões com pequenos lagos e águas paradas, verifica-se um grande desenvolvimento de macrófitas (TUNDISI; TUNDISI, 2008). A quantidade de nutrientes que as macrófitas são capazes de absorver e acumular na biomassa depende também do regime de nutrientes e fatores ambientais, sendo que o acúmulo anual líquido de nutrientes nos tecidos vegetais depende da fenologia das espécies e do clima e se a senescência dos tecidos ocorrem sazonalmente ou ocorre de forma gradual ao longo do ano (TANNER, 2001).

Em solos saturados de água, a fixação de CO₂ através das macrófitas pode compensar a decomposição e favorecer o acúmulo líquido de carbono no solo, devido também a lenta difusão de oxigênio para dentro do sedimento, sendo que é 1000 vezes mais lento em solos alagados em relação a solos secos (WHITING e CHANTON 2001).

O crescimento de vegetais depende de diversos fatores, tais como: radiação solar, temperatura, água e nutrientes disponíveis (WYNN; LIEHR, 2001). A maioria das macrófitas aquáticas está adaptada a ambientes limitados em oxigênio, como os solos alagados, possuindo um sistema interno que transporta este gás até a parte subterrânea (LAABROEK, 2010).

Nas regiões de clima tropical, graças a maior homogeneidade climática, ocorre pequena variação na dinâmica da produtividade das macrófitas aquáticas durante o ano (ESTEVES, 2011; KUFNER *et al.*, 2011). Os fatores que interferem na variação da biomassa em região tropical são os períodos de seca e chuva e as flutuações do nível d'água (THOMAZ; BINI, 1998; KUFNER *et al.*, 2011).

As macrófitas podem ser as principais fornecedoras de nutrientes em ecossistemas aquáticos rasos, sendo que os tecidos de macrófitas aquáticas e células de fitoplanctons são fontes importantes de detritos autóctones nas zonas úmidas e os tecidos de suporte das macrófitas são fontes de matéria orgânica particulada (carbono refratário) (BIANCHINI JR. *et al.*, 2010). Os detritos das macrófitas se acumulam sobre o sedimento, tornando-se a principal fonte de emissões de CH₄ e CO₂ nas zonas úmidas (BIANCHINI JR. *et al.*, 2010).

3.2 Nutrientes

Para ocorrer a fotossíntese é necessário de luz e nutrientes. A disponibilidade de luz é influenciada pela turbidez da água e pela velocidade de sedimentação das partículas no ambiente aquático (CALIJURI; CUNHA, 2013), sendo que o fluxo da água é geralmente lento nas zonas úmidas (WILSON *et al.*, 1989).

Além disso, a ausência de oxigênio dissolvido (OD) altera os ciclos biogeoquímicos e afeta a disponibilidade de nutrientes, resultando em adaptações específicas das vegetações. Normalmente, existe uma camada fina de oxigênio sobre o solo decorrente da fotossíntese de algas, efeito do vento e das trocas de oxigênio através da interface ar-água (WYNN; LIEHR, 2001; TUNDISI; TUNDISI, 2008) e inundações (CECH, 2013).

Os transportes dos nutrientes nas zonas úmidas têm relação com os ciclos hidrobiológicos que incluem as entradas por água de superfície, atmosfera e precipitação, saídas pela atmosfera, água de superfície e sub-superfície e perdas pela fixação em sedimentos no fundo, sendo que as transformações e translocações são determinadas pela biomassa presente (TUNDISI; TUNDISI, 2008). As cargas de material dissolvido e em suspensão variam com as condições geoquímicas da bacia, o que interfere na morfometria do sistema e no funcionamento da biota aquática, produzindo uma ampla variedade de habitats (REBOUÇAS *et al.*, 2006; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os nutrientes e matéria orgânica presentes nas zonas úmidas são removidos dos ecossistemas terrestres e aquáticos após sua mineralização via processos microbianos. Alguns desses compostos mineralizados são gasosos e são emitidos para a atmosfera, como o CO₂, CH₄ e N₂O, gases de efeito estufa (LIIKANEN *et al.*, 2006).

Quando os nutrientes se encontram em excesso nos corpos d'água lênticos provocam o crescimento excessivo de algas e macrófitas aquáticas e propicia a ocorrência da eutrofização (CETESB, 2015). Este processo pode ocorrer através de diversos mecanismos, como (CAMARGO; ESTEVES, 1995):

- entrada direta de águas mais ricas de nutrientes dos sistemas lóticos;
- turbulência e ressuspensão dos sedimentos através do vento ou influxo da água do rio;
- decomposição da vegetação litorânea após submersão;
- entrada da água de chuva e escoamento;
- lançamento indevido de esgotos domésticos, o qual também promove o aumento da turbidez e das concentrações de surfactantes e sólidos totais (CETESB, 2015).

As macrófitas propiciam os processos de transformação dos nutrientes, como por exemplo, a nitrificação e a desnitrificação, pela liberação de oxigênio na zona de raiz e fornecimento de matéria orgânica. O acúmulo de matéria orgânica de origem vegetal se torna uma fonte de carbono orgânico para microrganismos, armazena nutrientes ligados organicamente e minimiza a liberação de nutrientes (TANNER, 2001).

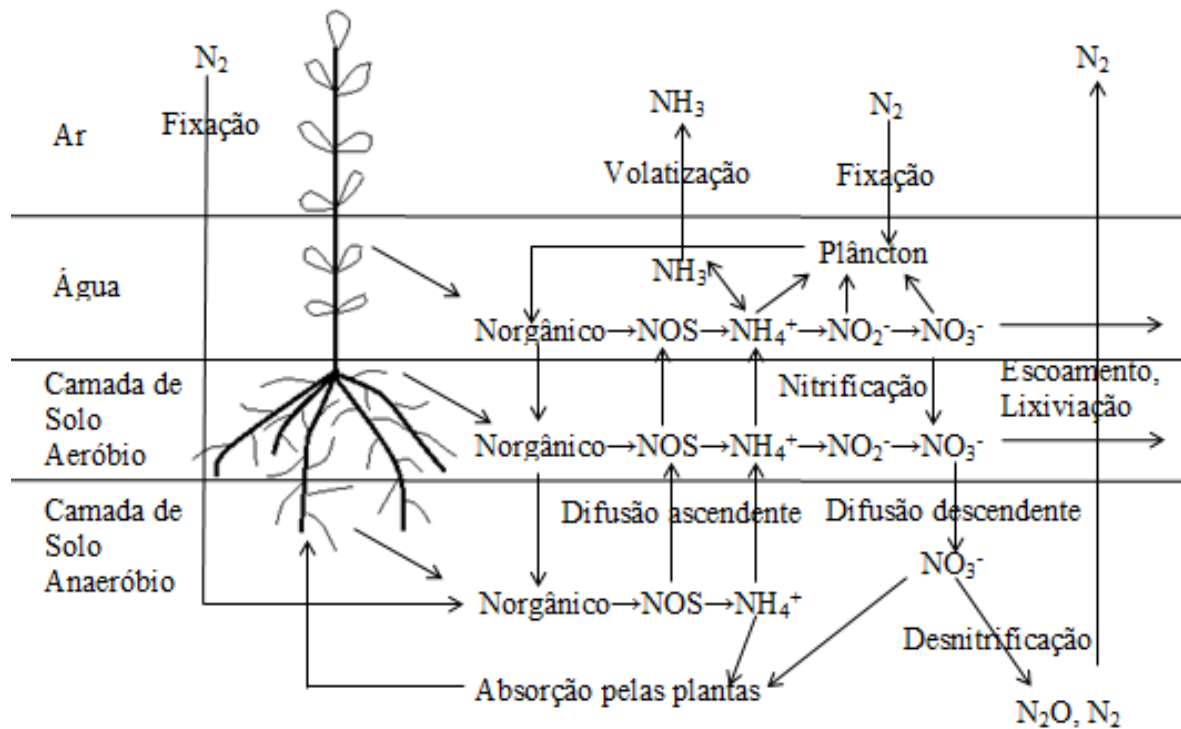
Assim, os nutrientes como compostos inorgânicos dissolvidos são absorvidos pelas macrófitas e transformados em compostos mais complexos. A dinâmica da decomposição de resíduos vegetais e o arejamento da zona de raiz determinam taxa e sustentabilidade de transformação e sequestro de nutrientes. No entanto, quando a concentração de nutrientes é baixa, a absorção pelas macrófitas é relativamente pequena (TANNER, 2001).

3.2.1 Nitrogênio

O nitrogênio é usado como fonte de energia para microrganismos autotróficos, além de nutriente para os microrganismos e vegetais (WYNN; LIEHR, 2001). O nitrato (NO_3^-) é gerado pelas bactérias sobre a amônia (NH_3), pelos relâmpagos ou através de processos artificiais que incluem calor e pressões extremos. O nitrato não é ligado às partículas do solo; é consumido pelos vegetais e convertido em Nitrogênio gasoso (N_2) pela ação microbiana. O nitrito (NO_2^-) é uma forma intermediária produzida pela ação bacteriana sobre o amônio (NH_4^+) ou nitrato (NO_3^-) pelas bactérias nitrificantes, que adicionam o oxigênio ao íon amônio e o transformam em nitrato. A NH_3 e o NH_4^+ são normalmente encontrados nas águas superficiais, no solo e como um subproduto da decomposição de resíduos animais e de vegetais (CECH, 2013).

A Figura 1 apresenta o ciclo do nitrogênio nas zonas úmidas.

O nitrogênio orgânico pode ser dividido em Nitrogênio Orgânico Particulado – NOP, sob a forma de detritos ou organismos, tais como bactérias, fitoplânctons, zooplânctons e peixes; Nitrogênio Orgânico Dissolvido – NOD – sob a forma de compostos lixiviados como aminoácidos e peptídeos, provenientes de organismos senescentes ou mortos como macrófitas e fitoplânctons (ESTEVEZ, 2011).

Figura 1- Ciclo do nitrogênio nas zonas úmidas

Fonte: Adaptado de MITSCH; GOSSELINK (1993)

O nitrogênio é removido principalmente através de nitrificação na coluna d'água, seguido de desnitrificação na camada de detritos e volatilização da amônia, quando em pH elevado devido a fotossíntese das algas (VYMAZAL, 2010). É o principal processo de retenção de nitrogênio nas zonas úmidas, quando o NO_2^- e NO_3^- são transformados em nitrogênio atmosférico (N_2) via N_2O através de bactérias desnitrificantes (TUNDISI; TUNDISI, 2008). As bactérias heterotróficas são responsáveis pela degradação dos compostos orgânicos, amonificação e desnitrificação (WYNN; LIEHR, 2001).

A remoção da amônia é limitada pela ausência de OD devido ao alagamento permanente (VYMAZAL, 2007; VYMAZAL, 2010). Outros fatores que podem ocorrer para impedir a conversão da amônia microbiana são a difusão que não ocorre devido a profundidade alta e, por isso, fica difundida nos sedimentos, onde se encontram bactérias nitrificantes ou a toxicidade do sulfeto para as bactérias nitrificantes (KADLEC *et al.*, 2012).

Segundo Vymazal (2007), a assimilação de nitrogênio ocorre através de uma variedade de processos biológicos que convertem as formas inorgânicas de nitrogênio (NH_4^+ e NO_3^-) em compostos orgânicos utilizados na formação de células e tecidos.

O N_2 pode ser fixado por algumas plantas e bactérias através da fixação biológica, embora seja dispendiosa do ponto de vista energético e só ocorra quando o suprimento de amônia e nitrato estão baixos (TUNDISI; TUNDISI, 2008). A biomassa é uma fonte direta de oxigenação para as zonas úmidas e influencia os processos de nitrificação e amonificação (WYNN; LIEHR, 2001).

A exsudação das plantas afetam os processos microbianos e com isto as macrófitas dão apoio às bactérias desnitrificantes de decompor a matéria orgânica e aumentar a eficiência da remoção de $N_{\text{orgânico}}$ da água (PICEK *et al.*, 2007). Durante o período de crescimento das macrófitas, ocorre a remoção da carga de N externo. A amônia é a principal fonte de N para o crescimento da planta. 90% da absorção de amônia é convertido em $N_{\text{orgânico}}$ e 10% enterrado no sedimento. A absorção das macrófitas reduz a concentração de amônia nas zonas úmidas (KADLEC *et al.*, 2012).

3.2.2. Fósforo

O fósforo ocorre de forma natural como um sal no mineral de apatita e é encontrado no solo e na água, ligando-se às partículas do solo ou consumidos pelos vegetais (ESTEVEVES, 2011). O fósforo também pode ser proveniente de lixiviado dissolvido das rochas, dos organismos em decomposição, dos resíduos animais, dos efluentes de estações de tratamento de esgotos e de fertilizantes aplicados na agricultura (CECH, 2013; ESTEVEVES, 2011), além dos efluentes e do material particulado provenientes de indústrias, sendo que nas regiões industrializadas e com elevada densidade populacional, as fontes artificiais são mais significativas que as naturais (ESTEVEVES, 2011).

O fósforo possui controle na produção primária em ecossistemas aquáticos continentais e por isso é considerado o principal responsável pela eutrofização artificial (ESTEVEVES, 2011; CALIJURI; CUNHA, 2013; CETESB, 2015) devido ao fato do ciclo do fósforo ser sedimentar e lento (CALIJURI; CUNHA, 2013).

O fósforo total (P-total) é usado para avaliar o estado de trofia do corpo d'água (ESTEVEVES, 2011). Os lagos podem ser classificados de acordo com o grau de trofia, A Tabela 1 apresenta as faixas aproximadas de valores de fósforo total para os diferentes graus de trofia (VON SPERLING, 2005; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

No Brasil, a contribuição *per capita* de fósforo através de esgotos domésticos lançados nos corpos hídricos é estimada em $0,4 \text{ kg P.ano}^{-1}$, enquanto que na drenagem em

região de matas e florestas é de 10 kg P.km⁻².ano⁻¹, nas áreas agrícolas é estimada em 50 kg P.km⁻².ano⁻¹ e nas áreas urbanizadas é de 100 kg P.km⁻².ano⁻¹ (VON SPERLING, 2005).

Tabela 1 - Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia

Classe de trofia	Concentração de fósforo total na represa (mg.L ⁻¹)
Ultraoligotrófico	< 0,005
Oligotrófico	<0,01-0,02
Mesotrófico	0,01-0,05
Eutrófico	0,025-0,1
Hipereutrófico	0,1

Fonte: VON SPERLING (2005)

O fósforo inorgânico corresponde principalmente ao ortofosfato (PO₄³⁻) e outros fosfatos (HPO₄²⁻, H₂PO₄⁻). O ortofosfato é a principal forma de assimilação pelas macrófitas aquáticas, microalgas e bactérias que o usam na biossíntese de matéria orgânica, com sua incorporação na fração orgânica (ESTEVES, 2011).

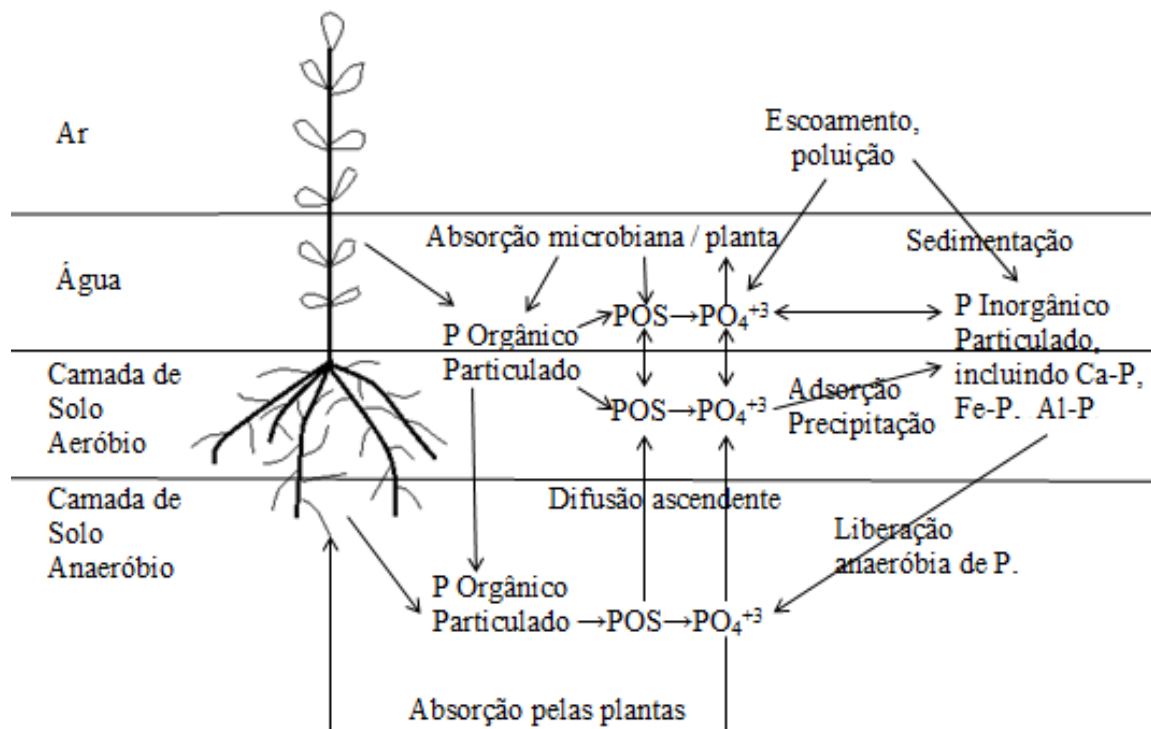
A maior parcela do fósforo encontra-se na fração orgânica particulada, formando as células de organismos vivos e detritos. Após a excreção de compostos orgânicos por organismos vivos e a decomposição da matéria, o fósforo é transformado em dissolvido (ESTEVES, 2011), sendo que o fósforo orgânico é transformado pelos decompositores em fosfatos, que são utilizados pelos produtores (BRAGA *et al.*, 2005). A Figura 2 apresenta o ciclo do fósforo nas zonas úmidas.

A remoção inicial de fósforo inorgânico dissolvido é devido a absorção microbiana e adsorção geoquímica por minerais de alumínio e ferro presentes no solo (RICHARDSON, 2015).

A remoção de fósforo pelas macrófitas é temporária porque os nutrientes são liberados novamente ao sistema após a decomposição das macrófitas (VYMAZAL, 2010), sendo que as macrófitas, apesar de absorver grandes quantidades de fosfato, o libera rapidamente, na ordem de 35-75%, após a morte do tecido, agindo como dissipadora de fósforo (RICHARDSON, 2015).

A remoção do fósforo depende do contato da água com o solo que adsorve e/ou precipita este composto (VYMAZAL, 2010). No entanto, a água segue caminhos preferências através de poros dilatados e canais, diminuindo o contato com grande parte da matriz do solo (RICHARDSON, 2015), por isso cada tipo de zona úmida remove taxas de carga de fósforo diferentes o que dificulta sua comparação (RICHARDSON, 2015).

Figura 2- Ciclo do fósforo nas zonas úmidas



Fonte: Adaptado de MITSCH; GOSSELINK (1993)

Richardson (2015) relata que a remoção elevada de fósforo nas zonas úmidas de água doce é seguida pela liberação destes compostos após alguns anos, sendo que os solos minerais predominantemente com teor elevado de alumínio amorfo demoram mais para liberar o fósforo e podem funcionar como sumidouros, mas retêm menos fosfato do que os ecossistemas terrestres, por possuírem óxidos de alumínio e ferro em solos minerais e em condição aeróbia (RICHARDSON, 2015).

3.2.2 Carbono

As zonas úmidas contêm uma grande proporção do carbono (aproximadamente $1,5 \times 10^{18}$ g) estocado no reservatório terrestre (SCHLESINGER, 1984; WHITING; CHANTON, 2001; KAYRANLI *et al.*, 2010). Kayranli *et al.* (2010) destacam que, dentre todos os ecossistemas terrestres, as zonas úmidas possuem a maior densidade de carbono armazenado.

Dependendo das condições meteorológicas e hidrológicas, as zonas úmidas funcionam como reservatório de gases de efeito estufa, absorvendo dióxido de carbono da

atmosfera e armazenando-o no sedimento (KAYRANLI *et al.*, 2010), principalmente quando ocorre alta taxa de produtividade, alto nível do lençol freático e baixa decomposição (WHITING; CHANTON, 2001; KAYRANLI *et al.*, 2010).

Em relação ao ciclo do carbono, as zonas úmidas contêm cinco reservatórios principais (Figura 3):

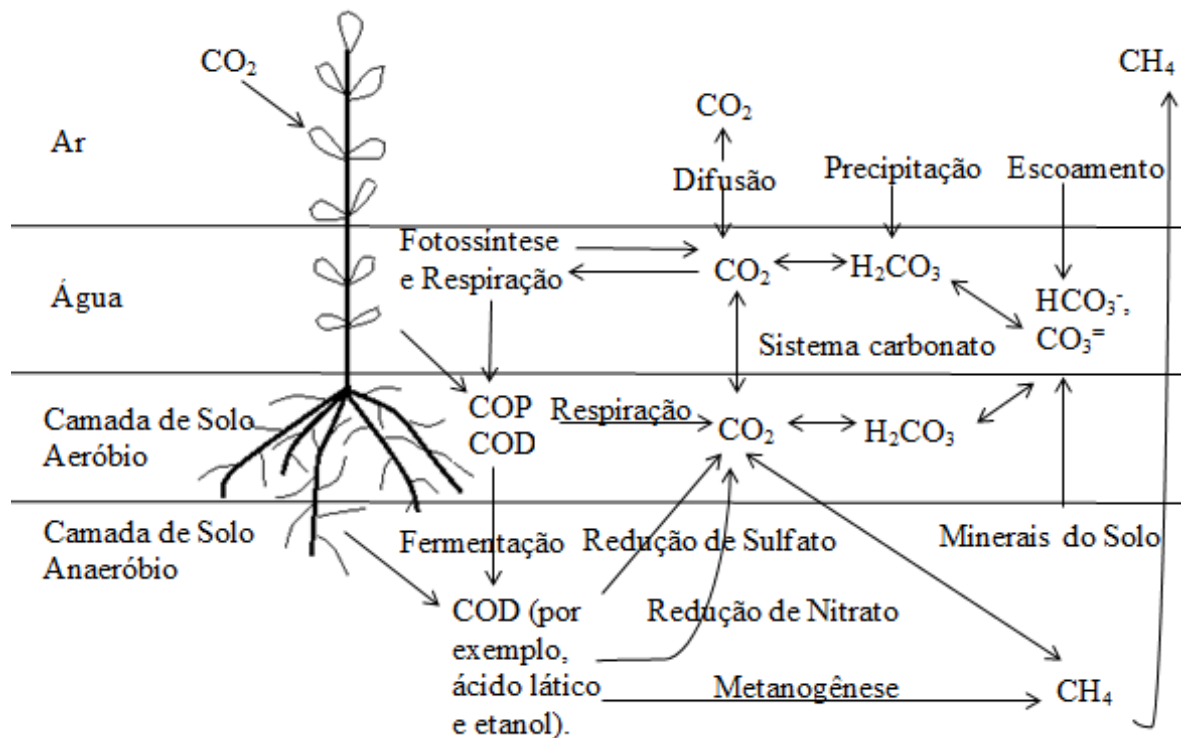
- Biomassa ativa: consistem macrófitas aquáticas e perífiton (microrganismos e detritos ligados às superfícies submersas) (WYNN; LIEHR, 2001; FEARNSIDE, 2008) que contribuem para a transformação do CO₂ em carbono orgânico através da fotossíntese de forma relativamente rápida, geralmente na ordem de dias. Por outro lado, a produtividade depende da época do ano, localização geográfica, estado nutricional e do tipo de vegetação (KAYRANLI *et al.*, 2010);
- Carbono orgânico particulado (COP): compreendem a matéria vegetal em decomposição, células microbianas e substâncias orgânicas de partículas provenientes da superfície do solo (WYNN; LIEHR, 2001; FEARNSIDE, 2008; KAYRANLI *et al.*, 2010). O carbono particulado é uma fonte ininterrupta de carbono fresco, facilmente degradado, e se deposita no fundo do reservatório, onde ocorre a metanogênese, ou seja, formação de metano (ADAMS, 2005; FEARNSIDE, 2008). A morte microbiana contribui para os compostos particulados, já que os microrganismos presentes nas zonas úmidas são associados a detritos vegetais e matéria orgânica do solo (WYNN; LIEHR, 2001).
- Carbono orgânico dissolvido (COD): mistura homogênea de compostos dissolvidos lixiviados do material vegetal em decomposição (WYNN; LIEHR, 2001).
- Carbono estocado na biomassa da microbiota: decorre das atividades catabólicas microflorais de heterotróficos que transforma carbono orgânico particulado e dissolvido em inorgânico; e
- Carbono dos produtos gasosos resultantes dos processos de decomposição aeróbia e anaeróbia, como metano e dióxido de carbono (FEARNSIDE, 2008; KAYRANLI *et al.*, 2010).

O teor de matéria orgânica nas zonas úmidas é afetado pelos processos de biodegradação, oxidação, oxidação fotoquímica, sedimentação, volatilização e adsorção (TUNDISI; TUNDISI, 2008; KAYRANLI *et al.*, 2010).

A decomposição da matéria orgânica dissolvida ocorre via captação heterotrófica por bactérias aeróbias e anaeróbias e pela degradação pela radiação ultra-violeta (KAYRANLI *et*

al., 2010), apesar de que a velocidade da realização da fotossíntese (produção primária) e as atividades dos microrganismos heterotróficos aumentam com o aumento da temperatura (LIIKANEN *et al.*, 2006). Para Bianchini JR. (1999), a eficiência na ciclagem da matéria orgânica detrital nos ecossistemas aquáticos também depende das condições de oxiredução, da composição da microbiota e quantidade e qualidade dos detritos.

Figura 3 - Diagrama esquemático mostrando os principais componentes do ciclo biogeoquímico do carbono em zonas úmidas



Fonte: Adaptado de MITSCH; GOSSELINK (1993)

Os carbonos dissolvido e particulados entram no reservatório através de rios ou lagos (FEARNSIDE, 2008). Estes carbonos são provenientes de erosão do solo e liteira ou outros tipos de matéria orgânica provenientes de bacia hidrográfica.

Além disso, os exsudatos liberados pelas raízes de plantas aquáticas vasculares são importante fonte de carbono orgânico dissolvido para o ecossistema, o qual é metabolizado pela microbiota residente e gera, como produtos, metano e dióxido de carbono, dentre outros (JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001; PICEK *et al.*, 2007; KAYRANLI *et al.*, 2010). Segundo ALTOR; MITSCH (2006), os exsudatos radiculares de plantas e os detritos orgânicos são fontes de compostos mais simples que propiciam a criação de comunidades

microbianas no sedimento e estes compostos podem ser usados na metanogênese sob condições anaeróbicas. Alguns dos compostos liberados são lábeis, na decomposição das raízes das macrófitas mortas, e outras são exsudatos ácidos orgânicos ou outros compostos para melhorar a absorção de nutrientes (JONES, 1998; JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001).

O acúmulo de matéria orgânica acontece quando a produtividade primária é mais rápida que a taxa de decomposição (MITSCH; GOSSELINK, 2000; KAYRANLI *et al.*, 2010), sendo que com taxa de decomposição de matéria orgânica baixa, os estratos são depositados e comprimidos, formando diferentes camadas do solo (KAYRANLI *et al.*, 2010).

