

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**IMPACTOS DE EVENTOS CHUVOSOS NA DINÂMICA
FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA EM
RESERVATÓRIOS URBANOS
ESTUDO DE CASO: LAGOA DA PAMPULHA**

Julio Cesar Borges Belico

**Belo Horizonte
2017**

**IMPACTOS DE EVENTOS CHUVOSOS NA DINÂMICA
FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA EM
RESERVATÓRIOS URBANOS
ESTUDO DE CASO: LAGOA DA PAMPULHA**

Julio Cesar Borges Belico

Julio Cesar Borges Belico

**IMPACTOS DE EVENTOS CHUVOSOS NA DINÂMICA
FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA EM
RESERVATÓRIOS URBANOS
ESTUDO DE CASO: LAGOA DA PAMPULHA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Hidráulica e Recursos Hídricos

Linha de pesquisa: Hidrologia Urbana e Drenagem

Orientadora: Talita Fernanda das Graças Silva

Coorientador: Nilo de Oliveira Nascimento

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2017

B431i

Belico, Julio Cesar Borges.

Impactos de eventos chuvosos na dinâmica físico-química e biológica em reservatórios urbanos estudo de caso [manuscrito] : Lagoa da Pampulha / Julio Cesar Borges Belico. – 2017.
xxii, 178 f., enc.: il.

Orientadora: Talita Fernanda das Graças Silva.
Coorientador: Nilo de Oliveira Nascimento.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Anexos: f. 175-178.

Bibliografia: f. 165-174.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Recursos hídricos - Desenvolvimento - Teses. 3. Reservatórios - Teses. 4. Eutrofização - Teses. 5. Precipitação (Meteorologia) - Teses. 6. Pampulha, Lagoa da, Bacia (MG) - Teses. I. Silva, Talita Fernanda das Graças. II. Nascimento, Nilo de Oliveira. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte – BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Impactos de Eventos Chuvosos na Dinâmica físico- Química e Biológica em
Reservatórios Urbanos Estudo de Caso: Lagoa da Pampulha

JULIO CESAR BORGES BELICO

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof^a TALITA FERNANDA DAS GRAÇAS SILVA - Orientadora

Prof. NILO DE OLIVEIRA NASCIMENTO - Coorientador

Prof. CLEBER CUNHA FIGUEREDO

Prof^a BRIGITTE VINÇON-LITE

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento
Coordenador

Versão Final aprovada por

Prof^a. Talita Fernanda das Graças Silva
Orientadora

Belo Horizonte, 08 de agosto de 2017.

AGRADECIMENTOS

É com muita satisfação que entrego esta dissertação. Trabalhar com um tema inicialmente desconhecido foi um desafio, e durante o percurso foram inúmeras frases e observações que foram sendo construídas, muitas delas descartadas e algumas aproveitadas.

Primeiramente agradeço a Deus, pois foram várias coincidências e pequenas demonstrações de sorte que tive nesta caminhada.

Agradeço à Prof^a. Talita, pelas valiosas considerações de conteúdo, a enorme simpatia durante todo o mestrado e a compreensão que teve na reta final. Ao Prof. Nilo, pela cordialidade e ajuda em vários momentos importantes. Muito obrigado a vocês!

Aos amigos e colegas do setor de fiscalização da Secretaria do Estado de Meio Ambiente de Minas Gerais. Ao Heitor, que quando superintendente forneceu os meios para que eu cursasse as disciplinas. À minha chefe Larissa, pela oportunidade em ir às aulas e a flexibilidade quando precisava terminar algo. Ao meu parceiro Anderson, pela camaradagem, os inúmeros “galhos quebrados” e alguns atrasos de horário que ele pacientemente aceitou.

Agradeço aos membros da banca, pelo aprendizado que me propiciaram em tão pouco tempo. À Prof^a. Brigitte, pela arguição concisa de alguns pontos trabalhados. Ao Prof. Cleber, por sua leitura detalhada e pelo grande cuidado que teve em cada observação que fez, mesmo nos menores detalhes. Muito obrigado!

Ao João Guto, companheiro do SMARH, pelas várias dicas e ajudas prestadas. À Adrielly, pela amizade e o apoio sempre. Ao amigo de Viçosa, o Pulga, por ter me explicado sobre um tema com que trabalhou. Ao pessoal da república APG: Gadelha, Rafa e Prezi, por todas as boas conversas, a ótima convivência e a ajuda na reta final.

Aos meus pais, Manoel e Carmem, por tudo que fizeram e ainda fazem por mim. Aos meus irmãos, meus avôs, meus tios e primos, tanto dos Borges como dos Belicos. Aos grandes amigos desta vida, que direta ou indiretamente fizeram parte desta bela fase de aprendizado.

“O homem pode aprender a velejar com qualquer vento”

Provérbio italiano

RESUMO

Em ecossistemas tropicais tem sido percebida uma forte relação entre a sazonalidade do regime hidrológico e mudanças na biomassa e composição do fitoplâncton, notadamente em ecossistemas eutróficos. A Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Minas Gerais) é um reservatório urbano raso e hipereutrófico que vem apresentando dominância contínua de cianobactérias ao longo do ano. Este estudo se propõe a investigar a relação entre a dinâmica de um reservatório tropical e eventos chuvosos por meio de dados de monitoramento mensal e horário (2011-2015), juntamente com a aplicação do modelo eco-hidrodinâmico GLM-AED. A validação do modelo obteve os melhores resultados no período chuvoso, sendo o RMSE do perfil térmico determinado em 1,01 °C e da biomassa do fitoplâncton em 72,31 µg. Chl-a.l⁻¹, em um ano cujos valores mensurados em laboratório variaram entre 120,23 e 442,44 µg. Chl-a.l⁻¹. Foi evidenciado que os efeitos imediatos dos episódios de precipitação são a redução da condutividade e da biomassa fitoplantônica, estando sua ocorrência atrelada ao aumento da penetração de luz na coluna d'água. As medições da temperatura da água na superfície mensuradas em alta frequência pela boia e as simulações do GLM-AED permitiram determinar a menor influência dos episódios de precipitação sobre as alterações das temperaturas do epilímnio, sendo estas muito relacionadas às variações das temperaturas do ar e das radiações solares incidentes durante os eventos. De fato, a duração dos eventos e o total precipitado foram as características das séries de precipitação que foram melhor correlacionadas com as variações de parâmetros do reservatório mensurados pela boia e simulados pelo modelo. No período quente e chuvoso, a estratificação térmica se mostrou forte e os episódios de precipitação em quase sua totalidade não conseguiram ocasionar a desestratificação térmica, levando ao resfriamento do hipolímnio e a diminuição da profundidade da zona de mistura. Já na estação fria e seca, o reservatório se apresentou menos estável, sendo a desestratificação térmica notada entre os meses de abril e maio em todos os anos, acompanhada ou não por episódios de precipitação. Nesta estação o vento aparentou ter um papel mais importante, promovendo a mistura e à incorporação de nutrientes autóctones na superfície, sendo notado uma distribuição temporal e espacial distinta em sua ocorrência.

Palavras-chave: Reservatório urbano; Eutrofização; Precipitação.

ABSTRACT

The Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brazil) is a shallow hypereutrophic urban reservoir, which shows in the last years continuous dominance of cyanobacteria. Researches in tropical ecosystems point to a strong relationship between the rain seasonality and the phytoplankton biomass and composition, mainly in eutrophic ecosystems. This study investigates the dynamic of a tropical reservoir in relation to rain episodes through analyses of monthly samples and high frequency monitoring (2011-2015), coupled with the application of an eco-hydrodynamic model GLM-AED. The model validation obtained a satisfactory annual RMSE of 1,01 °C for the thermal profile and 72,31 µg. Chl.1⁻¹ for the superficial phytoplankton biomass, in a year with the laboratory measured values ranged between 120,23 and 442,44 µg. Chl-a.1⁻¹. It was evidenced that the immediate effects of rainfall events are the reservoir conductivity and phytoplankton biomass decrease, with its occurrence linked to the raise in water transparency. The continuous surface temperature measurements made by the probe and the GLM-AED simulations showed that the influence of rainfall on the epilimnion temperatures are very low, and its variations are mostly due to air temperature and incoming shortwave radiation changes in the precipitation events. Indeed, the events duration and total precipitation were the events characteristics better correlated with variations in the reservoir parameters measured by the probe and simulated in the model. In summer, the thermal stratification is very strong, and rainfall events were usually not capable of breaking it, leading to a decrease in the hipolímnion temperatures and a reduction of the mixing zone. When the cold and dry season arrives, the reservoir is more susceptible to destratification, and this phenomenon occurrence was noted in April to May in all years during the study period, accompanied or not by rainfall events. In this season the wind appears to play an important role in the reservoir, promoting the reservoir mix and incorporating autochthones nutrients in the surface, been noted a distinguish temporal and spatial distribution on its occurrence.

Keywords: Urban reservoir; Eutrophication; Rain.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVOS.....	3
2.1	Geral.....	3
2.2	Específicos.....	3
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	4
3.1	O ecossistema lântico.....	4
3.1.1	Sistema Físico.....	5
3.1.2	Sistema Químico.....	9
3.1.3	Sistema Biológico.....	14
3.2	Pressões sobre sistemas lânticos.....	17
3.2.1	Eutrofização.....	17
3.2.2	Eventos chuvosos.....	17
3.2.3	Ambientes lânticos em bacias urbanizadas.....	20
3.2.4	Mudanças Climáticas.....	22
3.3	Monitoramento em alta frequência de ambientes lânticos.....	25
3.3.1	Análise de dados de monitoramento de alta frequência.....	26
3.4	O modelo eco-hidrodinâmico.....	27
3.4.1	General Lake Model.....	27
3.4.2	Aquatic Eco Dynamics.....	32
4	Lagoa da Pampulha.....	35
4.1	Histórico.....	35
4.2	Bacia Hidrográfica.....	37
4.3	O reservatório Pampulha.....	38
5	METODOLOGIA.....	41
5.1	Dados utilizados.....	41
5.1.1	Dados meteorológicos.....	41

5.1.2	Vazões afluentes	43
5.1.3	Temperatura da água nas vazões afluentes	46
5.1.4	Concentração dos nutrientes nas vazões afluentes	47
5.1.5	Salinidade nas vazões afluentes.....	51
5.1.6	Batimetria	52
5.1.7	Dados mensais da Lagoa da Pampulha.....	52
5.1.8	Dados horários da Lagoa da Pampulha	52
5.2	Adequação de dados	56
5.2.1	Conversão de carbono para Clorofila-a	56
5.2.2	Profundidade de saída.....	56
5.3	Modelagem da Lagoa da Pampulha.....	57
5.3.1	Ajuste paramétrico inicial.....	57
5.3.2	Análise de sensibilidade	58
5.3.3	Calibração.....	59
5.3.4	Validação	60
5.3.5	Análise de sensibilidade das vazões de entrada no reservatório	60
5.4	Impacto dos eventos chuvosos na Lagoa da Pampulha	61
5.4.1	Avaliação dos impactos dos eventos chuvosos em curto prazo	61
5.4.2	Avaliação dos impactos dos eventos chuvosos em médio prazo.....	63
5.4.3	Cenários com variação nas condições meteorológicas.....	64
6	RESULTADOS	66
6.1	Modelagem com o GLM-AED	66
6.1.1	Análise de sensibilidade	66
6.1.2	Calibração.....	68
6.1.3	Validação	70
6.2	Análise de sensibilidade das vazões de entrada no reservatório.....	72
6.2.1	Alteração nos valores de vazão afluente média diária.....	72
6.2.2	Alteração nos valores de temperatura da vazão afluente média diária.....	76

6.3	Avaliação dos impactos chuvosos em curto prazo	79
6.3.1	Série 1	80
6.3.2	Série 2	83
6.3.3	Série 3	87
6.3.4	Série 4	91
6.3.5	Série 5	94
6.3.6	Série 6	98
6.3.7	Série 7	103
6.3.8	Série 8	106
6.3.9	Série 9	109
6.3.10	Testes de correlação.....	115
6.3.11	Correlações com variáveis amostradas no reservatório e atmosféricas.....	117
6.4	Simulações	125
6.4.1	Alterações nos valores de temperatura do ar e radiação solar incidente	125
6.4.2	Alteração nos valores de precipitação e vazão média diária de entrada.....	140
6.4.3	Análises das variações encontradas	148
7	DISCUSSÃO	152
7.1	Modelagem com o GLM-AED	152
7.2	Eventos chuvosos e dinâmica encontrada na Lagoa da Pampulha	155
8	CONCLUSÃO.....	164
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	165
10	ANEXOS	175
10.1	Anexo 1	175
10.2	Anexo 2	177

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Stream_half_angle (A) e streambed_slope (B).....	31
Figura 4.1 - Espelho d'água registrado no ano de 1960 e 1994. Fonte: SUDECAP (2014b).	35
Figura 4.2 – Bacia hidrográfica da Lagoa da Pampulha, com o ponto de estudo (PC) ao centro. As sub-bacias são (1) Olhos d'água, (2) AABB, (3) Braúnas, (4) Água Funda, (5) Sarandi, (6) Ressaca, (7) Tijuco e (8) Mergulão. Fonte: adaptado de Silva <i>et al.</i> , 2016a.....	37
Figura 5.1 - Volumes diários observados (Obs) nas estações pluvi-fluviométricas e simulados (Sim) pelo SWMM em 2013 (a) e em 2015 (b).	44
Figura 5.2 - Gráficos de dispersão entre os valores observados e fornecidos pelo SWMM em 2013 (a) e em 2015 (b).	45
Figura 5.3 - Box-plot das concentrações de nutrientes obtidas em IGAM (2016) nos anos de 2013 e 2015 para os córregos Ressaca e Sarandi.	47
Figura 5.4 - Concentrações de amônio obtidas em IGAM (2016) e SILVA (2014) com a vazão média diária da confluência Ressaca e Sarandi, sendo a reta azul a equação potencial obtida e as retas tracejadas a soma e subtração do desvio padrão da amostra.	50
Figura 5.5 - Sensores da boia afetados pelo acúmulo de biofilme	53
Figura 5.6 - Tratamento dos dados para retirada de períodos com acúmulo de biofilme. A linha em vermelho é a temperatura da água mensurada pela sonda, já as linhas em verde e amarelo os valores da Chl-a mensurados, sendo eliminados os valores em amarelo.....	54
Figura 5.7 – Temperatura da água e Clorofila-a mensuradas <i>in situ</i> e em laboratório.....	54
Figura 5.8 - Dispersão entre os valores instantâneos de Chl-a mensurados pela boia SMATCH às 10:00 h e os obtidos em laboratório.....	55
Figura 5.9 - Profundidade e temperatura mensurados pela boia variando com o tempo.	57
Figura 6.1 - Perfis de temperatura e RMSE obtidos na calibração do modelo GLM realizada para o ano de 2013.	68
Figura 6.2 - Concentrações de Clorofila-a observadas e simuladas no ano de 2013 em 0,5, 3,0 e 8,0 m de profundidade, contendo os valores simulados ao longo do tempo representados pelas linhas vermelhas.	69
Figura 6.3 - Perfis de temperatura e RMSE obtidos na validação do modelo GLM realizada para o ano de 2015.	70
Figura 6.4 – Temperatura da água mensurada <i>in loco</i> (boia) e simulada em 2015.....	71

Figura 6.5 - Concentrações de Clorofila-a observadas e simuladas no ano de 2015 em 0,5, 3,0 e 8,0 m de profundidade, com os valores simulados ao longo do tempo representados pelas linhas vermelhas.	71
Figura 6.6 - Concentrações de Clorofila-a observadas (boia), simuladas pelo modelo GLM-AED e mensuradas em laboratório após as coletas de campo em 2015.....	72
Figura 6.7 - Biomassa do fitoplâncton (0,5 m) simuladas no ano de 2013 com as vazões originais e as vazões alteradas mediante acréscimos ou reduções de 20 %.	74
Figura 6.8 – Biomassa do fitoplâncton (0,5 m) simuladas no ano de 2015 com as vazões originais e as vazões alteradas mediante acréscimos ou reduções de 20 %.	76
Figura 6.9 - Temperatura superficial mensurada pela boia e temperatura superficial simulada com a redução das temperaturas da vazão de base em 2° C.....	78
Figura 6.10 – Clorofila-a mensurada em laboratório, simulada e séries de análise de 2015. .	79
Figura 6.11 – Valores de Estabilidade de Schmidt observados e simulados no ano de 2015 e reta formada por uma regressão linear simples	80
Figura 6.12 – Série 1, de 02 a 14 de fevereiro de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m ⁻²); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s ⁻¹); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m ⁻²) e vazão média diária de entrada (m ³ .s ⁻¹); g) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) e condutividade (mS.cm ⁻¹) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) simulada e precipitação (mm).....	81
Figura 6.13 - Perfis amostrados em 27/01/2015 (a) e 12/02/2015 (b).	83
Figura 6.14 – Série 2, de 15 a 27 de fevereiro de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m ⁻²); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s ⁻¹); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m ⁻²) e vazão média diária de entrada (m ³ .s ⁻¹); g) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) e condutividade (mS.cm ⁻¹) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) simulada e precipitação (mm).....	84
Figura 6.15 – Perfil térmico simulado durante o mês de fevereiro de 2015.	86
Figura 6.16 – Biomassa do fitoplâncton simulada no mês de fevereiro de 2015.....	87
Figura 6.17 - Série 3 de 05 a 17 de março de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m ⁻²); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e	

temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); d) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) e condutividade ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).....	88
Figura 6.18 – Perfil térmico simulado durante o mês de março de 2015.....	90
Figura 6.19 - Biomassa do fitoplâncton simulada no mês de março de 2015	91
Figura 6.20 - Série 4 de 28 de março a 9 de abril de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada ($^{\circ}\text{C}$); b) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e radiação solar incidente ($\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}$); c) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); d) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) e condutividade ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).....	92
Figura 6.21 - Perfis da coluna d'água amostrados em 26/03/2015 (a) e 16/04/2015 (b).	94
Figura 6.22 – Série 5, de 15 a 27 de abril de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada ($^{\circ}\text{C}$); b) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e radiação solar incidente ($\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}$); c) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); d) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) e condutividade ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).....	95
Figura 6.23 - Perfil térmico simulado durante o mês de abril de 2015	97
Figura 6.24 - Biomassa do fitoplâncton no mês de abril simulada pelo GLM-AED	98
Figura 6.25 - Série 6 de 04 a 16 de maio de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada ($^{\circ}\text{C}$); b) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e radiação solar incidente ($\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}$); c) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); d) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) e condutividade ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).....	99
Figura 6.26 - Perfis da coluna d'água amostrados em 16/04/2015 e 21/05/2015.	101
Figura 6.27 – Perfil térmico simulado durante o mês de maio de 2015.....	102
Figura 6.28 – Concentrações de Clorofila-a mensuradas em laboratório no ano de 2015, com destaque para a amostragem realizada em 21/05.....	102

Figura 6.29 – Variação da Clorofilad-a mensurada pela boia SMATCH, em laboratório e simulada pelo GLM-AED durante o ano de 2015	103
Figura 6.30 - Série 7, de 25 de julho a 06 agosto de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m ⁻²); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s ⁻¹); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m ⁻²) e vazão média diária de entrada (m ³ .s ⁻¹); g) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) e condutividade (mS.cm ⁻¹) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) simulada e precipitação (mm).....	104
Figura 6.31 - Perfis da coluna d'água amostrados em 09/07/2015 (a) e 06/08/2015 (b).	106
Figura 6.32 – Série 8, de 02 a 14 de agosto de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m ⁻²); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s ⁻¹); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m ⁻²) e vazão média diária de entrada (m ³ .s ⁻¹); g) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) e condutividade (mS.cm ⁻¹) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) simulada e precipitação (mm).....	107
Figura 6.33 - Box-plot das velocidades mensais do vento entre 01/01/2012 e 01/01/2016..	108
Figura 6.34 - Série 9, de 03 a 15 de setembro de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m ⁻²); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s ⁻¹); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m ⁻²) e vazão média diária de entrada (m ³ .s ⁻¹); g) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) e condutividade (mS.cm ⁻¹) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a (µg Chl-a.l ⁻¹) simulada e precipitação (mm).	110
Figura 6.35 - Perfis da coluna d'água amostrados em 06/08/2015 (a) e 21/09/2015 (b).	112
Figura 6.36 – Perfil térmico simulado no mês de setembro de 2015	113
Figura 6.37 – Biomassa do fitoplâncton simulada no mês de setembro de 2015.....	114
Figura 6.38 – Matriz de correlação gráfica entre as variáveis analisadas nos eventos de precipitação, sendo na ordem: Prec_total - Precipitação total (mm), Duracao - Duração (h), Prec_int_max - Intensidade máxima de precipitação (mm.h ⁻¹), Prec_med_tot - Intensidade média durante o evento chuvoso (mm.h ⁻¹), Prec_med_h - Intensidade média durante as horas de precipitação do evento chuvoso (mm.h ⁻¹), Rad_incid – Radiação solar incidente (kJ.m ⁻²), Vol_ent_t – Volume de entrada total durante o evento chuvoso (m ³), Q_ent_med – Vazão	

diária de entrada média durante o evento chuvoso ($m^3.s^{-1}$), Temp_ar - Δ temperatura do ar ($^{\circ}C$), Umidade_rel - Δ umidade relativa, Vel_vento - Δ velocidade do vento ($m.s^{-1}$), Boia_temp - Δ temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}C$), Boia_cond - Δ condutividade mensurada pela boia ($mS.cm^{-1}$), Boia_fito - Δ Clorofila-a mensurada pela boia ($\mu g.Chl-a.l^{-1}$), Temp_sim - Δ temperatura da água simulada $78(^{\circ}C)$, Fito_sim - Δ Clorofila-a simulada ($\mu g.Chl-a.l^{-1}$), Est_Schmidt - Δ Estabilidade de Schmidt ($J.m^{-2}$), Lake_Number - Δ Número do Lago 115

Figura 6.39 - Variação da temperatura da água a 0,8 m de profundidade na Série 1 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente. 126

Figura 6.40 - Variação da temperatura da água a 5,0 m de profundidade na Série 1 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente. 127

Figura 6.41 - Variação da temperatura da água a 10,0 m de profundidade na Série 1 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente. 128

Figura 6.42 - Variação da Estabilidade de Schmidt na Série 1 mediante: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente. 129

Figura 6.43 - Variação da temperatura da água a 0,8 m de profundidade na Série 3 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da

temperatura da vazão afluyente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluyente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluyente. 133

Figura 6.44 - Variação da temperatura da água a 5,0 m de profundidade na Série 3 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluyente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluyente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluyente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluyente. 134

Figura 6.45 - Variação da temperatura da água a 10,0 m de profundidade na Série 3 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluyente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluyente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluyente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluyente. 135

Figura 6.46 - Variação da Estabilidade de Schmidt na Série 3 mediante: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluyente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluyente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluyente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluyente. 136

Figura 6.47 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 1 a 0,8 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente e a 5,0 m de profundidade com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente. 140

Figura 6.48 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 1 a 10 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente e a variação da Estabilidade de Schmidt (kJ.m^{-2}) com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente. 141

Figura 6.49 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 3 a 0,8 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente e a 5,0 m de profundidade com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente. 144

Figura 6.50 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 3 a 10 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente e a variação da Estabilidade de Schmidt (kJ.m^{-2}) com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluyente.	145
Figura 6.51 – Variações na temperatura da água média diária (°C) em 0,8 m de profundidade nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3.	148
Figura 6.52 – Variações na temperatura da água média diária (°C) em 0,8 m de profundidade nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3.	149
Figura 6.53 - Variações na temperatura da água média diária (°C) em 10,0 m de profundidade nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3.	150
Figura 6.54 - Variações na Estabilidade de Schmidt média diária (kJ.m^{-2}) nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3	151
Figura 10.1 – Concentrações de nitrato nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013.	177
Figura 10.2 - Concentrações de amônio nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013.	177
Figura 10.3 - Concentrações de fosfato nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013.	178
Figura 10.4 - Concentrações de TP nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013.	178