No entanto, o acúmulo de matéria orgânica, decomposição e deposição no sedimento das zonas úmidas resultam na alteração de decomposição aeróbia por anaeróbio devido a ausência de oxigênio no sedimento, diminuindo drasticamente as taxas de decomposição. Desta forma, as condições de oxigenação da coluna d'água e do sedimento se constituem em fator determinante para a ciclagem de detritos no sistema (KAYRANLI *et al.*, 2010).

A matéria orgânica contém geralmente entre 45 e 50 % de carbono (KAYRANLI *et al.*, 2010) e o aumento da sua carga pode contribuir para o aquecimento global, uma vez que eleva a emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera, como o óxido nitroso (N_2O), o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4) (WHITING; CHANTON, 2001; LIIKANEN *et al.*, 2006; KAYRANLI *et al.*, 2010), sendo que este último é altamente dinâmico na fotoquímica atmosférica (WHALEN, 2005), com potencial estufa 21 vezes maior que o do CO_2 (MCTI, 2013), devido a capacidade em absorver maior quantidade de radiação infravermelha (WHITING; CHANTON 2001; JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001).

A decomposição da matéria orgânica fornece uma fonte de energia necessária para o crescimento de microrganismos, tanto na fermentação e respiração, resultando na produção, consumo e acúmulo de gases completamente reduzidos como os H_2 , H_2S , CH_4 , N_2 , os parcialmente reduzidos como CO , NO , N_2O e completamente oxidados como o CO_2 (WYNN; LIEHR, 2001; REBOUÇAS *et al.*, 2006). Além de causar a emissão de subprodutos voláteis odoríferos dos corpos d'água (CETESB, 2015), como o gás sulfídrico – H_2S – que apresenta cheiro característico de ovo podre (NUVOLARI, 2011).

O CO_2 é altamente solúvel em água e, portanto, pode ser acumulado em altas concentrações nas camadas mais profundas, existindo muitos lagos supersaturados. No entanto, este gás pode ser lançado na atmosfera, principalmente no inverno, quando ocorre a redução da produção primária (REBOUÇAS *et al.*, 2006).

O carbono sequestrado, por sua vez, fica armazenado nos sedimentos, solos e comunidades de macrófitas (EULISS *et al.*, 2006; ALONGI *et al.*, 2007; KAYRANLI *et al.*, 2010).

Em geral, as zonas úmidas são sumidouros líquidos para o CO₂ atmosférico por ficarem alagadas frequentemente em condições anóxicas, o que reduz efetivamente as taxas de decomposição e favorece a formação de turfa, ao mesmo tempo que favorece a decomposição por via anaeróbia e geração significativa de CH₄ (STRÖM; CHRISTENSEN, 2007).

A produção e o consumo de gases de efeito estufa são regulados, parcialmente, por processos microbianos, que são influenciados pela umidade e temperatura dos solos (KAYRANLI *et al.*, 2010).

A metanogênese é um processo anaeróbio exclusivo que ocorre durante os períodos de cheias, quando o lençol freático sobe (LE MER; ROGER, 2001; WHALEN, 2005; REBOUÇAS *et al.*, 2006; KAYRANLI *et al.*, 2010).

A sua produção também é influenciada pela concentração de O₂ no solo ou sedimento, sendo que o oxigênio se torna menos disponível em solos inundados e eleva o potencial de produção de metano, uma vez que as *archeas* metanogênicas são ativas em solo anóxico (SHA *et al.*, 2011).

A matéria orgânica e nutrientes, pH, temperatura, salinidade, fisiologia das macrófitas, a composição da comunidade e hidrologia também influenciam na metanogênese (BIANCHINI JR. *et al.*, 2010; KAYRANLI *et al.*, 2010), sendo que a maior taxa de metanogênese ocorra quando o pH está próximo de 7 ou ligeiramente alcalino (GARCIA *et al.*, 2000; LE MER; ROGER, 2001) e é sensível a variações de pH no solo. Além disso, este processo ocorre idealmente entre 30 e 40°C, sendo que nas temperaturas mais baixas ocorre a diminuição da atividade de metanogênese e de fermentação metanogênica (LE MER; ROGER, 2001).

Quantidade significativa de metano está presente no sedimento durante todo o ano e sua concentração aumenta conforme a profundidade, atingindo saturação a 5-10 cm na interface sedimento/água (WILSON *et al.*, 1989). As mudanças sazonais na concentração de metano são maiores nos sedimentos próximos à superfície onde há variação de temperatura e

no fornecimento de matéria orgânica como serapilheira, exsudatos radiculares, raízes e rizomas senescentes maiores (WILSON *et al.*, 1989).

Durante o período chuvoso, as margens recebem água fria do rio, diminuindo a temperatura do solo e inibindo a metanogênese e, assim, a emissão de metano (CAPONE e KIENE, 1988 *apud* SHA *et al.*, 2011).

O movimento da água após eventos de tempestades pode permitir a entrada de oxigênio no perfil d'água e, assim, a inibição de metanogênese e a ocorrência de metanotrofia (JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001).

A emissão de metano nas zonas úmidas depende do equilíbrio entre a metanogênese e a oxidação de CH₄. A presença de O₂ é o fator principal para a ocorrência de metanogênese nas zonas úmidas, seguido pela presença de substratos (WHALEN, 2005).

As *archeas* metanogênicas podem ser limitadas pela disponibilidade de substrato das zonas úmidas, mesmo que contenha mais de 90% de carbono orgânico. Pequena parte do substrato orgânico fornecido é utilizado diretamente na metanogênese, que é a etapa final da degradação microbiana da matéria orgânica nos sedimentos (SHA *et al.*, 2011).

Nas zonas úmidas, o metano pode sofrer oxidação microbiana na zona aeróbia dos solos submersos, na camada do solo oxidado, na rizosfera aeróbia das plantas que possuem aerênquima e no interior das raízes (LE MER; ROGER, 2001; WHALEN, 2005). As *archeas* metanotróficas utilizam o CH₄ como fonte de carbono e energia, sendo limitadas pela disponibilidade de oxigênio (LE MER; ROGER, 2001). Apesar da metanotrofia ser observada em muitas zonas úmidas, não é um processo universal nos ambientes ricos em CH₄ (WHALEN, 2005).

As *archeas* metanotróficas ficam em uma região com presença de O₂ e oxidam o CH₄ e geram CO₂ e outros compostos orgânicos; assim, esta região funciona como sumidouro (SANTOS *et al.*, 2008).

O metano produzido nas zonas úmidas é transportado para a atmosfera por meio de difusão, ebulição e via plantas vasculares. No entanto, cerca de 20 a 40% do metano produzido são oxidados na rizosfera e nas camadas superficiais com O₂ durante o transporte difusivo (WHALEN, 2005).

Metanotrofia depende da disponibilidade de oxigênio (LE MER; ROGER, 2001). Nos solos submersos e nos sistemas de água doce, a disponibilidade de luz permite a atividade

fotossintética dos bentos, aumentando, desta forma, a espessura da camada do solo oxidado e, portanto, a oxidação do metano (LE MER; ROGER, 2001).

Os fatores que controlam a oxidação do metano são temperatura, fornecimento de oxigênio, sendo que a oxidação do metano pode ser elevada quando a coluna d'água e o sedimento são bem aerados e o nitrato, quando em concentrações elevadas (KAYRANLI *et al.*, 2010).

Pântanos inundados tendem a sequestrar CO₂ e emitir CH₄ para a atmosfera (KAYRANLI *et al.*, 2010), principalmente nas zonas úmidas permanentemente alagadas devido a alterações nas condições do solo ou na comunidade microbiana e a dinâmica entre elas, além da comunidade metanogênica ser mais sensível a mudanças no estado redox do sedimento (ALTOR; MITSCH, 2006).

As zonas úmidas possuem concentração baixa de OD e nestas condições, os receptores de elétrons alternativos são usados pela comunidade microbiana para a decomposição de matéria orgânica (LAABROEK, 2010). No entanto, conforme Whalen (2005), a oxidação ocorre através das hidroxilas (OH), devido à elevada oferta de matéria orgânica e baixa disponibilidade de agentes oxidantes, como O₂, NO₃⁻, Fe³⁺ e SO₄²⁻ (LIIKANEN *et al.*, 2006). Segundo Laabroek (2010), os aceptores de elétrons alternativos são usados em uma ordem fixa de sucessão: NO₃⁻ > Mn⁺⁴ > Fe⁺³ > SO₄⁻² > CO₂ (Figura 4). Desta forma, o dióxido de carbono é reduzido para metano por bactérias metanogênicas apenas quando os outros aceptores foram esgotados. Quando ocorre a reoxidação destes elementos, a produção de metano é reprimida. Assim, o oxigênio afeta indiretamente na emissão de metano, já que sua disponibilidade oxida outros compostos (LAABROEK, 2010).

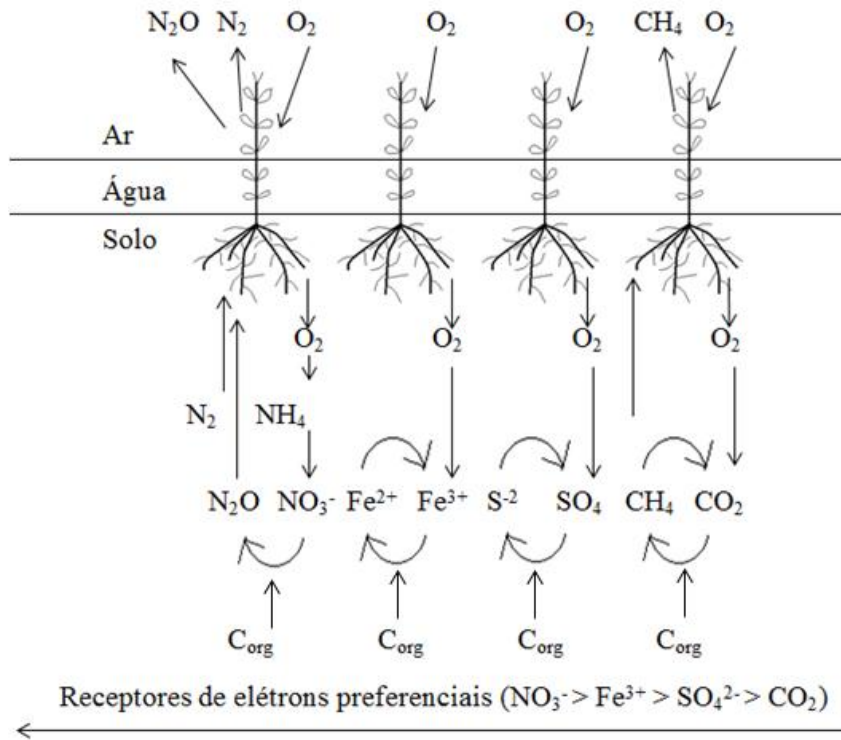
Os processos de redução são influenciados pelo teor e natureza da matéria orgânica, capacidade da microflora para decompor a matéria orgânica e disponibilidade e natureza dos receptores de elétrons (LE MER; ROGER, 2001).

As zonas úmidas são a fonte mais importante de metano atmosférico (WHALEN, 2005). As zonas úmidas também podem ter o papel de emissora de gases de efeito estufa quando emite CH₄ para a atmosfera (WHITING e CHANTON 2001), emitindo aproximadamente 145 Tg de metano por ano para a atmosfera e este valor representa cerca de 25% de todas as fontes, naturais e antropogênicas (LE MER; ROGER, 2001; WHALEN, 2005; KAYRANLI *et al.*, 2010). Conforme estimativas realizadas por CAO *et al.* (1998), a

emissão de metano através das zonas úmidas naturais ocorre mais nas regiões tropicais, seguida pelas zonas úmidas temperadas e, por fim, as situadas ao Norte.

Figura 4– Apresentação esquemática dos ciclos dos elementos na zona de raízes de macrófitas emergentes.

A flecha no fundo indica o uso preferencial dos aceptores de elétrons na diminuição da disponibilidade de oxigênio



Fonte: Adaptado de LAABROEK, 2010

Segundo Sha *et al.* (2011), a concentração de metano está aumentando na atmosfera a uma taxa de $0,8\% \cdot a^{-1}$ com um tempo de vida de 8,4 anos. As taxas de fluxo de metano em zonas úmidas são da ordem de $0,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e representam os efeitos líquidos entre os processos de produção e assimilação de carbono (WHALEN, 2005; KAYRANLI *et al.*, 2010).

Nas zonas úmidas, o balanço positivo de carbono ocorre quando o sequestro do carbono líquido é maior que as emissões de CO_2 e CH_4 no sistema (MALMER *et al.*, 2005). Por outro lado, quando um ambiente é fonte de metano, a produção de CH_4 pelas *archeas* metanogênicas é maior que o seu consumo pelas bactérias metanotróficas (LE MER; ROGER, 2001). No entanto, as emissões de metano são proporcionais à concentração da carga afluente

(WANG *et al.*, 2008; LAABROEK, 2010). A Tabela 2 apresenta os fluxos estimados por diversos autores.

Os fluxos de gases possuem uma grande variabilidade sazonal e temporal devido a diversidade de fatores ambientais que controlam os processos microbianos (LIIKANEN *et al.*, 2006).

Os parâmetros que interferem na emissão de CO₂ e CH₄ são: difusão do gás em relação ao nível de oxido-redução e transferência de CH₄, pH, salinidade da água, propriedades físico-químicas do solo e natureza das argilas, ocorrência de desnitrificação e redução de sulfato; teor de H₂, amônio, nitrito, nitrato e cobre, temperatura do solo e do ar, profundidade do nível d'água, o tipo, qualidade e quantidade do substrato biodegradável, cobertura vegetal e composição de macrófitas vasculares, concentração de ácido orgânico, aminoácidos e hidratos de carbono, heterogeneidade espacial do habitat, distribuição de bactérias, fornecimento de matéria orgânica, hidrologia, regime de ventos e exposição ao sol (WILSON *et al.*, 1989; LE MER; ROGER, 2001; STRÖM; CHRISTENSEN, 2007; SANTOS *et al.*, 2008; KAYRANLI *et al.*, 2010; NAHLIK; MITSCH, 2010; SHA *et al.*, 2011).

Tabela 2 – Fluxos estimados de Dióxido de Carbono e Metano por diversos autores

Fonte	CO ₂	CH ₄	Referencia
Usina de Tucuruí, no interior do Pará	-	0,003-0,03 g.m ⁻² .d ⁻¹	Lima (2002)
Usina de Samuel, em Porto Velho	-	0,04-0,12 g.m ⁻² .d ⁻¹	Lima (2002)
Lagos e planícies aluviais do Pantanal	-	0,14 g.m ⁻² .d ⁻¹	Marani; Alvala (2007) <i>apud</i> Sha <i>et al.</i> (2011)
Zonas úmidas, em geral	-	0,001 g.m ⁻² .d ⁻¹	Whalen (2005)
Zonas úmidas interfluviais da Bacia do Rio Negro (através de câmaras flutuantes)	3,11 – 3,78 g.m ⁻² .d ⁻¹	0,02 – 0,03 g.m ⁻² .d ⁻¹	Belger (2007)
Emissões de wetlands construídas	2,30 – 7,42 g.m ⁻² .d ⁻¹	0-2,23 g.m ⁻² .d ⁻¹	Picek (2007)
Lagoa Cabiúnas, Macaé, RJ	0,12 g.m ⁻² .d ⁻¹	-	Gripp (2013)

A latitude influencia a emissão de metano. O ártico e as turfeiras boreais possuem uma estação de descongelamento, com emissão alta durante um período de 3 a 5 meses (WHALEN, 2005). As zonas úmidas em clima temperado possuem menor variabilidade sazonal, devido a menor variabilidade de temperatura do ar. Em região de clima tropical, as

emissões de metano são influenciadas pelos ciclos anuais de águas altas e baixas (DEVOL *et al.*, 1990 *apud* WHALEN, 2005), uma vez que a altura do nível de água determina a localização e a extensão dos processos aeróbios e anaeróbios no perfil d'água (MOORE e DALVA, 1993 *apud* LIIKANEN *et al.*, 2006).

SHA *et al.* (2011), percebeu uma maior emissão de CH₄ durante o verão, em relação a outras estações do ano. A temperatura relativamente elevada no verão estimula tanto a atividade microbiana anaeróbia e aeróbia, com consumo elevado de oxigênio, proporcionando melhores condições para a metanogênese (SHA *et al.*, 2011). Ademais, períodos mais quentes e secos podem aumentar a produção de plantas e incorporação de carbono e nitrogênio, e no período frio e de baixa radiação, ocorre a assimilação destes compostos no solo e bactérias (MANDER *et al.*, 2008).

O metano pode ser transportado do sedimento para a atmosfera através de ebulição (gás borbulhando), difusão molecular, e plantas vasculares (WALTER; HEIMAMM, 2000; *apud* KAYRANLI *et al.*, 2010) e quando a água passa pelas turbinas e vertedouros, o metano que fica armazenado na região da termoclina alcança a atmosfera enquanto que nos lagos, a emissão ocorre apenas via a superfície da água. À medida que a profundidade aumenta, a pressão aumenta e a temperatura diminui, contribuindo para acumular o metano nesta região (FEARNSIDE, 2008).

Na ebulição o metano atravessa a barreira da termoclina e depende muito da altura do nível da água, sendo que as bolhas são maiores nas profundidades mais rasas (FEARNSIDE, 2008). A formação de bolhas ocorre principalmente em braços abrigados dos reservatórios onde a profundidade é pequena e a circulação da água é baixa. No entanto, em profundidades maiores que 20 m, o desprendimento das bolhas é inibido devido a pressão hidrostática (SANTOS *et al.*, 2008).

A emissão de CH₄ através de bolhas decresce com o tempo. No entanto, conforme a idade de afogamento aumenta, a profundidade passa a ser uma característica determinante na emissão ebulitiva graças ao efeito da pressão hidrostática sobre a formação e eclosão das bolhas, apesar de interferir pouco na emanação, uma vez que este fenômeno ocorre na interface água-ar, na superfície do reservatório (SANTOS *et al.*, 2008).

Conforme os mesmos autores, a difusão molecular ocorre quando parte do CH₄ produzido escapa da coluna d'água até a superfície através do transporte vertical passivo e ativo das correntes de convecção da água formadas pela variação térmica entre os estratos formados. A difusão ocorre por todo o espelho d'água dos reservatórios, no entanto, sua ocorrência é muito irregular, com picos de emissão em determinados períodos de tempo.

O fluxo de metano na interface água-ar em zonas úmidas pode ser significativamente afetado pela comunidade de macrófitas aquáticas por facilitar o processo de fluxo convectivo através da difusão mais rápida dos gases através da água e pela composição de espécies de macrófitas vasculares que podem afetar processos da dinâmica de metano, como produção, consumo e transporte (JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001; WHALEN, 2005; KAYRANLI *et al.*, 2010).

A presença de vegetação influencia na emissão de metano por ser uma fonte de substrato e transportadora ao permitir que o metano contorne a região aeróbia com potencial de oxidação, ou atenuar a emissão, por facilitar a oxidação do metano através do transporte e liberação de O₂ provenientes das raízes (WHALEN, 2005).

Os mecanismos de pressão do metano são difusão através das plantas e por causa da diferença de pressão. A difusão ocorre porque o consumo respiratório das macrófitas cria um gradiente de concentração que facilita o fluxo de O₂ para as raízes e rizomas, até a região anaeróbia. A difusão de O₂ para a rizosfera se junta ao fluxo de metano, aumentando o aerênquima ao longo do gradiente de concentração até alcançar a atmosfera (WHALEN, 2005).

No entanto, a magnitude da influência é também controlada pelas diferenças específicas da espécie (BUBIER, 1995; SCHIMEL, 1995; JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001). As espécies que possuem aerênquima emitem mais CH₄ do que as que não possuem, devido a oxidação rizosférica e a transferência para a atmosfera, no caso das primeiras (LE MER; ROGER, 2001). Por outro lado, Laanbroek (2010) relata que as macrófitas submersas podem emitir menos metano em relação a macrófitas emergentes.

O transporte de gases via convecção é mais rápido em relação a difusão, uma vez que as macrófitas podem aumentar a emissão de gases de efeito estufa a partir do solo (PICEK *et al.*, 2007).

A profundidade do lençol freático é um importante parâmetro físico que controla as emissões de CH₄ nas zonas úmidas, sendo que ocorre uma variação substancial das emissões de CH₄ quando o lençol freático está a poucos centímetros da superfície, indicando que o nível d'água baixo prevaleceu sobre outros parâmetros abióticos e bióticos (JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001).

A emissão de metano é maior em sedimentos ricos em silte orgânico (GRUNFELD; BRIX, 1999; LAANBROEK, 2010).

Quando a produção de energia elétrica é intensa (ou a captação de água), o reservatório diminui o seu nível d'água rapidamente, possibilitando a colonização da

vegetação nos braços dendríticos rasos e a intensa metanogênese graças ao decaimento da vegetação após a inundação no período chuvoso (SANTOS *et al.*, 2008). A emissão de gás varia ao longo do tempo, sendo as taxas de emissão mais elevadas logo após a submersão, durante um curto período de tempo (SANTOS *et al.*, 2008).

A maior parte da matéria orgânica produzida nas zonas úmidas sofre decomposição, sendo que uma porção considerável da matéria orgânica, em alguns casos mais de 30%, é proveniente das áreas vizinhas (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A alteração na vegetação pode alterar o balanço de carbono em uma zona úmida por afetarem a sua capacidade de acumulação, principalmente quando contém matéria orgânica recalcitrante (MALMER *et al.*, 2005).

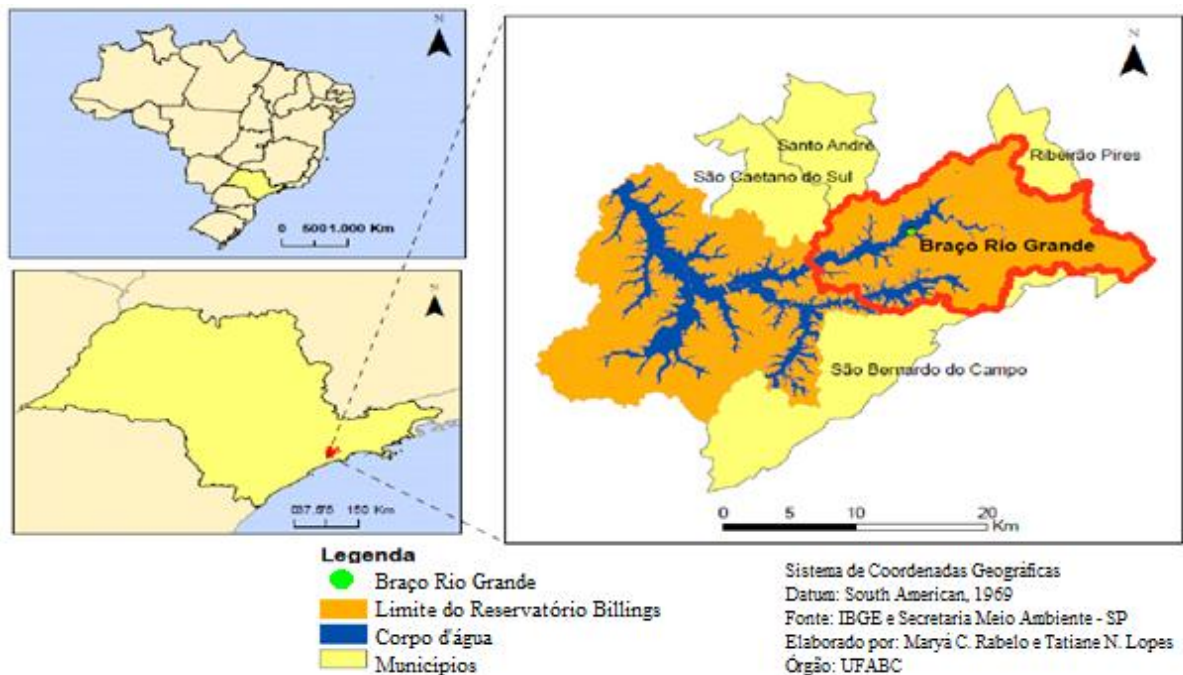
4 MATERIAL E MÉTODO

4.1 Área de Estudo

O reservatório Billings está inserido no território da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, localizado na parte sudeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), sendo limitado a oeste pelo Reservatório Guarapiranga e, ao sul, pela Serra do Mar (SMA/CEA, 2010; SMA/CPLEA, 2010) a uma altitude de 746 m (POMPÊO *et al.*, 2015).

Abrange o Município de Rio Grande da Serra e parte dos municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo (SMA/CEA, 2010; SMA/CPLEA, 2010) (Figura 5).

Figura 5 - Localização da Billings (SP) e a respectiva bacia hidrográfica



O reservatório Billings foi construído a partir de 1925 para contribuir na demanda de geração de energia elétrica na Usina de Henry Borden (SMA/CEA, 2010; SMA/CPLEA, 2010). Com a construção da Barragem de Pedreira, em 1927, a área foi inundada, utilizando as águas do Rio Grande e transferidas por meio da barragem reguladora Billings-Pedras até a usina (SMA/CEA, 2010; SMA/CPLEA, 2010). Em 1940, com o crescimento da RMSP, começa a operação de reversão do Rio Pinheiros a fim de levar as águas do Tietê e afluentes

para a Billings para aumentar a capacidade de geração de energia elétrica (SMA/CEA, 2010; SMA/CPLEA, 2010).

Em 1958, começou a captação das águas no Braço do Rio Grande do Reservatório Billings para abastecimento público para atender os municípios de Santo André, São Bernardo do Campo e São Caetano do Sul (SMA/CEA, 2010).

No entanto, com a falta da infraestrutura de saneamento, ocorreu o comprometimento das águas do Reservatório, principalmente com a reversão das águas do Rio Tietê através do Rio Pinheiros (SMA/CEA, 2010; SMA/CPLEA, 2010).

Por esta razão, no início da década de 80, foi construída a Barragem Anchieta, conhecida como Barragem do Rio Grande, para separar as águas de maior qualidade das águas dos outros braços. Além disso, ocorreu a redução de 75% da capacidade de produção de energia da Usina Henry Borden por causa do fim da reversão das águas do Rio Tietê, ocorrendo apenas para controle de cheias em períodos de chuvas intensas (SMA/CEA, 2010; SMA/CPLEA, 2010).

Após a construção da Barragem, foi interrompido o aporte de esgoto recebido indiretamente da cidade de São Paulo proveniente do bombeamento dos Rios Tietê e Pinheiros na Billings (NISHIMURA, 2012; NISHIMURA, 2008). Os maiores tributários do braço Rio Grande voltaram a ser seus contribuintes originais, o Rio Grande e o Ribeirão Pires (NISHIMURA, 2008) que estão localizados na região superior do Braço (POMPÊO *et al.*, 2015).

O reservatório Billings é considerado o maior da RMSP (SMA/CEA, 2010) e apresenta, morfologicamente, um corpo central alongado e estreito, ligado a vários braços, e o seu afluxo de água é preferencialmente ao longo do seu canal central (CETESB 2002; SMA/CPLEA, 2010; NISHIMURA, 2012; POMPÊO *et al.*, 2015), pelo fato do reservatório Billings possuir uma formação dentrítica, permitindo que os braços apresentem características distintas do corpo central (SMA/CPLEA, 2010; NISHIMURA, 2012). A Tabela 3 apresenta as principais características fisiográficas do Reservatório Billings.

A qualidade das águas que afluem o reservatório da Billings está estreitamente relacionada com as características de uso e ocupação do solo na área da bacia, além da disponibilidade e nível de eficiência operacional da infraestrutura sanitária (SMA/CPLEA, 2010).

Tabela 3 – Síntese das características fisiográficas do reservatório Billings

Variável física	Magnitude	Referência
Área total (km ²)	582,8	SMA/CEA (2010)
Espelho d'água (km ²)	127,5	SMA/CEA (2010)
Vazão natural média (m ³ .s ⁻¹)	12,5	SMA/CPLEA (2010)
Tempo de residência média (dias)	600	SMA/CPLEA (2010)
Profundidade média (m)	10, com nível d'água muito variado	NISHIMURA (2012)
Média do desnível topográfico entre a nascente e à foz (m)	50	SMA/CPLEA (2010)
Principais corpos d'água	Rio Grande ou Jurubatuba; Ribeirão Pires; Rio Pequeno; Rio Pedra Branca; Rio Taquacetuba; Ribeirão Bororé; Ribeirão Cocaia; Ribeirão Guacuri; Córrego Grota Funda e Córrego Alvarenga	SMA/CEA (2010); SMA/CPLEA (2010)

Com a captação de 414.720 m³.dia⁻¹, abastece cerca de 1,2 milhões de pessoas, sendo que este número poderia chegar a 4,5 milhões se não fosse o elevado grau de contaminação em algumas áreas do reservatório (SMA/CEA, 2010).

A poluição nas águas do reservatório da Billings é causada por esgoto sanitário, sendo que 37% da população residente nesta sub-bacia não possui rede coletora de esgoto (SMA/CEA, 2010).

O Braço Rio Grande é aproveitado para usos múltiplos, servindo de local para recreação e abastecimento público, que atende uma população de 774.886 habitantes (CETESB, 2013). Na parte inferior do Braço Rio Grande, no município de São Bernardo do Campo, próximo a Rodovia Anchieta, existe uma estação de captação de água para abastecimento público pela SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (POMPÊO *et al.*, 2015; SMA/CPLEA, 2010), a qual é tratada na Estação de Tratamento de Água (ETA) Rio Grande (SMA/CEA, 2010). A Tabela 4 apresenta as principais características do Braço Rio Grande.

Tabela 4 - Síntese das características do Braço Rio Grande

Variável física	Magnitude	Referência
Área total (km ²)	7,4	SMA/CPLEA (2010)
Extensão (km)	9	SMA/CPLEA (2010)
Tempo de residência média (dias)	230	CETESB (2015)
Localização (área de influência)	Rio Grande da Serra (nascente); Ribeirão Pires; Santo André; São Bernardo do Campo	SMA/CPLEA (2010)

O elevado crescimento populacional nas últimas décadas exigiu mudanças no manejo da água neste braço a fim de manter os requisitos mínimos para o uso de abastecimento público após tratamento convencional (SMA/CPLEA, 2010).

O Braço Rio Grande é classificado como eutrófico, com estratificação diurna e pouco profundo, de comportamento polimítico, permitindo a ressuspensão de nutrientes e outros materiais presentes no sedimento (POMPÊO *et al.*, 2015). Conforme Pompêo *et al.* (2015), a região das Estações de coleta apresenta os maiores valores de trofia graças a entrada de nutrientes provenientes do lançamento de esgoto bruto dos municípios de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires.

A SABESP para minimizar o crescimento do fitoplancton aplica sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), principalmente na região a jusante do braço Rio Grande (POMPÊO *et al.*, 2015).

A Tabela 5 apresenta o percentual de tratamento do esgoto gerado nos municípios que fazem fronteira com o Braço Rio Grande e a carga remanescente de matéria orgânica.

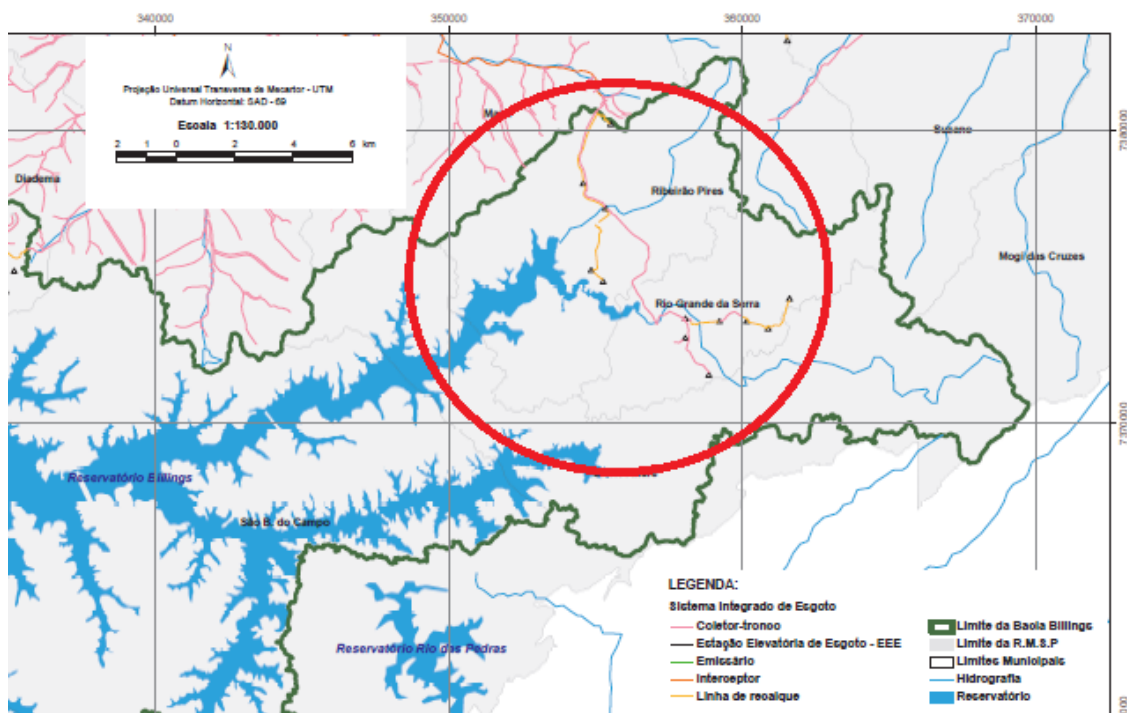
Tabela 5 – Características dos municípios circunvizinhos do Braço Rio Grande, percentual de coleta e tratamento do esgoto gerado e a carga remanescente de matéria orgânica dos municípios circunvizinhos do Braço Rio Grande

Município	Área (km ²) ¹	% dentro da Bacia ¹	% da área total da Bacia ¹	População estimada (habitantes) ²	Coleta (%) ³	Tratamento (%) ³	Carga de MO remanescente (kg.d ⁻¹) ³
Rio Grande da Serra	31,00	100,00	6,28	48.302	60	85	1.371
Ribeirão Pires	107,00	63,00	10,93	120.396	78	70	3.039
Santo André	179,00	53,00	16,44	710.210	96	40	23.978
São Bernardo do Campo	407,10	52,60	36,69	816.925	89	26	33.612

Fonte: ¹: SMA/CPLEA (2010); ²: IBGE (2016); ³: CETESB (2015)

A maioria do esgoto gerado nos municípios de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires é tratada por meio de fossas sépticas inadequadas, provocando a contaminação do lençol freático (SMA/CPLEA, 2010), sendo que, conforme o Plano Diretor de Ribeirão Pires, por estar localizado em área de manancial, existe grande dificuldade de ampliar a rede de água e esgoto (SMA/CPLEA, 2010). Além disso, estes dois municípios usam o próprio reservatório como corpo receptor do esgoto tratado (CETESB, 2015) e, conforme Nishimura (2008) observou, este braço recebe dejetos industriais e domésticos, oriundos da cidade de Ribeirão Pires e de redes de esgotos clandestinas. A Figura 6 apresenta as redes coletoras previstas para os Municípios de Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra.

Figura 6 - Redes coletoras previstas para os Municípios de Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra



Fonte: Adaptado de SMA/CPLEA (2010).




O Programa Mananciais propõe a construção de redes coletoras em vários bairros e a construção do CT Solvay-Mauá para encaminhar os efluentes da indústria Solvay, assim como os gerados nos municípios para tratamento na ETE ABC e a desativação das estações locais (SMA/CPLEA, 2010).

O Plano Diretor (Lei nº 4.791, de 2004) de Ribeirão Pires considerou fortemente o componente ambiental visando a preservação das áreas de mananciais (Guaió, Alto Tietê e Billings) e criou o Parque Municipal Milton Marinho de Moraes como mecanismo para garantir que estas áreas sejam efetivamente preservadas (SMA/CPLEA, 2010).

4.1.1 Estações de amostragem

As estações de coleta de água, sedimento, macrófitas e gases foram coincidentes. Foram amostradas três estações localizadas em diferentes áreas alagáveis do Braço Rio Grande, a saber: E1, E2 e E3 (Figura 7-A). A estação E1 (Figura 7-B) fica na margem oposta do Clube Prainha Tahiti; a E2 (Figura 7-C) fica a jusante do Rio Ribeirão Pires; já a E3 (Figura 7-D) está à jusante do tributário Rio Grande. Na Tabela 6 são apresentadas a localização geográfica e algumas características ambientais das estações de amostragem.

Tabela 6 - Imagens e Características das Estações de amostragem no Braço Rio Grande

Estações de amostragem	Foto	Características do local
<p>Estação 1</p> <p>E1</p> <p>S23°43'58,3"</p> <p>W46°27'25,3"</p>		<p>Localizada na divisa entre Santo André e Ribeirão Pires, formada em sua maioria por vegetação nativa. Estação mais próxima ao sistema de captação de água bruta. Predominância de <i>Brachiaria spp</i> e <i>Salvinia molesta</i>. Distancia de 8,74 km do ponto de captação da SABESP.</p>
<p>Estação 2</p> <p>E2</p> <p>S23°43'13,5"</p> <p>W46°26'10,0"</p>		<p>Localizada na cidade de Ribeirão Pires, fica dentro da área do Parque Municipal Milton Marinho, formado em sua maioria por vegetação nativa (SMA/CEA, 2010). A montante do Parque estão localizados os bairros Estância Santo Antônio, Estância Noblesse e Suíça. Predominância de <i>Brachiaria spp</i> e <i>Salvinia molesta</i>. Distancia de 11,27 km do ponto de captação da SABESP</p>
<p>Estação 3</p> <p>E3</p> <p>S23°44'00,8"</p> <p>W46°25'38,2"</p>		<p>Localizada próxima a Rodovia Índio-Tibiriça, abaixo da Ponte da Estrada Velha do Mar. Esta estação localiza-se a jusante do Rio Grande. Esta região está se desenvolvendo graças a esta rodovia (SMA/CEA, 2010). Presença de <i>Salvinia molesta</i>. Distancia de 11,49 km do ponto de captação da SABESP</p>

4.2 Aquisição de Dados Hidroclimáticos

A precipitação pluviométrica durante os meses das amostragens, assim como o volume armazenado, em porcentagem, no Braço do Rio Grande, correspondem aos registros da SABESP, responsável pelo abastecimento de água potável na RMSP.

Os dados relativos às variáveis temperatura e umidade do ar, radiação solar global e velocidade do vento foram obtidos a partir de dados coletados pela estação climática automática operada pela CETESB mais próxima às estações de coleta, no Centro de São Bernardo do Campo. A Tabela 7 apresenta a localização desta estação e a sua distância relativa às estações de coleta deste trabalho, revelando a validade do uso dos dados climáticos visto que a estação climática se localiza a menos de 15 km das estações de amostragem (E1, E2 e E3).

Tabela 7 - Localização da estação automática da CETESB e a distancia em relação às estações de coleta E1, E2 e E3

Estação	Longitude	Latitude	Distância (km)
Climática	S23°41'53,2"	W46°32'46,8"	-
E1	S23°43'58,3"	W46°27'25,3"	9,87
E2	S23°43'13,5"	W46°26'10,0"	11,30
E3	S23°44'00,8"	W46°25'38,2"	12,20

4.3 Periodicidade de Amostragem

A periodicidade da amostragem contempla a escala sazonal a fim de permitir a análise da influência das variáveis climáticas, limnológicas e hidrológicas sobre a variação dos fluxos de metano e dióxido de carbono na coluna d'água e interface água-atmosfera. Sazonalmente, decidiu-se por duas amostragens ao longo do ano, correspondentes aos períodos seco (agosto) e chuvoso (fevereiro).

As coletas foram realizadas nos dias 22 de agosto de 2014, período seco, e 13 de fevereiro de 2015, período chuvoso, visando contemplar a sazonalidade.

4.4 Amostragem da Coluna d'água

As amostragens foram realizadas, no dia 22 de agosto de 2014, entre 11:00-16:00, com temperatura do ar média de 28°C e umidade do ar de 30% (CETESB, 2015), enquanto que na segunda amostragem, dia 13 de fevereiro de 2015, a coleta foi realizada entre 10:00-14:00, com temperatura do ar média de 30,7°C e umidade do ar de 51% (CETESB, 2015).

4.4.1 Medições *in situ*

Visando caracterizar física e quimicamente a coluna d'água e investigar as alterações sazonais na sua composição foram realizadas análises *in situ*.

Foram determinados os valores de temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, turbidez e sólidos ao longo do perfil vertical com auxílio de uma Sonda Multiparamétrica, devidamente calibrada. Com a ajuda do Disco de Secchi foi determinada a transparência da água.

As medidas foram realizadas em intervalos regulares da coluna d'água de 10 cm, da sub-superfície até às proximidades dos sedimentos de fundo, sendo que nas estações com maior profundidade (E1-Seco, E1-Chuvoso, E3-Seco e E3-Chuvoso), as medições foram feitas neste intervalo (10 cm) até a profundidade de 0,5 metro e com intervalo de 50 cm até próximo ao fundo/leito da região lacustre.

4.4.2 Coleta de amostras de água

A coleta de amostras de água próxima ao sedimento foi feita com coletor do tipo garrafa de Van Dorn horizontal. A coleta na superfície foi feita diretamente com os frascos ambientalizados.

As amostras para análise de oxigênio dissolvido (OD) foram coletadas em frascos âmbar para DBO, para a análise da série de carbono foram coletadas em frascos âmbar de até 100 mL e para as demais espécies químicas foram coletadas em triplicata em frascos de polietileno de 1 Litro para os totais e dissolvidos. Todos os frascos foram descontaminados previamente em solução de HCl 10% (v/v).

Após a coleta, os frascos foram armazenados em caixas térmicas com gelo.

4.4.3 Análises Laboratoriais

Em laboratório foram determinados os parâmetros físico-químicos conforme Tabela 8.

Tabela 8 - Relação das variáveis físicas e químicas a serem determinadas na Água (A), Macrófitas Aquáticas (MA), Sedimento (S) e Gás (G) e os respectivos métodos analíticos

Variáveis	Métodos	Referência
Temperatura (A)*	Termopar	-
pH (A)*	Potenciométrico	-
Condutividade Elétrica*	Condotométrico	-
Turbidez (A)*	Turbidimétrico	-
Oxigênio Dissolvido (A)*	Potenciométrico	-
Transparência da coluna d'água (A)*	Disco de Secchi	-
Dióxido de Carbono (G)	Cromatografia Gasosa	-
Metano (G)	Cromatografia Gasosa	-
Alcalinidade (A)	Titulação - Método 2320B	APHA (2005)
Sólidos Suspensos Totais e frações (SSI e SSO) (A)	Gravimétrico - Métodos 2540D e 2540E	APHA (2005)
Fósforo Total (A, S e MA)	Espectrofotométrico - Método 4500P B - Digestão com persulfato (A); Digestão com HCl (S, MA)	APHA (2005); Andersen (1976)
Fósforo Solúvel Reativo (A)	Espectrofotométrico - Método 4500P E - Ácido ascórbico	APHA (2005)
Íons Nitrato (A)	Espectrofotométrico Ultravioleta – Método 4500NO ₃ B	APHA (2005)
Íons Nitrito (A)	Colorimétrico – Método 4500NO ₂ B	APHA (2005)
Nitrogênio Orgânico Total (A, S e MA)	Método 4500N B – Macro Kjeldahl	APHA (2005)
Nitrogênio Total (A)	ASTM D-5176-91/ISO 11905-2	
Carbono Dissolvido Total e frações (CDO e CDI) (A)	Método 5310 B – Combustão à alta temperatura	APHA (2005)

*: medidas in situ

As análises de OD foram realizadas no mesmo dia da coleta, alcalinidade e SS no dia posterior, enquanto que as demais foram armazenadas congeladas e analisadas posteriormente.

4.5 Amostragem de Sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas com o apoio da draga de Eckman e, posteriormente, foram homogeneizadas e distribuídas em diversos frascos, devidamente

descontaminados, em triplicata, conforme as variáveis a serem analisadas. Todas as amostras foram preservadas a 4°C, conforme recomendado pela APHA (2005).

4.5.1 Caracterização Granulométrica

A preparação das amostras para a análise granulométrica foi realizada conforme o método descrito pela norma NBR-6457 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1986), onde as amostras passaram por processos de secagem, peneiramento em malha de 76 mm, e separação, de acordo com a dimensão dos grãos. Em seguida as amostras foram submetidas à caracterização granulométrica de acordo com a NBR 7181 (ABNT, 1984).

4.5.2 Caracterização Química do Sedimento

Foram determinadas as concentrações de Carbono, Fósforo e Nitrogênio Total, de acordo com os métodos analíticos apresentados na Tabela 8.

4.6 Amostragem de Macrófitas Aquáticas

4.6.1 Coleta de Indivíduos

A coleta de indivíduos para determinação da biomassa e, posteriormente, do estoque de nitrogênio, fósforo e carbono da comunidade de macrófitas da zona úmida foram realizadas com amostrador quadrado de PVC, com área conhecida de 0,25 m² (Figura 8).

Figura 8 - Amostragem de macrófitas utilizando um amostrador quadrado



4.6.2 Determinação da Biomassa

De acordo com Pompêo e Moschini-Carlos (2003), a biomassa de macrófitas aquáticas é o peso de material vegetal contido acima e abaixo da lâmina d'água, incluindo o material no interior do sedimento, expresso por unidade de área. A determinação sistemática da biomassa de macrófitas aquáticas permite inferir acerca do crescimento vegetal, do estoque de nutrientes e do fluxo de energia no ambiente investigado (NOGUEIRA; ESTEVES, 1990).

Após a coleta dos indivíduos, as amostras foram lavadas e acondicionadas em local seco e ventilado (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003). Em seguida, as amostras foram submetidas a um processo de secagem em estufa a uma temperatura de 80°C até peso constante.

Após secagem, o material foi pesado em balança semi-analítica e a biomassa calculada com base na área do quadrado de amostragem (0,25 m²).

4.6.3 Determinação do Estoque de Nutrientes (Nitrogênio, Fósforo e Carbono)

Após a determinação da biomassa, as amostras secas foram trituradas e passadas em peneira de 0,5 mm de abertura de malha, conforme recomendado por Esteves e Camargo (1982). Este procedimento, segundo os pesquisadores, permite uma maior superfície de contato entre as partes vegetais secas e os reagentes utilizados nos processos de digestão.

As concentrações de nitrogênio, fósforo e carbono orgânico total foram realizadas conforme métodos analíticos discriminados na Tabela 8.

4.7 Determinação dos Fluxos de Metano (CH_4) e Dióxido de Carbono (CO_2) na Interface Água-Atmosfera

4.7.1 Amostragem dos Fluxos de Metano (CH_4) e Dióxido de Carbono (CO_2) na Interface Água-Atmosfera

Para a coleta de gases na interface água-atmosfera foi desenvolvido um protótipo de câmara estática para avaliar qualitativamente a emissão de gases de efeito estufa na zona úmida. A câmara foi montada a partir de um tubo de PVC, DN 150 (diâmetro nominal 150 mm), área de $0,016\text{m}^2$ e comprimento de $0,15\text{m}$. Para impedir a circulação de gases entre a atmosfera e a lâmina de água, o tubo foi tampado com um CAP de mesmo diâmetro e nele foi feito um orifício de aproximadamente 2 mm e acoplada uma válvula conectada a um tubo de polietileno de silicone de $0,10\text{m}$ de comprimento e diâmetro de 5mm. Para que a câmara flutuasse na zona úmida, usou-se uma placa de espuma vinílica acetinada (EVA). A Figura 9 apresenta o modelo construído e a Figura 10 mostra a coleta de gás na zona úmida.

Figura 9 – Esquema da Câmara de gás

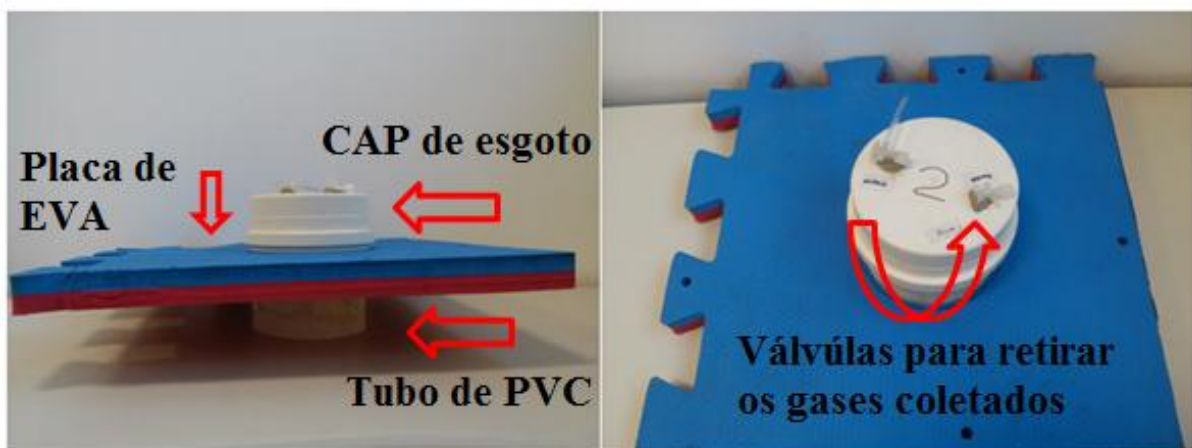
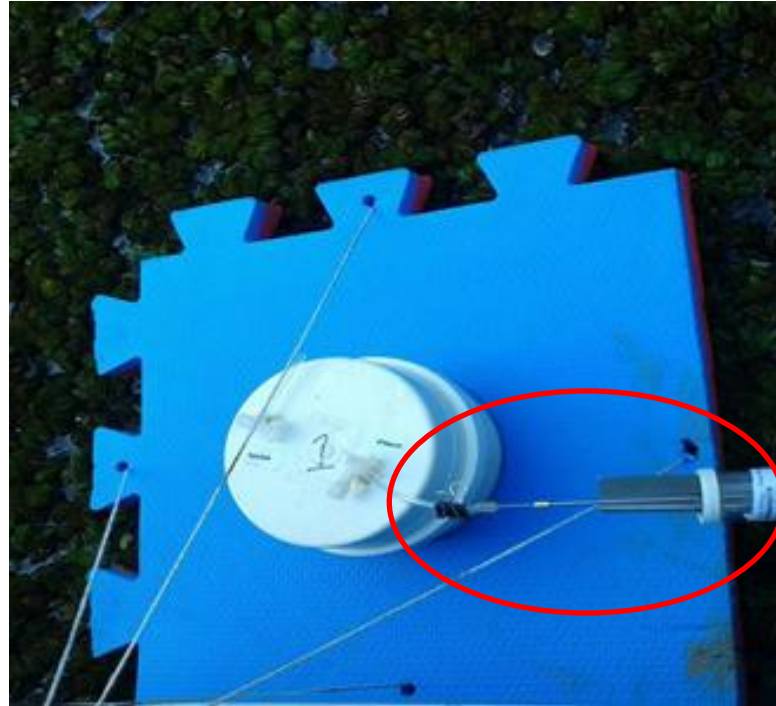


Figura 10 - Coleta de amostra na Câmara de gás na zona úmida no banco de macrófitas aquáticas da E3-C com ampola de vidro gasométrica (em destaque)



4.7.2 Determinação dos Fluxos de Metano (CH_4) e Dióxido de Carbono (CO_2) na Interface Água-Atmosfera

Para estimativa do fluxo de CH_4 e CO_2 , uma câmara em cada Estação foi incubada em determinados intervalos de tempo (0, 5, 10 e 15 minutos) e os volumes da matriz gasosa aprisionados foram transferidos para ampolas de vidro gasométricas de 350 mL.

A coleta de amostras de gás na zona úmida foi baseada no princípio do aprisionamento de gases que escapam da coluna d'água em um volume definido durante um determinado intervalo de tempo. Após o tempo de incubação (0, 5, 10 e 15 minutos), ampolas de vidro gasométricas de 350 mL foram ajustadas às válvulas da câmara e o volume da matriz gasosa aprisionado. As ampolas foram armazenadas em temperatura ambiente e protegidas da luz em recipiente de isopor até o momento da análise por GC-FID (cromatografia gasosa com detector de ionização de chama).

O cromatógrafo gasoso foi calibrado com padrão de metano de 2,5% de CH_4 em ar sintético. Nitrogênio foi utilizado como gás de arraste e purga da fase estacionária. Foi utilizada coluna de Restek Rt-Q-PLOT, (0,53 mm de diâmetro interno; 15 m de comprimento).

O detector FID (*flame ionization detector*) foi alimentado por hidrogênio e ar sintético de alta pureza.

Para a determinação de CH₄, uma alíquota de 15 mL da amostra foi transferida para uma seringa de plástico e injetada no GC-FID. Assim, foi registrado referente ao CH₄ e correlacionado à concentração da espécie na amostra através da calibração.

Para a determinação do CO₂, uma nova alíquota de 15 mL foi tomada da ampola e injetada no GC-FID, sendo habilitada a passagem pela coluna redutora (catalisador de níquel que permite a conversão de CO₂ a CH₄). Dessa forma, é feita a determinação conjunta das duas espécies na forma de CH₄, sendo que a concentração de CO₂ é obtida por diferença antes e após a passagem pela coluna redutora.

Amostras do ar ambiente foram analisadas como amostras de referência para avaliação da precisão do sistema. A Tabela 9 mostra os parâmetros de sistema utilizados na determinação das espécies por GC-FID (WANG; WANG, 2003).

Os fluxos de CH₄ e CO₂ foram calculados a partir da taxa de emissão de cada composto na câmara estática. O fluxo foi calculado a partir da taxa de mudança de concentração das espécies determinada por GC-FID com a variação no tempo de amostragem na câmara utilizando como base a primeira lei de Fick (PARKIN; VENTEREA, 2010):

Tabela 9 - Parâmetros operacionais para a quantificação de Metano e Dióxido de Carbono por GC-FID.