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 - Profundidade, área e volume aferidas na Lagoa. Fonte: Resck <i>et al.</i> , 2008a.....	38
Tabela 4.2 - Vazões médias afluentes ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) mensuradas por SUDECAP (1997).....	39
Tabela 5.1 – Temperatura da água na confluência Ressaca e Sarandi obtida com base em IGAM (2016) através da média dos valores da temperatura da água dos córregos sobreditos	46
Tabela 5.2 – Resultados dos testes de Mann-Whytney (U) para as amostras de 2013 e 2015 nos córregos Ressaca e Sarandi	48
Tabela 5.3 – Concentrações de sólidos em suspensão e nutrientes na confluência Ressaca e Sarandi obtidos com base em IGAM (2016) através da média dos valores dos córregos.....	48
Tabela 5.4 - Concentrações médias de nutrientes em vazões resultantes de eventos chuvosos, obtidas em Silva (2014).....	49
Tabela 5.5 – Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade do GLM	58
Tabela 5.6 - Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade do AED.....	58
Tabela 5.7 – Eventos chuvosos analisados em curto prazo no ano de 2015	61
Tabela 5.8 – Variáveis utilizadas nas análises de correlação para avaliação dos impactos de eventos chuvosos em curto prazo	62
Tabela 6.1 – Análise de sensibilidade para os coeficientes do GLM e seus valores determinados na calibração do modelo.	66
Tabela 6.2 – Análise de sensibilidade para os coeficientes do AED e seus valores determinados na calibração do modelo.	67
Tabela 6.3 - RMSE ($^{\circ}\text{C}$) produzido com relação ao perfil térmico simulado com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma, para o ano de 2013.	73
Tabela 6.4 - RMSE ($\mu\text{g}.\text{Chl-a}.\text{l}^{-1}$) produzido com relação à biomassa fitoplanctônica simulada em 2013 com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma.....	73
Tabela 6.5 - RMSE ($^{\circ}\text{C}$) produzido com relação ao perfil térmico simulado com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma, para o ano de 2015.	75
Tabela 6.6 - RMSE ($\mu\text{g}.\text{Chl-a}.\text{l}^{-1}$) produzido com relação à biomassa fitoplanctônica simulada em 2013 com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma.....	75
Tabela 6.7 – RMSE ($^{\circ}\text{C}$) 3produzido com relação ao perfil térmico simulado em 2013 com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 1 e 2 $^{\circ}\text{C}$ na mesma	76
Tabela 6.8 – RMSE ($^{\circ}\text{C}$) produzido com relação ao perfil térmico simulado em 2015 com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 1 e 2 $^{\circ}\text{C}$ na mesma	77

Tabela 6.9 – Valores do RMSE obtidos em relação aos perfis térmicos mensurados em campo e pelas medições da boia, mediante reduções nas temperaturas da vazão de base	78
Tabela 6.10 – Datas de amostragem, RMSE obtido na simulação dos perfis térmicos pelo GLM-AED e erro na determinação da Estabilidade de Schmidt pelo R Lake Analyzer	79
Tabela 6.11 – Distribuição dos ventos em agosto a outubro no ano de 2015	109
Tabela 6.12 – Correlações significativas ($p < 0,05$) entre características dos eventos de precipitação e as variáveis analisadas na Lagoa da Pampulha	116
Tabela 6.13 - Correlações significativas ($p < 0,05$) encontradas entre variáveis mensuradas (0,5 m) nas campanhas de campo, sendo a quantidade de amostras variável para todos os testes realizados entre os itens 1 a 6 ($n = 22$) e de forma distinta para os testes realizados entre os itens 7 a 11, sendo com a temperatura superficial da água ($n = 15$), as concentrações de Clorofila-a ($n = 21$) e as profundidades do disco de Secchi ($n = 15$).....	117
Tabela 6.14 – Correlações significativas ($p > 0,05$) encontradas com valores acumulados da temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) em 1 a 90 dias anteriores a cada amostragem em campo, com base nos valores coletados a 0,5 m de profundidade.	119
Tabela 6.15 - Correlações significativas ($p > 0,05$) encontradas com valores acumulados de precipitação (mm) em 1 a 90 dias anteriores a cada amostragem em campo, com base nos valores coletados a 0,5 m de profundidade.	121
Tabela 6.16 - Correlações significativas ($p > 0,05$) encontradas com valores acumulados da velocidade do vento (m.s^{-1}) em 1 a 90 dias anteriores a cada amostragem em campo, com base nos valores coletados a 0,5 m de profundidade.	123
Tabela 6.17 – Valores diários médios e máximos da temperatura da água mensurados e simulados e a Estabilidade de Schmidt média simulada nos dias escolhidos para comparação das simulações	125
Tabela 6.18 - Valores de temperatura diária média ($^{\circ}\text{C}$) e Estabilidade de Schmidt no dia de comparação da Série 1 obtidos com as variações na temperatura do ar e radiação solar incidente, com e sem alterações da temperatura da vazão afluyente, acompanhados pela variação percentual ($\Delta \%$) em relação aos valores simulados com os dados originais.	131
Tabela 6.19 - Valores de temperatura diária média ($^{\circ}\text{C}$) e Estabilidade de Schmidt no dia de comparação da Série 3 obtidos com as variações na temperatura do ar e radiação solar incidente, com e sem alterações da temperatura da vazão afluyente, acompanhados pela variação percentual ($\Delta \%$) em relação aos valores simulados com os dados originais.	138
Tabela 6.20 - Valores de temperatura diária média ($^{\circ}\text{C}$) e Estabilidade de Schmidt (kJ.m^{-2}) no dia de comparação da Série 1 obtidos com as variações na precipitação e vazão afluyente ao	

reservatório, acompanhados pela variação percentual (Δ %) em relação aos valores simulados com os dados originais.	143
Tabela 6.21 - Valores de temperatura diária média ($^{\circ}\text{C}$) e Estabilidade de Schmidt (kJ.m^{-2}) no dia de comparação da Série 3 obtidos com as variações na precipitação e vazão afluente ao reservatório, acompanhados pela variação percentual (Δ %) em relação aos valores simulados com os dados originais.	147
Tabela 7.1 - Coeficientes de erro encontrados na literatura para temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) simulada por modelos hidrodinâmicos	153

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AED	Aquatic Eco Dynamics
ACP	Análise de Componentes Principais
Chl-a	Clorofila-a
CID	Carbono Inorgânico Dissolvido
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COP	Carbono Orgânico Particulado
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETAF	Estação de Tratamento de Águas Fluviais
FID	Fósforo Inorgânico Dissolvido
FRS	Fósforo Reativo Solúvel
GLM	General Lake Model
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
MODC	Matéria Orgânica Dissolvida Colorida
MOP	Matéria Orgânica Particulada
OD	Oxigênio Dissolvido
pE	Potencial de redução
PT	Fósforo Total
SS	Sólidos em Suspensão
TP	Fósforo Total
Zeu	Zona eufótica
Zmix	Zona de mistura

1 INTRODUÇÃO

A eutrofização é considerada o problema global mais predominante de qualidade da água, comprometendo uma série de usos dos recursos hídricos e causando a degradação ecológica de muitos ecossistemas (UNESCO, 2009). O fenômeno é caracterizado pelo enriquecimento do meio aquático com nutrientes limitantes à produção vegetal, o que irá, quando em condições propícias de temperatura e estabilidade da coluna d'água, ocasionar um grande aumento da biomassa do fitoplâncton (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008).

Processos de eutrofização contínuos podem levar a uma mudança no meio aquático de difícil reversão (SCHEFFER, 1998) e os ecossistemas tropicais são ainda mais vulneráveis à sua ocorrência, pois a temperatura média da água se mantém suficientemente alta durante todo o ano (ESTEVES, 1998). Muitos reservatórios brasileiros experimentam uma grande deterioração na qualidade da água (BOUVY *et al.*, 2003; BRASIL *et al.*, 2015), ocasionando a perda de usos dos recursos hídricos e consequências como a dominância ininterrupta das cianobactérias (CROSSETTI *et al.*, 2008; FIGUEREDO *et al.*, 2016).

Em diversos ambientes eutróficos, fatores abióticos como as precipitações são apontados como os principais responsáveis por mudanças no meio aquático. As principais alterações decorrem da diminuição da biomassa através do arrastamento pela corrente e o revolvimento da massa d'água, diminuição da condutividade, aumento nos níveis de penetração de luz, alteração da quantidade de nutrientes, mudanças no volume e estabilidade da massa d'água, dentre outros (WILHELM e ADRIAN, 2008; WU *et al.*, 2013; JEPPESEN *et al.*, 2015).

A relação entre a precipitação e seu efeito na dinâmica de um ambiente lântico irá depender da sazonalidade e de variáveis específicas de cada localidade. A influência dos eventos será sentida em função da magnitude, frequência e tempo de estiagem precedente das precipitações e características como o estado trófico e as comunidades presentes, a morfometria do reservatório, uso e ocupação do solo, relevo e geologia da bacia, fatores meteorológicos, dentre outros (JENNINGS *et al.*, 2012; REICHWALDT e GHADOUANI, 2012).

Aliado às distintas respostas de cada ambiente lântico para os eventos chuvosos, são previstas mudanças climáticas para o século XXI, que podem ocasionar grandes alterações na temperatura e no ciclo hidrológico global. As alterações hidrológicas se darão em escalas regionais, sendo previsto para muitas regiões o aumento da frequência de eventos extremos, com episódios mais intensos de precipitação e maiores períodos secos entre as temporadas

chuvosas (IPCC, 2007;2014). Muitos autores acreditam que as alterações irão favorecer o processo de eutrofização, porém a influência ainda é muito discutida (PAERL e HUISMAN, 2008; WAGNER e ADRIAN, 2009; FEUCHTMAYR *et al.*, 2009; JEPPESEN *et al.*, 2015).

Neste quadro se insere a Lagoa da Pampulha, um reservatório hipereutrófico urbano que possui uma dinâmica relacionada ao regime sazonal de chuvas, que influencia a formação da biomassa do fitoplâncton e a qualidade da água (FIGUEREDO e GIANI, 2001; TORRES *et al.*, 2008). Na década de 80, os recorrentes processos de eutrofização levaram à interrupção da captação de água para o abastecimento (GIANI, 1994), e até os dias atuais a deterioração contínua da qualidade da água vem acarretando uma grande perda da biodiversidade e dominância persistente de cianobactérias (COSTA, 2015; FIGUEREDO *et al.*, 2016).

A bacia da Lagoa da Pampulha é em grande parte urbanizada (LEMOS *et al.*, 2014) e possui rápida resposta para eventos de precipitação (SILVA *et al.*, 2016a), assim dados com boa resolução temporal são importantes para a compreensão dos efeitos em curto e médio prazo no reservatório. Episódios relacionados à atmosfera são tipicamente imprevisíveis e de curta duração, e suas respostas são normalmente perdidas em rotinas de monitoramento semanais ou mensais, levando à importância do monitoramento em alta frequência realizado em escala horária ou sub-horária (JENNINGS *et al.*, 2012; MEINSON *et al.*, 2016).

Neste contexto, procura-se com o presente trabalho compreender melhor a influência dos eventos de precipitação e outras variáveis atmosféricas na dinâmica de reservatórios hipereutróficos urbanos, tendo como objeto de estudo a Lagoa da Pampulha.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o impacto de eventos de precipitação na dinâmica físico-química e biológica da Lagoa da Pampulha, por meio de dados provenientes de amostragens mensais, monitoramento automático em alta frequência e modelagem matemática.

2.2 Específicos

- Realizar a modelagem matemática da Lagoa da Pampulha, utilizando dados de coletas mensais e de monitoramento automático em alta frequência na superfície.
- Analisar e quantificar a influência da precipitação e de variáveis atmosféricas na Lagoa da Pampulha, bem como o tempo de resposta do reservatório às perturbações;
- Obter relações estatísticas entre os episódios de precipitação e parâmetros atmosféricos correlatos com as variáveis que caracterizam a dinâmica do reservatório.

3 REVISÃO DE LITERATURA

No presente capítulo são abordados inicialmente os aspectos físicos, químicos e biológicos relacionados à dinâmica de um corpo d'água lântico. Em seguida, discorre-se sobre fatores que podem causar pressão sobre este tipo de ambiente, como episódios chuvosos, urbanização de bacias hidrográficas e as alterações climáticas previstas para o século XXI.

Após esta parte, aborda-se o monitoramento de corpos hídricos em alta frequência e apresenta-se o cálculo de índices físicos a partir de dados obtidos com monitoramento de alta frequência, que permitem a comparação de diferentes sistemas lânticos. Por fim, é explicitado o modelo eco-hidrodinâmico utilizado para a modelagem matemática da Lagoa da Pampulha.

3.1 O ecossistema lântico

O reservatório pode ser considerado um estágio intermediário entre um ambiente lântico e lótico, assim, em comparação com os lagos, possuem o tempo de retenção hidráulica menor e mais diferenças longitudinais ao longo do seu comprimento (STRASKRABA e TUNDISI, 2013). Reservatórios demonstram gradientes longitudinais nos parâmetros físicos, químicos e biológicos, os quais são efeitos combinados da sua hidrodinâmica e da morfologia da suabacia de contribuição (THORNTON *et al.*, 1990).

O tempo de retenção está associado às principais diferenças da qualidade da água encontradas entre reservatórios, sendo essas geralmente mais pronunciadas em reservatórios profundos e estratificados em comparação com os rasos e sem estratificação (STRASKRABA e TUNDISI, 2013). Em ambientes rasos existe uma impermanência da estrutura da coluna d'água, o que gera uma frequente regeneração de recursos e diferenciação de oportunidades de crescimento para as espécies (PADISÁK e REYNOLDS, 2003).

Para a caracterização da heterogeneidade espacial, muitos autores se valem de um gradiente que define as zonas riverina, de transição e limnética. A zona riverina é a parte mais rasa e próxima às entradas d'água, geralmente apresenta elevados valores de turbidez e nutrientes, e estado mais próximo do eutrófico. A zona limnética, ou lacustre, possui maior profundidade, águas mais claras e menor concentração de nutrientes, permitindo maior penetração da luz e condições mais próximas das oligotróficas. Já a zona de transição, possui características intermediárias entre ambas (THORNTON *et al.*, 1990; STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

3.1.1 Sistema Físico

3.1.1.1 Estratificação e mistura

A temperatura afeta a densidade da água, que se expande e se torna menos densa quando aquecida ou resfriada em relação ao ponto de densidade máxima, em aproximadamente 4 °C. Quando ocorre a formação de camadas d'água com diferentes densidades, forma-se uma barreira física que as impede de se misturarem, e se fatores externos não forem suficientes para tal, cria-se uma condição de estabilidade térmica. Quando ocorre este fenômeno, considera-se que o ecossistema aquático está estratificado termicamente (ESTEVES, 1998).

As diferenças da densidade da água, ocasionadas pela temperatura e salinidade, não são lineares, e se acentuam com temperaturas mais elevadas. Assim, processos de estratificação podem ocorrer mesmo quando existem pequenas diferenças entre as temperaturas na superfície e em profundidade (POLLI, 2014). Em ambientes lênticos tropicais, geralmente são observadas diferenças menores entre as temperaturas mínimas do fundo e as máximas na superfície, em comparação regiões temperadas (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

Quando mecanismos como o vento, trocas de calor e vazões de entrada superam os mecanismos estabilizantes, ocorre a desestratificação térmica, permitindo que a massa d'água se misture. Desestratificada, a massa d'água torna-se isotermal por toda profundidade, fazendo com que as concentrações dos parâmetros físicos, químicos e biológicos geralmente obtenham seu valor médio pelo perfil, causando quase uma homogeneidade vertical (ESTEVES, 1998).

Os efeitos da mistura irão influenciar diretamente a composição das comunidades e a biomassa das espécies do fitoplâncton. As alterações em fatores como a disponibilidade de luz, temperatura, concentrações de nutrientes e a estabilidade da coluna d'água irão influenciar as espécies de forma direta e também indireta, através dos impactos da mudança para seus predadores e competidores (CHORUS e BARTRAM, 1999).

3.1.1.2 Penetração da luz

A zona eufótica (Zeu) é a camada iluminada da massa d'água, e sua profundidade corresponde ao ponto onde a intensidade da radiação solar equivale a 1% daquela que atinge a superfície. Os níveis de luz irão ditar a produção primária no ecossistema, pois sua intensidade e profundidade máxima limitarão a existência de organismos fotossintetizantes, como o fitoplâncton e as macrófitas submersas (SCHEFFER, 1998).

Para feixes de luz monocromática, a intensidade da luz em determinada profundidade, com o Sol em posição vertical sobre o ponto, pode ser determinada pela equação de decaimento da radiação solar (Equação 3.2.1), a Lei de Beer-Lambert. A intensidade da luz decresce exponencialmente com a profundidade, sendo a perda expressa pelo coeficiente de extinção, que representa a fração de luz absorvida por metro de água (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008):

$$I_z = I_0 \cdot e^{-KZ} \quad (3.1.1)$$

Onde:

I_z = Irradiância na profundidade z ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

I_0 = Irradiância do ar próximo da superfície da água ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

K = Coeficiente de extinção.

Z = Profundidade (m).

O coeficiente de extinção pode ser obtido através da Equação 3.2.2:

$$K = K_w + K_c + K_x \quad (3.1.2)$$

Onde:

K_w = Coeficiente de atenuação devido à água e substâncias dissolvidas.

K_c = Coeficiente de atenuação devido à biomassa do fitoplâncton.

K_x = Coeficiente de atenuação devido ao material em suspensão (orgânico e inorgânico).

O Disco de Secchi, desenvolvido por Pietro Ângelo Secchi em 1865, é um instrumento simples e eficaz para medir a penetração da luz. A partir da determinação da profundidade máxima de sua visualização (profundidade do Disco de Secchi), pode-se estimar a profundidade da Zeu que corresponde a cerca de 2 a 3 vezes a profundidade indicada pelo disco. Deste modo, pode ser obtido um valor aproximado para o coeficiente de extinção, dividindo a constante 1,7 pela profundidade mensurada (ESTEVEZ, 1998).

A zona de mistura (Z_{mix}) é comumente denominada epilímnio, entretanto o mesmo corresponde à zona superficial iluminada, onde ocorre a produção primária. A zona de mistura é a porção superior da massa d'água, cuja profundidade vai até o ponto onde está localizada a termoclina. Nela, a mistura diária promovida pelo vento e por temperaturas mais frias durante a noite, tende a homogeneizar suas diferenças verticais (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

A razão entre as profundidades Z_{eu}/Z_{mix} é um modo eficaz para descrever as situações de luz encontradas pelos organismos. Em águas eutróficas, a biomassa do fitoplâncton é geralmente muito alta e causa forte turbidez, podendo fazer com que Z_{eu} seja menor que Z_{mix} , i.e., $Z_{eu}/Z_{mix} < 1$. Assim, o fitoplâncton passa parte do período diário no escuro, ficando fotossinteticamente inativo até que ocorra a circulação da massa d'água ou o aumento da radiação solar nos períodos de máxima intensidade (RAMIREZ e BICUDO, 2002).

3.1.1.3 Balço Energético

Os principais processos envolvidos no balanço de calor e mistura dependem de condições meteorológicas, como a radiação solar incidente, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento, assim como condições de penetração de luz na massa d'água. De forma geral, o fluxo líquido de calor pode ser estimado por (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008):

$$\phi T = \phi S - \phi S_r + \phi L - \phi L_r - \phi E - \phi C \quad (3.1.3)$$

Onde:

ϕT = Fluxo líquido total.

ϕS = Radiação solar de ondas curtas incidente.

ϕS_r = Radiação solar de ondas curtas refletida.

ϕL = Radiação solar de ondas longas incidente.

ϕL_r = Radiação solar de ondas longas refletida.

ϕE = Perda de calor por evaporação.

ϕC = Perda de calor por condução.

A troca de calor por condução é um processo que ocorre de forma vagarosa, pois a água possui uma condutividade termal baixa em comparação com outros elementos. Esta troca é representada pelo fluxo de calor sensível, que age quando existe um gradiente de temperatura entre a superfície da água e a atmosfera. Desta forma, o fluxo de calor sensível ocasiona o esfriamento da água e o aquecimento da atmosfera (STEELE *et al.*, 2000).

A troca de calor por evaporação, no fluxo de calor latente, perfaz um processo de troca calorífica bem maior que a troca de calor sensível, levando à diminuição do volume d'água existente (STEELE *et al.*, 2000). Ambos os processos são turbulentos, e dependem da velocidade do vento, sendo este um fator muito importante para as trocas de calor por evaporação, especialmente em períodos com baixa umidade atmosférica (WETZEL, 2001).

A difusão e a convecção são processos de troca de calor dentro da massa d'água. A difusão é um processo lento, que ocasiona uma troca de calor pequena, enquanto que a mistura convectiva é um processo importante com maior troca calorífica, ocorrendo nas camadas situadas na zona mistura (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008). Sua ocorrência é percebida principalmente em períodos noturnos com o resfriamento das camadas superficiais, sendo este resfriamento muito auxiliado pela ação dos ventos (RAMIREZ e BICUDO, 2002).

A mistura convectiva ocorre quando existe perda de temperatura nas camadas superficiais, fazendo com que estas se tornem mais densas que as de sub-superfície, ocasionando um equilíbrio instável. A mistura resultante é geralmente acompanhada de turbulência, fazendo com que águas mais frias adentrem a camada de mistura, ocasionando maior diminuição da temperatura e aumento da profundidade da zona de mistura (STEELE *et al.*, 2000).

3.1.1.4 Vento

O vento interfere diretamente nos processos de troca de calor e mistura, e também é responsável por transferir energia para a massa d'água, ocasionando a formação de correntes, ondas internas e ondas de superfície (HULOT *et al.*, 2015). Lagos e reservatórios rasos são particularmente vulneráveis às ações do vento, sendo um dos principais fatores que ocasionam a mistura parcial ou completa da coluna d'água (PADISÁK e REYNOLDS, 2003).

As ondas internas são formadas por vórtices, que vão sendo sobrepostos horizontalmente sobre os outros e diminuem de tamanho até chegar ao fundo, sendo por muitas vezes responsáveis por causar a ressuspensão dos sedimentos (BLOTTIERE *et al.*, 2016). Três parâmetros principais irão definir sua magnitude: a profundidade do reservatório, a velocidade do vento e o tamanho da pista de vento ("Fetch"), que é a extensão do reservatório na qual o vento sopra sem interrupção. De forma geral, o tamanho do Fetch será determinante para o impacto que as ondas irão causar no ambiente (HULOT *et al.*, 2015).

Já as ondas de superfície costumam atuar na zona de mistura, gerando uma força de fricção entre as camadas d'água e assim a mistura entre as mesmas (TUNDISI e T.TUNDISI, 2008).

3.1.1.5 Vazões afluentes

As vazões afluentes irão seguir distintos caminhos ao adentrar o corpo d'água, de acordo com as diferenças de densidade das águas afluentes e as existentes no corpo receptor. Os fluxos d'água com maior densidade e sedimentos fluem através do fundo, como correntes de

densidade distintas. A vazão afluyente tem suas partículas sedimentando e sua densidade continuamente diminuída, até atingir a densidade igual a do corpo receptor. A partir desse ponto, o fluxo deixa de acompanhar a topografia do fundo, cria uma corrente de densidade e passa a se misturar com o resto da massa d'água (ESTEVEVES, 1998; FINK *et al.*, 2016).

As correntes de densidade podem alterar totalmente a dinâmica do corpo d'água, e geralmente possuem efeitos mais pronunciados em reservatórios profundos e estratificados. Costumam influenciar através da transferência de calor, alteração na distribuição de nutrientes e nos níveis de oxigênio dissolvido. Caso a vazão de entrada possua uma densidade maior, ficará restrita ao hipolímnio, causando um menor impacto inicialmente (FINK *et al.*, 2016).

A interação entre as correntes de densidade e as correntes internas do corpo hídrico pode resultar no fenômeno denominado instabilidade de Kelvin-Helmholtz. Este fenômeno, que não é exclusivo do meio aquático, decorre da interação entre fluidos de diferentes densidades e velocidades. Na região de interação entre eles são produzidos vórtices, os quais geram dissipação da energia e promovem a mistura (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

3.1.2 Sistema Químico

Os compostos químicos ocorrem nas águas principalmente como material orgânico e inorgânico dissolvido, partículas abióticas e biológicas. A razão das trocas entre as variáveis depende dos processos químicos de incorporação e liberação pelas partículas abióticas e consumo e liberação pelos organismos. Assim, a química aquática é um processo dinâmico, que engloba também a biologia dos organismos (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

3.1.2.1 Carbono, Oxigênio Dissolvido e pH

Os processos de fotossíntese e respiração envolvem o fluxo de dois compostos principais, o carbono e o oxigênio, muito utilizados para a mensuração do metabolismo dos ecossistemas (BRIGHENTI, 2012). O fitoplâncton absorverá carbono inorgânico (CO₂) para realizar a fotossíntese e o liberará no processo de respiração, assim como carbono orgânico dissolvido e particulado em episódios de excreção e mortalidade (TUNDISI e T.TUNDISI, 2008).