Composto de Interesse	CH ₄	CO ₂
Gás de arraste / Fluxo (cm ³ .min ⁻¹)	N ₂ (99,999%) / 40	N ₂ (99,999%) / 40
Temperatura da coluna (°C)	55	55
Coluna Redutora / Temperatura (°C)	--	Catalisador de níquel / 375
Temperatura detector FID (°C)	200	200
Fluxo de Ar e H ₂ (cm ³ min ⁻¹)	Ar, 400 H ₂ , 30	Ar, 400 H ₂ , 30

$$F = \rho \left(\frac{V}{A} \right) \left(\frac{dc}{dt} \right) \quad (1)$$

onde: F é o fluxo de gás CH₄ ou CO₂ emitido na superfície da água; ρ é a massa específica do ar considerando a temperatura no dia da amostragem; V é o volume interno da câmara; A é a área superficial da câmara exposta à água; e $\frac{dc}{dt}$ a variação da concentração da espécie de

interesse em função do tempo de amostragem. Os resultados foram convertidos em gramas de gases-traço por metro quadrado de câmara em contato com a água por dia ($\text{g m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

4.8 Tratamento Estatístico dos Dados

Após tabulação, os dados foram submetidos à análise não-paramétrica, através da correlação de Spearman (“rho”, ρ_s), com nível de significância $p < 0,05$, uma vez que esta análise não exige que os dados tenham uma distribuição estatística normal, não pressupõe que a relação entre as variáveis seja linear e também por ser recomendada para conjuntos com poucos dados coletados, levando em consideração que apenas duas coletas foram efetuadas. Os conjuntos de dados utilizados para a análise de correlação de Spearman foram:

- Médias das variáveis limnológicas da coluna d’água (superficial e fundo) e os fluxos gasosos de CO_2 e CH_4 ;
- Concentrações das variáveis limnológicas de superfície e os fluxos de CO_2 e CH_4 ;
- Concentrações das variáveis limnológicas de fundo e os fluxos de CO_2 e CH_4 ;
- Concentrações das variáveis de sedimento e os fluxos dos gases;
- Concentrações das variáveis de macrófitas, incluindo biomassa, e os fluxos de CO_2 e CH_4 .

Esta metodologia de análise não-paramétrica de correlação foi utilizada entre as variáveis da coluna d’água, sedimento, macrófitas com os fluxos gasosos a fim de verificar a influência das condições limnológicas das zonas úmidas sobre a magnitude dos fluxos.

Para verificar a ocorrência de relação espacial e sazonal entre as estações de amostragens, foi adotado o método ANOVA. A análise foi realizada com os fluxos de CO_2 e o CH_4 , levando em consideração os resultados obtidos em cada estação (E1, E2 e E3), para a relação espacial, e para período de amostragem (Seco e Chuvoso), para a relação temporal. Os resultados da análise de Tukey permitiu verificar a correlação existente entre cada par (E1-E2, E1-E3 e E2-E3, no caso da espacial e Seco-Chuvoso, para análise sazonal). No entanto, como os resultados de CH_4 da E3 foram menores do que o limite de detecção do fluxo ($0,09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), adotou-se como resultado este valor para todas as amostragens.

As análises estatísticas foram realizadas no PAST – *Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*.

A escolha dos métodos estatísticos para tratamento dos dados foi baseada em alguns critérios e limitações, incluindo a quantidade de dados, já que os recursos disponíveis para a pesquisa não permitiram maior frequência de amostragem, bem como um maior número de

pontos amostrados. No que se refere aos dados de fluxo de CO₂ e CH₄, considerando os dois períodos amostrados, obteve-se um total de seis dados para cada gás. O maior conjunto de dados foi referente à coluna d'água, amostrada nas profundidades superficiais e de fundo, seguido daqueles referentes à matriz sedimento e macrófitas aquáticas.

Levando em consideração os objetivos do trabalho e a quantidade de dados disponível, particularmente com relação aos gases amostrados, julgou-se como indevido à aplicação de testes paramétricos, incluindo dessa forma, alguns métodos estatísticos multivariados. Além disso, assumiu-se que a pequena quantidade de dados disponíveis seria insuficiente para uma análise de distribuição estatística das variáveis analisadas, especialmente quanto ao seu ajuste a alguma distribuição de probabilidades, como a curva normal, ou ainda para a investigação da natureza da relação entre as mesmas.

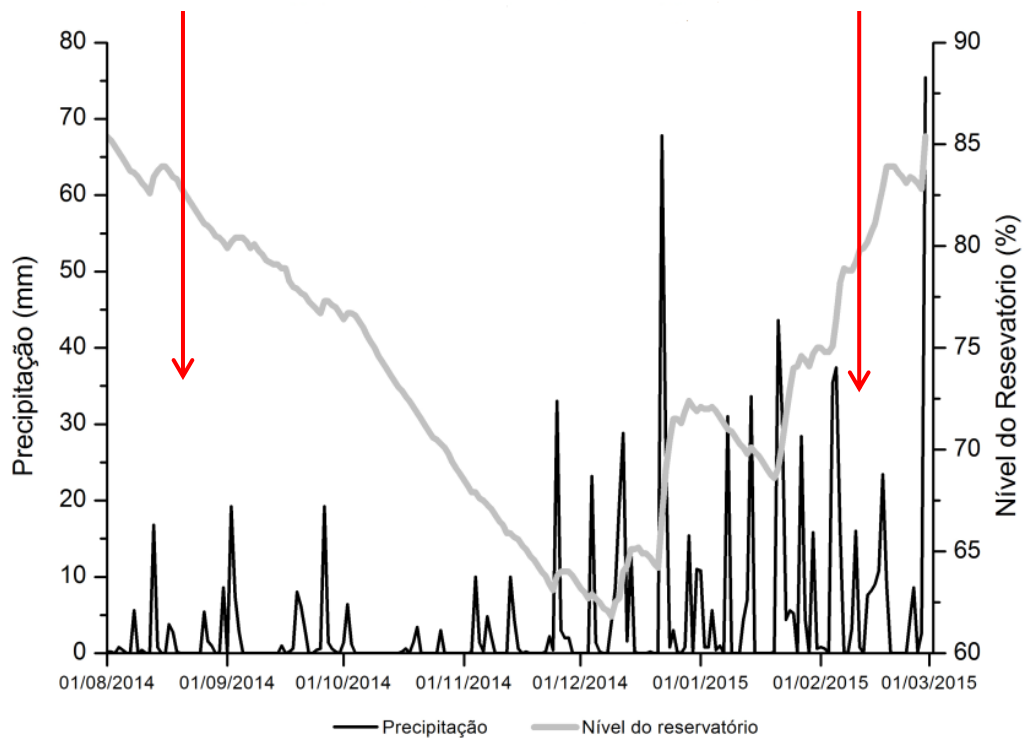
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Variáveis Climáticas

5.1.1 Precipitação pluviométrica e volume do reservatório

A ocorrência de precipitação registrada durante o período de estudo (agosto de 2014 a fevereiro de 2015) pela SABESP, assim como o volume do reservatório estão apresentados na Figura 11.

Figura 11 - Precipitação pluviométrica diária e Volume do reservatório diário no Sistema Rio Grande entre agosto/2014 e fevereiro/2015.
Obs. As setas indicam o dia da coleta.



Fonte: SABESP (2015)

No mês da primeira amostragem, a ocorrência de chuva variou entre 0,20 e 16,8 mm, sendo que no dia da coleta, 22 de agosto de 2014, não houve precipitação, assim como nos dois dias anteriores. Por outro lado, no mês de fevereiro, a precipitação variou entre 0,20 e 75,4 mm, sendo que no dia da coleta, 13 de fevereiro de 2015, choveu no período vespertino,

após as amostragens, e no dia anterior a coleta não teve ocorrência de precipitação, apesar do dia 10 de fevereiro ter chovido 16,0 mm.

Em relação ao volume do reservatório, no mês da primeira amostragem, o nível d'água variou entre 80,2 e 85,7%, sendo que no período matutino do dia da coleta, 22 de agosto de 2014, o volume estava em 82,3%, sendo que ocorreu a diminuição do seu nível desde o dia 13 deste mês, após um evento de precipitação de 16,8 mm, chegando a 61,8% em meados de outubro. No entanto, na segunda amostragem o volume do reservatório estava 80,2%, sendo que no mês de fevereiro o nível variou entre 74,8 a 85,4%, com o seu volume subindo até o final deste mês.

Como o uso principal do reservatório é para abastecimento público, o seu nível depende da água retirada para este uso, no entanto, a ocorrência de precipitações repõe seu volume no período chuvoso.

Por causa da menor ocorrência de precipitação durante a primeira coleta, em relação a segunda, a amostragem que aconteceu no mês de agosto (inverno) foi denominada “Seco” enquanto que a segunda coleta, realizada em fevereiro (verão) atribuiu-se o nome de “Chuvoso”, apesar do volume do reservatório no período “Seco” ter sido maior que no “Chuvoso”.

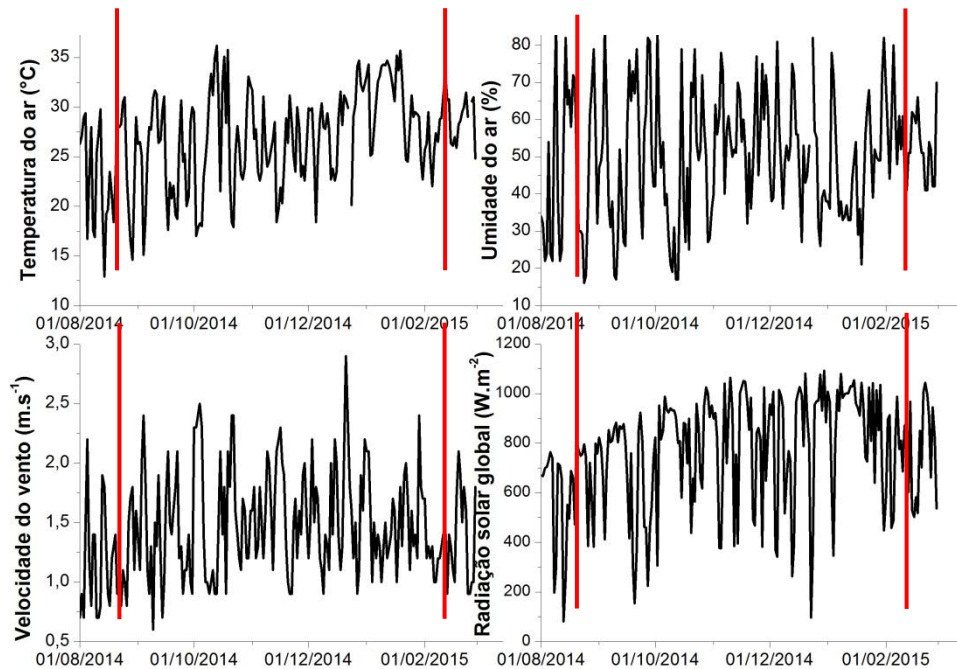
Conforme a CETESB (2015), 2014 foi o 5º ano mais seco desde o início das observações, em 1879, na Bacia do Alto Tietê, com o volume anual de precipitação de 1.055 mm, 26% menor do que a média dos anos 1995-2013, que é de 1.438 mm. As pluviometrias acumuladas nos meses de agosto e fevereiro foram menores que as médias históricas desses meses, tendo acumulado 40,2 mm e 195,0 mm quando a média histórica é de 49,3 mm e 206,1 mm, respectivamente (SABESP, 2015). Por esta razão, a diminuição do volume de precipitação durante o período de coleta pode fornecer resultados diferentes dos mesmos obtidos numa época sem ocorrência de escassez, como por exemplo, a profundidade do nível d'água nas estações de amostragens.

5.1.2 Temperatura do ar, umidade do ar, velocidade do vento e radiação solar global

A Figura 12 apresenta a variação de temperatura e umidade do ar, velocidade do vento e radiação solar global registrados durante o período compreendido entre agosto de 2014 a fevereiro de 2015 pela estação automática da CETESB, no município de São Bernardo do Campo.

No dia da primeira amostragem, a temperatura média do ar foi $28,0^{\circ}\text{C}$, umidade do ar 30%, velocidade do vento $0,90\text{ m.s}^{-1}$ e radiação solar global de 749 W.m^{-2} , enquanto que na segunda coleta a temperatura média do ar foi $30,7^{\circ}\text{C}$, umidade do ar 51%, velocidade do vento $0,9\text{ m.s}^{-1}$ e radiação solar global de 603 W.m^{-2} .

Figura 12 – Médias diárias da temperatura e umidade do ar, velocidade do vento e radiação solar global no município de São Bernardo do Campo.
Obs. As linhas vermelhas indicam o dia da coleta.



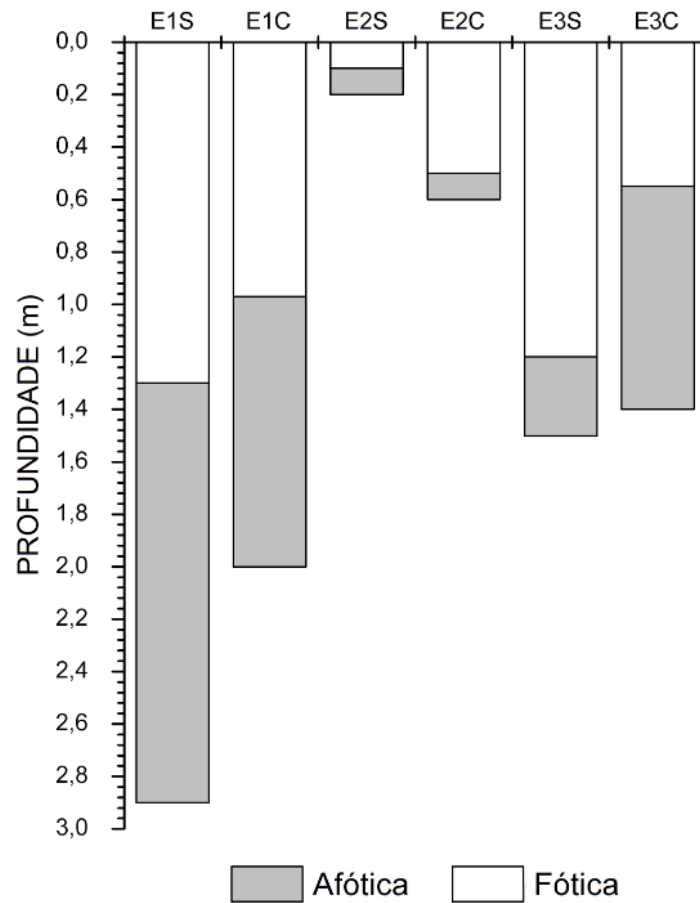
Fonte: CETESB (2015)

5.2 Variáveis físicas, químicas e biológicas nas estações de trabalho

5.2.1 Profundidade e transparência da água

A profundidade e a transparência foram obtidas em todas as estações, nos períodos Seco e Chuvoso, e são apresentadas na Figura 13.

Figura 13 - Transparência da água e profundidade total nas Estações de Coleta 1, 2 e 3, nos dois períodos de amostragens, Seco e Chuvoso (n=1)



Entre as estações, a Estação 2 foi a que apresentou as menores profundidades. Também foi observada a transparência próxima à metade da coluna de água na E1-Seco, na E2-Chuvoso e na E2-Seco. Na segunda coleta, a transparência foi verificada quase que completamente na coluna d'água (0,50 m) na E2-Chuvoso, assim como na primeira coleta na E3-Seco. Por outro lado, na E3-Chuvoso, a transparência foi menor (0,55 m), em relação a profundidade total (1,40 m).

5.2.2 Temperatura

Os perfis de temperatura obtidos durante as coletas estão apresentados na Figura 14. A temperatura da água na E1-Seco variou de 20,7 °C, na superfície da água, a 19,6 °C

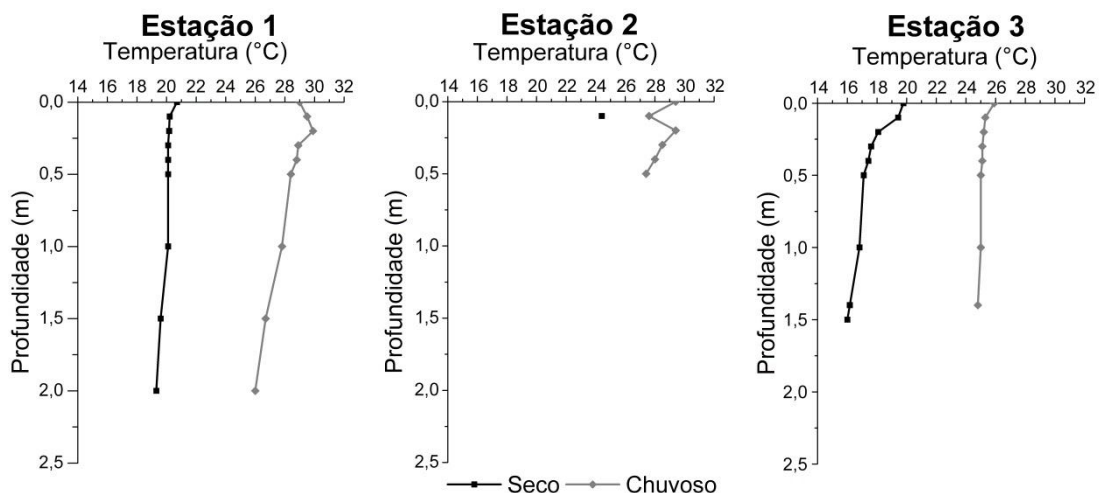
próximo ao sedimento. Na E1-Chuvoso, a temperatura variou de 29,9 °C (0,20 m de profundidade), a 26,0 °C, próximo ao sedimento em uma profundidade de 2 metros.

Na E2-Seco, foi possível obter apenas um resultado de temperatura, a uma profundidade de 0,10 m, de 24,4 °C. Na E2-Chuvoso, a temperatura variou de 29,4 °C a 27,4 °C.

Na E3-Seco, ocorreu a variação de temperatura de 19,8 °C, na superfície da água a 16,0 °C, próximo ao sedimento, em uma profundidade de 1,50 m, a. Na E3-Chuvoso, a temperatura variou de 25,9 °C na superfície a 24,8 °C, a 1,40 m de profundidade.

A variação de temperatura foi ampla, entre 16,0 a 24,4 °C (Ago/14) e 24,8 °C a 29,9 °C (Fev/15). Nota-se uma tendência nas estações, com temperaturas menores próximas ao fundo e temperaturas mais elevadas na superfície, identificando-se dessa forma uma das características de estratificação da coluna d'água.

Figura 14 - Temperatura no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)



5.2.3 pH

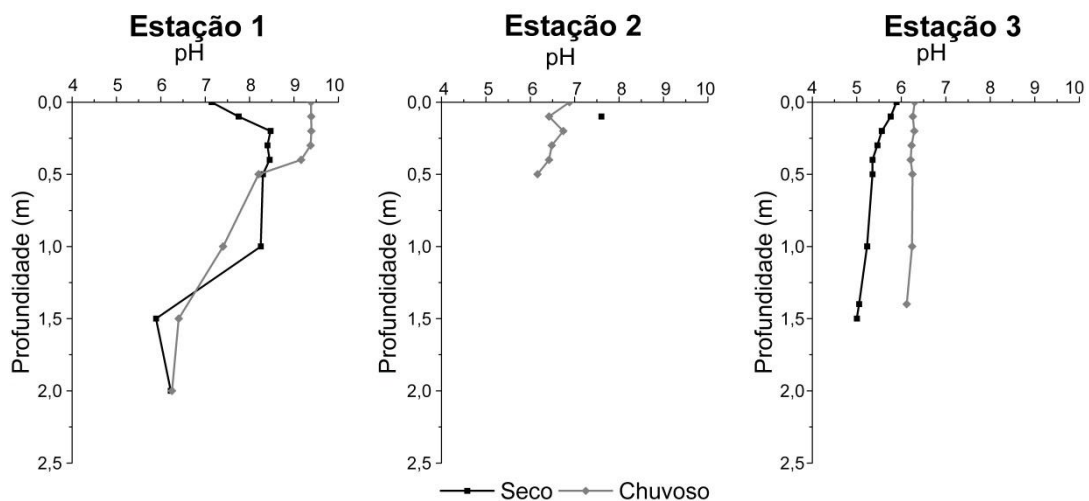
A Figura 15 apresenta os perfis dos valores de pH obtidos durante as amostragens *in situ*. O pH na E1-Seco variou muito no perfil da coluna d'água, com 7,14, na sub-superfície, a 8,45, a 0,40 m de profundidade e 8,30 a 5,89, nas profundidades de 0,50 a 1,50 m, enquanto

que na profundidade de 2,00 m foi de 6,22. Na E1-Chuvoso, o pH variou de 9,39 (0,20 m de profundidade) a 6,25 (2,00 m de profundidade).

Na E2-Seco, o valor obtido na profundidade de 0,10 m foi de 7,60, enquanto que na E2-Chuvoso obteve-se o pH de 6,88 na sub-superfície e 6,16 na maior profundidade mensurada.

Na E3-Seco, resultou em uma variação de 5,89 a 5,00, entre a sub-superfície e o fundo. Por outro lado, na E3-Chuvoso o pH variou entre 6,30 na sub-superfície e 6,12 próximo ao sedimento.

Figura 15 - pH no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)



Comparando-se os resultados, verifica-se que, de maneira geral, o pH decaiu conforme a profundidade aumentou nas estações E1-Chuvoso, E2-Chuvoso, E3-Seco e E3-Chuvoso.

Para Wilson *et al.* (1989), o pH nas zonas úmidas é próximo a 7,8, no entanto apenas a estação E2-Seco apresentou pH próximo deste valor (7,6). O pH apresentou valores menores próximo ao fundo da coluna d'água, indicando uma característica ligeiramente ácida das águas na E2-Chuvoso, E3-Seco e E3-Chuvoso. Nas amostragens da Estação 1 (Seco e Chuvoso), o pH variou de básico a ácido na coluna d'água, principalmente na segunda amostragem. A ampla variação do pH nesta estação resulta provavelmente da aplicação de solução de Sulfato de Cobre (CuSO_4) e H_2O_2 como algicidas na região pela empresa (SABESP) responsável pelo abastecimento de água potável na RMSP, conforme visto durante trabalho de campo.

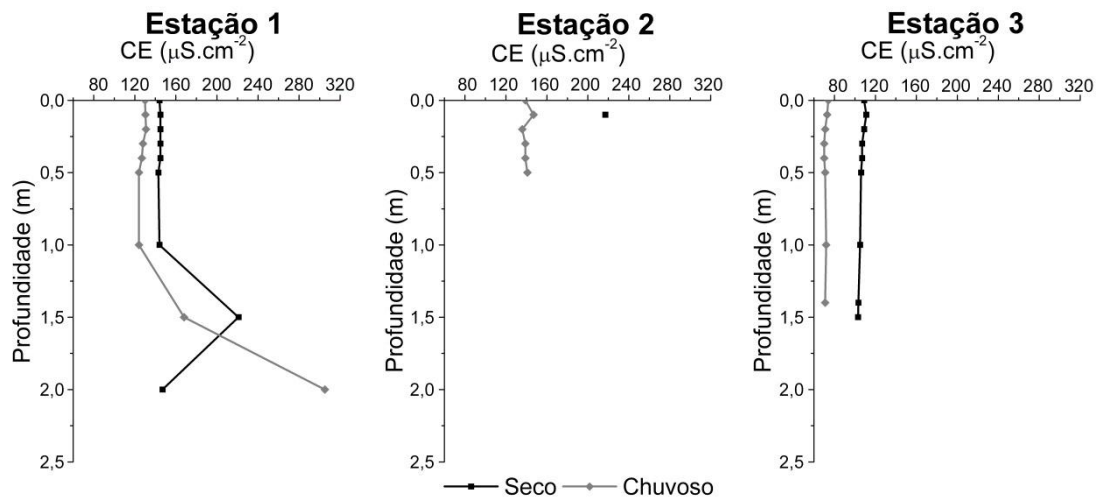
5.2.4 Condutividade elétrica

A Condutividade Elétrica (EC) na E1-Seco (Figura 16) teve pouca variabilidade, de 143 a 147 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, no perfil da coluna d'água, com exceção a profundidade de 1,50 m com 221 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$. Na E1-Chuvoso, a condutividade variou entre 124 a 305 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, com pequena alteração no perfil até a profundidade de 1,00 m.

Na E2-Seco, obteve-se apenas um resultado de condutividade (217 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), superior aos obtidos na E2-Chuvoso que oscilaram no perfil da coluna d'água, com 139 a 147 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, na sub-superfície a 0,10 m, respectivamente, e de 136 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$ a 0,20 m de profundidade a 141 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, a 0,50 m.

Na E3-Seco, por sua vez, a condutividade variou entre 109 a 103 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, na sub-superfície a 1,50 m, respectivamente, com exceção a 0,10 m de profundidade cuja condutividade mensurada foi de 111 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, enquanto que na E3-Chuvoso oscilou entre 74 e 70 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, na sub-superfície e a 0,40 m de profundidade e variou entre 71 e 72 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$, a 0,50 m a 1,40 m.

Figura 16 - Condutividade no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)



Comparando os resultados de condutividade, os resultados no período Chuvoso foram menores que os obtidos no período Seco, em todas as estações de amostragem. No entanto, a variação pode ser considerada pequena no perfil da coluna d'água.

Para distinguir o grau de poluição entre as estações é possível usar a condutividade da água, por ser considerada um bom indicador da poluição das águas por estar diretamente relacionada com a quantidade de materiais dissolvidos. No período chuvoso foram obtidos os

menores valores de condutividade provavelmente ao efeito de diluição. As estações E2-Seco e E2-Chuvoso apresentaram os maiores valores de CE ($217 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $139 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) indicando a entrada de esgoto bruto, evidenciado pelo odor desagradável no local. Segundo CETESB (2015), os principais rios e os reservatórios da Billings suportam uma sobrecarga de poluentes constante, o que os leva a apresentar condições ecológicas e sanitárias alteradas. Isto é reflexo do uso e ocupação do solo descontrolados e inadequados, assim como o lançamento indiscriminado de lixo, entulho e esgoto (CETESB, 2015).

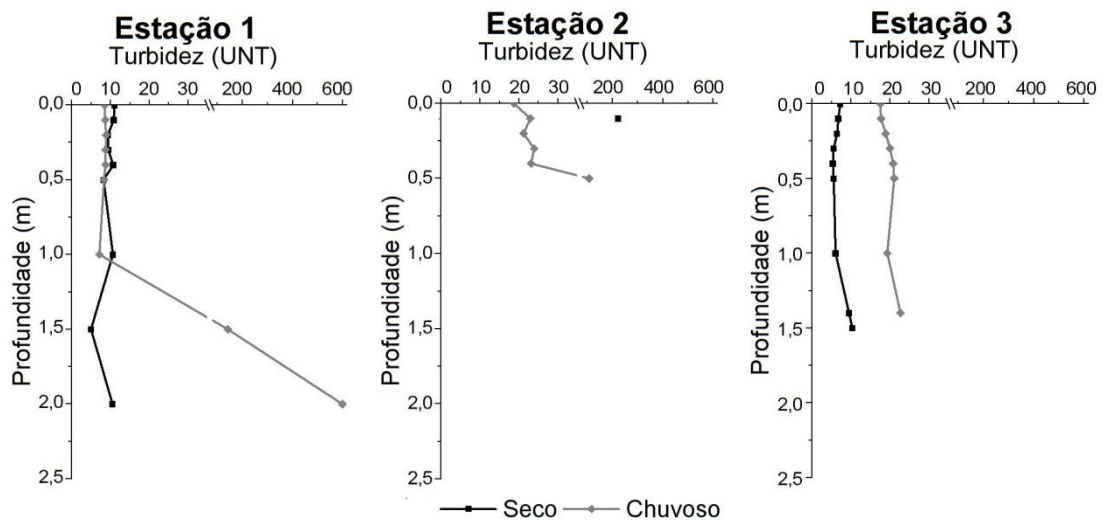
5.2.5 Turbidez

Os resultados de turbidez obtidos em ambos os períodos estão apresentados na Figura 17. Os resultados na E1-Seco oscilaram de 11,1 UNT (Unidade Nefelométrica de Turbidez), na sub-superfície, a 5,03 UNT, a 1,50 m de profundidade, no entanto, as profundidades de 0,40 m, 1,00 m e 2,00 m apresentaram turbidez de 10,8 UNT, 10,7 UNT e 10,6 UNT, respectivamente. Na E1-Chuvoso, a turbidez oscilou entre 8,40 UNT a 8,90 UNT entre a sub-superfície e a profundidade de 1,00 m, porém, nas profundidades de 1,50 m e 2,00 m, foram obtidos os valores de turbidez de 144 UNT e 600 UNT.