A produção do fitoplâncton através da fotossíntese acontece exclusivamente na zona eufótica, enquanto que sua decomposição ocorre primordialmente nas camadas mais profundas. Portanto, as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) costumam ser verticalmente

diferenciadas em ambientes lênticos, apresentando um excedente nas camadas superficiais e um déficit nas profundas (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

O pH é muito relacionado ao balanço entre as formas de carbono inorgânico, como o carbono inorgânico livre (CO_2 e H_2CO_3), íons bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (HCO_3^{2-}). O crescimento do fitoplâncton aumenta a demanda do CO_2 no meio, ocasionando a elevação do pH, já atividade respiratória e a decomposição aeróbia da matéria orgânica incorporam CO_2 no meio, afetando o pH de maneira inversa (ESTEVES, 1998).

Os valores de pH também possuem uma estreita relação com o potencial de redução (pE), um indicador da tendência de uma forma química adquirir elétrons. Valores de pE baixos significam que há muitas substâncias dissolvidas com elétrons disponíveis na água, já pE altos significam que as substâncias dissolvidas são compostas em sua maioria por agentes oxidantes, com poucos elétrons disponíveis para as reações (ESTEVES, 1998).

Com a extinção do oxigênio nas camadas d'água mais profundas, o sistema passa a ser redutor, e começam a predominar os processos de decomposição anaeróbia. Estes ocorrem preferencialmente de acordo com as relações mais vantajosas em termos de valores de potencial de redução, ou seja, a desnitrificação, a redução do sulfato e na sequência a metanogênese (MARINHO *et al.*, 2004).

Em condições anóxicas ao fundo, percebe-se a predominância de nitrito (NO_2^-) e amônia (NH_4^+) ao invés de nitrato (NO_3^-), ferro solúvel (Fe^{2+}) ao invés do precipitado (Fe^{3+}), sulfito (SO_3^{2-}) ao invés de sulfato (SO_4^{2-}) e metano (CH_4) ao invés de gás carbônico (CO_2). A produção destes compostos é normalmente mediada por organismos quimioautotróficos, ao invés de fotoautotróficos (PADISÁK e REYNOLDS, 2003).

Durante a estratificação térmica o transporte vertical de gases é impedido, fazendo com que o oxigênio consumido na respiração e decomposição não seja substituído e o ambiente se torne dominado por produtos de decomposição em estado reduzido. Assim, gradientes em profundidade de oxigênio dissolvido e pH se tornam bons indicadores da ocorrência da estratificação térmica (CHORUS e BARTRAM, 1999).

3.1.2.2 Matéria Orgânica

A matéria orgânica que entra nos reservatórios é chamada de refratária, quando se decompõe lentamente, e degradável, quando é de fácil decomposição, representada normalmente pelos

esgotos domésticos. A medida para estimar a matéria orgânica refratária é a DQO, enquanto que a medida para estimar a matéria orgânica facilmente degradável é a DBO (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

A decomposição da matéria orgânica é desempenhada por inúmeros microrganismos, que utilizam compostos orgânicos como fonte de energia e nutrientes (MIRANDA, 2013). Dentre muitas consequências de sua decomposição, observa-se a redução do nível de oxigênio dissolvido e diminuição do pH, assim como a liberação de nitrogênio em forma de amônio, no processo denominado amonificação (ESTEVES, 1988).

O aporte de matéria orgânica pode ser um fator determinante para a produtividade do ambiente aquático, aumentando a produção primária devido ao fornecimento de nutrientes (TUNDISI *et al.*, 1995). Entretanto, mesmo que cessem as fontes externas de nutrientes, o reservatório pode demonstrar grande produção devido à ciclagem interna da matéria orgânica, sendo este um fato percebido em ambientes eutróficos (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

O aporte da matéria orgânica dissolvida colorida (MODC) pode também causar um efeito inverso na produtividade dos ecossistemas no primeiro momento, em razão da forte diminuição da penetração de luz. Assim, podem ser notadas alterações temporais no metabolismo, de autótrofo para heterótrofo (JENNINGS *et al.*, 2012; BRIGHENTI, 2012).

A MODC ocasiona grande diminuição da penetração da luz e tem sua origem principal em fontes alóctones, advindas de plantas vasculares e matéria orgânica no solo (ESTEVES, 1998). Entretanto, especialmente em lagos eutróficos, pode ser percebido o aumento de suas concentrações pela liberação extracelular de compostos orgânicos pelo fitoplâncton, influenciando as quantidades de carbono e o metabolismo do sistema (TOMING *et al.*, 2016).

3.1.2.3 Fósforo

O fósforo é absorvido pelo fitoplâncton na forma inorgânica solúvel de ortofosfato (PO_4^{3-}), integrante da fração Fósforo Reativo Solúvel (FRS). O FRS é facilmente consumido no meio aquático, sendo absorvido ao ponto em que sua concentração é inferior a poucos microgramas por litro. Assim, suas concentrações podem igualar às naturalmente liberadas pelos organismos, sendo por vezes indetectáveis (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

O fósforo total (TP) é composto principalmente pela fração dissolvida e particulada orgânica do fósforo, e é considerado o melhor indicador da condição de disponibilidade do fósforo e

estado trófico do corpo hídrico (MIRANDA, 2013). Sua utilização é recomendada, pois a concentração de FRS necessária para o crescimento do fitoplâncton é muito baixa e assim pequenos erros na sua determinação, por exemplo em razão de material contaminado ou degradação da matéria orgânica durante o transporte das amostras, podem ser relevantes (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Os reservatórios atuam como armadilhas para o fósforo, fazendo com que as quantidades afluentes sejam menores que as efluentes, com a taxa de retenção aumentando com o maior tempo de retenção hidráulico (STRASKRABA e TUNDISI, 2013). O fosfato pode ser assimilado pelo fitoplâncton, reagir com cátions ou se combinar com outros compostos. Em condições óxicas, o ortofosfato é muito reativo e interage com cátions (Fe^{3+} , Mg^{2+} , Ca^{2+}) formando compostos que precipitam sobre os sedimentos (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008).

Em ambientes eutróficos, as concentrações de fósforo nas águas intersticiais podem chegar a valores 100 vezes maiores que os percebidos na coluna d'água (SOONDERGARD *et al.*, 2008). A liberação do fósforo para a coluna d'água ocorre mesmo quando é interrompido o aporte de fontes externas para o reservatório, tornando o seu processo de recuperação, especialmente em reservatórios mais rasos, por vezes muito difícil (SCHEFFER, 2001).

Existem três mecanismos principais envolvidos no fornecimento de fósforo pelos sedimentos, a difusão molecular, difusão turbulenta e ressuspensão dos sedimentos. A difusão molecular ocorre em condições calmas, quando existe um gradiente de concentração entre os sedimentos e a coluna d'água. Quando em condições anóxicas, geralmente o Fe^{3+} é reduzido a Fe^{2+} e se combina com outros elementos, liberando o fosfato para o meio (BLOTTIERE, 2015).

A difusão turbulenta e a ressuspensão dos sedimentos ocorrem devido a movimentos na coluna d'água, ocasionados por fatores como vazões de entrada, quebras da estratificação térmica e ondas internas. A difusão turbulenta libera nutrientes de forma bem mais expressiva que a difusão molecular, já a ressuspensão dos sedimentos pode rapidamente mudar a concentração de fósforo em toda a coluna d'água, em geral com contribuições 20 a 30 vezes maiores que as advindas da difusão molecular (BLOTTIERE, 2015; HULOT *et al.*, 2015).

A redução do pH, a bioturbação ocasionada pelo bênton e a temperatura da água são fatores importantes, que irão afetar as taxas de liberação do fósforo, sendo esta última muito relevante em reservatórios com sedimentos oriundos de solos ricos em ferro (SCHEFFER, 1998). A temperatura da água contribui para a formação da anoxia, por formar a estratificação

térmica e evitar a circulação d'água, assim como simultaneamente aumentar as taxas de decomposição da matéria orgânica, diminuindo as concentrações do OD (WU *et al.*, 2012).

3.1.2.4 Nitrogênio

O ciclo do nitrogênio é mais dinâmico que o ciclo do fósforo, pois além de possuir uma fase gasosa, diversos organismos detêm um papel fundamental nas diversas reações existentes. Estas ocorrem majoritariamente pela ação das bactérias aeróbicas, cianobactérias fixadoras do N₂ atmosférico, bactérias desnitrificantes e bactérias saprófitas (HORVATH *et al.*, 2013; HAN *et al.*, 2014).

Com a disponibilidade de amônio e oxigênio, existem condições para a ocorrência da nitrificação. No processo, principalmente as bactérias nitrificantes do gênero *Nitrosomonas* irão converter o íon amônio (NH₄⁺) para nitrito (NO₂⁻), sendo seguidas pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*, que o converterão para nitrato (NO₃⁻) (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008).

A amonificação é o processo da mineralização de matéria orgânica pelas bactérias, gerando amônio (NH₄⁺) como resultado da conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. Geralmente a nitrificação prevalece no hipolímnio de águas oligotróficas, enquanto a amonificação prevalece com a escassez de oxigênio no hipolímnio de águas eutróficas (ESTEVES, 1998).

A fixação do nitrogênio atmosférico (N₂) pelas cianobactérias pode ser um fator importante para a incorporação do nitrogênio no meio aquático, sendo notadas taxas elevadas em alguns ecossistemas (BRASIL *et al.*, 2016). Em períodos com grande luminosidade, o total de nitrogênio fixado pode ser até três vezes maior que a contribuição de fontes externas para o reservatório (HORVATH *et al.*, 2013).

A desnitrificação é o processo de redução das formas oxidadas do nitrogênio (NO₃⁻ e NO₂⁻), tendo como produto final o nitrogênio molecular N₂, que pode retornar para a atmosfera sob a forma de N₂O e N₂ (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008). Assim, é um processo de perda do nitrogênio no meio aquático, podendo representar um fator de redução importante a ser considerado (HAN *et al.*, 2014).

Uma grande variedade de íons de nitrogênio está disponível para a absorção pelo fitoplâncton, incluindo o amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e nitrogênio orgânico dissolvido. O

amônio é muitas vezes preferido pelo fitoplâncton em relação ao nitrato, em razão do seu estado reduzido tornar menos dispendiosa a sua assimilação (COLLOS e BERGES, 2002).

3.1.3 Sistema Biológico

Os organismos estão mutuamente relacionados, assim a presença ou a ausência de certas espécies e a composição da cadeia alimentar serve como um indicador de longo prazo da qualidade da água. Logo, seu monitoramento também é capaz de fornecer indicações sobre as mudanças que podem vir a ocorrer no ecossistema (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

3.1.3.1 Fitoplâncton

O fitoplâncton é composto pelas algas e as cianobactérias, microrganismos autotróficos que utilizam a fotossíntese para produzir sua biomassa. É um grupo de grande importância ecológica, pois forma os maiores produtores primários em ambientes aquáticos e, portanto, a base de toda a cadeia trófica (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008; TADONLÉKÉ, 2010).

O crescimento do fitoplâncton depende principalmente da intensidade da luz, da temperatura e da concentração dos nutrientes necessários. O carbono é o elemento essencial para a construção vegetal. Nitratos, nitritos e amônia são assimilados na síntese de aminoácidos e proteínas. O fósforo é importante para a fotossíntese, o metabolismo de açúcares e moléculas de DNA e RNA. O silício é relevante para grupos como as diatomáceas (ESTEVES, 1998).

A luz solar não é uniformemente distribuída na coluna d'água e as espécies de fitoplâncton possuem diferentes pigmentos para sua absorção, como a Clorofila A, B e C, carotenóides e ficoeritrina. A Clorofila-a (Chl-a) recebe a transferência da energia solar absorvida por outras estruturas celulares, excitando-se e emitindo fluorescência, sendo um pigmento presente em todas as espécies (CHORUS e BARTRAM, 1999).

3.1.3.2 Cianobactérias

As cianobactérias existem a aproximadamente 3,5 bilhões de anos e acredita-se que sejam os organismos responsáveis pelo aumento inicial de O₂ no planeta. Dentre todos os organismos fotossintéticos, as cianobactérias são os de maior gama de habitats. Espécimes já foram encontrados em ambientes quentes e frios, alcalinos e ácidos, em águas doces e marinhas (KASTING e SIEFERT, 2002).

Assim como os outros grupos do fitoplâncton, seu único modo de reprodução é assexuado, através de divisão celular ou hormogonia, processo originado na quebra de pequenos fragmentos da colônia original. Quando as condições ambientais são favoráveis, suas taxas de reprodução podem atingir níveis muito elevados (CHORUS e BARTRAM, 1999).

As cianobactérias são um grupo dominante em condições eutróficas (CROSSETTI *et al.*, 2008; FIGUEIREDO *et al.*, 2016), e suas florações geralmente ocorrem em períodos de alta intensidade luminosa, altas temperaturas na superfície da água e coluna d'água apresentando estabilidade térmica. Nestas condições, as cianobactérias possuem diversas vantagens competitivas com relação a outros grupos do fitoplâncton (CHORUS e BARTRAM, 1999).

A seguir são elencadas suas principais vantagens competitivas:

- Acinetos, células dormentes com paredes espessas e reservas energéticas que decantam ao fundo da coluna d'água, permitindo a sobrevivência em condições não favoráveis. Esta vantagem exclusiva de espécies filamentosas e unicelulares pode levar a um rápido aumento das suas concentrações na superfície em momentos de ressuspensão dos sedimentos (BLOTTIERE *et al.*, 2016).
- Capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, através de células especializadas denominadas heterocistos. Estas células de parede espessa produzem a Nitrogenase e estão presentes em certas espécies filamentosas, dotando a cianobactéria com a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico em condições de boa luminosidade (HAN *et al.*, 2013; HORVATH *et al.*, 2013).
- Vacúolos de gás, permitindo o controle da posição na coluna d'água, obtendo melhores condições de luz e nutrientes, principalmente em ambientes com estabilidade térmica (CHORUS e BARTRAM, 1999). As cianobactérias flutuantes são favorecidas em períodos de alta turbidez, devido à sua habilidade de ficar próxima à superfície para obter luz e CO₂, que é um elemento escasso em águas com altas taxas de fotossíntese (PAERL *et al.*, 2011).
- Elevada afinidade por nutrientes em comparação com outros grupos. Em razão de muitas florações ocorrerem em ambientes eutróficos, foi assumido inicialmente que as cianobactérias requeriam grandes concentrações de nitrogênio e fósforo. Entretanto, experimentos demonstram que elas conseguem superar outros organismos na competição por nutrientes quando estes se encontram em condições mínimas (VON SPERLING, 2016).

- Capacidade de estocar fósforo suficiente para realizar duas a quatro divisões celulares, característica denominada “luxury consumption” (VON SPERLING, 2016), fazendo com que sejam observadas florações mesmo com baixas concentrações de nutrientes (LOPES, 2013).
- Maior resistência à salinidade em comparação com os outros grupos do fitoplâncton. Diversos estudos têm percebido em períodos de estiagem o aumento da salinidade conjuntamente com o aumento da biomassa das cianobactérias (BOUVY *et al.*, 1999; FIGUEREDO e GIANI, 2001; BRASIL *et al.*, 2016).
- Menor predação. Enquanto grupos do fitoplâncton são predados por integrantes do zooplâncton, como protozoários, rotíferos, daphnias, copépodes e cladóceros, as cianobactérias não são afetadas por esses organismos de forma substancial. O zooplâncton tem preferência alimentar por partículas menores, predando pouco as espécies filamentosas ou coloniais (SCHEFFER, 1998).
- Adaptação à turbidez. As cianobactérias podem crescer mais rápido do que outras espécies sob intensidades fracas de luz, pois não precisam de grande quantidade de energia para manter a sua estrutura e função celular. Entretanto, possuem taxas de crescimento menores que outros grupos do fitoplâncton, assim requerem maior tempo de residência da água para permitir a proliferação (TUNDISI E T. TUNDISI, 2008).

As espécies que fixam nitrogênio atmosférico, como *Anabaena sp.*, *Aphanizomenon sp.* e *Cylindrospermopsis sp.* usualmente dominam ambientes com águas pobres em nutrientes. *Microcystis sp.* é dominante em lagos eutróficos com grande estabilidade térmica, e as oscilatórias e as filamentosas como *Pseudanabaena sp.* e *Planktothrix sp.* dominam o plâncton de ambientes polimíticos eutróficos, que contam com elevada turbidez e baixa penetração de luz (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008).

Espécies coloniais, como *Microcystis*, *Anabaena* e *Aphanizomenon*, formam colônias contendo células em forma de cocos e filamentos, gerando espumas na superfície. Muitas delas possuem vesículas de gás, sendo uma vantagem competitiva durante águas calmas ou em períodos de baixa intensidade luminosa, porém as mesmas não conseguem se estabelecer em ambientes com maior turbulência na coluna d’água (BLOTTIERE *et al.*, 2016).

3.2 Pressões sobre sistemas lênticos

3.2.1 Eutrofização

A partir da metade do Século XX o fenômeno da eutrofização foi reconhecido como um problema de poluição em muitos lagos e reservatórios (CHORUS e BARTRAM, 1999). No Brasil, a rápida eutrofização e a degradação ecológica são ocasionadas principalmente pela entrada de carga orgânica e nutrientes advindos do lançamento de esgotos domésticos *in natura* nos corpos d'água e por poluentes industriais (TUCCI, 2003; TORRES *et al.*, 2008).

A recorrência de processos de eutrofização acarreta a diminuição da transparência da água, das concentrações de OD e da diversidade de espécies em todos os níveis tróficos (SCHEFFER, 1998). A predominância de condições eutróficas desestabiliza a estrutura ecológica, levando à redução da biodiversidade e alterações na estrutura das comunidades, com o predomínio das cianobactérias (CROSSETTI *et al.*, 2008; FIGUEREDO *et al.*, 2016).

A cianobactérias possuem a capacidade potencial de produzir toxinas nocivas ao homem e aos animais, tornando o controle da eutrofização de grande importância no tratamento de água para abastecimento, também devido ao aumento da turbidez ocasionada (CHORUS e BARTRAM, 1999). Ademais, a impossibilidade do contato primário, a perda de beleza cênica e a geração de maus odores são outras consequências que geram problemas de ordem econômica e social.

3.2.2 Eventos chuvosos

As consequências dos episódios de precipitação costumam ser peculiares para cada ambiente aquático, e irão depender de fatores como as características dos eventos de precipitação, a hidrodinâmica do reservatório, as comunidades existentes e o estado trófico, a hidrologia da bacia hidrográfica e seu uso e ocupação do solo (REICHWALDT e GHADOUANI, 2012).

Jennings *et al.* (2012) monitoraram em alta frequência sete lagos distintos, delineando duas classes principais de efeitos advindos de episódios meteorológicos. A primeira contempla consequências rápidas e menos duradouras, como o efeito das tempestades na estrutura térmica do corpo d'água. Já a segunda engloba efeitos de maior duração, como alterações nas concentrações de matéria orgânica dissolvida colorida e na transparência da coluna d'água.

No estudo de Jennings *et al.* (2012), foi constatado que as consequências mais duradouras foram decorrentes de episódios meteorológicos com período de retorno maior. De fato,

episódios de precipitação intensos podem perturbar estrutura da coluna d'água e ocasionar a desestratificação térmica, a qual pode ser sentida forma imediata (WILHELM e ADRIAN, 2008) ou em alguns dias após os eventos (XING *et al.*, 2014).

Eventos de precipitação intensos podem ocasionar a redução da biomassa fitoplanctônica e consequentemente da produção primária do ambiente. Efeitos físicos, como o arrastamento do plâncton pela corrente (“flushing”) e a mistura parcial ou completa da massa d'água, podem levar a uma grande redução da biomassa em um curto período de tempo (JACOBSEN e SIMONSEN, 1993; NOGES *et al.*, 2011).

A composição das comunidades também pode ser afetada por eventos de precipitação. Jacobsen e Simonsen (1993) perceberam que as primeiras chuvas intensas encerraram uma floração de cianobactérias em um lago raso eutrófico (Lago Godstrub – Dinamarca), levando a uma grande redução da biomassa, entretanto a diversidade de espécies não foi afetada. Após dois meses, outro período de chuvas intensas ocasionou o fim da dominância das cianobactérias e um forte aumento na diversidade do fitoplâncton.

Os corpos hídricos podem receber uma grande carga de nutrientes após episódios chuvosos (BUDAI e CLEMENT, 2007; SONG *et al.*, 2015), ocasionando o crescimento do fitoplâncton em momentos posteriores, quando existe maior estabilidade na coluna d'água. De forma análoga, um forte crescimento também pode ser percebido em momentos de estabilidade após a desestratificação térmica, devido à incorporação na superfície dos nutrientes anteriormente presentes no fundo da coluna d'água (BLOTTIERE *et al.*, 2015).

Com a ocorrência de episódios intensos, a carga de nutrientes exportado da bacia hidrográfica tende a ser maior, porém são observadas maiores quantidades de materiais particulados em relação aos componentes solúveis (BUDAI e CLEMENT, 2007; SONG *et al.*, 2015). As frações particuladas não estão prontamente disponíveis para o crescimento do fitoplâncton, já que o mesmo somente os absorverá na forma solúvel (STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

Em experimentos realizados em bacias hidrográficas piloto na margem de um lago urbano (Lago Bolton, Hungria), Budai e Clement (2007) encontraram uma forte relação linear ($r = 0,79$, $p < 0,05$) entre a intensidade dos eventos de precipitação e a concentração de sólidos em suspensão (SS). Os eventos chuvosos de maiores vazões de pico (um terço do total), foram responsáveis por mais de 3/4 de toda a carga anual de SS e TP e metade da carga de PO_4^{3-} .

Dependendo de características da bacia hidrográfica, as precipitações podem carrear grande quantidade de compostos solúveis para o meio aquático, como a matéria orgânica dissolvida colorida. Nestes casos, as alterações na transparência da água e nos níveis de nutrientes podem refletir em respostas biológicas mais persistentes, sendo notadas mudanças na estrutura das comunidades bacterianas e fitoplantônicas, assim como no metabolismo do sistema por curtos ou médios períodos (BRIGHENTI, 2012; JENNINGS *et al.*, 2012).

Geralmente, os episódios de precipitação são fundamentais para o aporte de nutrientes aos corpos hídricos (TUNDISI *et al.*, 1995), entretanto existem ambientes que os recebem continuamente a partir de fontes pontuais, como cargas de efluentes domésticos em ambientes urbanizados (VIVIANO *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2016a). Nestes casos, podem existir relações inversas entre a precipitação e a concentração de nutrientes afluentes, como por exemplo o nitrato (DUAN *et al.*, 2014).

As precipitações também podem contribuir para o fornecimento autóctone de nutrientes para a superfície, sendo percebido por Wilhelm e Adrian (2008) em um lago eutrófico (Muggelsee – Alemanha) o aumento das concentrações de fósforo em decorrência das desestratificações térmicas ocasionadas pelos eventos. Neste ambiente, Sondergaard *et al.* (2003) delineou que mesmo as precipitações menores contribuíam para a liberação do fósforo pelos sedimentos, pois aumentavam o gradiente de concentração existente nas águas intersticiais.

WU *et al.* (2013) realizaram testes de correlação, regressões múltiplas e análises de componentes principais (ACP), percebendo que a qualidade da água de reservatórios urbanos de Pequim respondeu diferentemente às variações atmosféricas, de acordo com o seu estado trófico. Em ambientes eutróficos, as mudanças na qualidade da água foram relacionadas às variações meteorológicas, existindo relações positivas entre a ocorrência de precipitações e concentrações de TP e Chl-a.

Em ambientes eutróficos de regiões tropicais as mudanças sazonais relacionadas à precipitação têm sido observadas juntamente com alterações na biomassa e na estrutura das comunidades do fitoplâncton. Em geral, é durante o período seco que ocorrem os maiores problemas relacionados à qualidade da água e processos de eutrofização (FIGUEIREDO e GIANI, 2001; BOUVY *et al.*, 2003; BRASIL *et al.*, 2016).

No período seco, a redução do nível d'água em decorrência da menor vazão afluente e do aumento das taxas de evaporação em alguns ecossistemas acarreta no aumento da salinidade e

concentração de nutrientes no meio (JEPPENSEN *et al.*, 2015). A estabilidade da coluna d'água contribui para a dominância de cianobactérias com capacidade de flutuação, pois conseguem obter melhores condições de luz na superfície e de nutrientes nas regiões abaixo na zona de mistura (PAERL *et al.*, 2011).

Juntamente com os episódios de precipitação, as condições atmosféricas desempenham um papel fundamental para ocasionar alterações em ambientes lênticos. Para estas, os principais atores costumam ser a mudança nas temperaturas do ar, precipitações e velocidades dos ventos, ou uma combinação entre os mesmos (JENNINGS *et al.*, 2012; XING *et al.*, 2014).

São observadas relações distintas entre a ocorrência de ventos e a biomassa do fitoplâncton, podendo ocorrer o aumento dessa última com a disponibilização de nutrientes (WU *et al.*, 2013), e em razão da turbidez gerada inibir o crescimento de macrófitas, evitando a competição (SCHEFFER, 1998). Em contraste, também pode ser percebida relação oposta, na qual a presença do vento é acompanhada pela redução da biomassa de cianobactérias em locais dominados por grupos coloniais (SORANNO, 1997).

Tundisi *et al.* (1995) afirmam que a precipitação no verão e o vento durante o inverno foram fatores fundamentais para explicar a biomassa e a composição da comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical raso (Represa do Lobo, SP). A precipitação promoveu a entrada de nutrientes, em especial o nitrogênio, sendo que a turbulência produzida pelo vento levou à sua reincorporação na massa d'água. Assim, a ciclagem de nutrientes ocorreu com a precipitação, que impulsionou a produção nova no período chuvoso, e ao vento, que estimulou a produção regenerada no período seco.

Padisák (1988) observou em um lago raso de clima temperado (Lago Balaton – Hungria) que duas tempestades com ventos de velocidade de 12 m.s^{-1} promoveram o desenvolvimento de duas comunidades fitoplanctônicas características, uma pré e outra pós-turbulência. A ação dos ventos levou à ressuspensão dos sedimentos e o crescimento sincrônico de bactérias, acelerando a disponibilização de nutrientes para a coluna d'água, sendo notado após 7 dias a sucessão de espécies do fitoplâncton de reprodução rápida para as de reprodução lenta.

3.2.3 Ambientes lênticos em bacias urbanizadas

O ciclo hidrológico é o fenômeno de circulação de água entre a superfície da Terra, sendo regulado por seis mecanismos principais, a precipitação, infiltração, evaporação, transpiração, escoamento superficial e subterrâneo (CHOW, 1988). A urbanização promove alterações no

ciclo hidrológico local, em razão de fatores como a redução da infiltração, canalizações e retificações dos cursos d'água (TUCCI, 2003; LEMOS *et al.*, 2014).

As alterações no hidrograma local são o aumento da vazão de pico e do volume do escoamento superficial e a diminuição do tempo de resposta da bacia (CHOW, 1988; TUCCI, 2003). A vazão de base também é afetada, pois a menor infiltração gera menor recargas subterrânea, fazendo com que os rios de bacias urbanas possuam menor vazão em tempo seco e afluam aos reservatórios com maior concentração de poluentes (TORRES *et al.*, 2008).

Chocat (1997) afirma que a urbanização tem efeitos importantes para precipitações menores, pois neste caso uma bacia natural produz pouco ou nenhum escoamento, através dos fenômenos de interceptação, infiltração e evapotranspiração. Contudo, em áreas urbanas mesmo uma pequena precipitação pode gerar um escoamento superficial relevante. Já para eventos maiores (tempo de retorno > 10 anos), o comportamento de uma bacia natural não difere muito de uma bacia urbana, pois os mecanismos supramencionados atingem rapidamente um nível de saturação.

As superfícies urbanas acumulam substâncias como o fósforo, óleos e poluentes orgânicos, que serão transportados pelo escoamento superficial diretamente para os corpos d'água, especialmente para os que possuem pouca ou nenhuma vegetação em suas margens. Ao contrário do fósforo, alguns estudos demonstram que os efeitos da precipitação para a exportação do nitrogênio são mais significativos em áreas não urbanizadas, em razão da diferença dos níveis de nitrogênio existentes no solo (WU *et al.*, 2013; XIA *et al.*, 2012).

As cargas poluentes transportadas pelas vazões decorrem da poluição do ar que é incorporada com a chuva, da lavagem das superfícies contendo diferentes componentes orgânicos ou metais, do carreamento de sedimentos erodidos, do lixo urbano transportado e do esgoto cloacal que não é coletado (TUCCI, 2003). A variabilidade de cargas poluentes em tempo chuvoso é tão grande nos locais e entre os eventos de precipitação que é difícil estabelecer correlações significativas com os padrões de uso do solo (HALLIDAY *et al.*, 2015).

Durante o tempo seco, Halliday *et al.* (2015) monitoraram em intervalos horários um rio urbano inglês altamente impactado (The Cut) e notaram forte influência dos horários de uso da água pela população. A condutividade apresentou um comportamento semelhante ao hidrograma clássico do uso da água, composto por dois picos, mesmo no inverno quando outros possíveis fatores causadores do aumento da condutividade, como a fotossíntese,

havam cessado. Deste modo, percebe-se que os corpos d'água lânticos em meios urbanos podem sofrer grandes variações das cargas afluentes em tempo seco, dependendo principalmente da hora do dia.

3.2.4 Mudanças Climáticas

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) estabeleceu no ano de 1988 o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), com o objetivo de estimular pesquisas a respeito dos cenários de mudanças climáticas para o futuro e entender os riscos induzidos por essas alterações na sociedade (MARENGO, 2006).

Ainda existem muitas incertezas nas previsões de mudanças, porém existe certo consenso sobre o fato de que a temperatura global do ar irá aumentar no decorrer das próximas décadas (MEEHL *et al.*, 2007; RASMUNHSEN *et al.*, 2009). Em projeções de diferentes cenários de emissões de gases, Meehl *et al.* (2007) estimam que as temperaturas na superfície do globo podem aumentar entre 1,8 a 4 °C até o final do século XXI.

Estudos demonstram que as alterações climáticas têm forte potencial para ocasionar alterações no ciclo hidrológico, porém existem diversas incertezas nas estimativas realizadas. Por um lado, existem limitações pela falta de dados de séries temporais mais extensas, contínuas e com maior cobertura espacial. Por outro, a variação climática natural e a variação interanual associada com padrões de circulação atmosférica em larga escala influenciam a interpretação de muitas tendências de modo ainda não bem compreendido (UNESCO, 2009).

São esperadas alterações na frequência e intensidade dos eventos de precipitação, levando a maior ocorrência de eventos extremos e maiores períodos secos nos intervalos. As mudanças não se darão de forma homogênea, porém com alterações nos regimes hidrológicos em escalas regionais. Com relação ao sudeste da América do Sul, é esperado um aumento do total precipitado no verão (IPCC, 2007; 2014).

As consequências da mudança climática nas disponibilidades hídricas regionais têm sido abordadas por diversos autores, por exemplo sendo previsto para a região sudeste brasileira um déficit hídrico no maior sistema produtor de água para a Região Metropolitana de São Paulo, o Sistema Cantareira (NOVAES *et al.*, 2017). Na região do semiárido também são previstos cenários de redução da precipitação e aumento das taxas de evaporação, elevando o risco de desertificação em muitos reservatórios (MARENGO *et al.*, 2009).

A influência da mudança climática sobre a qualidade da água e as emissões de gases de efeito estufa vem sendo muito discutida atualmente. O fitoplâncton se torna uma variável muito importante, pois é um fator chave para o ciclo do carbono e para a produção de alimento para os seres heterotróficos, sustentando os estoques de peixes nos ambientes aquáticos. Deste modo, as alterações climáticas nestes seres autótrofos se tornam de grande interesse, tanto no aspecto teórico quanto de gestão dos recursos hídricos (TADONLÉKE, 2010).

Reichwaldt e Ghadouani (2012) afirmam que existe ampla aceitação na comunidade científica do conceito introduzido por Pearl e Huisman (2008), de que as “florações gostam de calor”, que prevê o favorecimento dos processos de eutrofização e a dominância de cianobactérias em um futuro mais quente. Feuchtmayr *et al.* (2009) acreditam que os sintomas da eutrofização serão aumentados em decorrência do aquecimento da água, incluindo o aumento da biomassa e a redução da riqueza de espécies do fitoplâncton, bem como o aumento de espécies exóticas.

No entanto, Wagner e Adrian (2009) afirmam que essa ideia tem levado a uma generalização simplista, baseada apenas no aumento da temperatura da água. Segundo as autoras, as cianobactérias são um grupo diverso, cujas espécies provavelmente irão responder diferentemente às alterações ocasionadas nos ecossistemas, que por sua vez irão responder de forma diversificada às variações ocasionadas em seus processos de estratificação.

Wagner e Adrian (2009) estimam que a dominância das cianobactérias não se beneficiará em razão da maior temperatura, mas devido aos efeitos indiretos de uma maior estratificação, como o aumento da estabilidade e fornecimento de nutrientes pelos sedimentos. Feuchtmayr *et al.* (2009) afirmam que a alteração das temperaturas irá influenciar vários aspectos do ciclo dos nutrientes, sendo as taxas de entrada nos sistemas afetadas por mudanças na hidrologia.

Em uma revisão de literatura, Jeppensen *et al.* (2015) afirmam que os efeitos das mudanças irão depender principalmente do clima da região e das mudanças na hidrologia. O autor salienta que apesar dos esforços que têm ocorrido ao redor do mundo para a diminuição do aporte de cargas externas de nutrientes aos corpos hídricos, o aumento das concentrações poderá ocorrer com a menor quantidade de água afluyente aos corpos lênticos e com o aumento da recarga interna e da ressuspensão de sedimentos.

A redução do nível d'água de reservatórios, aliada a fatores como a previsão de maior demanda de água para irrigação, poderá ocasionar um forte aumento da salinidade e concentração de nutrientes (JEPPENSEN *et al.*, 2015). De fato, estudos no semiárido

brasileiro demonstram que o déficit chuvoso anual e períodos sem renovação da água são acompanhados por condições eutróficas e florações de cianobactérias (BOUVY *et al.*, 1999; BRASIL *et al.*, 2016).

Em estudo envolvendo 40 açudes na região do semiárido brasileiro, Brasil *et al.* (2016) estimam que a redução no nível da água durante estiagens é responsável pelos processos de eutrofização existentes, levando a uma maior biomassa e dominância das cianobactérias. Os resultados implicam no fato de que um futuro mais quente e seco previsto para a região poderá reduzir a quantidade e qualidade da água dos inúmeros açudes construídos.

A influência da temperatura no processo de eutrofização pode ser muito dependente do estado trófico em que se encontra o sistema (WAGNER e ADRIAN, 2009; TADONLÉKE, 2010), e alguns autores sustentam a hipótese de que ambientes aquáticos urbanos com diferentes estados tróficos irão responder de forma diferente às mudanças climáticas, acarretando grandes desafios no futuro para os ambientes fortemente eutrofizados (WU *et al.*, 2013).

Tadonléké (2010) utilizando 31 anos de dados de um grande lago monomítico (Lago Geneva – Suíça e França) que experimentou forte mudança na concentração de nutrientes, observou a variação na produtividade primária em relação à temperatura da água, em condições de excesso e escassez de nutrientes. Em condições eutróficas com o TP abundante, foram notadas fortes relações positivas entre os teores de Chl-a e a temperatura da água. Entretanto, tendência oposta foi encontrada nos anos subsequentes, obtendo-se relações nulas ou até negativas em momentos de menores concentrações de nutrientes.

De forma análoga, Wagner e Adrian (2009) utilizando 30 anos de dados de um lago raso eutrófico (Lago Muggelse – Alemanha) objetivaram identificar os principais determinantes das florações de cianobactérias em períodos de estratificação termal, distinguindo entre a influência dos nutrientes e do clima. Quando o meio possuía concentrações de TP variando entre 70 a 215 mg.l⁻¹, foi percebida uma forte probabilidade de dominância de cianobactérias induzida pelo clima, sendo que abaixo e acima deste limiar a probabilidade foi de zero e 80%.

Wu *et al.* (2013) perceberam uma tendência de aumento da temperatura do ar e intensidade dos episódios de precipitação para as últimas cinco décadas em Pequim (China), sendo neste período notada uma piora na qualidade da água de 4 lagos e reservatórios eutróficos na região. Os autores realizaram análises em curto prazo relacionando variações de parâmetros

meteorológicos e de qualidade da água, e nestas apenas os ambientes eutróficos apresentaram variações consideradas significativas ($p < 0,05$).

Ambientes eutróficos apresentam maior turbidez e menor penetração da luz da coluna d'água, entretanto Brighenti (2012) observou que no Parque Estadual do Rio Doce (MG) um lago com águas claras se mostrou mais sensível às mudanças na pluviosidade e temperatura do que outro com águas escuras e ricas em matéria orgânica dissolvida colorida. Lagos escuros decompõem mais a radiação solar que chega à superfície, possuindo águas mais frias que os mais claros, já os lagos mais claros possuem penetração mais profunda da radiação solar, sendo conseqüentemente mais sensíveis às variações no clima (ESTEVES, 1998).

3.3 Monitoramento em alta frequência de ambientes lênticos

A necessidade de observações contínuas tem levado à existência de monitoramentos automáticos desde os primeiros tempos da limnologia. Existem registros de que C. H. Eigenmann possuía em meados de 1895 um aparelho de medição automática para observar variações no nível da água em grandes lagos, os seiches (MEINSON *et al.*, 2015).

Parâmetros físicos mais simples, como níveis da água e temperatura, foram as primeiras medições a serem automatizadas. Dados meteorológicos como temperatura do ar, umidade, velocidade do vento e precipitação serviram de importante apoio para as pesquisas. Atualmente, a autonomia dos sistemas tem aumentado muito, devido à transição dos sistemas analógicos para os digitais e o advento de tecnologias *wireless* (MEINSON *et al.*, 2015).

A utilização de sensores automáticos permitiu analisar variações na estrutura térmica de reservatórios (XING *et al.*, 2012), qualidade da água de rios urbanos (DUAN *et al.*, 2014; HALLIDAY *et al.*, 2015), resposta de ambientes aquáticos a eventos atmosféricos (JENNINGS *et al.*, 2012), influência da precipitação e temperatura na dinâmica do fosfato em lagos eutróficos (WILHELM e ADRIAN, 2008), avaliação do metabolismo de lagos e reservatórios (BRIGHENTI, 2012; JENNINGS *et al.*, 2012), dentre outras aplicações.

Entretanto, ainda existe uma carência de sensores robustos e com baixa necessidade de manutenção e calibração para o monitoramento de variáveis como fósforo dissolvido, amônio, sulfato, microcontaminantes, cianotoxinas, bactérias e membros da biota (MARCÉ *et al.*, 2016). Variáveis correlatas podem ser empregadas com sucesso, como os teores de sólidos em suspensão na determinação do TP, no entanto podem existir peculiaridades intrínsecas de cada sistema, especialmente em se tratando de meios urbanos (VIVIANO *et al.*, 2015).

3.3.1 Análise de dados de monitoramento de alta frequência

O R Lake Analyzer é um código numérico utilizado através da plataforma R (R Core Team, 2017) cuja concepção adveio do grande aumento da quantidade de dados de alta resolução temporal, de forma a fornecer uma forma unificada para o cálculo de índices físicos e assim permitir comparações mais acuradas entre os ecossistemas (READ *et al.*, 2011).

O significado dos índices físicos é bem descrito em literatura, entretanto existem nuances para suas determinações. Parâmetros como a profundidade da zona de mistura e da termoclina podem ser calculados através de critérios de temperatura, salinidade, turbulência, gradiente químico, dentre outros, podendo gerar resultados muito distintos dependendo do método utilizado (READ *et al.*, 2011).

A Estabilidade de Schmidt é um índice físico consagrado em literatura, que mensura a resistência à mistura mecânica em razão da energia potencial existente na coluna d'água estratificada (READ *et al.*, 2011). Assim, é uma medida da resistência térmica do reservatório à ocorrência da desestratificação e mistura (POLLI, 2014). Seu valor é obtido através da Equação 3.3.1 (READ *et al.*, 2011) e sua unidade é o $J.m^{-2}$:

$$St = \frac{g}{As} \int_0^{Zp} (Z - Zv) \cdot \rho \cdot Az \cdot dz \quad (3.3.1)$$

Onde:

g = Aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m.s}^{-2}$).

As = Área da superfície do reservatório (m^2).

Zv = Profundidade para o centro de volume do lago (m).

ρ = Densidade da água (kg.m^{-3}).

Az = Área do reservatório na profundidade Z (m^2).

O Número do Lago é a relação entre o empuxo existente e a força desestabilizadora agindo no reservatório, no caso o vento (POLLI, 2014). Ele mensura a probabilidade das águas do metalímnio entrarem na camada de mistura, devido ao efeito do vento na inclinação da termoclina, sendo mensurada na margem oposta de ocorrência do Fetch máximo do reservatório (BRIGHENTI, 2012). É um índice adimensional, que pode ser obtido através da Equação 3.3.2 (READ *et al.*, 2011):

$$LN = \frac{St(Ze+Zh)}{2\rho h.u^2 As^{1/2}Zv} \quad (3.3.2)$$

Onde:

Z_e = Espessura do epilímnio (m);

Z_h = Espessura do hipolimnio (m).

St = Estabilidade de Schmidt ($J.m^{-2}$);

ρh = Massa específica do hipolimnio

u = Velocidade do atrito ($m.s^{-1}$)

As = Área da superfície do lago (m^2)

Se $LN > 1$ a estratificação existente é forte e os distúrbios ocorridos na superfície não tem potencial para ocasionar alterações. Por outro lado, se $LN < 1$ então a estratificação é fraca, existindo assim potencial para mistura (READ *et al.*, 2011).

3.4 O modelo eco-hidrodinâmico

No presente trabalho utilizou-se o modelo hidrodinâmico General Lake Model (GLM - v. 2.0.0) acoplado ao módulo ecológico Aquatic Eco Dynamics (AED). O GLM é um modelo determinístico, capaz de simular o balanço de água e o perfil vertical de temperatura e salinidade em ambientes lênticos. O AED é uma ferramenta biogeoquímica, que permite a simulação de nutrientes, matéria orgânica e componentes biológicos, como o fitoplâncton (HIPSEY *et al.*, 2013;2014).

3.4.1 General Lake Model

O GLM é um modelo unidimensional e assim representa o comportamento da variável estudada em um único ponto, variando com a profundidade Z ao longo do tempo. A estrutura térmica de ambientes lênticos é dominada pelos gradientes de temperatura na vertical, assim em muitos casos é justificável a desconsideração dos gradientes horizontais (POLLI, 2014).

Em seu funcionamento, o GLM realiza a divisão do perfil da coluna d'água em camadas horizontais, cada qual com um volume de controle independente baseado em critérios de densidade. O modelo adota uma estrutura Lagrangiana flexível para as camadas, permitindo que elas variem de espessura durante a simulação em resposta aos fluxos de calor advindos da superfície, processos internos de mistura e vazões de entrada e saída (HIPSEY *et al.*, 2014).

O GLM computa ao passo de tempo horário os fluxos de massa e de calor na superfície, e em seguida realiza os cálculos relacionados à mistura da coluna d'água, também ao passo de tempo horário. Já as vazões de entrada e saída são computadas somente ao passo de tempo diário, no momento da mudança entre os dias (HIPSEY *et al.*, 2014).

A seguir são descritos os principais parâmetros e rotinas executadas pelo modelo:

Fluxo de Massa:

O fluxo de massa é realizado apenas para a camada superficial, sendo a variação do volume determinada através de uma integração da variação da espessura com a curva hipsométrica (Área x Profundidade) do reservatório, a qual deve ser fornecida previamente pelo usuário do modelo. A variação da espessura com o tempo é expressa pela Equação 3.4.1:

$$\frac{dhs}{dt} = E + S + fr.R + Qr \quad (3.4.1)$$

Onde:

E = Perda por evaporação, obtido a partir do fluxo de calor latente ϕE ($W.m^{-2}$).

S = Entrada devido à neve ($m.dia^{-1}$).

R = Precipitação, sendo fr um fator de escala ($m.dia^{-1}$).

Qr = Entrada de superfícies ou áreas alagadas adjacentes ao reservatório ($m.dia^{-1}$).

Fluxo de Calor:

O fluxo de calor se dá por todas as camadas, sendo a variação da temperatura ao longo do tempo expressa pela Equação 3.4.2:

$$\frac{dT_s}{dt} = \phi Sw + \phi Lw + \phi H - \phi E \quad (3.4.2)$$

Onde:

ϕSw = Fluxo de radiação de ondas curtas ($W.m^{-2}$).

ϕLw = Balanço de radiações de ondas longas ($W.m^{-2}$).

ϕH = Fluxo de calor sensível ($W.m^{-2}$).

ϕE = Fluxo de calor latente ($W.m^{-2}$).

As equações envolvidas no fluxo de radiação de ondas curtas e no balanço de radiações de ondas longas se encontram disponíveis no Anexo 1. O fluxo de calor sensível possui um coeficiente importante para a calibração do modelo (Cd), e é descrito a seguir:

$$\phi H = -\rho_a \cdot C_p \cdot C_h \cdot U_x (T_s - T_a) \quad (3.4.3)$$

Onde:

ρ_a = Densidade do ar (kg.m³), calculada por outros métodos, f(T_a);
 C_p = Calor específico do ar (1005 J.kg⁻¹.°C⁻¹);
 C_h = Coeficiente de transferência de calor sensível (Ch, adimensional);
 U_x = Velocidade do vento (m.s⁻¹);
 T_a = Temperatura do ar (°C);
 T_s = Temperatura da superfície (°C).

E o fluxo de calor latente, utilizado no balanço de massa na superfície, é determinado por:

$$\phi E = -\rho_a \cdot C_e \cdot \lambda \cdot U_x \cdot \frac{k}{p} (e_s(T_s) - e_a(T_a)) \quad (3.4.4)$$

Onde:

C_e = Coeficiente de transferência de calor latente (Ce, adimensional).
 λ = Calor latente de evaporação (2,453 x 10⁶ J.Kg⁻¹).
 e_s = Pressão de vapor de saturação na superfície, f(T_s).
 e_a = Pressão de vapor do ar, f(T_a).
 k = Razão entre o peso da molécula de água e o peso da molecular do ar (0,622).
 p = Pressão do ar (hPa).

As equações dos fluxos de calor sensível e latente são formuladas para condições nas quais existe a presença do vento ($U_x \neq 0$), que cria uma camada limite na superfície da água. A partir do momento em que o vento tende a zero, as equações não são mais apropriadas e assim o modelo utiliza as equações descritas no Anexo 1.

A penetração da luz na coluna d'água é muito importante para determinar os fluxos de massa e calor, assim como para os módulos bioquímicos do AED. O GLM utiliza a Lei de Lambert-Beer, descrita na Equação 3.2.1, cujo coeficiente de extinção (K_d) pode ser determinado com um valor fixo (K_w) ou configurado para variar, de acordo com a Equação 3.4.5:

$$K_d = K_w + K_g \cdot MOD + K_g \cdot MOP + K_{ga} \cdot PHY_C \quad (3.4.5)$$

Onde:

K_w = Coeficiente de atenuação fixo definido pelo usuário (m⁻¹).
 K_e = Coeficiente de atenuação devido à matéria orgânica particulada e dissolvida (m⁻¹).
 K_{ea} = Coeficiente de atenuação devido à biomassa do fitoplâncton (m⁻¹).

MOD = Matéria orgânica dissolvida (mmol C. m^{-3}).

MOP = Matéria orgânica particulada (mmol C. m^{-3}).

PHY_C = Biomassa do fitoplâncton (mmol C. m^{-3}).

Mistura da coluna d'água:

Após o cálculo de fluxo de massa e calor, tem-se início a rotina de mistura. O processo é baseado na energia cinética turbulenta (E_{TK}), promovendo a variação da Z_{mix} caso a energia cinética turbulenta disponível (E_{TKE}) na camada inferior à mesma seja superior à energia cinética potencial existente (E_{PE}). Dessa forma, sua profundidade da Z_{mix} pode variar a cada passo de tempo (HIPSEY e HAMILTON, 2008; LOSADA, 2011).

Primeiramente é determinado o valor da E_{PE} e em seguida a E_{TKE} para a mistura convectiva, e caso não ocorra a mistura, a energia é armazenada. O processo é repetido sequencialmente para o cálculo da E_{TKE} da mistura devido à tensão de arraste exercida pelo vento, seguido para a tensão de cisalhamento entre as camadas e por fim os vórtices gerados pelas instabilidades de Kelvin-Helmholtz. As equações utilizadas encontram-se em Hipsey *et al.* (2014).