Na E2-Seco, obteve-se o valor de turbidez de 225 UNT, na profundidade de 0,10 m. Na E2-Chuvoso, a turbidez oscilou de 18,8 UNT, na sub-superfície, a 24 UNT a 0,30 m, embora decaía novamente para 23,2 UNT a 0,40 m e ocorra o seu aumento a 110 UNT, a 0,50 m.

Na E3-Seco, os valores oscilaram de 7,30 UNT, na sub-superfície a 5,40 UNT na profundidade de 0,40 m de profundidade, a 5,60 UNT, a 0,50 m de profundidade a 10,4 UNT, na altura de 1,50 m. Na E3-Chuvoso, os valores variaram de 17,6 UNT, na sub-superfície, a 22,8 UNT, próximo ao fundo (1,40 m), com um leve decaimento (19,4 UNT) a 1,00 m da coluna d'água.

Figura 17 - Turbidez no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3 (n=1)



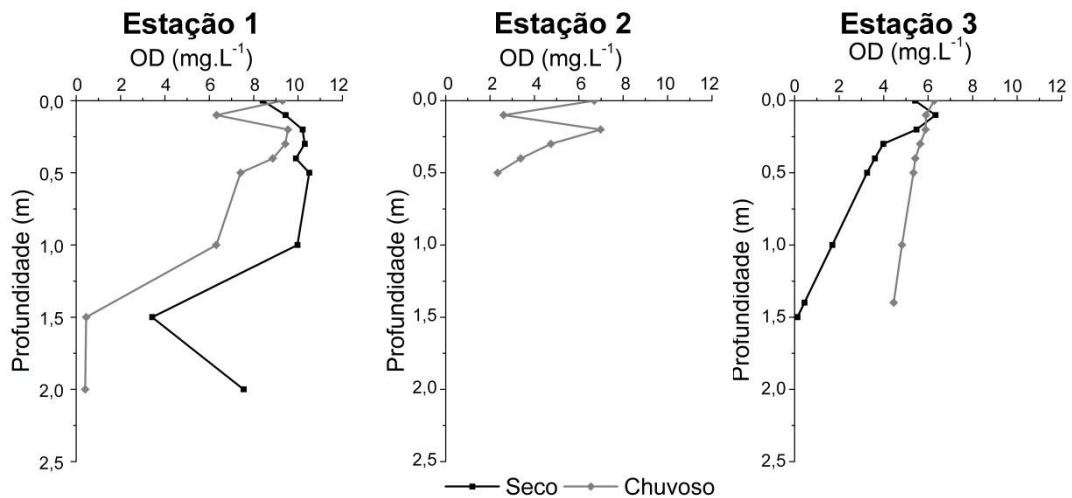
5.2.6 Oxigênio Dissolvido

Os resultados de Oxigênio Dissolvido (OD) obtidos nas duas amostragens pela sonda multiparamétrica estão apresentados na Figura 18. Na E1-Seco, os resultados de OD variaram na coluna d'água de 8,40 a 10,50 mg.L⁻¹, entre a sub-superfície e a 0,50 m de profundidade, com 9,90 mg.L⁻¹, a 0,40 m; e de 9,97 a 7,54 mg.L⁻¹, entre 1,00 a 2,00 m de profundidade e 3,42 mg.L⁻¹ a 1,50 m. Mesmo na maior profundidade (2,00 m), obteve-se concentrações altas de oxigênio (7,54 mg.L⁻¹). Por sua vez, na E1-Chuvoso, a concentração de OD oscilou no perfil da coluna d'água, com 9,30 mg.L⁻¹, na sub-superfície, e 9,54 mg.L⁻¹ a 0,41 mg.L⁻¹, entre as profundidades de 0,20 m a 2,00 m.

Não foi possível medir a concentração de OD na E2-Seco, devido a instabilidade no aparelho. Na E2-Chuvoso, a concentração variou de 6,69 mg.L⁻¹ a 2,61 mg.L⁻¹ entre a sub-superfície e a profundidade de 0,10 m e 6,98 mg.L⁻¹ a 2,34 mg.L⁻¹ entre as profundidades de 0,20 m a 0,50 m.

Na E3-Seco, as concentrações variaram de 5,41 mg.L⁻¹ a 6,32 mg.L⁻¹, entre a sub-superfície e 0,10 m de profundidade, e de 5,47 mg.L⁻¹, a 0,20 m a 0,12 mg.L⁻¹, próximo ao fundo da coluna d'água (1,50 m). Na E3-Chuvoso, os valores variaram de 6,27 mg.L⁻¹, na superfície da coluna d'água, a 4,45 mg.L⁻¹, a 1,40 m de profundidade.

Figura 18 - Oxigênio Dissolvido no perfil da coluna d'água nas Estações de Amostragem 1, 2 e 3



É possível caracterizar a ocorrência de rotação das camadas estratificadas no período seco na E1-Seco para justificar a concentração de OD elevada em uma profundidade de 1,5 m quando a zona fótica está a 1,3 m. Além disso, observou-se que na profundidade de 1,5 m, nas E1-Seco e E1-Chuvoso, a ocorrência de uma descontinuidade elevada em alguns parâmetros, tais como pH, condutividade, turbidez, OD e sólidos.

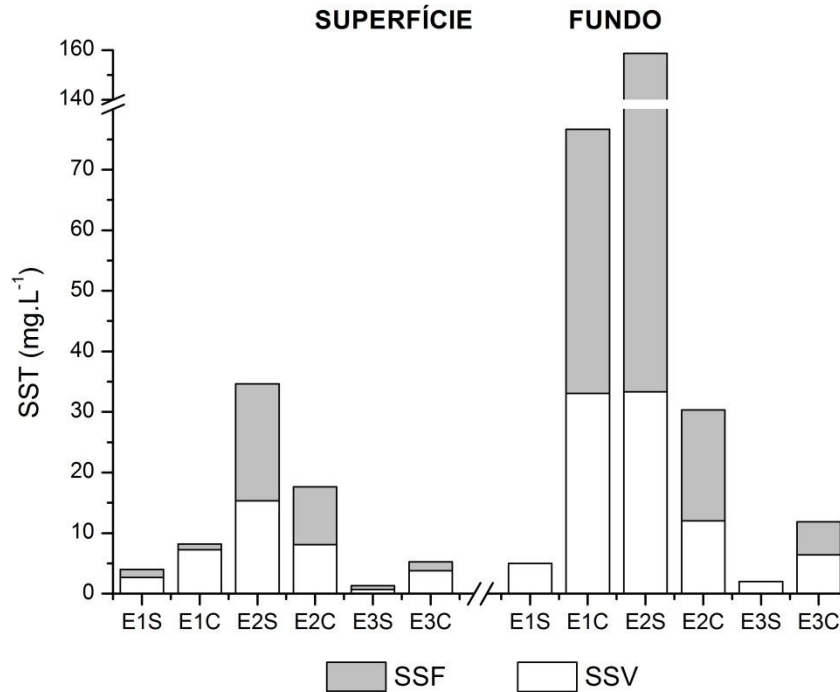
5.2.7 Sólidos em Suspensão

Na Figura 19 são apresentadas as médias de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) na amostra de Superfície e Fundo em ambos os períodos de amostragem.

Na E2-Seco de superfície foi observada a maior concentração de SST ($34,67 \pm 6,11$ mg.L⁻¹), enquanto que as E1-Seco e E3-Seco as concentrações de SST foram de $4,00 \pm 2,00$ mg.L⁻¹ e $1,33 \pm 1,15$ mg.L⁻¹, respectivamente. Da mesma forma, a E2-Chuvoso de superfície apresentou a maior concentração ($17,61 \pm 1,31$ mg.L⁻¹), ao passo que na E1-Chuvoso e E3-Chuvoso as concentrações foram de $8,20 \pm 0,84$ mg.L⁻¹ e $5,28 \pm 1,92$ mg.L⁻¹.

Para os sólidos em suspensão fracionais da superfície, as estações E1-Seco, E1-Chuvoso e E3-Chuvoso apresentaram maior concentração de SSV ($2,67 \pm 1,15$ mg.L⁻¹; $7,25 \pm 0,50$ mg.L⁻¹ e $3,82 \pm 0,14$ mg.L⁻¹, respectivamente), enquanto que as estações E2-Seco e E2-Chuvoso apresentaram maior concentração de SSF ($19,33 \pm 11,72$ mg.L⁻¹ e $9,52 \pm 1,11$ mg.L⁻¹, respectivamente). Na E3-Seco obteve-se o mesmo valor para SSV e SSF ($0,67 \pm 1,15$ mg.L⁻¹).

Figura 19 - Concentrações de Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos Suspensos Voláteis, nas amostras de superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



Para os resultados das amostras do fundo da coluna d'água, as concentrações de SST foram maiores no período chuvoso nas estações E1-Chuvoso ($76,68 \pm 17,51 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que na E2-Chuvoso, a concentração obtida foi de $30,32 \pm 3,54 \text{ mg.L}^{-1}$ e na E3-Chuvoso foi $11,88 \pm 0,43 \text{ mg.L}^{-1}$. Por outro lado, a E2-Seco foi a que apresentou a maior concentração de SST ($158,67 \pm 58,29 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que nas E1-Seco e E3-Seco foram de $5,00 \pm 1,41 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,00 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

Para os sólidos em suspensão fracionais, as estações E1-Seco, E3-Seco e E3-Chuvoso apresentaram maior concentração de SSV ($5,00 \pm 1,41 \text{ mg.L}^{-1}$, $2,00 \pm 0,00 \text{ mg.L}^{-1}$ e $6,40 \pm 0,57 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que as demais estações apresentaram maior concentração de SSF, sendo $125,33 \pm 46,19 \text{ mg.L}^{-1}$, na estação E2-Seco, $43,60 \pm 6,02 \text{ mg.L}^{-1}$ na E1-Chuvoso e na E2-Chuvoso, $18,26 \pm 4,34 \text{ mg.L}^{-1}$.

A concentração elevada de SST foi responsável pela elevada turbidez nas estações E2-Seco e E2-Chuvoso, apesar de possuírem as menores profundidades, o que justifica também a baixa transparência da água encontrada em profundidades tão pequenas. Por outro lado, na E3-Seco nota-se uma menor diferença entre a profundidade total e a zona fótica, o

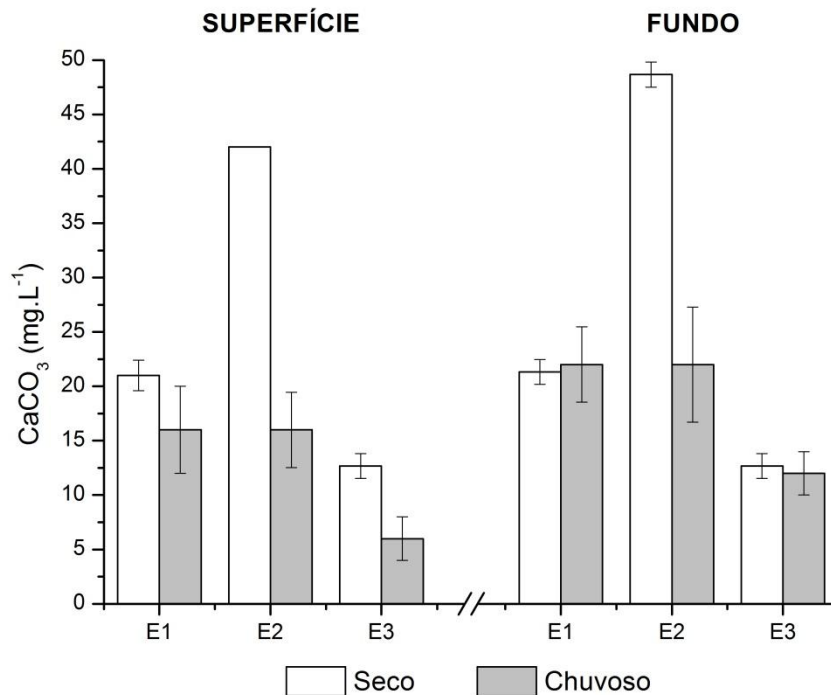
que está relacionada com a concentração baixa de sólidos em suspensão total, além da baixa turbidez.

5.2.8 Alcalinidade

A Figura 20 apresenta os resultados de alcalinidade (CaCO_3) na superfície e no fundo. Na superfície da coluna d'água, os valores de CaCO_3 na E1-Seco ($21,00 \pm 1,41 \text{ mg.L}^{-1}$) foi superior em relação a E1-Chuvoso ($16,00 \pm 4,00 \text{ mg.L}^{-1}$). Na Estação E2-Chuvoso, obteve-se uma concentração de $16,00 \pm 3,46 \text{ mg.L}^{-1}$, no entanto, a concentração da E2-Seco quase que triplicou ($42,00 \text{ mg.L}^{-1}$). A E3-Seco apresentou a menor concentração entre as estações do período seco, com $12,67 \pm 1,41 \text{ mg.L}^{-1}$, assim como a E3-Chuvoso para o período chuvoso ($6,00 \pm 2,00 \text{ mg.L}^{-1}$). As concentrações de CaCO_3 foram superiores no período seco nas três estações, principalmente na E2-Seco.

Em relação às concentrações de CaCO_3 das amostras de fundo, a E1-Seco foi levemente inferior em relação a E1-Chuvoso ($21,33 \pm 1,15 \text{ mg.L}^{-1}$ e $22,00 \pm 3,46 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). A concentração na E2-Seco ($48,67 \pm 1,15 \text{ mg.L}^{-1}$) foi muito alta em relação a E2-Chuvoso ($22,00 \pm 5,29 \text{ mg.L}^{-1}$). Por outro lado, as E3-Seco e E3-Chuvoso apresentaram concentrações semelhantes ($12,67 \pm 1,15 \text{ mg.L}^{-1}$ e $12,00 \pm 2,00 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) e são as estações com as menores concentrações no fundo.

Figura 20 - Concentrações de Alcalinidade nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



5.2.9 Granulometria

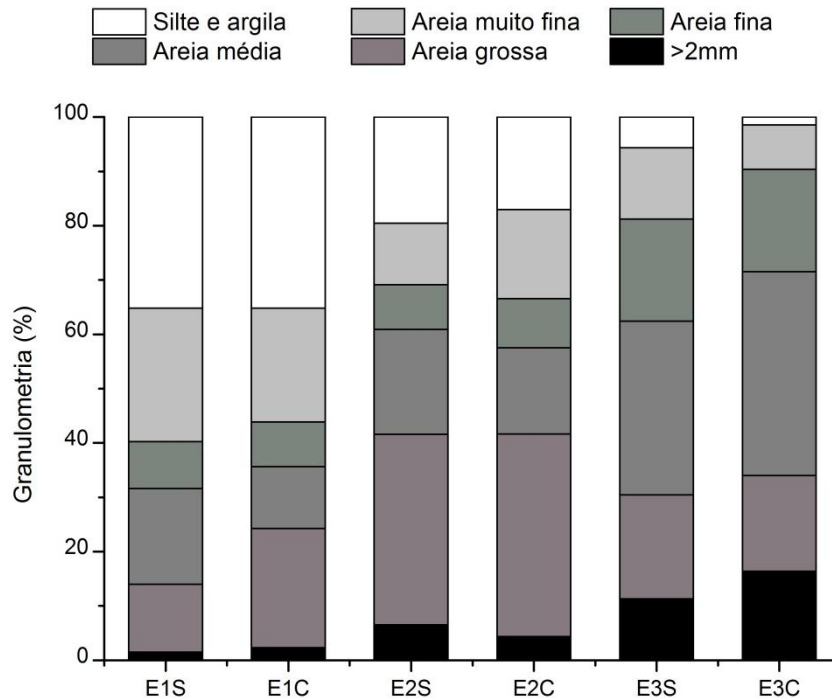
A granulometria das amostras de sedimentos é representada na Figura 21. Nas estações E1-Seco e E1-Chuvoso, a maior variação ocorreu principalmente com a areia grossa ($12,4 \pm 4,93$ % e $22,0 \pm 9,94$ %, respectivamente) enquanto que a maior presença foi de silte e argila para ambos os períodos ($35,2 \pm 8,20$ % e $35,2 \pm 5,08$ %, respectivamente).

Observa-se que as granulometrias das E2-Seco e E2-Chuvoso são semelhantes, com maior presença de areia grossa ($35,1 \pm 4,44$ % e $37,3 \pm 5,20$ %), seguidos de silte e argila ($19,5 \pm 1,97$ % e $17,1 \pm 5,53$ %) e areia média ($19,3 \pm 2,13$ % e $15,9 \pm 1,99$ %), enquanto que a presença de areia muito fina foi o que apresentou maior variação entre os dois períodos ($11,4 \pm 1,95$ % e $16,4 \pm 8,04$ %).

Em relação a estações E3-Seco e E3-Chuvoso, a maior presença foi de areia média ($32,0 \pm 2,60$ % e $37,5 \pm 4,47$ %, respectivamente), com alguma variação entre ambos os períodos, assim como silte e argila ($5,62 \pm 1,34$ % e $1,46 \pm 0,43$ %), areia muito fina ($13,1 \pm 0,74$ % e $8,15 \pm 1,13$ %) e grão maiores que 2mm ($11,3 \pm 3,67$ % e $16,4 \pm 6,69$ %).

No período chuvoso para as estações E1-C e E3-C, houve um aumento do material maior que 2mm e de areia grossa e média devido a drenagem tributária.

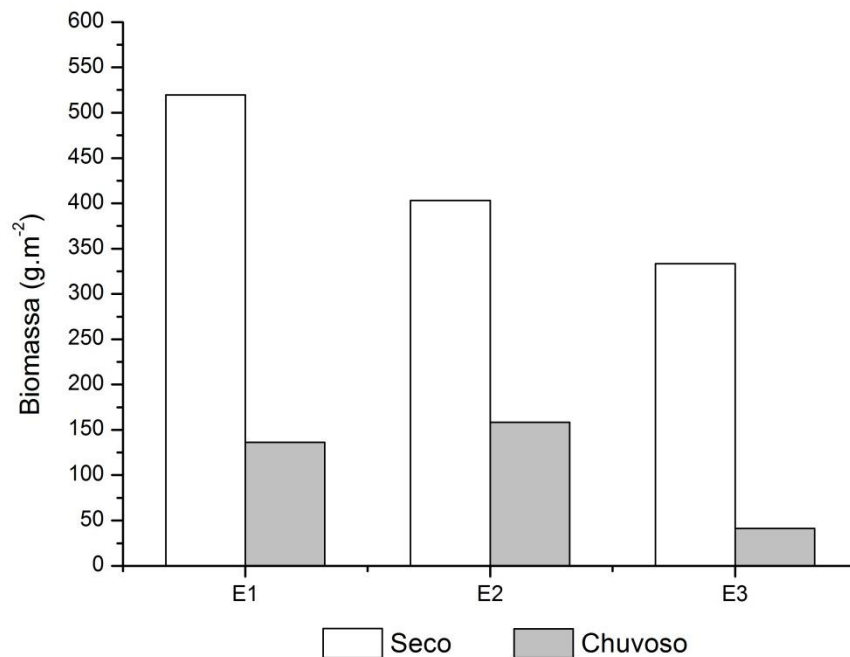
Figura 21 - Granulometria do Sedimento das Estações de Amostragens, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



5.2.10 Biomassa

A Figura 22 apresenta a biomassa obtida através das macrófitas coletadas em ambas as amostragens. Os resultados de biomassa obtidos no período considerado Seco foram superiores em todas as Estações, sendo 519,40 g PS (Peso Seco).m⁻², na E1-Seco, 403,08 g PS.m⁻², na E2-Seco e 333,35 g PS.m⁻², na E3-Seco, enquanto que no período chuvoso os valores de biomassa foram 136,27 g PS.m⁻², na E1-Chuvoso, 158,31 g PS.m⁻², na E2-Chuvoso e 41,26 g PS.m⁻² na E3-Chuvoso.

Figura 22 – Biomassa das Macrófitas das Estações de Amostragens, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=1)



As biomassas encontradas nas três estações chuvosas foram similares aos que Junk e Piedade (1997) *apud* Fearnside (2008) encontraram em lagoas de várzea, com média de 570,00 g.m⁻² de biomassa seca.

5.3 Série Nitrogênio

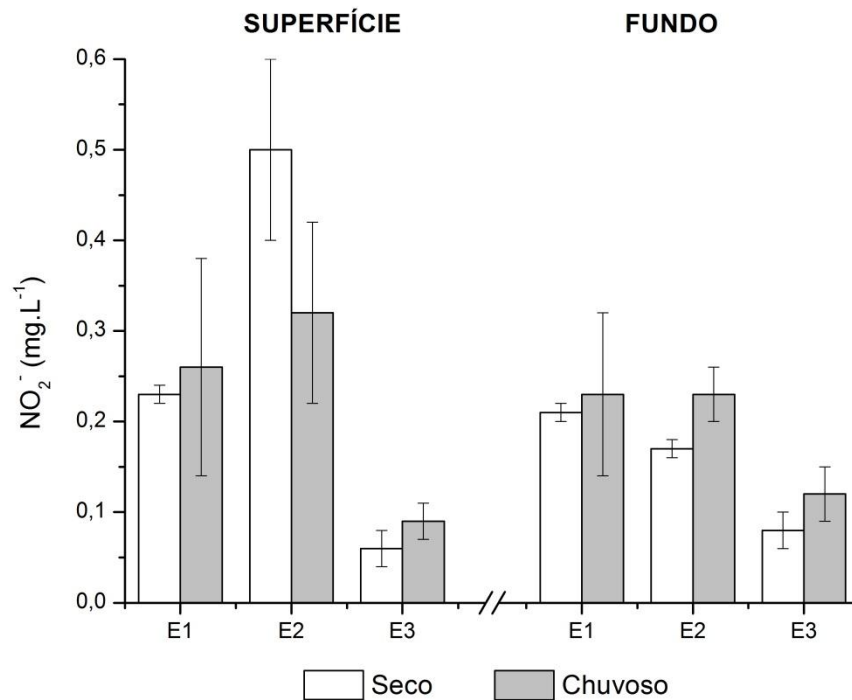
A seguir serão apresentados os resultados de nitrito, nitrato e nitrogênio total, para a água, e nitrogênio orgânico total para sedimento e macrófita.

5.3.1 Nitrito na água

Conforme é apresentado na Figura 23, as concentrações de nitrito nas amostras superficiais foram superiores nas estações superficiais E1-Seco ($0,23 \pm 0,01$ mg.L⁻¹) e E2-Seco ($0,50 \pm 0,10$ mg.L⁻¹) e E3-Chuvoso ($0,09 \pm 0,02$ mg.L⁻¹), embora tenha ocorrido pouca

variação com a E3-Seco ($0,06 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$). Por outro lado, a E1-Chuvoso apresentou concentração de $0,26 \pm 0,12 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que a E2-Chuvoso obteve $0,32 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 23 - Concentrações de Nitrito nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



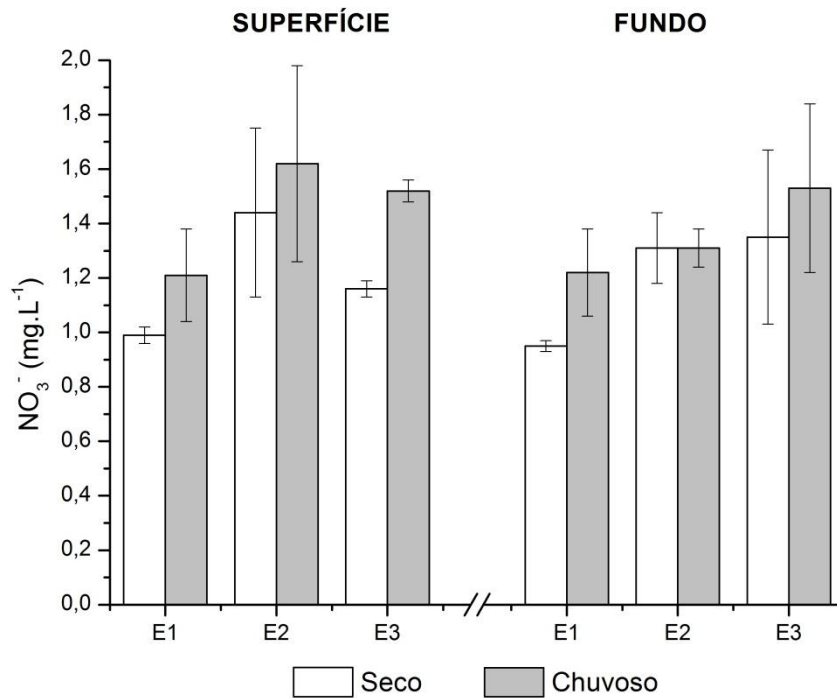
Em relação às amostras de fundo, as estações apresentaram as maiores concentrações nas estações chuvosas sendo $0,23 \pm 0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ na E1-Chuvoso, $0,23 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ na E2-Chuvoso e $0,12 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ na E3-Chuvoso. No período seco, a E1-Seco foi que apresentou a maior concentração ($0,21 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que as estações E2-Seco e E3-Seco, os valores obtidos foram $0,17 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,08 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

5.3.2 Nitrato na água

Os resultados de nitrato superficiais e de fundo são apresentados na Figura 24. As concentrações de nitrato na superfície foram maiores em todas as estações do período chuvoso, em relação ao seco, embora com pouca diferença. A estação E1-Seco apresentou concentração de $0,99 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que a E1-Chuvoso $1,21 \pm 0,17 \text{ mg.L}^{-1}$, por outro

lado, os resultados das estações E2-Seco e E2-Chuvoso foram $1,44 \pm 0,31 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,62 \pm 0,36 \text{ mg.L}^{-1}$. Ademais, a E3-Seco apresentou concentração de $1,16 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ e a E3-Chuvoso $1,52 \pm 0,04 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 24 - Concentrações de Nitrato nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



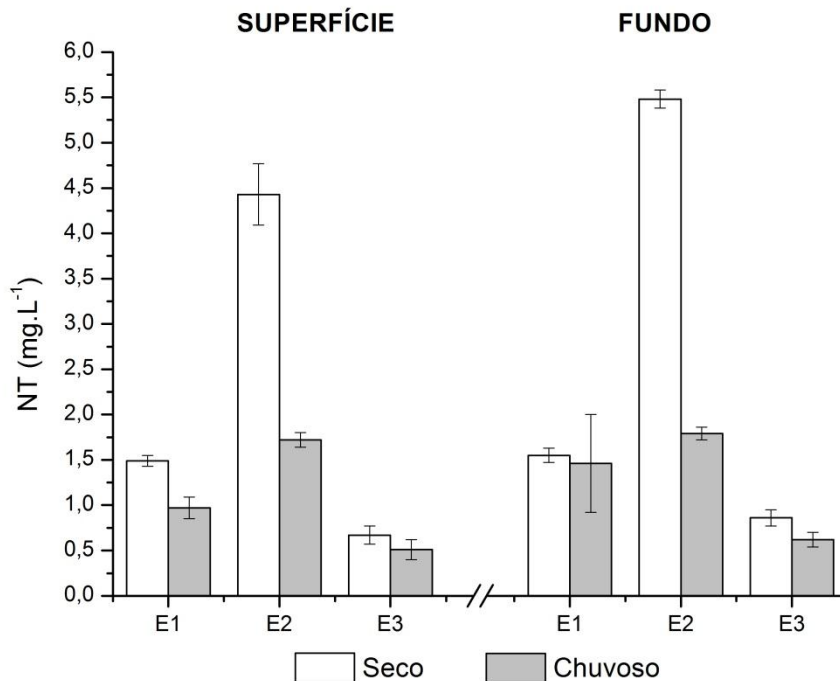
Os valores obtidos para as amostras de fundo na E2-Seco e E2-Chuvoso foram semelhantes ($1,31 \pm 0,13 \text{ mg.L}^{-1}$, e $1,31 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). A estação E1 foi a que apresentou as menores concentrações, com $0,95 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$, na E1-Seco, e $1,22 \pm 0,16 \text{ mg.L}^{-1}$ na E1-Chuvoso. Por fim, as concentrações na E3-Seco e E3-Chuvoso foram $1,35 \pm 0,32 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,53 \pm 0,31 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

5.3.3 Nitrogênio total na água

Foram realizadas análises de Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Orgânico Total nas amostras de água, no entanto, os resultados obtidos foram abaixo do nível de detecção do método (< 5 e 10 mg.L^{-1} , respectivamente). Por esta razão, para obter resultados de NT

(Nitrogênio Total) optou-se em fazer análise no analisador de nitrogênio total, através de uma parceria com a CETESB. Os resultados desta análise são apresentados na Figura 25. Nas amostras superficiais, o período seco apresentou as maiores concentrações de NT, principalmente na E2-Seco, com $4,43 \pm 0,34 \text{ mg.L}^{-1}$, quase o triplo da E2-Chuvoso ($1,72 \pm 0,08 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que na E1-Seco a concentração foi de $1,49 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,97 \pm 0,12 \text{ mg.L}^{-1}$, na E1-Chuvoso. Na E3, com os menores valores, sendo que na E3-Seco foi de $0,67 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que na E3-Chuvoso foi de $0,51 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 25 - Concentrações de Nitrogênio Total nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)

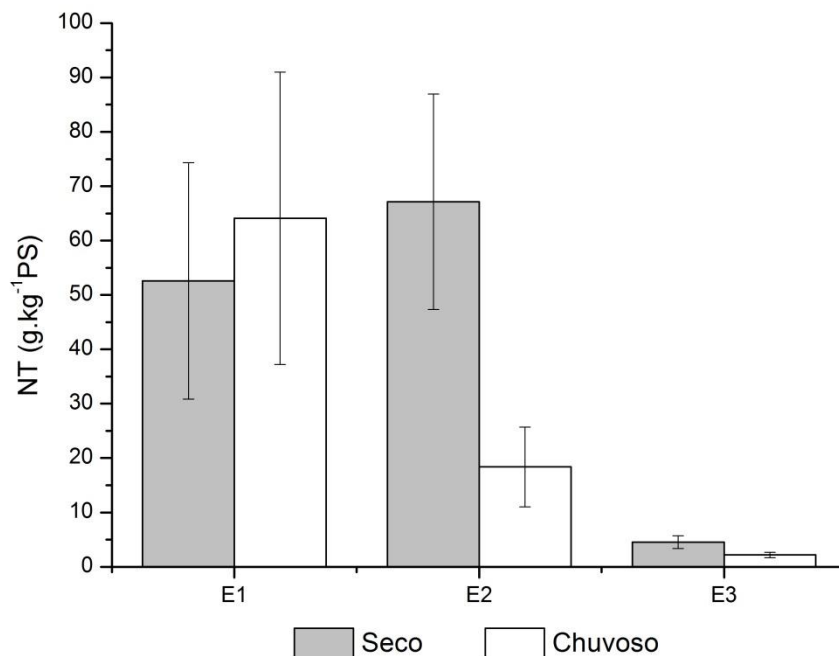


Nas amostras de fundo, as Estações E1-Seco e E1-Chuvoso apresentaram concentrações de NT semelhantes ($1,55 \pm 0,08 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,46 \pm 0,54 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que a E3-Seco obteve $0,86 \pm 0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ e a E3-Chuvoso $0,62 \pm 0,08 \text{ mg.L}^{-1}$, diferentemente da E2-Seco ($5,48 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$), que foi três vezes maior que a E2-Chuvoso ($1,79 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$)

5.3.4 Nitrogênio total no sedimento

As concentrações de Nitrogênio Orgânico Total no sedimento, apresentados na Figura 26, foram maiores na E2-Seco ($67,14 \pm 19,78 \text{ g.kgPS}^{-1}$), seguido pelas estações E1-Chuvoso e E1- Seco ($64,10 \pm 26,9 \text{ g.kgPS}^{-1}$ e $52,60 \pm 21,76 \text{ g.kgPS}^{-1}$, respectivamente). O valor obtido na E2-Chuvoso foi quase $\frac{1}{3}$ do período seco ($18,36 \pm 7,32 \text{ g.kgPS}^{-1}$). Por outro lado, as estações E3-Seco e E3-Chuvoso apresentaram as menores concentrações ($4,54 \pm 1,19 \text{ g.kgPS}^{-1}$ e $2,18 \pm 0,48 \text{ g.kgPS}^{-1}$, respectivamente).

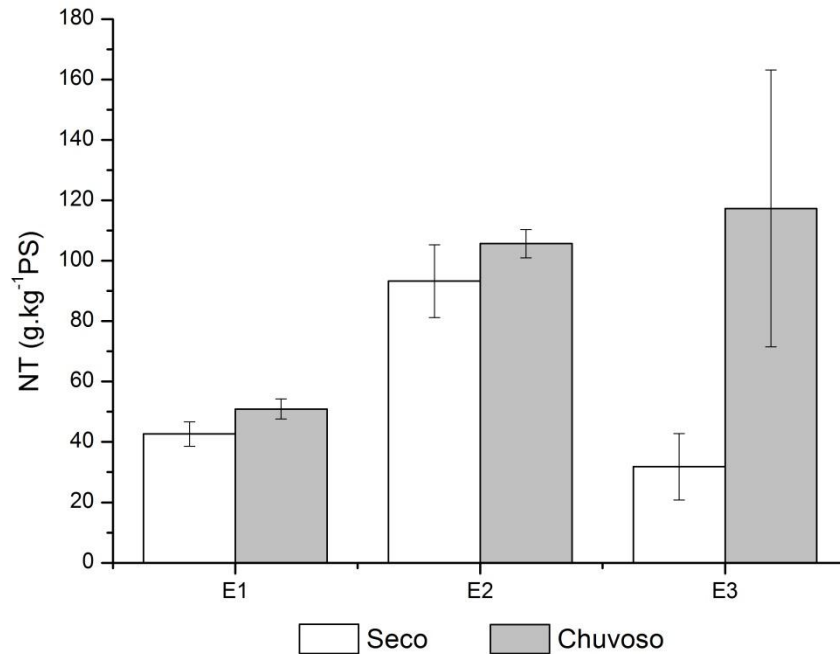
Figura 26 - Concentrações de Nitrogênio Total no Sedimento das Estações de Amostragens, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



5.3.5 Nitrogênio total na macrófitas

As concentrações de Nitrogênio Orgânico Total nas macrófitas (Figura 27) foram superiores no período chuvoso, sendo a E3-Chuvoso com o maior resultado ($117,30 \pm 45,80 \text{ g.kgPS}^{-1}$), enquanto que na E3-Seco foi de $31,82 \pm 10,96 \text{ g.kgPS}^{-1}$. As concentrações obtidas nas E2-Seco e E2-Chuvoso foram $93,24 \pm 12,00 \text{ g.kgPS}^{-1}$ e $105,65 \pm 4,68 \text{ g.kgPS}^{-1}$. E na E1-Seco e E1-Chuvoso a diferença foi menor ($42,62 \pm 4,05 \text{ g.kgPS}^{-1}$ e $50,89 \pm 3,32 \text{ g.kgPS}^{-1}$, respectivamente).

Figura 27 - Concentrações de Nitrogênio Total na Macrófita das Estações de Amostragens, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



O nitrogênio foi absorvido em grande quantidade pelas macrófitas, seguido pelo sedimento e, na coluna d'água, o fundo apresentou concentração de NT levemente superior para todas as estações.

5.4 Série de Fósforo

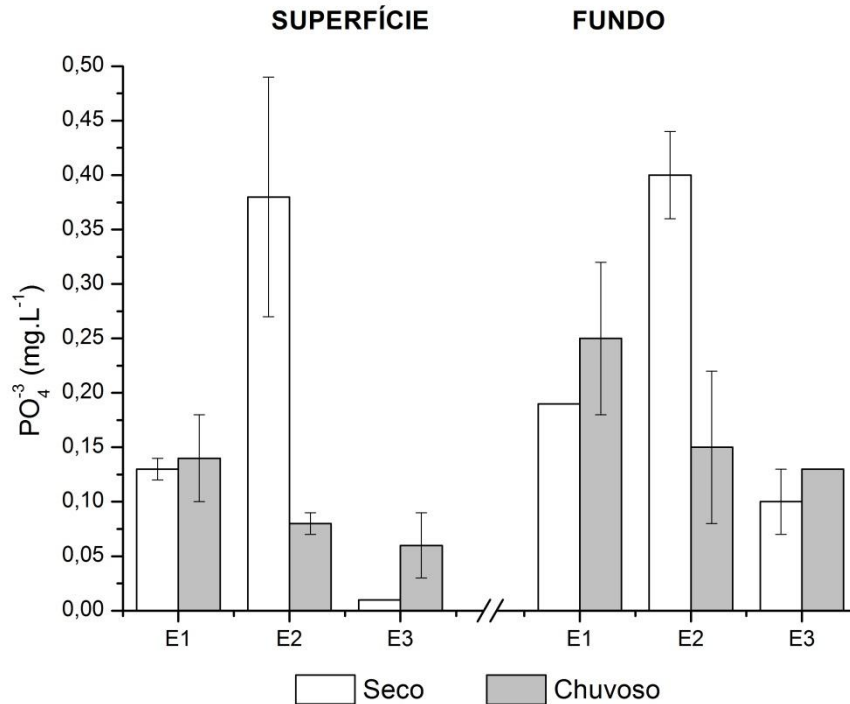
A seguir serão apresentados os resultados de fósforo solúvel reativo para água e fósforo total para água, sedimento e macrófita.

5.4.1 Fósforo solúvel reativo na água

As concentrações nas estações superficiais e de fundo de fósforo solúvel reativo, ou ortofosfato (PO_4^{-3}), estão apresentadas na Figura 28. As concentrações de ortofosfato na superfície foi maior na E2-Seco com $0,38 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que na E1-Seco e na E3-Seco, o comportamento foi distinto, com concentrações médias de $0,13 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,01$

mg.L^{-1} , respectivamente. Por outro lado, na E1-Chuvoso o resultado obtido foi de $0,14 \pm 0,04 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que na E2-Chuvoso, foi obtida a concentração de $0,08 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e na E3-Chuvoso. $0,06 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 28 - Concentrações de Fósforo Solúvel Reativo nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



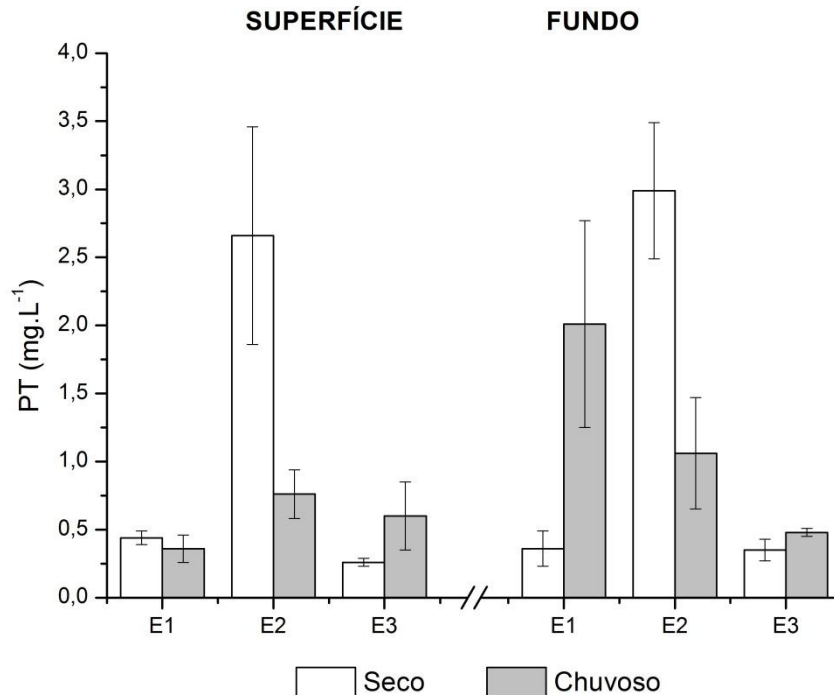
Para as estações de fundo, a E1-Seco ($0,19 \text{ mg.L}^{-1}$) obteve concentração menor que a E1-Chuvoso ($0,25 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$). A média entre a E3-Chuvoso ($0,13 \text{ mg.L}^{-1}$) foi levemente superior em relação a E3-Seco ($0,10 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$). Por outro lado, a E2-Seco obteve maior concentração, sendo $0,40 \pm 0,04 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que na E2-Chuvoso foi de $0,15 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$.

5.4.2 Fósforo total na água

As concentrações de fósforo total na superfície e no fundo da água estão apresentadas na Figura 29. As concentrações de PT na superfície foram elevadas na E2-Seco ($2,66 \pm 0,80 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que na E2-Chuvoso o valor foi bem menor ($0,76 \pm 0,18 \text{ mg.L}^{-1}$). A E1-Seco ($0,44 \pm 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) obteve um valor levemente superior em relação a E1-

Chuvoso e $(0,36 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1})$. Por outro lado, na E3, as concentrações foram superiores no período chuvoso, com $0,60 \pm 0,25 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que no período seco foi de $0,26 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 29 - Concentrações de Fósforo Total nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



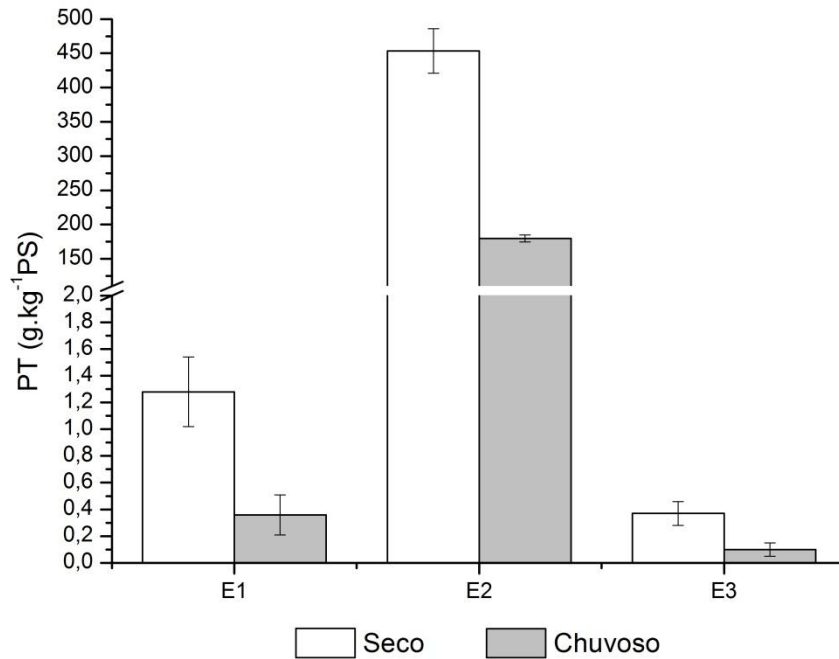
A concentração de PT na água do fundo foi superior na E2-Seco ($2,99 \pm 0,50 \text{ mg.L}^{-1}$) em relação a E2-Chuvoso ($1,06 \pm 0,41 \text{ mg.L}^{-1}$). Por outro lado, o resultado obtido na E1-Chuvoso ($2,01 \pm 0,76 \text{ mg.L}^{-1}$) foi muito maior do que na E1-Seco ($0,36 \pm 0,13 \text{ mg.L}^{-1}$). Na E3, ocorreu o mesmo comportamento, embora com menor diferença, sendo $0,35 \pm 0,08 \text{ mg.L}^{-1}$, na E3-Seco, e $0,48 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$, na E3-Chuvoso.

5.4.3 Fósforo Total no Sedimento

As concentrações de PT nas amostras de sedimentos são representadas na Figura 30. Observa-se que as concentrações de fósforo foram muito superiores nas estações E2-Seco e E2-Chuvoso ($453,27 \pm 32,50 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$ e $179,92 \pm 5,03 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, respectivamente), enquanto que a concentração de PT na E1-Seco variou de $1,28 \pm 0,26 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, a $0,36 \pm 0,15 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$,

na E1-Chuvoso. Por sua vez, a E3- Chuvoso apresentou valor mais baixo, $0,10 \pm 0,05 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, enquanto que a E3- Seco obteve $0,37 \pm 0,09 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$.

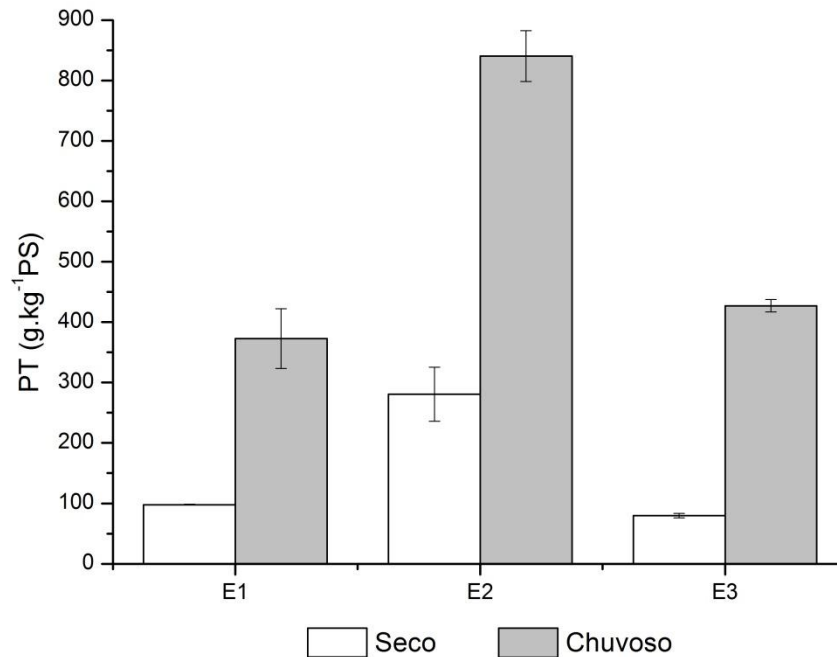
Figura 30 - Concentrações de Fósforo Total no Sedimento das Estações de Amostragens, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



5.4.4 Fósforo Total na Macrófita

As concentrações de fósforo total (PT) presentes nas macrófitas estão representadas na Figura 31. Observa-se que as concentrações de fósforo foram maiores no período chuvoso, sendo $372,87 \pm 49,26 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, na E1-Chuvoso; $840,23 \pm 42,20 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, na E2-Chuvoso; e $427,35 \pm 10,32 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, na E3-Chuvoso. Na E2-Seco, a concentração também foi elevada, de $280,61 \pm 44,72 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, enquanto que as E1-Seco e E3-Seco obtiveram valores menores ($98,04 \pm 0,73 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$ e $79,87 \pm 3,53 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, respectivamente).

Figura 31 - Concentrações de Fósforo Total das Macrófitas nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C)



Comparando os resultados de fósforo total com a classificação adotada por Von Sperling (2005) que considera concentrações acima de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ como hipereutrofizado, é possível classificar todas as estações com este grau de trofia.

5.5 Série de Carbono

A seguir serão apresentados os resultados obtidos de carbono dissolvido total na água, carbono total no sedimento e na macrófita e dióxido de carbono e metano na interface água-ar.

5.5.1 Carbono dissolvido na água

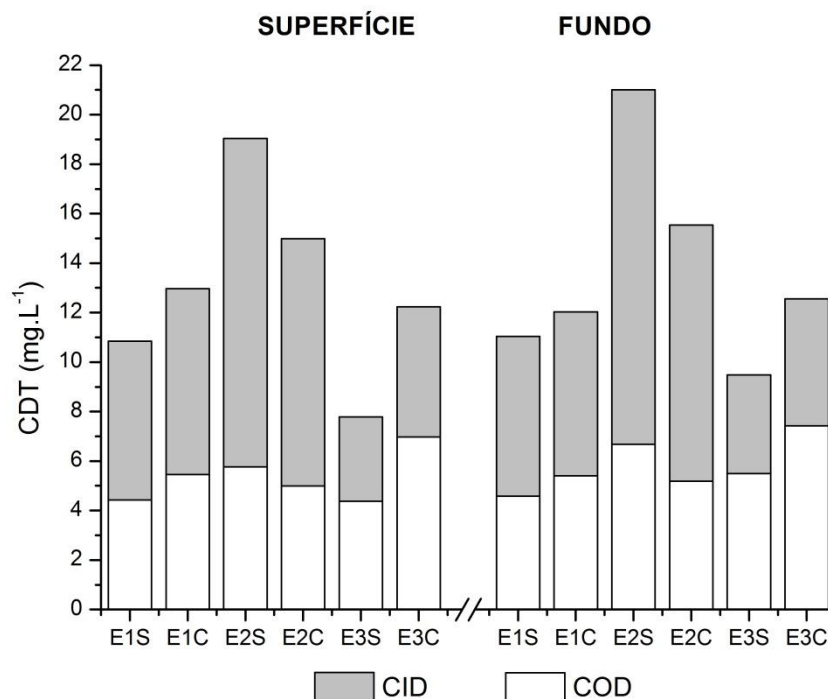
Na Figura 32 são apresentadas as concentrações médias de Carbono Dissolvido Total (CDT), Carbono Dissolvido Inorgânico (CDI) e Carbono Dissolvido Orgânico (CDO) na Superfície e no Fundo, em ambos os períodos de amostragem.

Verifica-se que nas estações superficiais E3-Seco e E1-Seco, foram as que apresentaram as menores concentrações de CDT ($7,78 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ e $10,84 \pm 0,57 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que nas estações E3-Chuvoso, E1-Chuvoso, E2-Chuvoso e E2-Seco, as

concentrações foram superiores, de $12,23 \pm 0,23 \text{ mg.L}^{-1}$, $12,97 \pm 0,40 \text{ mg.L}^{-1}$, $14,99 \pm 0,16 \text{ mg.L}^{-1}$ e $19,04 \pm 0,46 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

Em relação a composição do CDT, na E1-Chuvoso, E3-Seco e E3-Chuvoso, apresentaram maiores concentrações de CDO ($5,46 \pm 0,90 \text{ mg.L}^{-1}$, $4,38 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e $6,98 \pm 0,37 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente), enquanto que nas estações E1-Seco, E2-Seco e E2-Chuvoso, as concentrações de CDI foram maiores, com $6,41 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$, $13,28 \pm 0,49 \text{ mg.L}^{-1}$ e $10,0 \pm 0,13 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

Figura 32 - Concentrações de Carbono Dissolvido Total, Carbono Dissolvido Inorgânico e Carbono Dissolvido Orgânico nas Estações de Amostras 1, 2 e 3, de Superfície e Fundo, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (S) (n=3)



Em relação às amostras de Fundo, as concentrações de CDT foram maiores na estação E1-Chuvoso ($12,03 \pm 0,09 \text{ mg.L}^{-1}$), comparado com a E1-Seco ($11,03 \pm 0,15 \text{ mg.L}^{-1}$), assim como na E3-Chuvoso ($12,55 \pm 0,31 \text{ mg.L}^{-1}$) em relação a E3-Seco ($9,49 \pm 0,99 \text{ mg.L}^{-1}$). Por outro lado, a concentração de CDT foi maior na E2-Seco, com $21,01 \pm 0,34 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto na E2-Chuvoso foi de $15,54 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$.

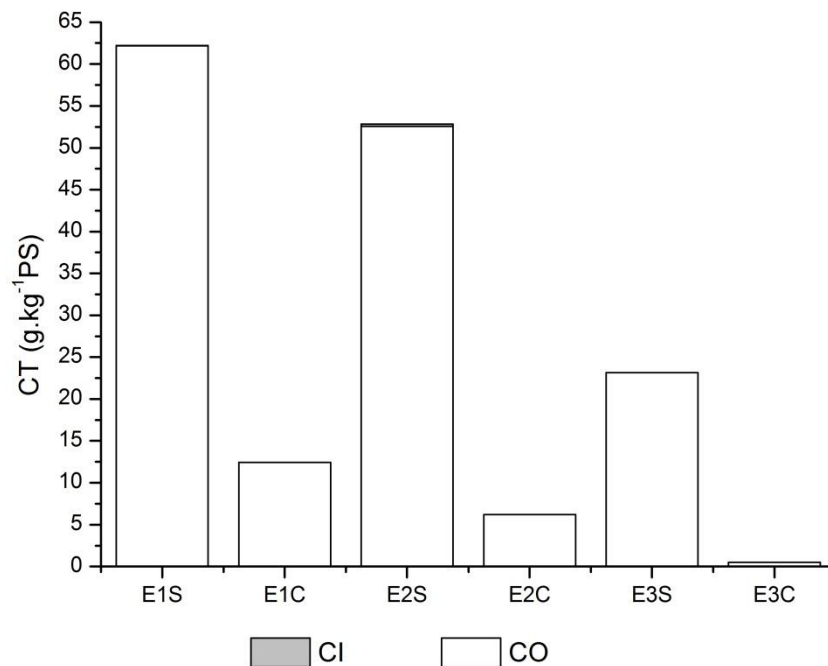
Considerando a composição de carbono, quase todas as estações apresentaram maior concentração de CDI, sendo $6,45 \pm 0,15 \text{ mg.L}^{-1}$, na E1-Seco, $6,63 \pm 0,09 \text{ mg.L}^{-1}$, na E1-Chuvoso, $14,33 \pm 0,29 \text{ mg.L}^{-1}$, na E2-Seco, $10,35 \pm 0,12 \text{ mg.L}^{-1}$, na E2-Chuvoso. Por outro

lado, nas estações E3-Seco e E3-Chuvoso, as concentrações de CDO foram superiores, sendo $5,50 \pm 0,81 \text{ mg.L}^{-1}$ e $7,42 \pm 0,33 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

5.5.2 Carbono Total no Sedimento

A Figura 33 apresenta as concentrações de Carbono Total (CT) e a sua composição nos sedimentos. A concentração de CT foi maior no período seco, sendo que na E1-Seco, a concentração foi de $62,21 \pm 18,32 \text{ g.kg}^{-1}$, na E2-Seco foi $52,85 \pm 2,03 \text{ g.kg}^{-1}$ e na E3- Seco $23,17 \pm 2,40 \text{ g.kg}^{-1}$, enquanto que no período chuvoso, as concentrações foram $12,44 \pm 0,43 \text{ g.kg}^{-1}$, $6,20 \pm 0,10 \text{ g.kg}^{-1}$, $0,52 \pm 0,04 \text{ g.kg}^{-1}$, para as estações E1-Chuvoso, E2-Chuvoso e E3-Chuvoso, respectivamente. Nota-se a predominância de CO em todas as amostras de sedimento, sendo que a presença de CI não foi detectável.