Vazões de entrada e saída:

No cômputo das vazões de entrada, o GLM realiza a comparação da densidade da água afluyente com as densidades existentes nas camadas do reservatório e calcula o ponto de fluabilidade neutra. Nele será criada uma nova camada cuja espessura irá variar em decorrência do volume existente no momento na camada existente nessa profundidade (HIPSEY *et al.*, 2014). À medida em que a vazão de entrada atravessa as camadas do lago, o aumento na espessura da sua camada com a distância percorrida é calculada por:

$$H_i = 1,2 \cdot E \cdot dx + H_{i-1} \quad (3.4.6)$$

Onde:

H_i = Espessura no momento atual (m).

$H_{(i-1)}$ = Espessura no momento anterior (m).

E = Taxa de atrito.

dx = Distância percorrida pela massa d'água afluyente, calculada com base na vazão de entrada e em sua espessura inicial, cuja determinação é descrita em Hipsey *et al.* (2014).

A taxa de atrito (E) é calculada de acordo com a Equação 3.4.7:

$$E = 1.6 \frac{C_{di}^{\frac{3}{2}}}{Ri} \quad (3.4.7)$$

Onde:

C_{di} = Coeficiente de arrastamento específico (streambed_drag).

Ri = Richardson Number, definido por:

$$Ri = \frac{C_{di}(1+0.21\sqrt{C_{di}\cdot\text{sen } \alpha_i})}{\text{sen } \alpha_i \cdot \text{tg } \varphi_i} \quad (3.4.8)$$

Onde:

α_i = Ângulo de entrada do rio (stream_half_angle).

φ_i = Declividade do afluente no ponto em que encontra o corpo d'água (streambed_slope).

No modelo unidimensional adotado, o ângulo de entrada no rio (stream_half_angle) e a declividade do canal de entrada (streambed_slope) podem ser representados pela Figura 3.1:

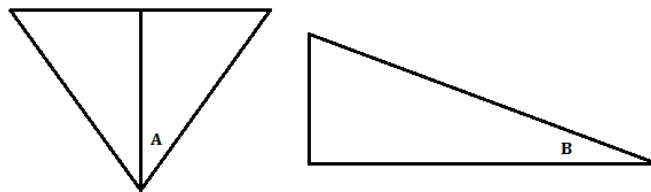


Figura 3.1 - Stream_half_angle (A) e streambed_slope (B)

O stream_half_angle e o streambed_slope afetam a velocidade da vazão de entrada e conseqüentemente a taxa de arrastamento. Um ângulo maior propicia uma velocidade da água menor, conseqüentemente um menor atrito, e vice-versa. Já com relação ao streambed_slope, ocorre raciocínio oposto, um ângulo de entrada maior produz um aumento da velocidade da água, aumentando o atrito.

As vazões de saída podem ser determinadas para qualquer profundidade da coluna d'água. Dependendo da intensidade da descarga e da estabilidade existente, as vazões irão drenar água das camadas adjacentes, acima ou abaixo da profundidade do vertedor. Os três tipos de saída são o transbordamento, saída pelo vertedor e perdas por percolação para o lençol freático

3.4.2 Aquatic Eco Dynamics

O AED é um modelo ecológico que possibilita simular interações entre diversos elementos como nutrientes, matéria orgânica, grupos do fitoplâncton, zooplâncton, bactérias e patógenos. Dentre os ciclos biogeoquímicos, a variação da concentração de um determinado elemento irá depender de interações com nutrientes, sedimentos, grupos do fitoplâncton e zooplâncton, incorporação atmosférica, sedimentação, dentre outros (HYPSEY *et al.*, 2013).

A simulação da maioria dos elementos ocorre por meio de equações de balanço que possuem uma estrutura similar. A título de ilustração, apresenta-se a seguir a equação utilizada para simular o Carbono Orgânico Dissolvido (COD):

$$\frac{dCOD}{dt} = fCOP_{decomp} - fCOD_{miner} + fCOD_{sed} + fPHY_{excr} + fZOO_{excr} \quad (3.4.9)$$

Onde:

$fCOP_{decomp}$ = Fração do Carbono Orgânico Particulado decomposta no intervalo horário.

$fCOD_{miner}$ = Fração do Carbono Orgânico Dissolvido mineralizada no intervalo horário.

$fCOD_{sed}$ = Fração fornecida/absorvida pelo sedimento.

$fPHY_{excr}$ = Fração excretada pelo fitoplâncton.

$fZOO_{excr}$ = Fração excretada pelo zooplâncton.

As taxas das reações dos elementos são obtidas por meio de equações baseadas na cinética enzimática (modelo de Michaelis-Menten), e dependem de um fator de escala geral, uma constante de meia reação e o fator de escala da temperatura. A Equação 3.4.10 representa a taxa de decomposição do Carbono Orgânico Particulado (COP):

$$fCOP_{decomp} = R COP_{decomp} \frac{[O_2]}{K_{miner} + [O_2]} (\theta_{miner})^{T-20} \quad (3.4.10)$$

Onde:

$R COP_{decomp}$ = fator de escala geral;

K_{miner} = constante de meia reação, quando $K_{miner} = O_2$ a reação se processa com meia velocidade;

$[O_2]$ = Concentração de oxigênio dissolvido;

θ_{miner} = fator de escala da influência da temperatura na reação;

O módulo biológico do fitoplâncton possui uma dinâmica distinta em relação aos parâmetros de qualidade da água, e a biomassa ($f\text{PHY}_{\text{Carbon}}$ em mmol C. m^{-3}) em determinado instante é determinada através da Equação 3.4.11:

$$f\text{PHY}_{\text{Carbon}} = R\text{PHY}_{20^{\circ}\text{C}}\text{PHY}_{\text{temp}}(1 - \text{PHY}_{\text{Kpr}})\text{PHY}_{\text{str}} \quad (3.4.11)$$

Onde:

$R\text{PHY}_{20^{\circ}\text{C}}$ = Taxa de crescimento a 20 °C (R_{growth}).

PHY_{Temp} = Coeficientes relacionados à temperatura e intensidade de luz.

PHY_{Kpr} = Coeficientes relacionados à respiração e salinidade.

PHY_{Str} = Coeficientes relacionados à absorção de nutrientes.

A seguir são explicados de forma sucinta os principais coeficientes:

Coeficientes relacionados à temperatura e intensidade de luz

Para cada grupo do fitoplâncton simulado a produtividade máxima ocorrerá na temperatura ótima de crescimento (T_{opt}), decrescendo até zero na temperatura máxima (T_{max}). Do outro lado da curva, abaixo da temperatura de referência (Temperatura padrão T_{std}), a produtividade reduz seguindo a lei de Arrhenius. Dessa forma, o usuário do modelo deve determinar as temperaturas T_{opt} , T_{max} e a T_{std} .

A limitação de luz é determinada através da existência ou não da fotoinibição, ou seja, a existência de um limiar de intensidade luminosa que quando ultrapassado se torna prejudicial ao crescimento. No primeiro caso, é necessário determinar a intensidade de luz de saturação ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), que dentre as equações disponíveis pode ser utilizada a Equação 3.4.12, já no segundo caso a constante de saturação de luz para limitação do crescimento ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

$$I_z = 1 - e^{\left(\frac{-I}{I_K}\right)} \quad (3.4.12)$$

Onde:

I_z = intensidade da luz que atinge determinada profundidade ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

I_K = constante de semi_saturação definida pelo usuário ($\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Coefficientes relacionados à respiração e salinidade

As perdas de carbono e nutrientes são determinadas a partir de um coeficiente único de respiração a 20 °C (R_{resp}), sendo divididas entre as frações devido à respiração, excreção e mortalidade (equações no Anexo 1). Para a primeira fração, a perda de carbono é convertida em Carbono Inorgânico Dissolvido (CID), já para as duas últimas a perda metabólica é convertida em Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) e Matéria Orgânica Particulada (MOP).

As perdas metabólicas relacionadas às frações orgânicas do Fósforo e Nitrogênio (particulados e dissolvidos) são obtidas proporcionalmente às razões P:C e N:C respectivamente, multiplicadas pelas taxas de mortalidade e excreção que ocorreram no passo de tempo. O AED também permite configurar condições de limitação para a salinidade, que caso existente influenciará a taxa de respiração, acrescentando um fator variável ao R_{resp} .

Coefficientes relacionados à absorção de nutrientes

Para o nitrogênio e o fósforo (Nut) pode ser escolhido um modelo de absorção estático, com a relação C:Nut fixa, ou um modelo de absorção dinâmico, no qual a razão C:Nut irá variar entre proporções máximas e mínimas (equações no Anexo 1). Para o primeiro, deve ser determinado o valor da relação C:Nut e uma constante de meia saturação para a absorção, já para o segundo além das concentrações mínimas e máximas deve ser determinada uma taxa máxima de absorção (R_{n_uptake} para o nitrogênio e R_{p_uptake} para o fósforo).

O fitoplâncton somente irá absorver o fósforo em sua forma solúvel (Fósforo Inorgânico Dissolvido), entretanto para o nitrogênio é possível determinar um fator de preferência entre Nitrato, Nitrogênio Amoniacoal e a fração potencialmente lábil do Nitrogênio Orgânico Dissolvido. Ademais, é permitido determinar coeficientes relacionados à fixação do N_2 atmosférico e à absorção do silício.

4 Lagoa da Pampulha

O início do capítulo contém uma breve contextualização histórica da Lagoa da Pampulha, abrangendo sua evolução desde sua construção até os dias atuais. Em seguida é discorrido sobre os aspectos de sua bacia hidrográfica e por fim características do reservatório em si.

4.1 Histórico

A Lagoa da Pampulha é um reservatório urbano construído em meados da década de 1930, com o objetivo de fornecer água potável para o norte da cidade de Belo Horizonte. Inaugurado oficialmente em 1938, foi inserido em 1940 em um contexto urbanístico denominado Complexo Arquitetônico da Pampulha, devido à iniciativa do então prefeito Juscelino Kubitschek. A concepção do projeto foi realizada pelo arquiteto Oscar Niemeyer, acompanhado pelo trabalho de Roberto Burle Marx (ESTADO DE MINAS, 2013).

Em 1954 a barragem sofreu uma ruptura devido a ocorrência de um forte evento de precipitação, e ao ser reconstruída foi remodelada para ajudar no controle de cheias da região (SILVA, 2014). Desde a década de 1970, o reservatório passou a sofrer forte pressão antrópica, apresentando problemas de assoreamento e episódios de eutrofização recorrentes, perdendo na década de 1980 a função de abastecimento público (GIANI, 1994).

Entre 1979 e 1996 foram realizadas três grandes obras de dragagem, retirando um volume aproximado de $4,6 \times 10^6$ m³ de sedimentos (Figura 4.1). Para sua deposição, foi criada uma ilha na região de desembocadura dos córregos Ressaca e Sarandi, sobre a qual foi inaugurado em 2004 o Parque Ecológico Promotor Francisco Lins do Rego (PBH, 2016). Estima-se que o assoreamento foi responsável pela redução de 1/3 do espelho d'água original e pela perda de 50% do volume original do reservatório (RESCK *et al.*, 2008a).



Figura 4.1 - Espelho d'água registrado no ano de 1960 e 1994. Fonte: SUDECAP (2014b).

A bacia hidrográfica da Lagoa da Pampulha integra os municípios de Belo Horizonte e Contagem, e diversos programas e projetos foram desenvolvidos ao longo dos anos para a sua restauração ambiental. Contudo, a maioria tinha como característica principal os limites da municipalidade e não integravam os diferentes territórios e projetos (LEMOS *et al.*, 2014).

Em 1997, a Prefeitura de Belo Horizonte deu início ao Programa de Recuperação e Desenvolvimento Ambiental da Bacia da Pampulha (PROPAM), sendo assinado em 1999 e oficializado em 2005 um termo de cooperação entre os municípios de Belo Horizonte e Contagem. Foram executados projetos para proteção de nascentes, recuperação de áreas de recargas e áreas com focos erosivos, urbanização de vilas e favelas, melhoria na coleta de resíduos sólidos, educação ambiental em escolas, dentre outros (SUDECAP, 2014b).

No ano de 2003 foi inaugurada a Estação de Tratamento de Águas Fluviais (ETAF), com o intuito de tratar a água recebida após a confluência dos córregos Ressaca e Sarandi, os maiores afluentes do reservatório. A ETAF tem capacidade de processamento correspondente ao fluxo médio durante a estação seca, porém as vazões afluentes são desviadas diretamente para o reservatório quando a capacidade é excedida (COUTINHO, 2007).

Conjuntamente com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), o PROPAM deu início a diversas ações visando melhorar a coleta de esgotos na bacia da Pampulha. Os projetos contemplam a detecção de lançamentos pontuais, a ampliação da rede coletora e a implantação de interceptadores e coletores tronco. Ao final dos projetos, pretende-se cobrir 95% da população residente na bacia da Pampulha (COPASA, 2016; SUDECAP, 2014b).

Na bacia, ações também são tomadas por outras entidades, como o Projeto de Valorização das Nascentes Urbanas, desenvolvido pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas (PEIXE VIVO, 2012). Segundo SUDECAP (2014b), as intervenções que vêm sendo realizadas para a redução do aporte de sedimentos ocasionaram a redução de um volume estimado de $3,8 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ na década de 1990 para cerca de $1 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ em 2014.

Atualmente, o Conjunto Arquitetônico da Pampulha tornou-se Patrimônio Mundial da Humanidade, em votação realizada no dia 18/07/2016 em Istambul (Turquia) no comitê de Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (UNESCO, 2016).

4.2 Bacia Hidrográfica

A bacia hidrográfica da Lagoa da Pampulha se situa ao norte da cidade de Belo Horizonte e no município de Contagem, com o reservatório situado ao redor das coordenadas geográficas (*datum* horizontal WGS 84) 19° 55' 00" S e 43° 56' 00" O. É integrante da bacia hidrográfica do Onça, a qual compõe a bacia hidrográfica do Rio das Velhas, que por sua vez é parte integrante da bacia hidrográfica federal do Rio São Francisco (IGAM, 2010).

Juntamente com a bacia hidrográfica do Ribeirão Arrudas, que abrange a outra parte do município de Belo Horizonte e também municípios vizinhos, a bacia da Pampulha sofre com problemas relativos à diminuição das áreas permeáveis e à ocupação desordenada de encostas e fundos de vale (PEIXE VIVO, 2012). A Figura 4.3 contém a bacia da Pampulha:

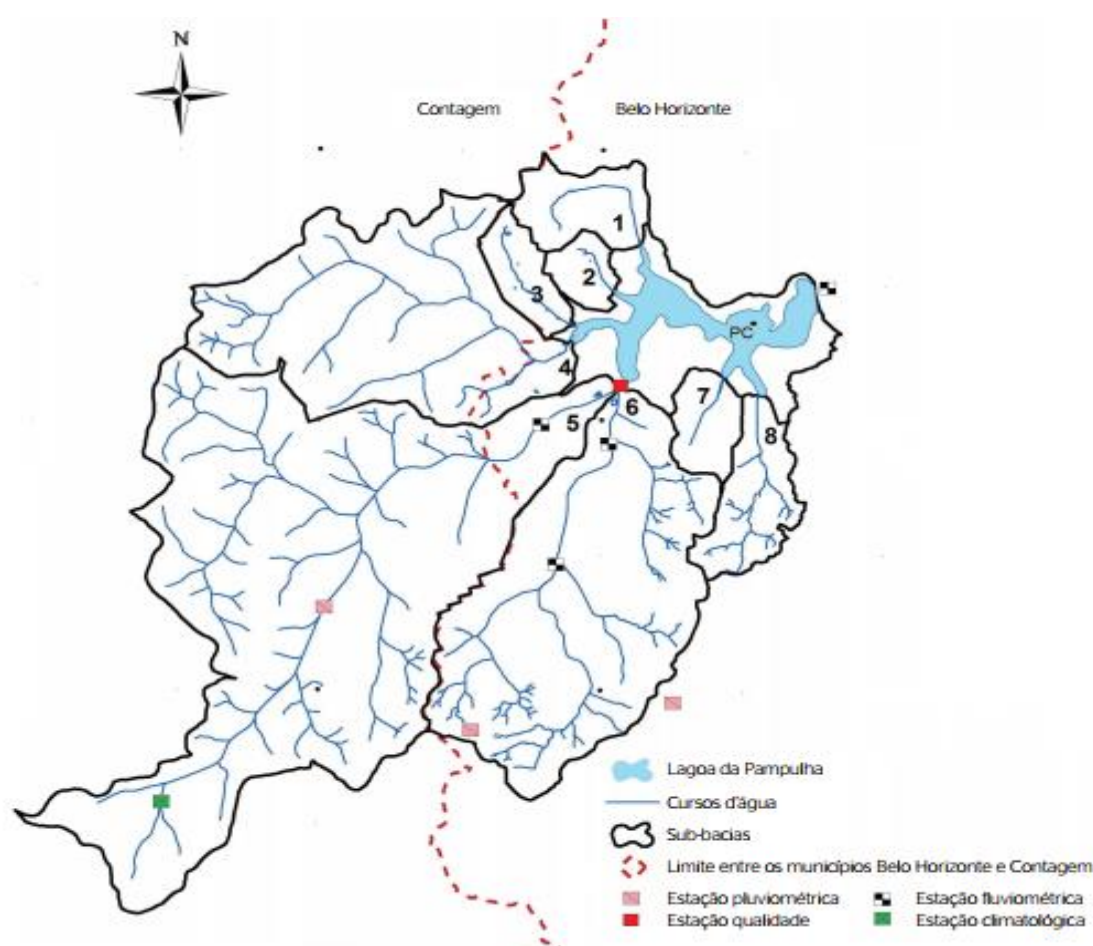


Figura 4.2 – Bacia hidrográfica da Lagoa da Pampulha, com o ponto de estudo (PC) ao centro. As sub-bacias são (1) Olhos d'água, (2) AABB, (3) Braúnas, (4) Água Funda, (5) Sarandi, (6) Ressaca, (7) Tijuco e (8) Mergulão. Fonte: adaptado de Silva *et al.*, 2016a.

A área de drenagem da bacia foi estimada na ordem de 89,70 km² (SUDECAP, 1997), 97,91 km² (CPRM, 2001) e 97,23 km² (LEMOS *et al.*, 2014). Lemos *et al.* (2014) estimaram que 38,67% da área da bacia possui uma superfície permeável, perfazendo o total de 26,623 km².

Já com relação às sub-bacias com os volumes de contribuição mais importantes, dos córregos Ressaca e Sarandi, Silva (2014) estimou um percentual de 50% de urbanização.

O clima da região é definido como Tropical de Altitude, e a sazonalidade apresenta duas estações bem definidas, contendo um inverno seco e um verão chuvoso, sendo classificado como Cwa de Köppen em duas ocasiões (CPRM, 2001; JUNIOR, 2009). A temperatura do ar média anual se situa em torno de 27,1 °C, apresentando os valores médios máximos de 28,8 °C no mês de fevereiro e médios mínimos de 13,1 °C no mês de julho (CPRM, 2001).

A estação quente e chuvosa se estende entre os meses de novembro a março, e a estação fria e seca entre os meses de abril a outubro. As precipitações médias mensais (1961-1990) foram sempre superiores a 100 mm.mês⁻¹ para os meses da estação chuvosa, com o valor médio máximo atingido no mês de dezembro com 319,4 mm precipitados, e o valor médio mínimo atingido no mês de agosto, com 13,7 mm (CPRM, 2001).

4.3 O reservatório Pampulha

Uma das cartas batimétricas da Lagoa da Pampulha foi elaborada por RESCK *et al.* (2008a), através da coleta de 22.183 pontos de profundidade e a utilização de 9 pontos de controle para o georreferenciamento, com o reservatório na cota de 800,6 m. Foi utilizada a “krigagem” como método de interpolação, sendo as medidas encontradas expressas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Profundidade, área e volume aferidas na Lagoa. Fonte: Resck *et al.*, 2008a.

Profundidade (m)	Área (m ²)	Estrato (m)	Volume (m ³)
0	1.968.433,41	0-2	3.181.914,65
2	1.230.411,29	2-4	2.117.593,65
4	966.209,83	4-6	1.749.275,28
6	788.557,57	6-8	1.412.584,25
8	605.578,24	8-10	971.180,21
10	347.446,98	10-12	436.609,23
12	125.763,97	12-14	125.128,05
14	9.523,45	14-16,7	3.991,47
16,17	3,81	Total	9.998.240,79

A profundidade no reservatório é bastante variável, existindo dois compartimentos bem definidos. O primeiro é mais raso (> 4 m) próximo à confluência Ressaca e Sarandi, sendo uma área que sofreu grande aporte de sedimentos, já o segundo é mais profundo e próximo à barragem, atingindo a profundidade máxima de 16,17 m. A área do espelho d'água foi estimada em 196,84 ha e o volume foi estimado próximo a 1×10^7 m³ (RESCK *et al.*, 2008a).

Segundo Torres *et al.* (2008), o tempo teórico de retenção do reservatório é cerca de 76,8 dias. Os tributários responsáveis pelo maior aporte são os córregos Ressaca e Sarandi, que juntos somam 70,0% da vazão de entrada, seguidos pelo córrego Água Funda com 16,8 %. A Tabela 4.2 contém as vazões médias afluentes das sub-bacias (SUDECAP, 1997).

Tabela 4.2 - Vazões médias afluentes ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) mensuradas por SUDECAP (1997)

Sub-bacia	Período Chuvoso ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Período Seco ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
Mergulhão	0,041	0,029
Tijuco	0,029	0,021
Ressaca/Sarandi	1,632	0,651
Água Funda	0,539	0,058
Braúna	0,035	0,026
AABB	0,004	0,003
Olhos d'água	0,045	0,010
Total	2,326	0,798

Em amostragens mensais realizadas nos tributários, em um ponto central e no exutório, Torres *et al.* (2008) constataram que o reservatório recebeu as maiores cargas de nutrientes durante o período chuvoso, advindos em sua maioria (85%) dos córregos Ressaca e Sarandi. Neste período o reservatório apresentou a única taxa de exportação de nutrientes, para o carbono orgânico particulado, retendo a maior parte do fósforo e do nitrogênio em ambas as estações.

Em um dia ao final do período chuvoso, Resck *et al.* (2008b) efetuaram amostragens em 20 pontos espalhados pelo reservatório, de forma a analisar a heterogeneidade espacial existente. O autor propôs um modelo de compartimentalização contendo uma região riverina principal, na foz dos córregos Ressaca e Sarandi, e outra secundária, situada nos braços dos córregos Tijuco e Mergulhão, que adiam a formação da zona lacustre para mais próximo da barragem.

No estudo de Resck *et al.* (2008b), a temperatura superficial se mostrou uniforme em todo o reservatório, sendo a diferença máxima observada de 1,20 °C. As variáveis condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais e TP apresentaram tendência conjunta de forte aumento das concentrações nas porções riverinas, e decréscimo na medida em que se aproxima da barragem. Foi possível perceber a grande semelhança existente entre as concentrações de TP e a Chl-a, o que não ocorreu com relação às concentrações de Chl-a e nitrogênio.

O fósforo é apontado como o principal nutriente para a produção primária no reservatório, devido a fatores como uma alta taxa de retenção e um curto tempo de residência (TORRES *et al.*, 2008), o aumento da proporção N:P no séston (PINTO-COELHO, 1994) e na superfície (RESCK *et al.*, 2008b) à medida em que se aproxima da barragem. Ademais, Figueredo *et al.*

(2016) afirmam que as variações nos teores de TP foram essenciais para explicar as mudanças percebidas na biomassa e composição do fitoplâncton que ocorreram nos últimos anos.

As concentrações do fósforo consideradas altas têm aumentado ao longo dos anos (FIGUEREDO *et al.*, 2016), apesar dos diversos projetos executados para diminuir seu aporte (SUDECAP, 2014). Muitas hipóteses têm sido levantadas, principalmente a liberação do fósforo pelo sedimento em períodos de anoxia, um problema na restauração de reservatórios e lagos rasos em todo o mundo (SCHEFFER, 2001; STRASKRABA e TUNDISI, 2013).

Segundo Giani (1994), até o início de 1990 havia uma sucessão de diferentes grupos do fitoplâncton, com o predomínio das cianobactérias no período de setembro a novembro. Figueredo e Giani (2001) acusaram uma diminuição drástica da riqueza de espécies na estação seca de 1996, devido a florações de *Microcystis viridis*. Já Figueredo *et al.* (2016) detectaram uma tendência temporal de grande aumento da biomassa e diminuição da diversidade, com as cianobactérias exercendo predominância em todos os ciclos anuais.

Silva *et al.* (2016b) realizaram análises taxonômicas e de biovolume em 2011 e 2012, as quais revelaram forte dominância das cianobactérias, correspondendo a aproximadamente 85% da biomassa total do fitoplâncton em 19 de 22 amostras. Entre as cianobactérias, as espécies *Planktothrix isothrix* e a *Cylindrospermopsis raciborskii* corresponderam a pelo menos 50% da biomassa total, sendo observado forte predominância da primeira na transição das estações.

Lopes (2013) e Costa (2015) perceberam a alternância de dominância no reservatório entre cianobactérias coloniais *Microcystis sp.* e *Sphaerocavum brasiliense* ou entre as filamentosas *C. raciborskii* e a *P. isothrix*. As espécies coloniais predominavam durante o período seco e na transição das estações e as filamentosas durante o período chuvoso, porém o aparecimento da *P. isothrix* em 2012 modificou o padrão de alternância entre Nostocales e Chroococcales.

Desde meados de 1990 já se percebia a instabilidade da dominância exercida pelas espécies de fitoplâncton, não sendo observado a dominância de apenas uma espécie em todo um ano de amostragens realizadas em Figueredo e Giani (2001). Segundo os autores, as mudanças na composição da biomassa aparentemente foram controladas por forças físicas, pois os nutrientes foram abundantes em todo o ano, sendo as mudanças no clima, especialmente os episódios chuvosos, fatores importantes para explicar as variações observadas.

5 METODOLOGIA

No capítulo inicialmente são abordados os dados utilizados no estudo, contemplando as etapas de verificação, tratamento, adequação e a descrição dos métodos empregados para a obtenção de dados secundários necessários para a execução do modelo eco-hidrodinâmico.

Após esta etapa, são abordados os processos envolvidos na modelagem, explicando a análise de sensibilidade, calibração e validação realizadas. Por fim, são descritas as próximas etapas desenvolvidas no decorrer da dissertação, de modo a serem atingidos os objetivos específicos.

5.1 *Dados utilizados*

5.1.1 *Dados meteorológicos*

Os dados meteorológicos foram obtidos a partir da estação climatológica automática A521 – Estação Belo Horizonte Pampulha, operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A estação é localizada dentro do campus da UFMG, a 3 km de distância do reservatório e a 854 m acima do nível do mar. Foram utilizados dados de temperatura do ar (°C), radiação incidente de ondas curtas ($\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}$), umidade relativa (%), velocidade do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e precipitação (mm).

O tratamento dos dados meteorológicos fornecidos pela Estação Automática A521 consistiu na plotagem das séries temporais e verificação da existência de horários com ausência de valores ou outliers. Os outliers foram retirados em casos de diferenças muito discrepantes, já os valores nulos foram completados através da média dos valores vizinhos. Para o estudo foram utilizadas 35.280 horas de registros de 5 variáveis, perfazendo o total de 176.400 observações.

5.1.1.1 Nebulosidade local

A nebulosidade é uma variável de entrada necessária para a execução do GLM, caso não se disponha da radiação solar incidente de ondas longas (HIPSEY *et al.*, 2014). É definida como a razão entre a radiação total atingindo um plano horizontal na superfície da Terra e a radiação solar incidente em um plano horizontal extraterrestre acima da localidade, sendo uma indicação de quanto a radiação solar é espalhada e absorvida na atmosfera (ITACA, 2016).

Como o valor de nebulosidade no GLM varia entre 0 e 1, foi utilizada a seguinte aproximação:

$$\text{Nebulosidade} = 1 - \frac{\text{Radiação incidente mensurada}}{\text{Radiação extraterrestre teórica}} \quad (5.1.1)$$

A radiação extraterrestre incidente, considerada como a radiação direta proveniente do Sol sem os efeitos de espalhamento e atenuação pela atmosfera, irá variar de acordo com a distância entre a Terra e o Sol e o ângulo de incidência dos raios solares (SUCHAROV, 1979; SENTELHAS e ANGELOCCI, 2009).

A Constante Solar (J_0) é definida como o valor da radiação incidente em uma superfície plana, perpendicular aos raios solares, a uma distância média em que Terra e o Sol variam. De acordo com a Lei de Lambert, a radiação que chega a um determinado local em uma determinada hora pode ser representada por (SUCHAROV, 1979; SENTELHAS e ANGELOCCI, 2009):

$$I = J_0 \times \left(\frac{d}{D}\right)^2 \times \cos Z \quad (5.1.2)$$

Onde:

J_0 = Constante solar (1367 W.m^{-2}).

$(d/D)^2$ = Razão da distância entre o Sol e a Terra.

Z = Zênite local.

Para a determinação dos parâmetros descritos acima, as equações apresentadas a seguir foram obtidas em Sentelhas e Angelocci (2009). A razão da distância entre o Sol e a Terra pode ser calculada através da Equação 5.1.3:

$$\left(\frac{d}{D}\right)^2 = 1 + 0,033 \cos \frac{360 \times NDA}{365} \quad (5.1.3)$$

Onde:

NDA = Número do dia do ano (1 a 365).

O cosseno do Zênite (Z) em determinada hora do dia é obtida através da Equação 5.1.4:

$$\cos Z = \sin \varphi \sin \delta + \cos \varphi \cos \delta \cos h \quad (5.1.4)$$

Onde:

φ = Latitude (0 a ± 90).

δ = Declinação solar.

A declinação solar δ pode ser calculada de acordo com a Eq. 5.1.5:

$$\delta = 23,45 \times \text{sen} \left(\left(\frac{360}{365} \right) \times (NDA - 80) \right) \quad (5.1.5)$$

Por fim, o ângulo horário h pode ser calculado através da Equação 5.1.6:

$$h = (\text{hora local} - 12) \times 15 \quad (5.1.6)$$

A radiação solar extraterrestre incidente teórica calculada varia ao longo do ano, em uma curva que se assemelha aos valores máximos de radiação solar incidente mensurados pela estação A521. Entretanto, percebeu-se que os valores teóricos foram sempre superestimados em relação aos mensurados, e assim utilizou-se um fator de correção de 0,86 para os valores teóricos, baseado nos máximos valores incidentes mensurados durante os anos.

5.1.2 Vazões afluentes

A Prefeitura de Belo Horizonte possui uma rede de monitoramento pluvi-fluviométrica que inclui os córregos Ressaca (estação Ressaca 17F) e Sarandi (Sarandi 18F), principais afluentes da Lagoa da Pampulha. No entanto, em razão de falhas no período de 2013 e de alteração nas calhas dos córregos em 2015 optou-se nesse trabalho por utilizar um modelo hidrológico para simulação das vazões afluentes ao reservatório.

Para a determinação das vazões, as vazões da confluência dos córregos Ressaca e Sarandi foram obtidas através da aplicação do modelo Storm Water Management Model - SWMM v.5 (HUBER, 1992), calibrado em Silva (2014). A estimativa das vazões dos demais tributários foi realizada através do acréscimo de 43% das vazões da confluência, já que os córregos Ressaca e Sarandi correspondem a 70% do valor médio afluente (TORRES *et al.*, 2008).

A conferência das vazões simuladas pelo SWMM foi realizada através da comparação do volume diário simulado pelo modelo e o volume diário obtido através de valores de nível d'água mensurados pelas estações Ressaca 17F e Sarandi 18F, que realizam medições a cada 10 minutos. A obtenção das vazões a partir dos níveis d'água foi realizada utilizando-se equações de curva-chave para os córregos Ressaca e Sarandi, desenvolvidas em Nogueira

(2015), que as formulou para ambos os canais, através da aplicação conjunta do modelo hidráulico HEC-RAS (River Analysis System) e o hidrológico HEC-HMS (Hydrological Modelling System).

As curvas-chave possuem um resultado satisfatório para vazões maiores, porém acabam por produzir resultados negativos quando existem menores níveis d'água. Deste modo, nestas ocasiões utilizou-se a Equação de Manning para a determinação da vazão com base no nível d'água mensurado. Os valores de declividade, rugosidade e conformação geométrica das calhas encontram-se disponíveis em Nogueira (2015).

Utilizou-se um limiar de 3 falhas máximas por dia para o mesmo ser considerado nessa avaliação comparativa. Em razão de existirem muitos dias com o número de falhas superior ao valor estipulado, para a determinação dos volumes observados no ano de 2013 foi utilizado o período compreendido entre 01/01 e 27/02, com alguns dias no intervalo não válidos, perfazendo o total de 52 dias. Já para o ano de 2015 foram utilizados os dados do período compreendido entre 02/07 e 30/09, também com dias falhos no intervalo, perfazendo o total de 90 dias úteis de observações. A Figura 5.1 contém volumes diários obtidos nos métodos:

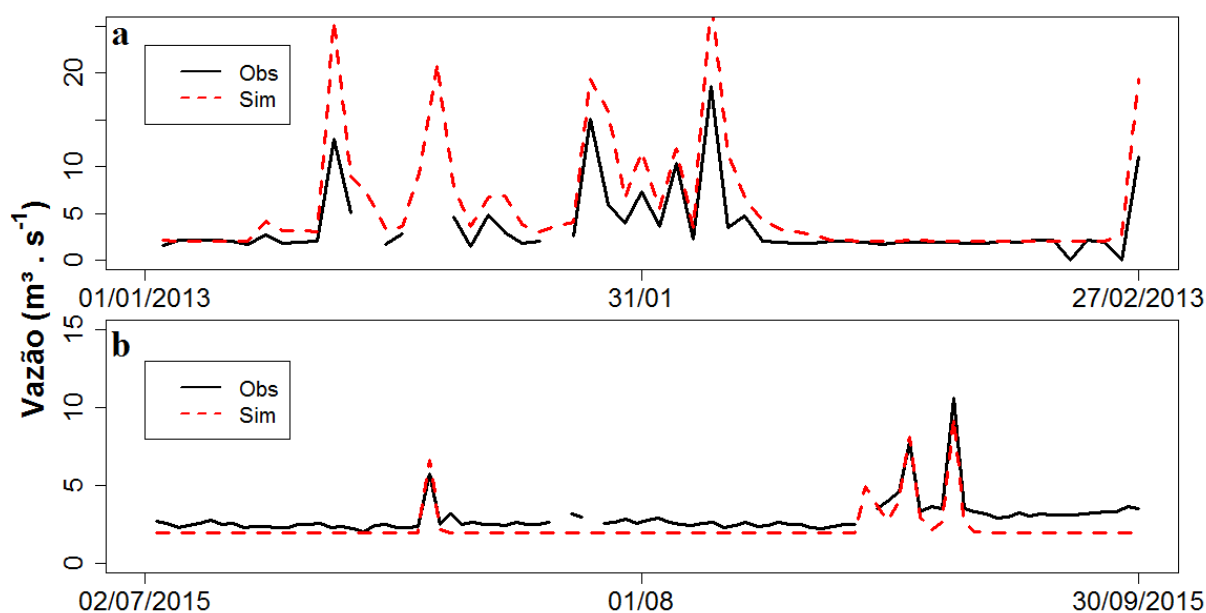


Figura 5.1- Volumes diários observados (Obs) nas estações pluvi-fluviométricas e simulados (Sim) pelo SWMM em 2013 (a) e em 2015 (b).

Percebe-se que no ano de 2013 os valores do volume afluente diário simulados pelo SWMM foram superestimados com relação aos obtidos através das medições das estações, porém as vazões de base foram similares. Já em 2015 a tendência é inversa, os valores simulados pelo SWMM estão de acordo com os obtidos através das medições das estações, entretanto a vazão

de base de $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ acabou por ser inferior à obtida através da aplicação da Equação de Manning. A Figura 5.2 contém os gráficos de dispersão para os valores encontrados nos anos:

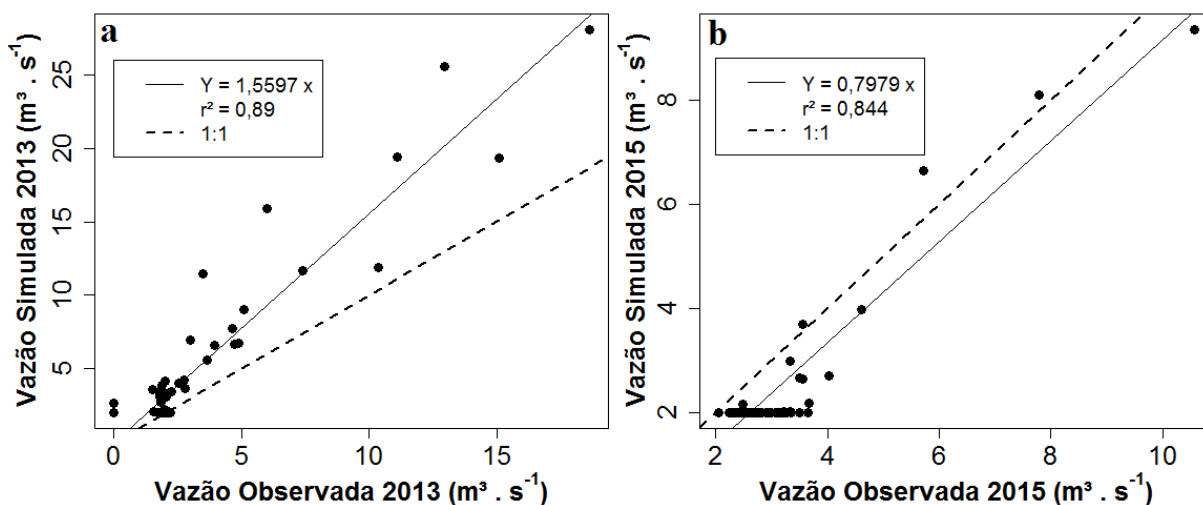


Figura 5.2 - Gráficos de dispersão entre os valores observados e fornecidos pelo SWMM em 2013 (a) e em 2015 (b).

É possível notar que os valores simulados para o ano de 2015 possuem uma proporção mais próxima da unidade quando comparados com os valores obtidos para o ano de 2013, contudo o período de disponibilidade dos dados refere-se apenas à estação seca do ano. Já os valores obtidos para 2013 contemplam o período chuvoso, demonstrando a tendência de superestimação em alguns momentos.

Devido à pequena extensão da série de dados existente e à incerteza relacionada aos níveis d'água mensurados e sua posterior conversão para vazão, não é possível atestar se de fato as simulações realizadas pelo SWMM aproximam-se dos resultados mensurados *in loco*. Ademais, os meses de comparação são distintos para ambos os anos, sendo que ocorreram obras na calha do córrego Ressaca em 2014 e 2015, o que pode ter afetado a medição dos sensores da estação Ressaca 17F.

Desta forma, utilizou-se como dados de entrada do GLM somente as vazões simuladas pelo modelo SWMM, contudo para constatar se incertezas nas vazões de entrada poderão afetar a qualidade das simulações foi realizada uma análise de sensibilidade do modelo às alterações nos valores das vazões. A variação nos resultados produzidos na simulação do perfil de temperatura e da biomassa superficial do fitoplâncton (0,5 m) foi avaliada mediante o acréscimo e redução de 20% dos valores de vazão, conforme descrito a seguir na seção 5.4.

5.1.3 Temperatura da água nas vazões afluentes

Para a determinação da temperatura da água nas vazões afluentes foram utilizados dados provenientes do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que no período de 2013 a 2016 realizou 16 campanhas de amostragem e análise da qualidade da água nos córregos Ressaca e Sarandi, em pontos próximos à sua confluência.

A próxima etapa consistiu na determinação das temperaturas da água na confluência dos córregos Ressaca e Sarandi. Dentre as 12 campanhas realizadas pelo IGAM, existem sete datas em que os níveis d'água medidos pelas estações pluvi-fluviométricas para ambos os córregos estavam disponíveis, sendo possível determinar as concentrações na confluência através da equação de diluição (Equação 5.1.7):

$$T(^{\circ}) = \frac{T_1 \times Q_1 + T_2 \times Q_2}{Q_1 + Q_2} \quad (5.1.7)$$

Onde:

T_1 e T_2 = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) do efluente 1 e 2, respectivamente.

Q_1 e Q_2 = vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) do efluente 1 e 2, respectivamente.

Entretanto, tal método demonstrou resultados muito similares aos obtidos utilizando-se a média simples das concentrações, visto que as vazões nos córregos foram similares nas datas consideradas. Como em cinco datas de amostragem não estão disponíveis os dados de nível d'água, optou-se pela utilização da média simples das temperaturas da água de cada córrego para todas as datas de campanha (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 – Temperatura da água na confluência Ressaca e Sarandi obtida com base em IGAM (2016) através da média dos valores da temperatura da água dos córregos sobreditos

Data	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Data	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
26/03/2013	26,8	22/09/2014	27,0
24/06/2013	22,4	10/12/2014	31,9
24/09/2013	28,2	23/03/2015	24,8
10/12/2013	24,9	22/06/2015	24,4
24/03/2014	24,0	28/09/2015	29,4
11/06/2014	21,5	10/12/2015	28,0

Após obter os dados de temperatura na confluência dos córregos Ressaca e Sarandi nos dias das campanhas realizadas pelo IGAM, partiu-se para a obtenção dos dados durante o período

de interesse para a modelagem deste trabalho. Para a determinação da temperatura da água da vazão média diária utilizada pelo GLM-AED, a regressão linear simples entre os dados instantâneos da temperatura da água (°C) mensurados pelo IGAM e a média diária dos dados horários da temperatura do ar (°C) obtidos pela estação climatológica A521 no mesmo horário foi a relação (Equação 5.1.8) que produziu os melhores resultados nas simulações do GLM.

$$T \text{ vazão média diária } (^{\circ} C) = 7,00 + 0,71 \times T \text{ ar média diária } (^{\circ} C) \quad (5.1.8)$$

5.1.4 Concentração dos nutrientes nas vazões afluentes

Como mencionado anteriormente, no período de 2013 a 2016 o IGAM realizou 16 campanhas de amostragem e análise da qualidade da água nos córregos Ressaca e Sarandi, em pontos próximos à sua confluência. Sabendo que diversos esforços vêm sendo realizados para a redução da carga de nutrientes afluente à Lagoa da Pampulha (ver seção 4.1.1), realizou-se um teste estatístico para avaliar se os dados do período de 2013 a 2015 disponibilizados em IGAM (2016) pertencem à mesma população. A Figura 5.3 apresenta a distribuição das concentrações em fósforo total, amônio e nitrato obtidas pelo monitoramento do IGAM:

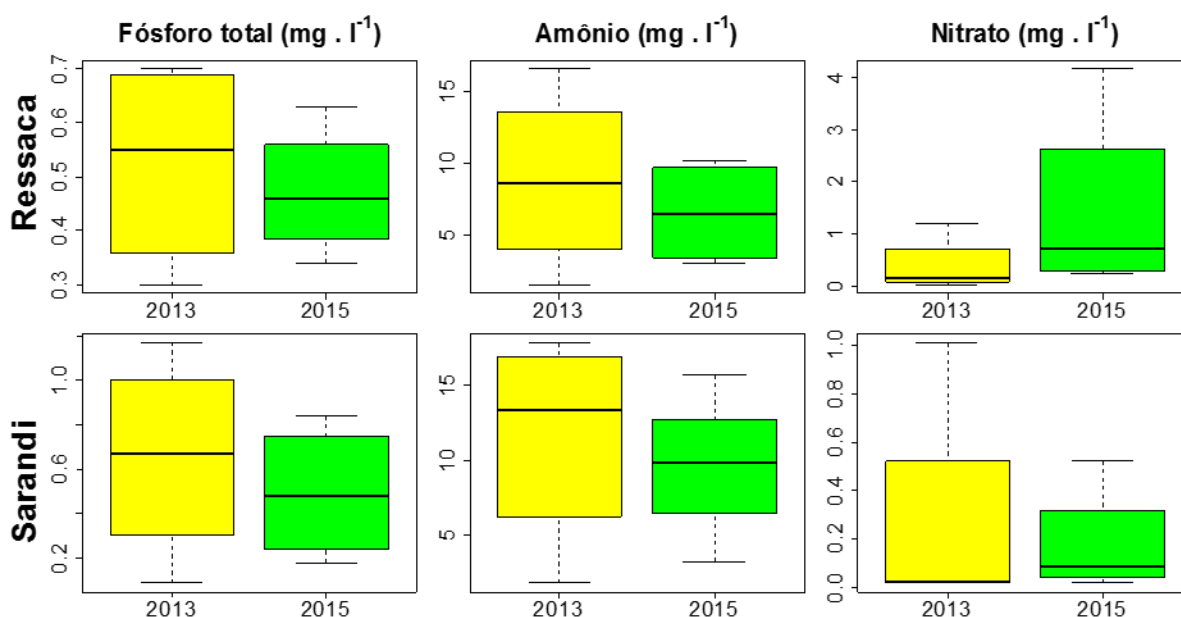


Figura 5.3 - Box-plot das concentrações de nutrientes obtidas em IGAM (2016) nos anos de 2013 e 2015 para os córregos Ressaca e Sarandi.

Foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney (U), avaliando a diferença entre as medianas das concentrações anuais. A escolha do teste se deu em razão da pequena quantidade de dados, não sendo possível verificar se os mesmos seguiam uma distribuição normal, critério necessário para a utilização de um teste paramétrico como o T de Student

(NORMANDO *et al.*, 2010). Os testes foram realizados no software R, valendo-se das medianas das concentrações mensuradas de TP, NH_4^+ e NO_3^{2-} no período de 2013 a 2015.

A Tabela 5.2 contém os resultados obtidos:

Tabela 5.2 – Resultados dos testes de Mann-Whitney (U) para as amostras de 2013 e 2015 nos córregos Ressaca e Sarandi

	Ressaca			Sarandi		
	TP	NH_4^+	NO_3^{2-}	TP	NH_4^+	NO_3^{2-}
<i>p</i> -valor	0,89	0,69	0,19	0,88	0,49	0,66
U	9	10	3	9	11	6

O nível de significância α cumpre o dever de remover o grau de subjetividade associado à tomada de decisão (NAGHETTINI e PINTO, 2007), e no caso não se rejeitou a hipótese nula a um nível de significância de 5% em nenhum dos casos testados. Assim, qualquer diferença entre as medianas amostrais ocorreu devido a flutuações de amostras extraídas de uma mesma população, e as concentrações são passíveis de serem empregadas conjuntamente.

O próximo passo, o cálculo das concentrações na confluência dos córregos Ressaca e Sarandi, seguiu a mesma abordagem utilizada para a temperatura da água, a média aritmética dos valores. De forma análoga, a equação da diluição também demonstrou resultados muito similares e não se dispunha de informações de vazão para todas as campanhas realizadas. A Tabela 5.2 contém os valores obtidos:

Tabela 5.3 – Concentrações de sólidos em suspensão e nutrientes na confluência Ressaca e Sarandi obtidos com base em IGAM (2016) através da média dos valores dos córregos

Data	SS ($mg.l^{-1}$)	PT ($mg.l^{-1}$)	NH_4^+ ($mg.l^{-1}$)	NO_3^{2-} ($mg.l^{-1}$)
26/03/2013	155,0	0,625	8,615	0,020
24/06/2013	36,0	0,595	13,35	0,065
24/09/2013	85,5,0	0,935	17,200	0,110
10/12/2013	2075,0	0,195	1,710	1,105
24/03/2014	28,5,0	0,565	6,515	0,230
11/06/2014	102,0	0,580	6,775	0,020
22/09/2014	129,0	0,795	6,105	0,020
10/12/2014	16,0	0,730	9,715	0,020
23/03/2015	74,5	0,590	3,495	0,820
22/06/2015	96,0	0,395	12,950	0,170
28/09/2015	85,0	0,645	9,540	0,150
10/12/2015	225,0	0,305	6,385	2,140

Para a determinação da salinidade e concentrações de nutrientes nas vazões afluentes à Lagoa da Pampulha, tentou-se utilizar dados do IGAM em conjunto com dados oriundos das análises realizadas no trabalho de Silva (2014). Estas contemplam amostras de vazões advindas de episódios de precipitação, as quais foram coletadas através de um amostrador automático localizado na confluência dos córregos Ressaca e Sarandi. No trabalho também foi realizada uma campanha de amostragem composta, contemplando diversas amostragens em um dia no período seco. A partir dos dados obtidos em Silva (2014), apresentados na Tabela 5.3, e dos dados do IGAM (Tabela 5.3), buscou-se estabelecer relações entre as concentrações de cada nutriente e as vazões.