Figura 33 - Concentrações de Carbono Total, Carbono Inorgânico e Carbono Orgânico no Sedimento das Estações de Amostragens 1, 2 e 3, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3)



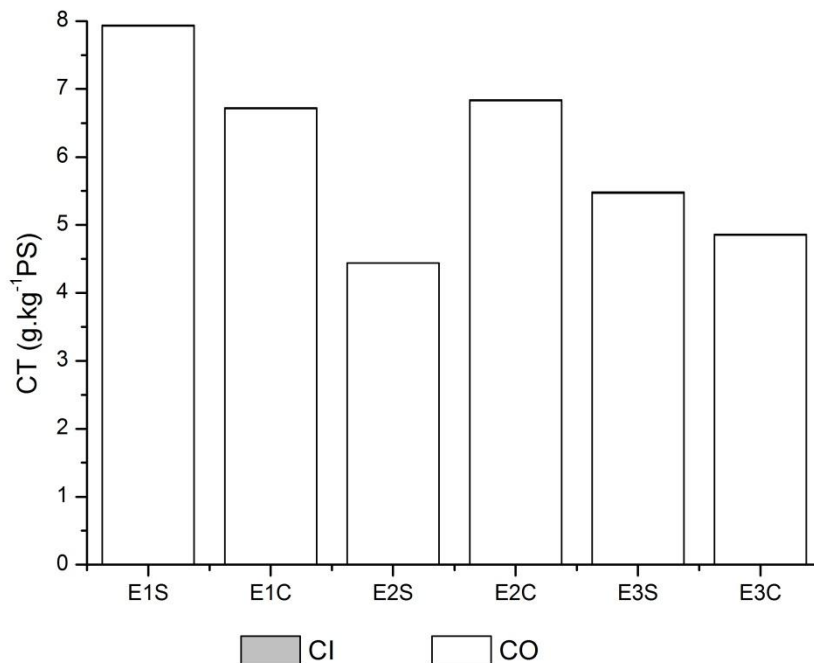
5.5.3 Carbono Total na Macrófita

As concentrações de Carbono Total (CT) presentes nas macrófitas estão representadas na Figura 34. Observa-se que a concentração de carbono foram superiores no

período seco, nas estações E1-Seco e E3-Seco ($7,94 \pm 2,66 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$ e $5,48 \pm 0,52 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, respectivamente), enquanto que as concentrações para o período chuvoso foi de $6,72 \pm 1,19 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$ e $4,86 \pm 0,42 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$, para as estações E1-Chuvoso e E3-Chuvoso. Por outro lado, na E2, a concentração foi maior no período chuvoso, sendo $6,84 \pm 0,48 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$ na E2-Chuvoso, enquanto que na E2-Seco foi de $4,44 \pm 0,08 \text{ g.kg}^{-1}\text{PS}$.

Da mesma forma que sedimento, nas macrófitas ocorreu a predominância de CO.

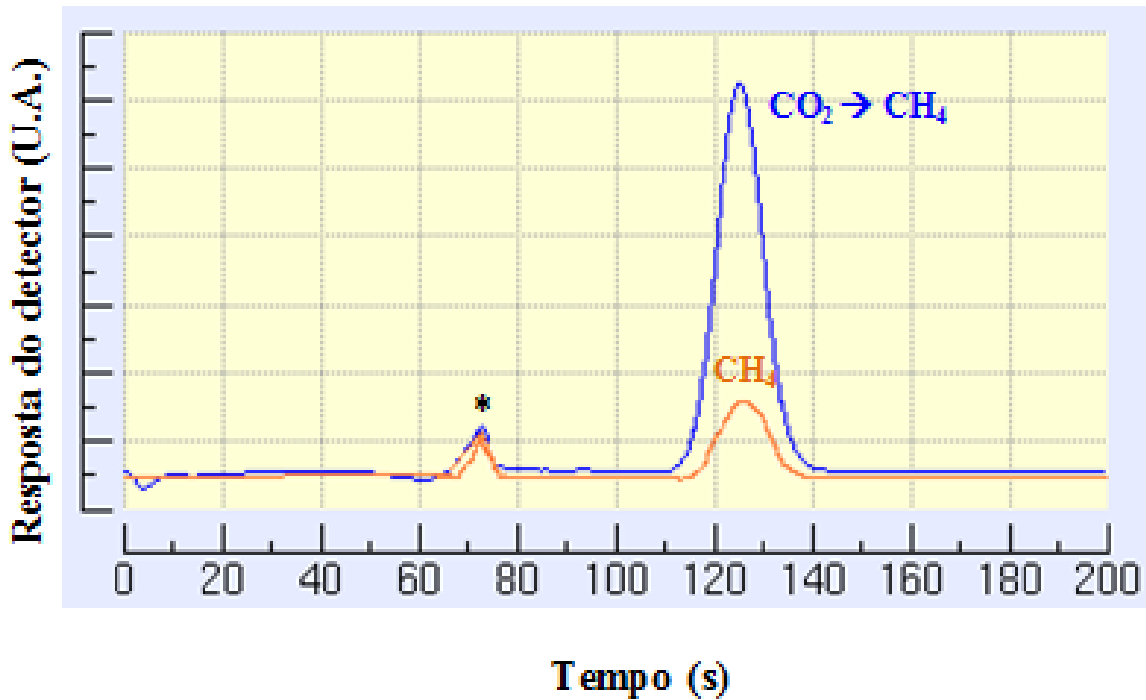
Figura 34 - Concentrações de Carbono Total, Carbono Inorgânico e Carbono Orgânico nas Macrófitas das Estações de Amostragens, nos períodos Seco e Chuvoso (n=1)



5.5.4 Dióxido de Carbono e Metano na interface água-ar

A Figura 35 apresenta o perfil do cromatograma obtido para a determinação direta do CH₄ (laranja) e do CO₂, após redução catalítica em coluna de níquel e geração de CH₄ (azul). A concentração de CH₄ estimada nessa última condição é a somatória da concentração de CH₄ originalmente presente na amostra com aquela gerada pelo processo de redução catalítica do CO₂, portanto, para determinar a estimativa da concentração de CO₂ é necessário subtrair a contribuição de CH₄ originalmente presente na amostra gasosa.

Figura 35 – Perfil do cromatograma obtido para a determinação direta do Metano e do Dióxido de Carbono, após conversão catalítica do composto a Metano.
(*) Sinal não identificado



A Tabela 10 apresenta os parâmetros operacionais utilizados para a determinação analítica de CH_4 e CO_2 por GC-FID. Outros parâmetros utilizados para determinar o limite de detecção do fluxo emitido de cada composto foram: pressão de 1 atm, temperatura ambiente de 25 °C, tempo de exposição de 10 min e uma câmara de difusão de seção transversal de 0,0165 m².

Tabela 10 – Figuras de mérito utilizados para a determinação analítica de Metano e Dióxido de Carbono por GC-FID.

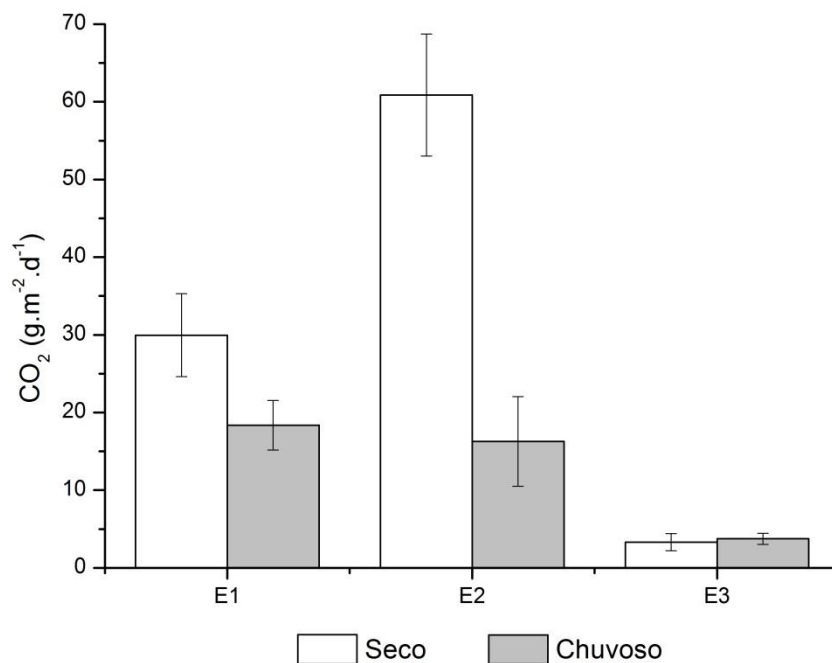
Composto de interesse	CH_4	CO_2
Tempo de retenção	2,1 min	2,3 min
Faixa de trabalho	0,95 – 60,0 mg L ⁻¹	195 – 4000 mg L ⁻¹
Precisão (n=3)	± 32 mg L ⁻¹	± 1,3 mg L ⁻¹
Limite de detecção do fluxo ^a	0,09 g m ⁻² d ⁻¹	0,17 g m ⁻² d ⁻¹

5.5.4.1 Dióxido de Carbono

Os fluxos de Dióxido de Carbono (CO_2) obtidos nas amostras de gases na interface água-ar são apresentados na Figura 36. O maior fluxo foi encontrado na E2-Seco, com 60,86

$\pm 7,85 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, enquanto que na E2-Chuvoso o fluxo foi bem menor, de $16,27 \pm 5,76 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Na E1, os fluxos tiveram comportamento semelhante, com maior valor no período seco, ($29,95 \pm 5,33 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), enquanto que na E2-Chuvoso o fluxo foi de $18,34 \pm 3,19 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Na E3, os fluxos foram baixos em ambos os períodos, sendo $3,31 \pm 1,12 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ na E3-Seco e $3,74 \pm 0,72 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ na E3-Chuvoso.

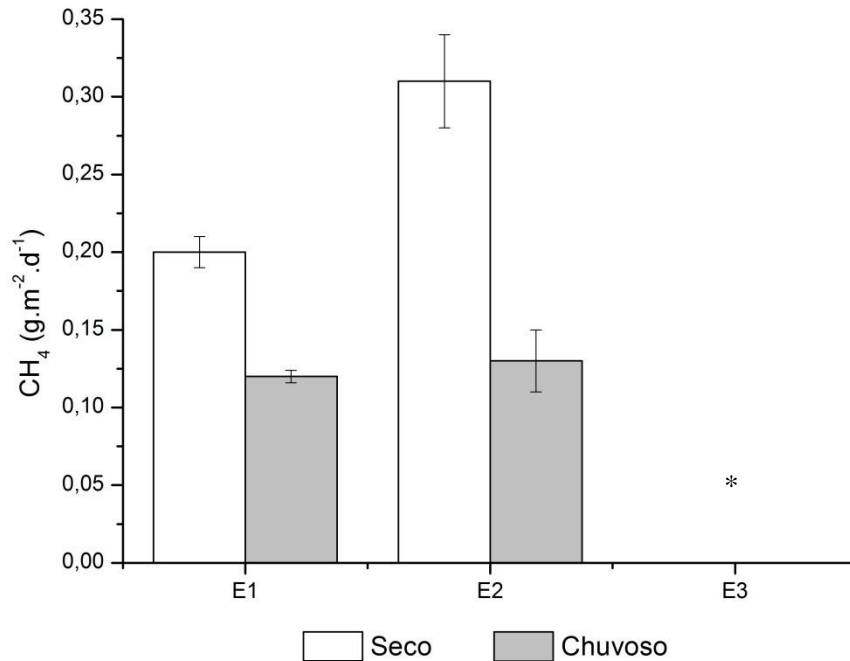
Figura 36 - Fluxos de Dióxido de carbono nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, nos períodos Seco (S) e Chuvoso (C) (n=3).



5.5.4.2 Metano

Os fluxos de metano (CH₄) encontrados na interface água-ar são apresentados na Figura 37. O maior fluxo foi obtido na E2-Seco ($0,31 \pm 0,03 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) enquanto que na E2-Chuvoso o fluxo foi de $0,13 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. No período seco, a estação E1-Seco ($0,20 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), foi superior em relação a E1-Seco ($0,12 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Não foi possível detectar fluxos de metano abaixo de $0,001 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ nas estações E3-Seco e E3-Chuvoso.

Figura 37 - Fluxos de Metano nas Estações de Amostragens 1, 2 e 3, nos períodos Seco e Chuvoso (n=3). *Valor não detectável.



Segundo Kadlec e Knight (1996) *apud* Wynn e Liehr (2001), o COD encontra-se distribuído desigualmente entre os seus compartimentos, sendo 1% de COT no sedimento enquanto que na coluna d'água pode representar até 90% do carbono dissolvido. No entanto, neste trabalho foi observado o inverso: o sedimento conseguiu armazenar maiores concentrações de COT, em relação à água. O alto teor de carbono orgânico no sedimento indica que esta matriz nas zonas úmidas provavelmente funciona como sumidouro, recebendo inclusive os detritos das macrófitas presentes na região. Para Santino e Bianchini (2015), a decomposição das macrófitas é um processo dissociado, sendo que o COP é assentado e os sedimentos acumulados sobre a fração hidrossolúvel e os COD são geralmente processados na coluna d'água.

Ao analisar os compartimentos que contêm carbono, verifica-se que o sedimento é o compartimento que mais incorpora carbono orgânico, seguido pelas macrófitas, enquanto que na água é possível encontrar a presença principalmente de CID. Conforme Santino e Bianchini (2015), a composição química dos detritos é um fator-chave que afetam as taxas de emissão de CO₂ e CH₄, assim como os fatores extrínsecos de interação que possam afetar os fluxos de processos químicos bentônicos da decomposição por sedimentos anaeróbicos. O

tipo de macrófita, a presença e proporção de COD interferem na degradação anaeróbia, sendo que o COD consiste em um facilitador, que apoia o crescimento de microrganismos e intensifica a mineralização (CUNHA e BIANCHINI, 2015). Estes autores obtiveram uma relação entre o carbono mineralizado nas macrófitas que foi lançado em forma de gás de aproximadamente 79%, enquanto que 21% ficaram na forma de CID. Por esta razão, as macrófitas aquáticas são apontadas como importantes fontes de detritos autóctones em zonas úmidas e influencia significativamente a dinâmica do CH₄ (BIANCHINI JR. *et al.*, 2010; PETRUZZELLA *et al.*, 2013).

Zonas úmidas permanentemente inundadas podem emitir mais CH₄ do que zonas úmidas intermitentes (ALTOR; MITSCH, 2006; BELGER, 2007; BERNAL, 2013), assim como foi observado por Altor e Mitsch (2006), que obteve valores de 0,04 g.m⁻².d⁻¹ para as regiões permanentemente inundadas, enquanto que para as áreas com inundação intermitentes, o fluxo era na média 0,01 g.m⁻².d⁻¹.

Ao considerar os fluxos de CO₂ emitidos pelas estações de amostragem, estes variaram de 18,34 a 29,95 g.m⁻².d⁻¹, para as estações E1-C e E1-S, respectivamente, 16,27 a 60,86 g.m⁻².d⁻¹, para as estações E2-C e E2-S, e 3,31 a 3,74 g.m⁻².d⁻¹, para as estações E3-S e E3-C. Comparando com alguns autores, a E3 obteve valores semelhantes aos de Belger (2007), na ordem de 3,11 a 3,78 g.m⁻².d⁻¹, para o Rio Negro. Como a E3 apresenta características de menos poluída, pode ser levado em consideração que o aporte de matéria orgânica proveniente dos esgotos domésticos lançados clandestinamente na E2 é a principal razão para o elevado fluxo de gás carbônico nesta estação.

Além disso, para Lima (2002), a saturação de OD próximo à superfície pode atingir valores maiores que 8,40 mg.L⁻¹, elevando o potencial químico e biológico de oxidação do CH₄. A estação E1-Chuvoso apresentou concentração de OD acima (9,30 mg.L⁻¹), o que pode ter oxidado alguma parcela do metano gerado no fundo.

Em relação a CH₄, este estudo obteve uma variação de 0,12 a 0,20 g.m⁻².d⁻¹, para as estações E1-C e E1-S, 0,13 a 0,31 g.m⁻².d⁻¹, para as estações E2-C e E2-S. A estação E1 pode ser comparada com os fluxos obtidos por Marani e Alvala (2007) apud Sha *et al.* (2011) nas planícies e lagoas aluviais do Pantanal (0,14 g.m⁻².d⁻¹). Valores mais elevados de fluxos de metano foram obtidos em wetlands construídas, por Picek, com fluxos até 2,23 g.m⁻².d⁻¹, onde a carga orgânica é proveniente de esgotos, na República Checa. Valores baixos do nível de detecção da metodologia adotada foram registrados nas zonas úmidas interfluviais da Bacia do Rio Negro, na faixa de 0,02 a 0,03 g.m⁻².d⁻¹ (BELGER, 2007) e nas usinas de Tucuruí e de

Samuel, cujos fluxos obtidos foram na ordem de 0,003 a 0,03 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ e 0,04 a 0,12 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, respectivamente (LIMA, 2002).

Além disso, a profundidade das estações também interferem na emissão dos gases, sendo que nas estações E2-Seco e E2-Chuvoso, por possuírem a menor profundidade da coluna d'água e a zona fótica estar próxima a superfície, possibilitam uma maior exposição a oxidação do CH_4 com o OD na coluna d'água e propiciando a formação de CO_2 , diferentemente das estações E1-Seco, E1-Chuvoso, E3-Seco e E3-Chuvoso, cujas profundidades são maiores assim como a altura da zona fótica, uma vez que a altura do nível de água determina a localização e a extensão dos processos anaeróbios e aeróbios no perfil d'água (MOORE e DALVA, 1993 *apud* LIIKANEN *et al.*, 2006). Ademais, segundo Belger (2007), a pouca profundidade da coluna d'água pode afetar no aprisionamento dos gases no sedimento devido a diminuição da pressão hidrostática. Além disso, MOURA *et al.* (2009) salientam que *Salvinia sp.* bloqueia a passagem de luz solar, por isto diminui a ocorrência da fotossíntese na coluna abaixo das mesmas, propiciando condições anóxicas e ocorrência de metanogênese. Esta espécie foi dominante nas estações de coleta.

Comparando as temperaturas sazonalmente, verificam-se os maiores valores no período chuvoso, em relação aos obtidos durante o período seco, nas três Estações de amostragem, como esperado. No entanto, a emissão de gases de efeito estufa foram menores neste período para as estações E1 e E2, o que difere com os resultados de SHA *et al.* (2011), que verificaram maior emissão de CH_4 durante o verão, em relação a outras estações do ano, em razão da temperatura relativamente elevada no verão estimular a atividade microbiana anaeróbia e aeróbia, com consumo elevado de oxigênio, proporcionando melhores condições para a metanogênese. Além disso, com o movimento da água após eventos de tempestades pode ocorrer a entrada de oxigênio no perfil d'água e inibir a metanogênese e a ocorrência de metanotrofia (JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001).

Ademais, o pH apresentou valores menores próximo ao fundo da coluna d'água das estações E2-Chuvoso, E3-Seco e E3-Chuvoso, indicando uma característica ligeiramente ácida das águas e foi verificada uma menor emissão de CH_4 nestas estações, o que pode ser atribuído ao pH baixo, que impediu a ocorrência da metanogênese nesta estação.

Outro fator que pode ser responsável pela baixa emissão de CH_4 na E3 é a composição do sedimento que é um importante responsável pela produção de metano (DEVOL *et al.*, 1994 *apud* BELGER, 2007). Segundo Belger, a predominância de areia indica menos substrato orgânico para ser decomposto.

Observa-se que ocorre um maior lançamento dos gases na E2-Seco, mesma estação que concentra as maiores frações de carbono inorgânico no sedimento e na coluna d'água (superficial e fundo), com concentrações de CDI mais que o dobro em relação ao CDO, indicando que os compostos de carbono são mineralizados e transformados em gases. O maior fluxo de gases verificado no mês de agosto, período seco, pode ter ocorrido devido ao aumento da concentração da matéria orgânica, fornecendo mais substrato para respiração e decomposição (BELGER, 2007).

Como na E2 possui a ocorrência de macrófitas enraizadas, este fator pode interferir na emissão de CH₄, uma vez q este gás pode ser transportado do sedimento para a atmosfera através das aerênquimas (LIMA, 2002). Portanto, as emissões podem ser superiores as medidas na estação E2.

5.6 Tratamento Estatístico dos Dados

5.6.1 Correlação de Spearman

Os valores adotados para a realização das análises estatísticas estão apresentados no Anexo deste trabalho, juntamente com os respectivos desvio padrão.

As Tabelas 11 a 15 apresentam os resultados obtido através da análise estatística de correlação de Spearman. Os dados registraram correlação significativa das médias da água coletada entre a superfície e o fundo entre o SST e o PT ($\rho_s = 1,00$, $p=0,00$); CH₄ e CaCO₃ ($\rho_s = 0,97$, $p=0,01$); CH₄ e NT; CaCO₃ e CO₂; CH₄ e CO₂ ($\rho_s = 0,93$, $p=0,02$); SST e CDT; PT e CDT; turbidez e SST; turbidez e PT; CID e CDT; CO₂ e PO₄; PO₄ e pH; CE e pH ($\rho_s = 0,94$, $p=0,00$); NT e CaCO₃ ($\rho_s = 0,90$, $p=0,03$); CID e SST; CID e PT; NT e CID; PO₄ e CE ($\rho_s = 0,89$, $p=0,02$); CaCO₃ e PO₄ ($\rho_s = 0,84$, $p=0,04$); e SST e PO₄; PT e PO₄; turbidez e pH; CO₂ e pH; PO₄ e CID; CDT e turbidez ($\rho_s = 0,83$, $p=0,03$).

Tabela 11 - Correlação de Spearman (ρ_s) entre as médias das variáveis físicas e químicas da coluna d'água (superfície e fundo) e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	SST	CaCO ₃	PT	PO ₄	CID	CDT	NT	pH	CO ₂
PT	1,00	-	-	-	-	-	-	-	-
PO₄	0,83	0,84	0,83	-	-	-	-	-	-
CID	0,89	-	0,89	0,83	-	-	-	-	-
CDT	0,94	-	0,94	-	0,94	-	-	-	-
NT	-	0,90	-	-	0,89	-	-	-	-
pH	-	-	-	0,94	-	-	-	-	-
CE	-	-	-	0,89	-	-	-	0,94	-
Turbidez	0,94	-	0,94	-	-	0,83	-	0,83	-
CO₂	-	0,93	-	0,94	-	-	-	0,83	-
CH₄	-	0,97	-	-	-	-	0,93	-	0,93

As correlações entre as concentrações de superfície da coluna da água com os fluxos de dióxido de carbono e metano (Tabela 12), apresentaram correlações elevadas para CDT e SST; turbidez e PT ($\rho_s = 1,00$, $p = 0,00$); CaCO₃ e CE; CH₄ e CE ($\rho_s = 0,99$, $p = 0,01$); CH₄ e CaCO₃ ($\rho_s = 0,97$, $p = 0,01$); CID e SST; pH e PO₄; CO₂ e PO₄; CID e CDT; NT e CE; OD e pH ($\rho_s = 0,94$, $p = 0,00$); CaCO₃ e CO₂; CH₄ e NT; CH₄ e CO₂ ($\rho_s = 0,93$, $p = 0,02$); NT e CaCO₃ ($\rho_s = 0,90$, $p = 0,03$); NT e CID; CE e CO₂ ($\rho_s = 0,89$, $p = 0,02$); PO₄ e CaCO₃ ($\rho_s = 0,84$, $p = 0,04$); SST e PT; CDT e PT; CID e PO₄; OD e PO₄; turbidez e SST; turbidez e CDT; pH e CO₂ ($\rho_s = 0,83$, $p = 0,03$).

Tabela 12 - Correlação de Spearman entre as variáveis de superfície da coluna d'água e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	SST	CaCO ₃	PT	PO ₄	CID	CDT	NT	pH	CE	CO ₂
PT	0,83	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PO ₄	-	0,84	-	-	-	-	-	-	-	-
CID	0,94	-	-	0,83	-	-	-	-	-	-
CDT	1,00	-	0,83	-	0,94	-	-	-	-	-
NT	-	0,90	-	-	0,89	-	-	-	-	-
pH	-	-	-	0,94	-	-	-	-	-	-
CE	-	0,99	-	-	-	-	0,94	-	-	-
OD	-	-	-	0,83	-	-	-	0,94	-	-
Turbidez	0,83	-	1,00	-	-	0,83	-	-	-	-
CO ₂	-	0,93	-	0,94	-	-	-	0,83	0,89	-
CH ₄	-	0,97	-	-	-	-	0,93	-	0,99	0,93

Por outro lado, as correlações entre as concentrações de fundo da coluna da água com os fluxos de dióxido de carbono e metano (Tabela 13), apresentaram correlações elevadas para PT e SST; PO₄ e pH ($\rho_s = 1,0000$, $p = 0,00$); SST e turbidez; turbidez e PT; PO₄ e CO₂; CO₂ e pH ($\rho_s = 0,94$, $p = 0,00$); CaCO₃ e CID; NT e CH₄; CO₂ e CH₄ ($\rho_s = 0,90$, $p = 0,02$); CaCO₃ e NT ($\rho_s = 0,90$, $p = 0,03$); SST e CID; PT e CID; NT e CID; PO₄ e CE; pH e CE ($\rho_s = 0,89$, $p = 0,02$); CaCO₃ e PO₄; CaCO₃ e pH ($\rho_s = 0,84$, $p = 0,04$); SST e PO₄; PT e PO₄; PO₄ e CID; SST e CDT; PT e CDT; CDT e CID; pH e SST; pH e PT; pH e CID ($\rho_s = 0,83$, $p = 0,03$).

Tabela 13 - Correlação de Spearman entre as variáveis de fundo da coluna d'água e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	SST	CaCO ₃	PT	PO ₄	CID	NT	pH	CO ₂
PT	1,00	-	-	-	-	-	-	-
PO₄	0,83	0,84	0,83	-	-	-	-	-
CID	0,89	0,93	0,89	0,83	-	-	-	-
CDT	0,83	-	0,83	-	0,83	-	-	-
NT	-	0,90	-	-	0,89	-	-	-
pH	0,83	0,84	0,83	1,00	0,83	-	-	-
CE	-	-	-	0,89	-	-	0,89	-
Turbidez	0,94	-	0,94	-	-	-	-	-
CO₂	-	-	-	0,94	-	-	0,94	-
CH₄	-	-	-	-	-	0,93	-	0,93

Desta forma, as concentrações do fundo apresentaram mais correlações entre as variáveis, sendo que o SST foi o que apresentou maior correlação entre os demais parâmetros. Por outro lado, na análise entre as variáveis da superfície, o parâmetro que maior apresentou correlação foi o CaCO₃, enquanto que nas médias entre fundo e superfície foi SST.