Tabela 5.4 - Concentrações médias de nutrientes em vazões resultantes de eventos chuvosos, obtidas em Silva (2014)

Data	SS (mg.l ⁻¹)	PT (mg.l ⁻¹)	NH ₄ (mg.l ⁻¹)	NO ₃ (mg.l ⁻¹)
28/02/2013	28,9	0,18	4,1	1,85
15/03/2013	337,1	1,12	1,65	2,88
27/03/2013	31,1	0,69	2,34	2,17
08/04/2013	469,9	0,79	0,89	2,66
22/05/2013	201,8	0,19	5,85	1,70
23/05/2013	68,8	0,54	6,25	0,34
28/06/2013	26,28	0,58	8,01	6,37

As concentrações de amônio demonstraram um comportamento de redução com o aumento das vazões, assim como foi percebido em outros rios urbanos que também sofrem com o aporte de esgotos domésticos lançados *in natura* nas redes de drenagem (DUAN *et al.*, 2014). A equação que melhor representou a dinâmica encontrada foi do tipo potencial e é apresentada na Equação 5.1.9, valendo-se dos valores da Q média diária de entrada utilizada no modelo:

$$[NH_4] = 22,25 Q_{méd. diária}^{-0,876} \quad (r^2 = 0,57, n = 19) \quad (5.1.9)$$

A Figura 5.10 contém as concentrações de amônio mensuradas disponíveis em IGAM (2016) e SILVA (2014) com os valores de vazão média diária determinados pelo SWWM. A equação potencial foi a que melhor se adequou aos dados, e é representada juntamente com as retas tracejadas, representando a soma e a subtração do desvio padrão da amostra, determinado em 4,33 mg.l⁻¹:

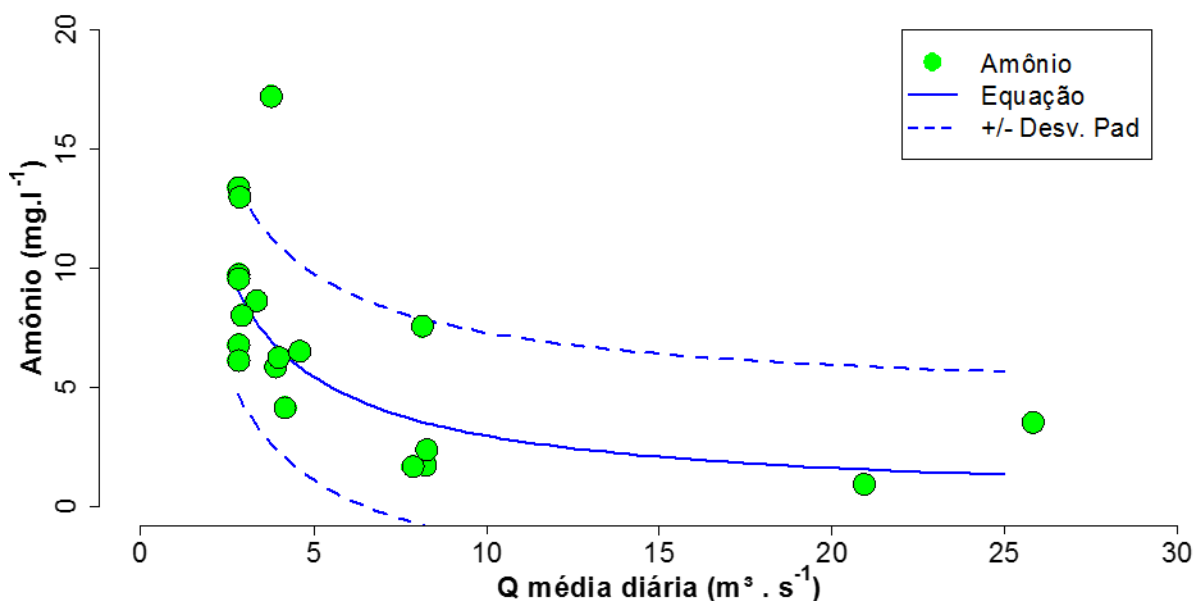


Figura 5.4 - Concentrações de amônio obtidas em IGAM (2016) e SILVA (2014) com a vazão média diária da confluência Ressaca e Sarandi, sendo a reta azul a equação potencial obtida e as retas tracejadas a soma e subtração do desvio padrão da amostra.

Para a determinação da relação entre as concentrações de TP e as vazões testou-se regressões lineares, exponenciais, logarítmicas e potenciais envolvendo as vazões instantâneas e as vazões médias diárias, tanto para os córregos Ressaca e Sarandi como para a confluência de ambos. Ao final, também foram testadas regressões lineares múltiplas, envolvendo a precipitação acumulada em diversos dias antes dos eventos chuvosos. Em nenhum dos casos foi possível estabelecer uma relação significativa.

A concentração de SS é uma variável muito utilizada para se obter uma medida indireta das concentrações de TP (VIVIANO *et al.*, 2015). De fato, Silva (2014) encontrou uma correlação positiva entre as concentrações de TP e SS ($r = 0,43$, $p < 0,01$) nas concentrações mensuradas nas vazões advindas de episódios de precipitação. Entretanto, também não foi possível estabelecer alguma relação significativa entre SS e as vazões.

Para o NO_3^{2-} , de forma análoga ao TP, apesar de serem realizados diversos testes, não foi possível estabelecer uma relação significativa para estimar suas concentrações em função das vazões de entrada. Assim, para o nitrato e o TP, optou-se por utilizar um único valor de concentração para cada um desses nutrientes baseando-se nos dados monitorados pelo IGAM no período de 2013 a 2015 (IGAM, 2016).

Para o nitrato, o valor médio das concentrações mensuradas nas 16 campanhas realizadas pelo IGAM foi de $1,13 \text{ mg.l}^{-1}$ e o desvio padrão da amostra estimado em $1,60 \text{ mg.l}^{-1}$. Para o TP, o

valor médio das concentrações nas vazões afluentes foi calculada em $0,58 \text{ mg.l}^{-1}$ e o desvio padrão da amostra determinado em $0,25 \text{ mg.l}^{-1}$ (considerando-se as 16 campanhas realizadas). No entanto, o modelo AED não utiliza as concentrações em TP nas vazões afluentes, mas sim as concentrações em Fósforo Orgânico Particulado, Fósforo Orgânico Dissolvido e Fósforo Reativo Solúvel. Em razão da indisponibilidade desses dados, realizou-se uma pesquisa na literatura para determinar as frações de fósforo mencionadas anteriormente.

Analisando as concentrações médias anuais mensuradas no trabalho de Budai e Clement (2007), percebeu-se que o P-PO_4 compôs em média 9,15 % da carga de fósforo total mensurada dos eventos (desvio padrão de 3,54%). Song *et al.* (2015) analisaram a qualidade da água em nove bacias de contenção de cheias urbanas no sudeste de Ontario (Canadá), encontrando a razão média de 7,62 % de fósforo inorgânico dissolvido em relação ao TP.

Segundo Wetzel (2001), no meio aquático a matéria orgânica dissolvida geralmente corresponde a aproximadamente 90% da matéria orgânica total. Miranda (2013) afirma que a fração orgânica compõe aproximadamente 95% do fósforo total.

Coutinho (2007) monitorou por 4 anos a qualidade da água afluyente da ETAF da Lagoa da Pampulha, obtendo a concentração média afluyente de fósforo solúvel de $0,91 \text{ mg.l}^{-1}$ e a concentração de TP de $1,34 \text{ mg.l}^{-1}$, o que permite estimar que 32 % pertence à fração particulada. Entretanto, valendo-se desta estimativa, na concentração máxima percebida de fósforo afluyente, a fração particulada atingiu a marca de 83%.

Deste modo, com base nas informações descritas acima estimou-se o percentual de 30% do TP referente ao Fósforo Orgânico Particulado, 65 % referente ao Fósforo Orgânico Dissolvido e 5% referente ao Fósforo Reativo Solúvel.

5.1.5 Salinidade nas vazões afluentes

A relação entre condutividade e salinidade pode ser bem aproximada para águas marinhas (UNESCO, 1983) devido à alta proporção de cloreto de sódio existente. Já em águas continentais pode existir uma variação muito grande nos sais presentes, fazendo com que a capacidade de conduzir energia seja específica de cada meio, não sendo possível determinar uma razão aproximada entre condutividade e salinidade (SBE, 2001; ALMEIDA, 2010).

Para a conversão da condutividade mensurada por IGAM (2016) para a salinidade (mg.L^{-1}) foi utilizado um valor intermediário na aproximação sugerida em IANNETA E COLONNA

(2011), a qual se vale de um fator de conversão de 0,67 e AL-MUTAZ (2012), que se vale de um fator de conversão de 0,60. Desta forma, utilizou-se a Equação 5.3.14

$$PSU (mg.l^{-1}) = Condutividade(mS.cm^{-1})x 0,64 \quad (5.3.14)$$

De forma similar ao fósforo total e ao nitrato, foi utilizado o valor médio obtido nas 16 amostragens realizadas por IGAM (2016) para as concentrações das vazões afluentes. Este foi calculado em 0,406 mS.cm⁻¹ com desvio padrão de 90,31 mS.cm⁻¹, logo o valor utilizado corrigido pela Equação 5.3.14 foi de 0,26 mg.l⁻¹.

5.1.6 Batimetria

A batimetria foi obtida no trabalho de Resck *et al.* (2008a) e está descrita na seção 4.1.3.

5.1.7 Dados mensais da Lagoa da Pampulha

Desde o ano de 2011 vem sendo realizado um monitoramento contínuo na Lagoa da Pampulha, por meio de esforços conjuntos do Laboratório de Ficologia do Instituto de Ciências Biológicas (ICB) e do Departamento de Engenharia Hidráulica e de Recursos Hídricos (EHR) da UFMG. Os dados referentes ao período de 2011 a 2013 foram obtidos no trabalho de Silva (2014) e os do período de 2014 e 2015 são advindos do trabalho de Ambrózio (tese de doutorado em andamento realizada no ICB).

Foram realizadas campanhas mensais para a mensuração do perfil vertical da temperatura da água (°C), condutividade elétrica (mS.cm⁻¹), oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹) e pH a cada 0,5 m de profundidade, no ponto central (PC) da Lagoa da Pampulha que possui profundidade aproximada de 10 m, utilizando-se para tal a sonda 556 MPS Multiparameters (YSI, 2016).

Nas campanhas também foram coletadas amostras em 3 profundidades (0,5, 3,5 e 7,0 m) para determinação em laboratório da concentração de nutrientes (PO₄³⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, TP) e Chl-a (µg. l⁻¹).

5.1.8 Dados horários da Lagoa da Pampulha

Em março de 2013 iniciou-se o monitoramento automático em alta frequência através da implantação da sonda SMATCH (NKE, 2016) acoplada a uma boia no ponto central (PC) da Lagoa da Pampulha. A sonda, que representa um conjunto de sensores acoplados à boia, fornece dados horários da temperatura da água (°C), condutividade (µS.cm⁻¹), oxigênio

dissolvido (mg.l^{-1}) e fluorescência da Chl-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) em profundidade aproximada de 0,8 m. Para o presente estudo foram utilizados os dados obtidos entre janeiro a setembro de 2015.

5.1.8.1 Validação das medidas de temperatura e condutividade

Para verificar a temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) mensuradas pela boia SMATCH foram realizadas regressões lineares simples entre os dados obtidos às 10:00 h (horário aproximado das campanhas mensais) e os dados medidos pela sonda 556 MPS nas campanhas mensais. Constatou-se uma forte relação linear para temperatura da água ($r^2 = 0,98$, $n = 18$) e para a condutividade elétrica ($r^2 = 0,91$, $n = 18$) mensuradas por ambos aparelhos.

5.1.8.2 Validação das medidas de Clorofila-a

Os sensores ópticos sofrem com o acúmulo de matéria orgânica (Figura 5.4), um problema que vem sendo relatado de forma mais frequente com o aumento de aplicações de sistemas de monitoramento automático (MEINSON *et al.*, 2015). Em razão deste fato, ocorriam períodos nos quais os dados mensurados pelos sensores ópticos, OD e Chl-a, ficavam comprometidos, sendo então realizadas limpezas nos sensores em aproximadamente 15 dias de intervalo. À medida que os sensores iam sendo comprometidos, acabavam por indicar valores inferiores àqueles registrados em campo, o que se tornava evidente após uma campanha para limpeza.



Figura 5.5 - Sensores da boia afetados pelo acúmulo de biofilme

Deste modo, uma etapa preliminar do tratamento dos dados de Chl-a medidos pela boia SMATCH consistiu em determinar os períodos nos quais o sensor óptico encontrava-se em bom funcionamento. Tal tarefa é subjetiva e utilizou-se critérios como a amplitude das variações existentes nas medições em horas próximas, o comportamento com relação à

temperatura da água mensurada pela sonda ($r = 0,53$, $p < 0,001$, $n = 3518$) e principalmente as datas de limpeza. A Figura 5.3 contém um trecho dos dados de Chl-a selecionados:

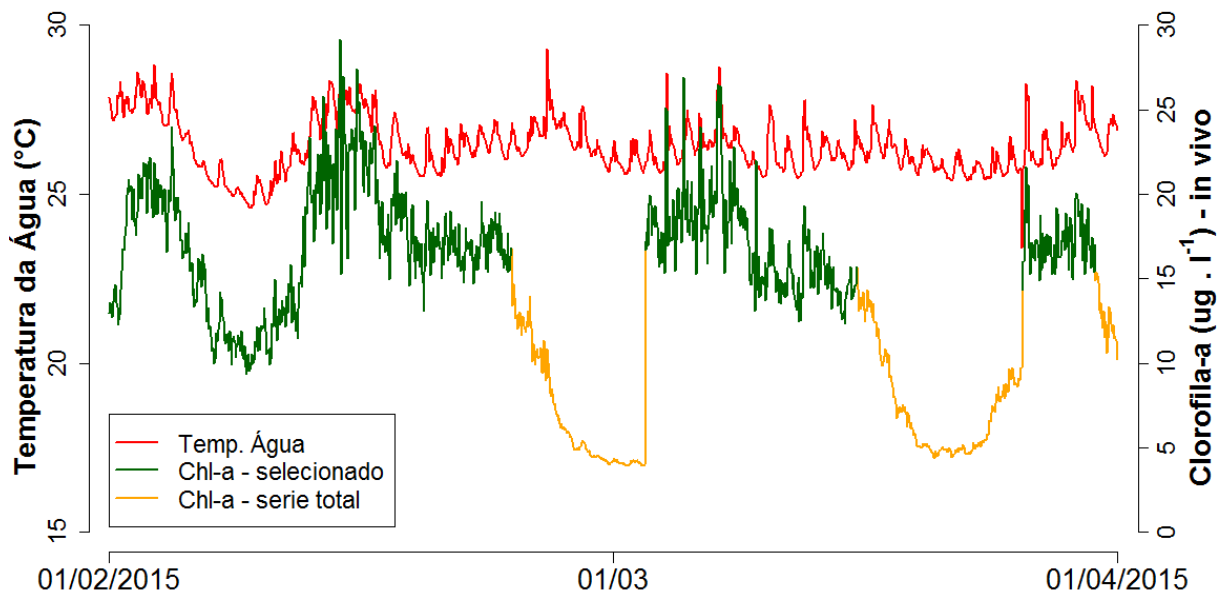


Figura 5.6 - Tratamento dos dados para retirada de períodos com acúmulo de biofilme. A linha em vermelho é a temperatura da água mensurada pela sonda, já as linhas em verde e amarelo os valores da Chl-a mensurados, sendo eliminados os valores em amarelo.

A Figura 5.4 contém a temperatura da água e a fluorescência da Chl-a mensuradas pela sonda SMATCH, juntamente com os valores de Chl-a obtidos em laboratório, referentes às amostras coletadas em 0,5 m de profundidade:

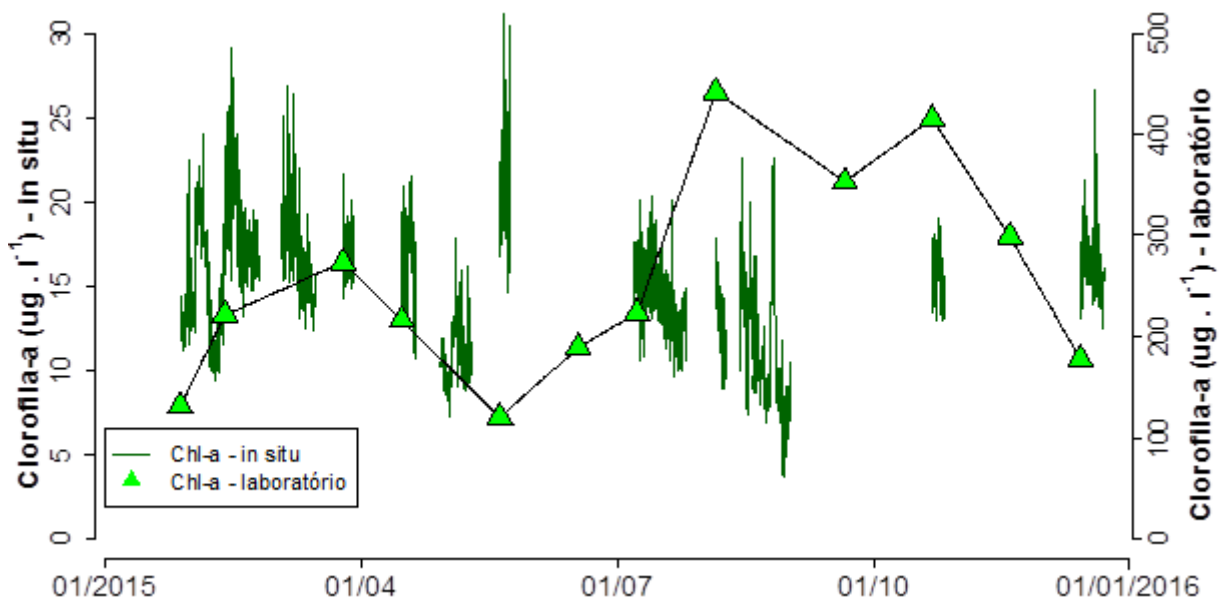


Figura 5.7 – Temperatura da água e Clorofila-a mensuradas *in situ* e em laboratório.

A próxima etapa compreendeu a análise da relação entre os dados de Chl-a obtidos *in situ* pela boia SMATCH considerados válidos com os dados obtidos em laboratório por meio da análise de amostras coletadas a 0,5 m de profundidade nas campanhas mensais. Para a escolha dos dados da boia SMATCH foram realizados diversos testes, incluindo-se o valor instantâneo mensurado na hora aproximada da amostragem (09:00 e 10:00 h), o valor médio diário e o valor máximo diário mensurado nos dias de amostragem. Em todos os casos, não foi possível obter correlações significativas ($p > 0,05$), tampouco as relações puderam ser representadas através de uma regressão linear simples ($r^2 < 0,01$). A Figura 5.4 contém um diagrama de dispersão com valores instantâneos horários (10:00 h) obtidos *in situ* e os valores obtidos em laboratório.

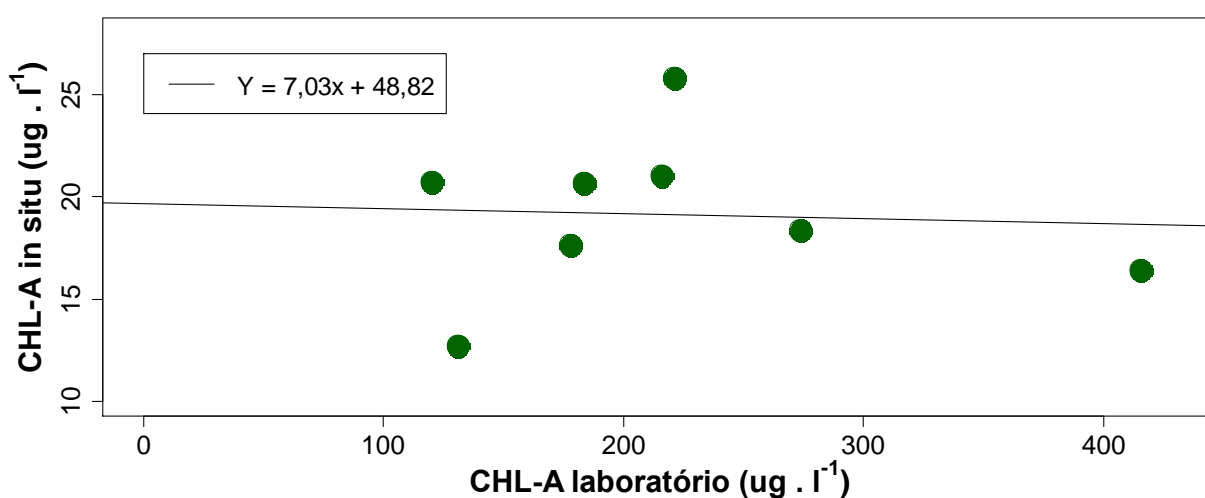


Figura 5.8 - Dispersão entre os valores instantâneos de Chl-a mensurados pela boia SMATCH às 10:00 h e os obtidos em laboratório.

Silva *et al.* (2016b) demonstrou que no reservatório métodos espectrofotométricos *in situ* (sonda manual FluoroProbe) mostraram correlações significativas ($p < 0,05$) com dados obtidos em laboratório para concentrações até o limiar de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, a partir do qual se perdia a linearidade da relação. Tal efeito provavelmente é ocasionado pela alta densidade óptica resultante da elevada biomassa fitoplanctônica presente na Lagoa da Pampulha, fazendo com que os resultados obtidos pela sonda fossem afetados. No presente trabalho, observa-se que todos dados mensurados pela sonda em 2015 possuem valores acima de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, sendo obtidos resultados insatisfatórios para as análises de correlação e regressão linear simples.

5.2 Adequação de dados

5.2.1 Conversão de carbono para Clorofila-a

O modelo AED calcula a biomassa do fitoplâncton em unidades de carbono (mmol C. m^{-3}), as medições realizadas pelos métodos espectrofotométricos, por outro lado, são referentes à Chl-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$). A concentração em Chl-a é uma medida muito utilizada para estimar biomassa do fitoplâncton por ser um método barato e rápido (XANG *et al.*, 2009; CETESB, 2014) e não exigir habilidades taxonômicas do investigador (KASPRZAK *et al.*, 2008).

A relação entre o carbono e a Chl-a não é linear e varia com relações complexas entre luminosidade, nutrientes, temperatura na zona eufótica, e entre as espécies, com indivíduos menores geralmente apresentando relações C:Chl-a maiores (KASPRZAK *et al.*, 2008). Ademais, variações temporais da penetração de luz e nutrientes no meio podem fazer com que os teores se alterem, fenômeno denominado fotoaclimatação (XANG *et al.*, 2009).

Para o presente estudo foi utilizado uma proporção de C:Chl-a igual a 40, valor encontrado para espécies em condições de baixa luminosidade ao fundo do epilímnio (XANG *et al.*, 2009), visto que existe baixa penetração de luz na Lagoa da Pampulha. Além disso, o valor está dentro dos limites encontrados em experimentos realizados por Tezuka (1989).

5.2.2 Profundidade de saída

A profundidade da boia SMATCH pode sofrer pequena variação em função das condições meteorológicas e de pressão atmosférica (Figura 5.5). O modelo GLM-AED fornece dados de saída em profundidades fixas contadas a partir do fundo, assim para se obter maior acurácia na calibração foi desenvolvido um script para a obtenção dos valores modelados em cada profundidade, variando com o tempo. Para isso utilizou-se a plataforma R e o pacote ncd4 (PIERCE, 2015), de modo a operar os dados de extensão NETCDF gerados como saída.