Em relação aos gases, o CO₂ apresentou correlações significativas com o PO₄ e pH tanto das concentrações médias da superfície e do fundo, assim como as concentrações de superfície e fundo, enquanto que o CH₄ apresentou correlações significativas com o NT, indicando uma grande influência com os nutrientes para emissão do CO₂ e CH₄. Além disso, observa-se uma alta correlação entre o CO₂ e o CH₄.

Em relação ao sedimento, as variáveis que apresentaram correlações significativas foram (Tabela 14) CT com CO ($\rho_s = 1,00$, $p = 0,00$); CH₄ com o CO₂ ($\rho_s = 0,93$, $p = 0,02$). CO₂ com NT ($\rho_s = 0,89$, $p = 0,02$); e CH₄ com PT ($\rho_s = 0,84$, $p = 0,04$).

Tabela 14 - Correlação de Spearman entre as variáveis do sedimento e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	PT	CO	NT	CO ₂
CT	-	1,00	-	-
CO₂	-	-	0,89	-
CH₄	0,84	-	-	0,93

As correlações entre as concentrações analisadas nas macrófitas aquáticas estão apresentadas na Tabela 15. As correlações mais significativas são CT e CO ($\rho_s = 1,00$, $p=0,00$); CH₄ com CO₂ ($\rho_s = 0,93$, $p=0,02$); e NT com PT ($\rho_s = 0,89$, $p=0,02$).

Tabela 15 - Correlação de Spearman entre a biomassa e as variáveis das macrófitas e os fluxos gasosos. Estão apresentadas apenas as variáveis que obtiveram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	PT	CO	CO₂
CT	-	1,00	-
NT	0,89	-	-
CH₄	-	-	0,93

Entre as correlações de Spearman obtidas com as médias das amostras superficiais e de fundo e com as concentrações de superfície e fundo, a variável que apresentou correlação mais significativa foi o SST, principalmente com o PT, CID, CDT e turbidez.

O OD apresentou correlações significativas apenas com o PO₄ e pH nas variáveis de superfície, apesar de ser um parâmetro tão importante para oxidação da matéria orgânica.

Quanto aos nutrientes, observou-se que ocorreu correlação significativa apenas entre o NT com os compostos de carbono inorgânico (CaCO₃ e CID).

5.6.2 ANOVA

Para verificar se ocorre variação espacial e temporal entre os fluxos de gases, foi realizado o teste ANOVA seguido pelo teste de Tukey, os quais são apresentados nas Tabelas 16 e 17, respectivamente.

Tabela 16 - Variação espacial entre as estações para CO₂ e CH₄..

Parâmetros estatísticos	CO₂	CH₄
F	8,08	13,02
Fc	3,68	3,68
p	0,00	0,00
E1-E2	0,26	0,06
E1-E3	0,08	0,05
E2-E3	0,00	0,00

Tabela 17 - Variação temporal entre as estações para CO₂ e CH₄.

Parâmetros estatísticos	CO₂	CH₄
F	4,43	2,47
Fc	4,49	4,49
p	0,05	0,13
Seco-Chuvoso	0,05	0,13

Desta forma, ocorre variação espacial entre as estações na emissão dos gases CO₂ e CH₄ (p=0,0041 e p=0,0005, respectivamente). Levando em consideração as estações, as que apresentaram significativas correlações foram a E2 com a E3, para ambos os gases (p=0,0032 e p=0,0005, respectivamente).

Em relação a variação sazonal, ocorreu correlação significativa apenas para o CO₂ (p=0,05).

Por outro lado, considerando que para fazer a análise de variação temporal e espacial para a E3 adotou-se o valor mínimo de detecção para o CH₄ na E3 (0,09 g.m⁻².d⁻¹), por esta razão foram considerados apenas os resultados das análises feita para o CO₂, desta forma, é possível afirmar que ocorreu variação espacial e temporal entre as estações.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos permitem afirmar que ocorreu variação sazonal e espacial entre as estações, principalmente a E2 que se comportou de forma distinta das demais e em ambas as amostragens. Esta estação é a que apresenta valores elevados de PT, NT, SST, CE, indicadores de poluição por esgoto bruto, além de emitir os maiores fluxos de metano e gás carbônico, embora não proporcionalmente com a quantidade de CDI presente, quando comparado com as demais estações.

As macrófitas, por sua vez, armazenaram grande quantidade de PT e NT, principalmente na E2, assim como nas amostras de água. Por outro lado, o sedimento armazenou grande quantidade de PT proveniente dos dejetos das macrófitas apenas da E2 e demonstrou ser um bom acumulador de NT, nas três estações.

As zonas úmidas do Reservatório da Billings estudadas emitiram quantidade significativa de CO₂ e CH₄, principalmente na E2, devido a diversos fatores, sendo os principais a concentração de NT e PT, responsável também pelo estado hipereutrófico no braço Rio Grande, além da alcalinidade, elevada concentração de CDI e a profundidade.

Considerando que as altas concentrações de nitrogênio, fósforo e carbono provenientes da coluna d'água, macrófitas e sedimentos da zona úmida da Billings contribuíram para aumentar a emissão de gases de efeito estufa, cuja origem provavelmente do lançamento de esgoto doméstico e poluição difusa remanescente, soma-se mais uma razão para impedir o despejo de efluente neste reservatório cujo principal uso é de abastecimento público e proteger suas zonas úmidas.

Por outro lado, para um melhor entendimento da influência da carga poluidora sobre a emissão de gases de efeito estufa, seguem algumas sugestões para complementação deste trabalho:

- Fazer coletas em vários pontos na mesma estação da zona úmida, incluindo coletas nos córregos, à montante, e no canal central do Braço do Rio Grande, à jusante, para verificar as diferenças limnológicas na mesma estação para o mesmo período e o comportamento da carga poluidora nos três ecossistemas aquáticos;
- Além de coletar as macrófitas, fazer coleta das algas para melhor entendimento dos processos de fotossíntese que ocorrem na zona úmida;

- Para analisar a sazonalidade dos fenômenos de geração de gases de efeito estufa, realizar pelo menos quatro coletas durante o ano (verão, outono, inverno e primavera) e, de preferência, em um período que esteja ocorrendo precipitações normais e não em um período de escassez, como ocorreu neste trabalho;
- Determinação das vazões para viabilizar o cálculo das cargas das variáveis limnológicas analisadas neste trabalho, como carbono nitrogênio e fósforo, afim de investigar a heterogeneidade espacial das condições químicas do sistema..
- Investigar o principal meio de emissão de CH_4 , se através de ebulição ou difusão. Além disso, medir além dos fluxos de CO_2 e CH_4 , os fluxos de N_2O , para quantificar a geração dos gases de efeito estufa;
- Estimar o fluxo diário dos gases de efeito estufa através de amostragens no final do período da manhã, final da tarde, início da noite e início da manhã do dia seguinte. A coleta de amostras durante o ciclo nictemeral permitirá uma maior acuracidade quanto ao cálculo do fluxo diário dos gases investigados e inferir acerca da influência das variáveis climáticas sobre a variação de emissão destes gases.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, D.D. Theoretical diffuse flux of greenhouse gases - methane and carbon dioxide – at the sediment-water interface of some lake and reservoirs of the world. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie*, 29: 583-586, 2005.

ALONGI, D.M.; TROTT, L.A.; PFITZNER, J. Deposition, mineralization, and storage of carbon and nitrogen in sediments of the far northern and northern Great Barrier Reef shelf. *Continental Shelf Research* 27: 2595-2622, 2007.

ALTOR, A. E.; MITSCH, W. J. Methane flux from created riparian marshes: Relationship to intermitent *versus* continuous inundation and emergente macrophytes. *Ecological Engineering*, 28: 224-234, 2006.

ANDERSEN, J.M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research.*, 10(4): 329-331, 1976

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostras de solo-preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo análise granulométrica. Rio de Janeiro: 1984.

BARBIER, E. B. Wetlands as natural assets. *Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques*, 56 (8): 1360-1373, 2011.

BELGER, L. Fatores que influem na emissão de CO₂ e CH₄ em áreas alagáveis interfluviais do médio Rio Negro, 2007. 94 f. Tese (Doutorado em Biologia tropical e recursos naturais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007.

BERNAL, B.; MITSCH, W. Carbon sequestration in freshwater in Costa Rica and Botswana. *Biogeochemistry*, 115: 77-93, 2013.

BIANCHINI JR., I. Aspectos do processo de decomposição nos Ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPEO, M.L.M. (ed). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*, São Luís:

Gráfica e Editora União, 198 pg., 1999. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_docman&Itemid=183>.

BIANCHINI Jr., I.; SANTINO, M. B.C.; ROMEIRO, F.; BITAR, A. L. As emissões de metano e dióxido de carbono durante a decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas de uma lagoa tropical (São Paulo, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 2010

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. Casa Civil, Subchefia para assuntos jurídicos.

BUBIER, J.L. The relationship of vegetation to methane emission and hydrochemical gradients in northern peatlands. *Journal of Ecology*, 83: 403-420, 1995

BULLER, L.S.; BERGIER, I.; ORTEGA, E.; SALIS, S.M. Dynamic emergy valuation of water hyacinth in wetlands: an ecological approach. *Journal of Cleaner Production*, 54: 177-187, 2013.

BUNCHAFT, G.; KELLNER, S. R. O.; *Estatística sem mistérios*. 2.ed. Petrópolis: Vozes, 1999. v.2.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. 789 p.

CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. Influence of water level variation on fertilization of an oxbow lake of Rio Mogi-Guaçu, state of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 299:185-193, 1995

CAO, M.; GREGSON, K.; MARSHALL, S. Global methane emission from wetlands and its sensitivity to climate change. *Atmospheric Environment*, 32:3293–3299, 1998

CECH, T. V. **Recursos Hídricos: história, desenvolvimento, política e gestão**. 1 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2013.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2012**. [Recurso eletrônico]/CETESB. – São Paulo: CETESB, 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: Novembro, 2013.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014**. [Recurso eletrônico]/CETESB - São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: Novembro, 2015.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Sistema de informações da qualidade de ar. Relatórios – Valores Diários**. Disponível em: <<http://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar/relValoresDiarios.do?method=filtrarUgrhisEstacoesPorParametro>>. Acesso em: Dezembro, 2015.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Sistema de informações da qualidade de ar. Relatórios – Valores Diários**. Disponível em: <<http://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar/relValoresDiarios.do?method=filtrarUgrhisEstacoesPorParametro>>. Acesso em: Dezembro, 2015.

COWARDIN, L.M.; GOLET, F.C. US Fish and Wildlife Service 1979 wetland classification: A review. *Vegetatio*, 118: 139-152, 1995

DUNFIELD, P.; KNOWLES, R.; DUMONT, R.; MOORE, T.R.. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: response to temperature and pH. *Soil Biological Biochemical*, 25(3): 321-326, 1993.

ESTEVEES, F.A.; CAMARGO, A.F.M. Caracterização de 17 reservatórios do Estado de São Paulo com base no teor de feopigmentos, carbono orgânico e nitrogênio orgânico. *Ciência. Cultura*, 34(5): 669-674, 1982.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790 p.

EULISS JR., N.H; GLEASON, R.A.; OLNES, A.; MCDUGAL, R.L.; MURKIN, H.R.; ROBERTS, R.D.; BOURBONNIERE, R.A.; WARNER, B.G. North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the Total Environment* 361: 179-188, 2006.

FEARNSIDE, P.M. Hidrelétricas como “Fabricas de Metano”: o papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. *O Ecologia Brasiliensis*, 12(1): 100-115, 2008.

GARCIA, J.L.; PATEL, B.K.C.; OLLIVIER, B. Taxonomic, phylogenetic and ecological diversity of methanogenic Archae. *Anaerobe* 6: 205-226, 2000.

GRIPP, A.R.; MARINHO, C.C.; SANCHES, L.F.; PETRUZZELLA, A; ESTEVES, F.A. The role played by aquatic macrophytes regarding CO₂ balance in tropical coastal lagoon (Cabiúnas Lagoon, Macaé, RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia* 25(3): 291-301, 2013.

GRÜNFELD, S.; BRIX, H. Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquatic Botanic*, 64: 63-75, 1999

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Brasil: IBGE, 2015. Disponível em: www.cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=35&search=sao-paulo. Acesso em: Novembro, 2015.

JOABSSON, A; CHRISTENSEN, T.R. Methane emissions from wetlands and their relationship with vascular plants: an Arctic example. *Global Change Biology* 7:919–932, 2001.

JONES, D.L. Organic acids in the rhizosphere – a critical review. *Plant and soil* 205: 25-44, 1998.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D. P. Dodge [ed.] proceedings of the International Large River Symposium. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 10: 110-127, 1989.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L.D.; BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification, for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*. 24: 5-22, 2014.

KADLEC, R.H.; PRIES, J.; LEE, K. The Brighton treatment wetlands. *Ecological Engineering*. 47: 56-70, 2012.

KAYRANLI, B.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A.; HEDMARK, A. Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review. *Wetlands* 30:111–124, 2010.

KUFNER, D.C.L.; SCREMIN-DIAS, E.; GUGLIERI-CAPORAL, A. Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. *Rodriguésia* 62: 803-812, 2011.

LAANBROEK, H. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Annals of Botany* 105: 141–153, 2010.

LE MER, J; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Biology* 37:25–50, 2001.

LIIKANEN, A.; HUTTUNEN, J.T.; KARJALAINEN, S.M.; HEIKKINEN, K.; VÄISÄNEN, T.S.; NYKÄNEN, H.; MARTIKAINEN, P.J. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff water. *Ecological Engineering* 26:241–251, 2006.

LIMA, I.B.T. Emissão de metano por reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potencia, 2002. 119 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MALMER, N.; JOHANSSON, T.; OLSRUD, M.; CHRISTENSEN, T.R. Vegetation, climate changes and net carbon sequestration in a North-Scandinavian subarctic mire over 30 years. *Global Change Biology* 11:1895–1909, 2005.

MANDER, Ü.; LÖHMUS, K.; TEITER, S; MAURING, T.; NURK, K.; AUGUSTIN, J. Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the total environment* 404: 343–353, 2008.

MARANI, L.; ALVALÁ, P.C.. Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. *Atmospheric Environment* 41: 1627-1633, 2007.

MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação; SEPED – Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento; CGMC – Coordenação Geral de Mudanças Globais de Clima. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil.** Brasília, 2013. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/mudancasclimaticas/geesp/file/docs/publicacao/nacional/226591.pdf>>. Acesso em: Maio, 2015.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. As zonas úmidas cuidam da água, 2013. Disponível em: <www.mma.gov.br/publicacoes/biodiversidade/category/53-biodiversidade-

aquatica%3Fdownload%3D1057:revista-as-zonas-umidas-cuidam-da-água-dia-mundial-das-zonas-umidas-2013+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: Outubro, 2015.

MITSCH, W.J.; GOSELINK, J.G. Wetlands. Van Nostrand Reinhold, New York, 2nd ed., 1993.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. Wetlands. Van Nostrand Reinhold, New York, 4rd ed., 920p, 2000.

MOURA, M.A.M.; FRANCO, D.A.S.; MATALLO, M.B. Manejo integrado de macrófitas aquáticas. *Biológico*, 71 (91): 77-82, 2009.

NAHLIK, A.M.; MITSCH, W.J. Methane emissions from created riverine wetlands. *Wetlands*, 30:783-793, 2010.

NISHIMURA, P.Y. Ecologia da Comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP. 148 p, 2008.

NISHIMURA, P.Y. A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo). Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP, 135 p, 2012.

NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F.A. Variação temporal da biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, III: 617-632, 1990.

NUVOLARI, A; TELLES, D. A.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R. Esgoto Sanitário – Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola. 1 ed. São Paulo: FATEC –SP/CEETEPS – FAT, 2003.

PARKIN, T.B., VENTEREA, R.T. (2010). USDA-ARS GRACEnet Project Protocols Chapter 3 Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. Disponível em <<http://www.ars.usda.gov>>. Acesso em Fevereiro, 2015.

PETRUZZELLA, A.; MARINHO, C.C.; SANCHES, L.F.; MINELLO, M., ESTEVES, F.A. Magnitude e variabilidade da produção de metano e concentração em lagoas tropicais sedimentos costeiros. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(3), 2013.

PICEK, T.; CÍSKOVÁ, H; DUSEK, J. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland – Plants as important sources of carbon. *Ecological Engineering*, 31: 98-106, 2007.

POMPÊO, M. L. M; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas Aquáticas e Perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos**. 1 ed. São Carlos: RiMa, 134p. 2003.

POMPÊO, M.; KAWAMURA, P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA, S.C.; LOBO, F.L.; MEIRINHO, P.A.; BITENCOURT, M.D.; MEIRELLES, S.T. Heterogeneidade espacial horizontal da qualidade da água no reservatório Rio Grande, Complexo Billings, São Paulo, Brasil. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C.; DOVAL, J.C.L. *Ecologia de reservatórios e interfaces*. Instituto de Biociências – IB/USP, 2015. Disponível em: <ecologia.ib.usp.br/reservatórios/PDF/Cap._6_Reservatorio_Rio_Grande.pdf>.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006.

RICHARDSON, C.J. Mechanisms Controlling Phosphorus Retention Capacity in Freshwater Wetlands. *Science*, 228: 1424-1427, 2015

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Situação dos Mananciais. Disponível em: <<http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>>. Acesso em: Março, 2015.

SANTINO, M.B.C; BIANCHINI JR., I. Effects of detritus chemical composition on the anaerobic mineralization of *Salvinia auriculata* and *Utricularia breviscapa*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27(2): 202-212, 2015.

SANTOS, M.A.; ROSA, L.P.; MATVIENKO, B.; SANTOS, E.O; ROCHA, C.H.E. D., SIKAR, E.; SILVA, M.B.; JUNIOR, A.M.P.B. Emissões de gases de efeito estufa por reservatórios de hidrelétricas. *O ECOL. BRAS.*, 12(1): 116-129, 2008.

SCHIMMEL, J.P. Plant transport and methane production as controls on methane flux from arctic wet meadow tundra. *Biogeochemistry*, 28:183-200, 1995

SCHLESINGER, W.H. Soil organic mater: a source of atmospheric CO₂. In: *The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: measurement by remote sensing*. Woodwell, G.M. Wiley, New York, 111-127, 1984.

SHA, C.; MITSCH, W.J.; MANDER, U.; LU, J.; BATSON, J.; ZHANG, L.; HE, W. Methane emissions from freshwater riverine wetlands. *Ecological Engineering*, 37: 16-24, 2011.

SMA - Secretaria do Meio Ambiente / Coordenadoria de Educação Ambiental. **Billings**. São Paulo: SMA/CEA, 150 p, 2010.

SMA - Secretaria do Meio Ambiente / Coordenadoria de Planejamento Ambiental. *Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings*. São Paulo: Processo n° 7097/2007, Contrato SMA/CPLEA n° 09/2007, 2010.

STEINKE, V.A.; SAITO, C.H. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim. *Sociedade e Natureza*, 20(2): 43-67, 2008.

STRÖM, L; CHRISTENSEN, T.R. Below ground carbon turnover and greenhouse gas exchanges in a sub-arctic wetland. *Soil Biology & Biochemistry* 39:1689–1698, 2007.

TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44(11-12): 9–17, 2001.

THOMAZ, S.M; BINI, L.M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia* 10(1): 103-116, 1998.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.

USEPA. *Volunteer Wetland Monitoring - An Introduction and Resource Guide*. EPA. 843-B-00-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wetland Division, Washington, D. C. (2001). Disponível em: <<http://www.epa.org>>

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Environment* 3: 80, 48-67, 2007.

VYMAZAL, J. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. *Water* 2: 530-549, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

WANG, Y.; WANG, Y. Quick Measurement of CH₄, CO₂ and N₂O Emissions from a Short-Plant Ecosystem. *Advances in Atmospheric Sciences*, 20 (5): 842–844, 2003.

WANG, Y.; INAMORI, R.; KONG, H.; XU, K.; INAMORI, Y.; KONDO, T.; ZHANG, J. Influence of plant species and wastewater strength on constructed wetland methane emissions and associated microbial populations. *Ecological engineering*, 32: 22-29, 2008.

WALTER, B.P.; HEIMANN, M. A process-based, climate-sensitive model to derive methane emissions from natural wetlands: Application to five wetland sites, sensitivity to model parameters, and climate. *Global biogeochemical cycles*, 14 (3): 745-765, 2000.

WHALEN, S.C. Biogeochemistry of Methane Exchange between Natural Wetlands and the Atmosphere. *Environmental Engineering Science*, 22: 73–94, 2005.

WHITING, G. J.; CHANTON, J.P. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission *versus* carbon sequestration. *Tellus* 53B, 521-528, 2001.

WILSON, J.O.; CRILL, P.M.; BARTLETT, K.B.; SEBACHER, D.I.; HARRISS, R.C.; SASS, R.L. Seasonal variation of methane emissions from a temperate swamp. *Biogeochemistry*, 8: 55–71, 1989.

WYNN, T.M.; LIEHR, S. K. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering*, 16: 519–536, 2001.

ANEXO

Variáveis físicas e químicas das estações de superfície (SUP) e fundo (FUN) da coluna d'água, no período Seco (S) e Chuvoso (C)

ESTAC ÕES	SST (mg.L ⁻¹)		Alcalinidade (mg.L ⁻¹)		N Total (mg.L ⁻¹)		PO ₄ (mg.L ⁻¹)		PT (mg.L ⁻¹)		CDT (mg.L ⁻¹)		CDO (mg.L ⁻¹)		CDI (mg.L ⁻¹)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
E1 SUP (S)	4,00	2,00	21,00	1,41	1,49	0,06	0,13	0,01	0,44	0,05	10,84	0,57	4,43	0,60	6,41	0,03
E1 FUN (S)	5,00	1,41	21,33	1,15	1,55	0,08	0,19	0,00	0,36	0,13	11,03	0,33	4,58	0,18	6,45	0,15
E2 SUP (S)	34,67	6,11	42,00	0,00	4,43	0,34	0,38	0,11	2,66	0,80	19,04	0,46	5,76	0,44	13,28	0,49
E2 FUN (S)	158,67	58,29	48,67	1,15	5,48	0,10	0,40	0,04	2,99	0,50	21,01	0,34	6,68	0,04	14,33	0,29
E3 SUP (S)	1,33	1,15	12,67	1,41	0,67	0,10	0,01	0,00	0,26	0,03	7,78	0,10	4,38	0,06	3,40	0,16
E3 FUN (S)	2,00	0,00	12,67	1,15	0,86	0,09	0,10	0,03	0,35	0,08	9,49	0,99	5,50	0,81	3,99	0,17
E1 SUP (C)	8,20	0,84	16,00	4,00	0,97	0,12	0,14	0,04	0,36	0,10	12,97	0,40	5,46	0,90	7,51	0,50
E1 FUN (C)	76,68	17,51	22,00	3,46	1,46	0,54	0,25	0,07	2,01	0,76	12,03	0,09	5,40	0,10	6,63	0,09
E2 SUP (C)	17,61	1,31	16,00	3,46	1,72	0,08	0,08	0,01	0,76	0,18	14,99	0,16	4,99	0,19	10,00	0,13
E2 FUN (C)	30,32	3,54	22,00	5,29	1,79	0,07	0,15	0,07	1,06	0,41	15,54	0,03	5,19	0,11	10,35	0,12
E3 SUP (C)	5,28	1,92	6,00	2,00	0,51	0,11	0,06	0,03	0,60	0,25	12,23	0,23	6,98	0,37	5,25	0,37
E3 FUN (C)	11,88	0,43	12,00	2,00	0,62	0,08	0,13	0,00	0,48	0,03	12,55	0,31	7,42	0,33	5,13	0,02

Variáveis físicas e químicas das estações de superfície (SUP) e fundo (FUN) da coluna d'água, no período Seco (S) e Chuvoso (C)

ESTAÇÕES	pH	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-2}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	OD (mg.L^{-1})	Turbidez (UNT)
E1 SUP (S)	7,14	144	20,70	8,40	11,1
E1 FUN (S)	6,22	147	19,30	7,54	10,6
E2 SUP (S)	7,60	217	24,40		225,0
E2 FUN (S)	7,60	217	24,40		225,0
E3 SUP (S)	5,89	109	19,78	5,41	7,3
E3 FUN (S)	5,00	103	16,00	0,12	10,4
E1 SUP (C)	9,38	130	29,00	9,30	8,5
E1 FUN (C)	6,25	305	26,00	0,41	600,0
E2 SUP (C)	6,88	139	29,40	6,69	18,8
E2 FUN (C)	6,16	141	27,40	2,34	110,0
E2 SUP (C)	6,30	74	25,90	6,27	17,6
E2 FUN (C)	6,12	71	24,80	4,45	22,8

Variáveis químicas do sedimento, no período Seco (S) e Chuvoso (C)

ESTAÇÕES	NT (g.kgPS^{-1})		PT (g.kgPS^{-1})		CT (g.kgPS^{-1})		CO (g.kgPS^{-1})		CI (g.kgPS^{-1})	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
E1 (S)	52,60	21,76	1,28	0,26	62,21	18,32	62,17	18,29	0,04	0,02
E2 (S)	67,14	19,78	453,27	32,50	52,85	2,03	52,59	1,99	0,26	0,04
E3 (S)	4,54	1,19	0,37	0,09	23,17	2,40	23,16	2,40	0,01	0,00
E1 (C)	64,10	26,90	0,36	0,15	12,44	0,43	12,44	0,43	0,00	0,00
E2 (C)	18,36	7,32	179,92	5,03	6,20	0,10	6,20	0,10	0,00	0,00
E3 (C)	2,18	0,48	0,10	0,05	0,52	0,04	0,52	0,04	0,00	0,00

Variáveis biológicas e químicas da macrófita, no período Seco (S) e Chuvoso (C)

ESTAÇÕES	Biomassa (g.m ⁻²)	NT (g.kgPS ⁻¹)	PT (g.kgPS ⁻¹)		CT (g.kgPS ⁻¹)		CO (g.kgPS ⁻¹)		CI (g.kgPS ⁻¹)		
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
E1 (S)	519,40	42,62	4,05	98,04	0,73	7,94	2,66	7,93	2,66	0,01	0,00
E2 (S)	403,08	93,24	12,00	280,61	44,72	4,44	0,08	4,44	0,08	0,00	0,00
E3 (S)	333,35	31,82	10,96	79,87	3,53	5,48	0,52	5,47	0,52	0,01	0,00
E1 (S)	136,27	50,89	3,32	372,87	49,26	6,72	1,19	6,71	1,20	0,01	0,00
E2 (S)	158,31	105,65	4,68	840,23	42,20	6,84	0,48	6,83	0,48	0,01	0,00
E3 (S)	41,26	117,30	45,80	427,35	10,32	4,86	0,42	4,85	0,42	0,01	0,00

Fluxos de CO₂ e CH₄, no período Seco (S) e Chuvoso (C)

ESTAÇÕES	CO ₂ (g.m ⁻² .d-1)		CH ₄ (g.m ⁻² .d-1)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
E1 (S)	29,95	5,33	0,20	0,01
E2 (S)	60,86	7,85	0,31	0,03
E3 (S)	3,31	1,12	<0,09	
E1 (C)	18,34	3,19	0,12	0,00
E2 (C)	16,27	5,77	0,13	0,02
E3 (C)	3,74	0,72	<0,09	