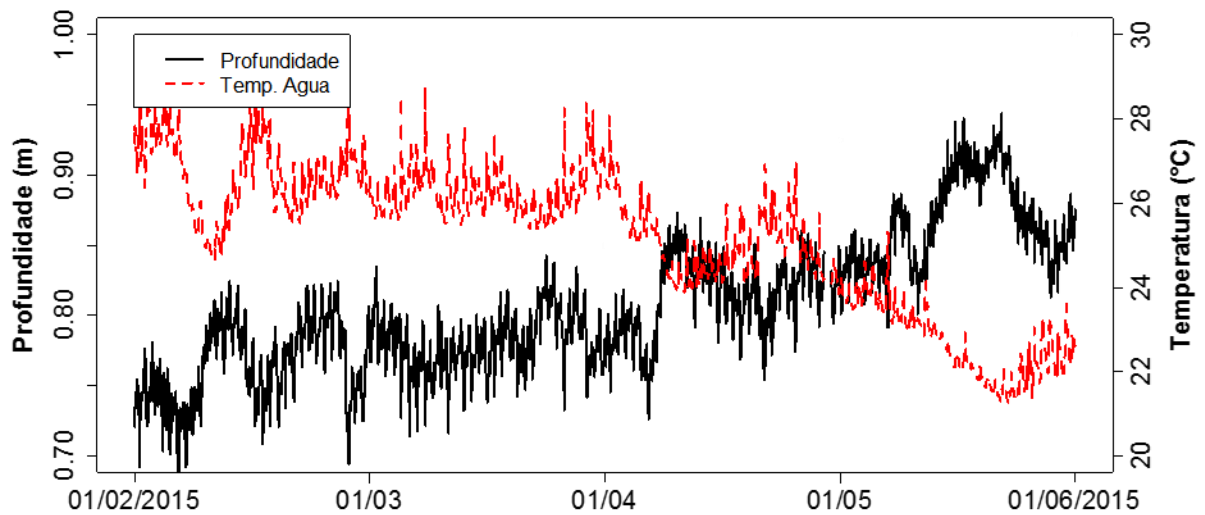


Figura 5.9 - Profundidade e temperatura mensurados pela boia variando com o tempo.

5.3 Modelagem da Lagoa da Pampulha

5.3.1 Ajuste paramétrico inicial

Antes de se iniciar a modelagem, procedeu-se ao ajuste inicial de alguns parâmetros dos modelos GLM-AED. Assim, a espessura mínima (*min_layer_thick*) e máxima (*max_layer_thick*) e o volume mínimo (*min_layer_volume*) das camadas que compõe o perfil vertical do reservatório foram alterados para, respectivamente, 0,15 m, 0,35 m, e 0,015 m³.

Em razão do fósforo ser apontado como o principal nutriente limitante à produção vegetal na Lagoa da Pampulha (TORRES *et al.*, 2008; RESCK *et al.*, 2008b) e as concentrações de amônio no reservatório permanecem maiores que 1000 µg N-NH₄⁺.l⁻¹ durante todo o ano, procurou-se obter uma independência da absorção do nitrogênio para o crescimento do fitoplâncton. Para isto, foi selecionado que somente a absorção do fósforo inorgânico dissolvido (FID) seria utilizada pelo AED para o cômputo das taxas de crescimento.

Para a concentração interna de fósforo do fitoplâncton, foi utilizada a opção de crescimento com a proporção C:P variável, de forma que sua concentração interna varie entre o valor máximo (X_{p_max}) e mínimo (X_{p_min}), de acordo com parâmetros como a taxa máxima de absorção de fosfato (R_{p_uptake}), conforme descrito na seção 3.4.2.

Para a conversão Carbono:Chl-a utilizou-se a razão de 40, conforme descrito na seção 5.2.1.

5.3.2 Análise de sensibilidade

A primeira etapa da modelagem hidrodinâmica e ecológica da Lagoa da Pampulha foi a realização de uma análise de sensibilidade dos parâmetros do GLM-AED que possuem maior influência sobre a temperatura da água (°C) e a biomassa do fitoplâncton ($\mu\text{g Chl-a. l}^{-1}$).

A Tabela 5.4 contém alguns parâmetros descritos na literatura como mais sensíveis para a temperatura da água (Read *et al.*, 2014; SNORTHEIM, 2015; BARBOSA, 2015). Acrescentou-se a essa lista outros relacionados às vazões afluentes e defluentes. Os parâmetros utilizados foram descritos na seção 5.2.1, com exceção do coeficiente Outflow_factor, relacionado às vazões de saída e os coeficientes de mistura Mix_wind_stir e Mix_conv, relacionados à tensão na superfície causada pela ação do vento e ocorrência da mistura convectiva, respectivamente.

Tabela 5.5 – Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade do GLM

Parâmetro	Valor inicial	Intervalo de variação
Ce	0,0013	0,0011 – 0,0015
Cd	0,0013	0,0011 – 0,0015
Kw	0,6	0,51 – 0,69
Strm_half_angle	65,0	55,25 – 74,75
Streambed_slope	2,0	1,70 – 2,30
Streambed_drag	0,016	0,014 – 0,018
Outflow_factor	0,8	0,68 – 0,92
Mix_wind_stir	0,23	0,20 – 0,26
Mix_conv	0,125	0,106 – 0,143

De forma análoga, foram avaliados parâmetros citados como sensíveis em literatura (GAL *et al.*, 2009; FRAGOSO *et al.*, 2011; BARBOSA, 2015) para a biomassa do fitoplâncton simulada pelo AED (Tabela 5.5).

Tabela 5.6 - Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade do AED

Parâmetro	Valor inicial (“phy01”)	Intervalo de variação
R_growth	1,1	0,935 – 1,265
R_resp	0,08	0,068 – 0,092
I_K	25	21,25 – 28,75
T_std	20	17 – 23
T_opt	28	23,8 – 32,2
T_max	35	29,75 – 40,25
X_p_min	0,005	0,00425 – 0,00575
X_p_max	0,05	0,0425 – 0,0575
R_p_uptake	0,001	0,00085 – 0,00115

O desempenho do modelo foi estimado através da função objetivo Root Mean Square Error (RMSE - Equação 5.3.1), calculada através do software R e da utilização do pacote hydroGOF (ZAMBRANO-BIGIARINI, 2014).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y} - y)^2}{n}} \quad (5.3.1)$$

Onde:

\hat{y} = valor estimado

y = valor observado.

Foram realizadas variações de 15% nos valores iniciais dos parâmetros selecionados, sendo determinado o Índice de Sensibilidade (IS, Equação 5.5.1, Loucks e Van Beek, 2005) para cada um deles.

$$IS = \frac{\Delta Y / Y}{\Delta X / X} \quad (5.5.1)$$

Onde:

Y = Desempenho do modelo dado pelo RMSE com o valor inicial do parâmetro em análise;

ΔY = Variação no desempenho do modelo após a alteração do parâmetro em análise.

X = Valor inicial do parâmetro em análise.

ΔX = Variação do parâmetro em análise.

5.3.3 Calibração

A calibração do modelo GLM-AED foi realizada utilizando-se os dados mensais obtidos nas campanhas de campo, referentes ao período de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2013. A mesma foi realizada de forma manual, pelo método da tentativa e erro, e o modelo foi configurado para fornecer os dados de saída ao passo de tempo horário. A comparação dos resultados foi realizada utilizando-se os dados de saída às 10:00 h do dia de cada amostragem.

A análise de sensibilidade realizada norteou o processo inicial de calibração, já a avaliação do desempenho do modelo deu-se através de (i) comparação gráfica dos resultados por meio de um script elaborado no programa R e (ii) comparação quantitativa dos erros, através da função objetivo RMSE. Ao final, o desempenho do modelo também foi mensurado utilizando-se a

função Normalized Mean Square Error (NMSE – Equação 5.4.2), através do programa R e auxílio do pacote hydroGOF (ZAMBRANO-BIGIARINI, 2014).

$$NMSE = \frac{\sum(x_i - y_i)^2}{\sum(x_i)^2} \quad (5.4.2)$$

A unidade de saída da função RMSE é a própria unidade da variável de interesse, já o NMSE possui uma variável de saída adimensional. O NMSE é formado pelo Mean Square Error (MSE) dividido novamente pelo somatório dos valores observados elevados ao quadrado, assim pode-se dizer que se trata do MSE normalizado. Desta forma, sua utilização permite a comparação de resultados em ambientes cuja média dos valores é distinta (SNORTHEIM, 2015).

5.3.4 Validação

Para a validação do modelo foram utilizados os dados observados obtidos nas campanhas mensais referentes ao período de 01 de janeiro a 30 de setembro de 2015, sendo a simulação realizada com os resultados fornecidos no passo de tempo horário. Assim como realizado para a calibração, a eficiência do modelo foi estimada pelo RMSE e NMSE com base nos dados fornecidos pelo modelo às 10:00 h da manhã dos dias de amostragem. No período de validação também foi verificado o desempenho do modelo em relação aos dados horários de temperatura da água fornecidos pela boia SMATCH, utilizando-se o script desenvolvido (seção 5.2.2) para que a comparação se desse exatamente na mesma profundidade.

Ressalta-se que os dados relativos às concentrações de nutrientes na Lagoa da Pampulha não estavam disponíveis no ano de 2015, não sendo assim possível a validação do modelo.

5.3.5 Análise de sensibilidade das vazões de entrada no reservatório

De forma a avaliar as consequências das incertezas na estimativa das vazões de entrada, após a validação do GLM-AED foi realizada uma análise de sensibilidade do modelo às variações nas vazões. As vazões médias diárias afluentes ($m^3.s^{-1}$) usadas como dados de entrada no modelo foram acrescidas e subtraídas em 20% do seu valor original, sendo mensurada a variação do RMSE produzido para a temperatura da água e para a biomassa do fitoplâncton em relação aos resultados obtidos na calibração e validação com os valores originais.

De modo a complementar a análise, foi avaliada a importância das estimativas de temperatura das vazões afluentes, sendo realizadas alterações acrescentando-se e subtraindo-se 1 °C e 2 °C da

temperatura das vazões afluentes durante todo o ano, assim como somente na estação seca, alterando-se as temperaturas da vazão de base.

5.4 Impacto dos eventos chuvosos na Lagoa da Pampulha

5.4.1 Avaliação dos impactos dos eventos chuvosos em curto prazo

Para a análise de curto prazo foram utilizados 9 períodos (Série 1 a Série 9) com registro de eventos chuvosos e eventos atmosféricos correlatos, cada um deles com 12 dias de duração, no ano de 2015. Para as análises foram utilizados (i) os dados meteorológicos obtidos pela estação climatológica A521; (ii) os dados de campanhas mensais; (iii) os dados horários medidos pela boia SMATCH e; (iv) os resultados das simulações do modelo GLM-AED.

A Tabela 5.7 contém sintetiza as principais características dos eventos chuvosos estudados:

Tabela 5.7 – Eventos chuvosos analisados em curto prazo no ano de 2015

Datas da série correspondente	Evento	Precipitação total (mm)	Duração (horas)	Intensidade máxima horária (mm.h ⁻¹)	Intensidade média do evento (mm.h ⁻¹)	Vazão afluente diária média (m ³ .s ⁻¹)
02/02 a 14/02	1	208,4	147	19,2	1,42	12,61
15/02 a 27/02	2	116,8	104	44,0	1,12	8,14
	3	19,8	28	12,2	0,71	7,41
05/03 a 17/03	4	27,0	31	16,0	0,87	4,98
	5	107,6	53	19,6	2,03	22,45
28/03 a 09/04	6	23,2	51	7,2	0,45	6,36
	7	16,0	33	8,2	0,48	3,91
15/04 a 27/04	8	35,8	48	13,0	0,75	14,33
04/05 a 16/05	9	60,2	39	31,0	1,54	11,00
25/07 a 06/08	10	15,2	9	14,2	1,69	6,28
03/09 a 15/09	11	34,8	94	10,2	0,37	6,29
	12	20,0	10	17,0	2,00	8,57

A análise do impacto desses eventos chuvosos sobre a dinâmica física e ecológica da Lagoa da Pampulha dividiu-se em duas etapas. A primeira delas consistiu na análise das Séries 1 a 9, utilizando-se os recursos citados no início da seção. A segunda consistiu na análise de correlação, por meio do coeficiente de Spearman, entre variáveis analisadas na primeira etapa, contemplando as características dos eventos chuvosos, as alterações percebidas nas condições meteorológicas e nas das variáveis referentes à dinâmica física e ecológica do reservatório.

Para a segunda etapa, a correlação entre as características dos eventos chuvosos e as variáveis estudadas por meio do coeficiente de correlação linear de Pearson foi executada através do pacote Corrplot (Wei e Simko, 2016) no programa R (R Core Team, 2017), sendo utilizados recursos do mesmo pacote para plotar a matriz de correlação.

As variáveis utilizadas nas análises da segunda etapa são dispostas na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Variáveis utilizadas nas análises de correlação para avaliação dos impactos de eventos chuvosos em curto prazo

Evento	Atmosféricas	SMATCH	GLM-AED
Total precipitado	Δ (Radiação Ondas Curtas)	Δ (Temperatura da água)	Δ (Temperatura da Água)
Duração (h)	Δ (Temperatura do ar)	Δ (Clorofila-a)	Δ (Clorofila-a)
Intensidade horária máxima	Δ (Velocidade do vento)	Δ (Condutividade)	Δ (Estabilidade de Schmidt)
Intensidade média do evento chuvoso	Δ (Umidade relativa)		Δ (Lake Number)
Intensidade média nas horas de precipitação			
Volume entrada total			
Vazão entrada média diária			

As variáveis selecionadas para representar as características dos eventos chuvosos foram: Total precipitado (mm); Duração (horas); Intensidade máxima horária (mm.h^{-1}) registrada no período; Intensidade média do evento chuvoso (mm.h^{-1}) dada pelo total precipitado dividido pela duração do evento chuvoso; Intensidade média nas horas de precipitação (mm.h^{-1}) dada pelo total precipitado dividido pelo número de horas com registro de precipitação; Volume de entrada total (m^3) registrado no período e; Vazão de entrada média diária ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$) dada pelo volume de entrada total de dias com precipitação dividido pelo número de dias chuvosos.

As variáveis selecionadas para representar as condições meteorológicas são listadas a seguir:

- Δ (Radiação Ondas Curtas): diferença entre o valor de radiação de ondas curtas média diária (kJ.m^{-2}) no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o menor valor de radiação solar de ondas curtas média diária (kJ.m^{-2}) registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos;

- Δ (Temperatura do ar): diferença entre o valor de temperatura do ar média diária ($^{\circ}\text{C}$) no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o menor valor de temperatura do ar média diária ($^{\circ}\text{C}$) registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos;
- Δ (Velocidade do vento): diferença entre o valor de velocidade do vento média diária ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o maior valor de velocidade do vento média diária ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos;
- Δ (Umidade relativa): diferença entre o valor de umidade relativa do ar média diária (%) no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o maior valor de umidade relativa do ar média diária (%) registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos.

Por fim, as variáveis selecionadas para representar a dinâmica física e ecológica do reservatório são listadas a seguir:

- Δ (Temperatura da Água): diferença entre o valor de temperatura da água média diária ($^{\circ}\text{C}$) em 0,5 m de profundidade no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o menor valor de temperatura da água média diária ($^{\circ}\text{C}$) em 0,5 m de profundidade registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos ou em um dia posterior aos mesmos;
- Δ (Clorofila-a): diferença entre o valor de concentração em Chl-a média diária ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) em 0,5 m de profundidade no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o menor valor de concentração em Chl-a média diária ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) em 0,5 m de profundidade registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos ou em um dia posterior aos mesmos;
- Δ Estabilidade de Schmidt): diferença entre o valor da Estabilidade de Schmidt média diária ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o menor valor da Estabilidade de Schmidt média diária ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos ou em um dia posterior aos mesmos;
- Δ (Lake Number): diferença entre o valor do Lake Number médio diário no dia anterior ao início dos eventos chuvosos e o menor valor do Lake Number médio diário registrado nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos ou em um dia posterior aos mesmos;

5.4.2 Avaliação dos impactos dos eventos chuvosos em médio prazo

De forma a complementar às avaliações de impacto dos eventos chuvosos em curto prazo, procedeu-se também à análise de médio prazo utilizando-se dados obtidos entre 2012 e 2015. A avaliação dos impactos de eventos chuvosos em médio prazo consistiu na análise de

correlação entre variáveis relacionados às características físicas, químicas e biológicas do reservatório e variáveis atmosféricas em diferentes escalas temporais.

As variáveis selecionadas para representar as características físicas, químicas e biológicas do reservatório foram a Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), Condutividade ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), profundidade do disco de Secchi (m), Oxigênio Dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), pH e concentrações de PO_4^{3-} , TP, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ e Chl-a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Todas as variáveis foram obtidas nas campanhas mensais entre 2012 e 2015 à profundidade de 0,5 m, com exceção da profundidade do disco de Secchi.

As variáveis atmosféricas selecionadas foram a temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), a velocidade do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e a precipitação (mm). Para cada uma delas calculou-se o somatório dos seus valores horários, considerando-se 1, 3, 5, 10, 15, 30, 60 e 90 dias antes da data de cada campanha de coleta mensal, e para cada passo de tempo foi realizada uma análise de correlação com as variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório descritas acima, existentes em cada campanha. As análises de correlação foram realizadas através do programa R, sendo considerado um p-valor de no máximo 5% para que fossem consideradas significativas.

De forma a complementar a análise, no início da seção foram realizados testes de correlação envolvendo somente as variáveis do reservatório sobreditas, sendo utilizados somente os valores obtidos nos dias de amostragem.

5.4.3 Cenários com variação nas condições meteorológicas

Foi experimentada a resposta do modelo a variações em parâmetros observados nas séries, como as temperaturas do ar, níveis de radiação solar incidente, nebulosidade, precipitações e vazões de entrada. Foram selecionadas as duas séries estudadas na seção 6.3 para as simulações, sendo a Série 1 (seção 6.3.1) e a Série 3 (seção 6.3.3), em razão da eficiência do modelo em fornecer os valores de temperatura da água similares aos valores horários mensurados em superfície pela boia, assim como em relação aos valores mensais amostrados em profundidade.

Para os cenários de simulação foram feitas as seguintes alterações:

- Foram acrescidas e subtraídas porcentagens de 25, 50, 75 e 100 % da precipitação existente nos períodos de análise, sendo realizada a correção dos valores de vazão de entrada no reservatório valendo-se da mesma proporção de aumento ou redução. Quando a precipitação foi reduzida em 100%, foi utilizado o valor da vazão de base.

- Foram acrescentadas e subtraídas porcentagens de 5, 10, 15 e 20 % dos valores de temperatura do ar e radiação solar incidente, sendo a nebulosidade corrigida para cada alteração. Concomitantemente com as alterações, foram experimentados cenários com e sem a correção dos valores de temperatura da vazão de entrada.

As alterações produzidas foram mensuradas na temperatura da água em 3 profundidades, de 0,8 m, 3,5 m e 10 m, sendo avaliadas as reações ao longo do tempo. A resposta do sistema também mensurada pela alteração dos valores médios diários em dias definidos para a comparação.

Na Série 1, no quarto dia após o término dos eventos chuvosos (dia 13 de fevereiro), o reservatório demonstrou valores de temperatura da água e da Estabilidade de Schmidt similares aos existentes em dias anteriores aos eventos. Na Série 3 o reservatório se comportou de forma semelhante, sendo assim escolhido o quarto dia após os eventos em ambas as séries (dia 16 de março na Série 3) como base de comparação das diferenças ocasionadas nas simulações.

Ademais, em ambas as séries, as vazões de entrada dos eventos chuvosos estão condicionadas de forma similar. Na Série 1 as vazões de entrada referentes às precipitações ocorridas até a metade do dia 09/02 foram computadas como entrada deste mesmo dia, e não no dia 10/02. De forma análoga, as vazões de entrada da precipitação ocorrida na madrugada entre os dias 12/03 e 13/03 foram computadas como referentes às do dia 12/02. Assim, ambos os dias de análise escolhidos compreendem 4 dias após ao término das alterações atmosféricas e 5 dias após o término das alterações no volume e na temperatura das vazões afluentes.

6 RESULTADOS

6.1 Modelagem com o GLM-AED

6.1.1 Análise de sensibilidade

O resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros do GLM é demonstrado na Tabela 6.1:

Tabela 6.1 – Análise de sensibilidade para os coeficientes do GLM e seus valores determinados na calibração do modelo.

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor calibrado</i>	<i>I.S. médio</i>	<i>Variação +15 % IS</i>	<i>Variação -15 % IS</i>
Ce	0,0014	1,795	1,72	1,87
Cd	0,0012	1,175	1,1	1,25
Kw	5,6	0,120	0,08	0,16
Strm_half_angle	25	0,120	0,08	0,16
Streambed_slope	2,0	0,200	0	0,4
Streambed_drag	0,064	0,195	0,29	0,1
Outflow_factor	1,0	0,120	0,16	0,08
Mix_wind_stir	1,6	0,180	0,09	0,27
Mix_conv	1,2	0,045	0,08	0,01

Percebe-se que o modelo apresentou maior sensibilidade aos coeficientes que regulam o fluxo de calor sensível (Ce) e ao coeficiente aerodinâmico de fluxo de momento (Cd). A calibração do Ce propiciou melhores estimativas da temperatura da água superficial, já o ajuste do Cd contribuiu para a formação da termoclina a uma menor profundidade.

O parâmetro Kw também contribuiu para que a termoclina se situasse mais próxima da superfície. Seu valor foi determinado em 5,6 por meio da média das profundidades do disco de Secchi (cerca de 30 cm) encontradas nas coletas de campo. Destaca-se, no entanto que com a calibração do modelo AED, o Kw deixa de ser um parâmetro fixo e passou a ser uma variável de estado do modelo.

As variações nos coeficientes relacionados à vazão de entrada impactaram principalmente as temperaturas do hipolímnio. Os melhores resultados foram encontrados através de parâmetros que resultavam em maiores valores para a taxa de atrito (E), sendo para isto utilizado um ângulo de entrada menor (stream_hf_angle) e uma declividade do canal maior (streambed_drag).

Com relação aos coeficientes de mistura superficial, o modelo demonstrou maior sensibilidade à tensão na superfície causada pela ação do vento (wind_stir) em relação aos processos de mistura convectiva (mix_conv). Os valores finais de ambos coeficientes foram mais de 6 vezes os valores iniciais do modelo, influenciados também em razão do baixo valor de Cd, visto que o coeficiente é necessário no cálculo da E_{TKE} destes processos (seção 3.4.1).

A Tabela 6.2 apresenta o resultado da análise de sensibilidade realizada para o módulo biológico do fitoplâncton no AED.

Tabela 6.2 – Análise de sensibilidade para os coeficientes do AED e seus valores determinados na calibração do modelo.

Parâmetro	Valor final	I.S. médio	Variação +15 % IS	Variação -15 % IS
R_growth	5,0	2,16 x 10⁻⁵	1,31 x 10 ⁻⁵	3,01 x 10 ⁻⁵
R_resp	0,08	2,03 x 10⁻⁵	1,05 x 10 ⁻⁵	3,01 x 10 ⁻⁵
I_K	15	5,89 x 10⁻⁵	3,93 x 10 ⁻⁶	7,86 x 10 ⁻⁶
T_std	20	3,93 x 10⁻⁶	5,24 x 10 ⁻⁶	2,62 x 10 ⁻⁶
T_opt	29	1,57 x 10⁻⁵	Falha	1,57 x 10 ⁻⁵
T_max	35	1,57 x 10⁻⁵	1,57 x 10 ⁻⁵	Falha
X_p_min	0,0005	0	0	0
X_p_max	0,002	6,55 x 10⁻⁷	1,31 x 10 ⁻⁶	0
R_p_uptake	0,02	1,31 x 10⁻⁶	0	2,62 x 10 ⁻⁶

Foram obtidos valores do I.S. em escalas centesimais, sendo que para alguns coeficientes as alterações geraram falhas na simulação do modelo e para outros foram observados valores nulos. Este fato decorreu da calibração inicial do modelo, para a qual o RMSE é muito elevado (508,96 $\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$), fazendo com que as alterações nos parâmetros em 15 % não ocasionassem uma melhora substancial nas simulações.

Ademais, ao final da calibração, os valores obtidos para alguns coeficientes foram muito superiores aos coeficientes padrões do grupo utilizado (phy01). Pode-se citar o exemplo do coeficiente R_p_uptake, que obteve um valor 20 vezes maior que o inicial, fazendo com que as alterações de 15 % em seu valor inicial fossem inócuas.

Apesar da análise de sensibilidade não ter sido satisfatória, durante a calibração percebeu-se que os coeficientes de crescimento a 20 °C (R_growth), respiração a 20 °C (R_resp) e a constante de semi saturação (I_K) foram os parâmetros mais importantes para definir a biomassa do fitoplâncton. Os coeficientes de temperatura permaneceram iguais, exceto a

temperatura ótima (T_{opt}) que teve seu valor aumentado em $1\text{ }^{\circ}\text{C}$, melhorando os resultados na estação quente e chuvosa.

6.1.2 Calibração

A calibração do GLM obteve o RMSE de $0,59\text{ }^{\circ}\text{C}$ e o NMAE de $0,023$, comparando-se as temperaturas simuladas com os dados observados em 21 campanhas de campo (440 medidas de temperatura em diferentes profundidades, sendo que no mês de maio ocorreram 10 campanhas). A Figura 6.1 mostra os perfis da temperatura d'água simulados e obtidos, assim como o RMSE encontrado.

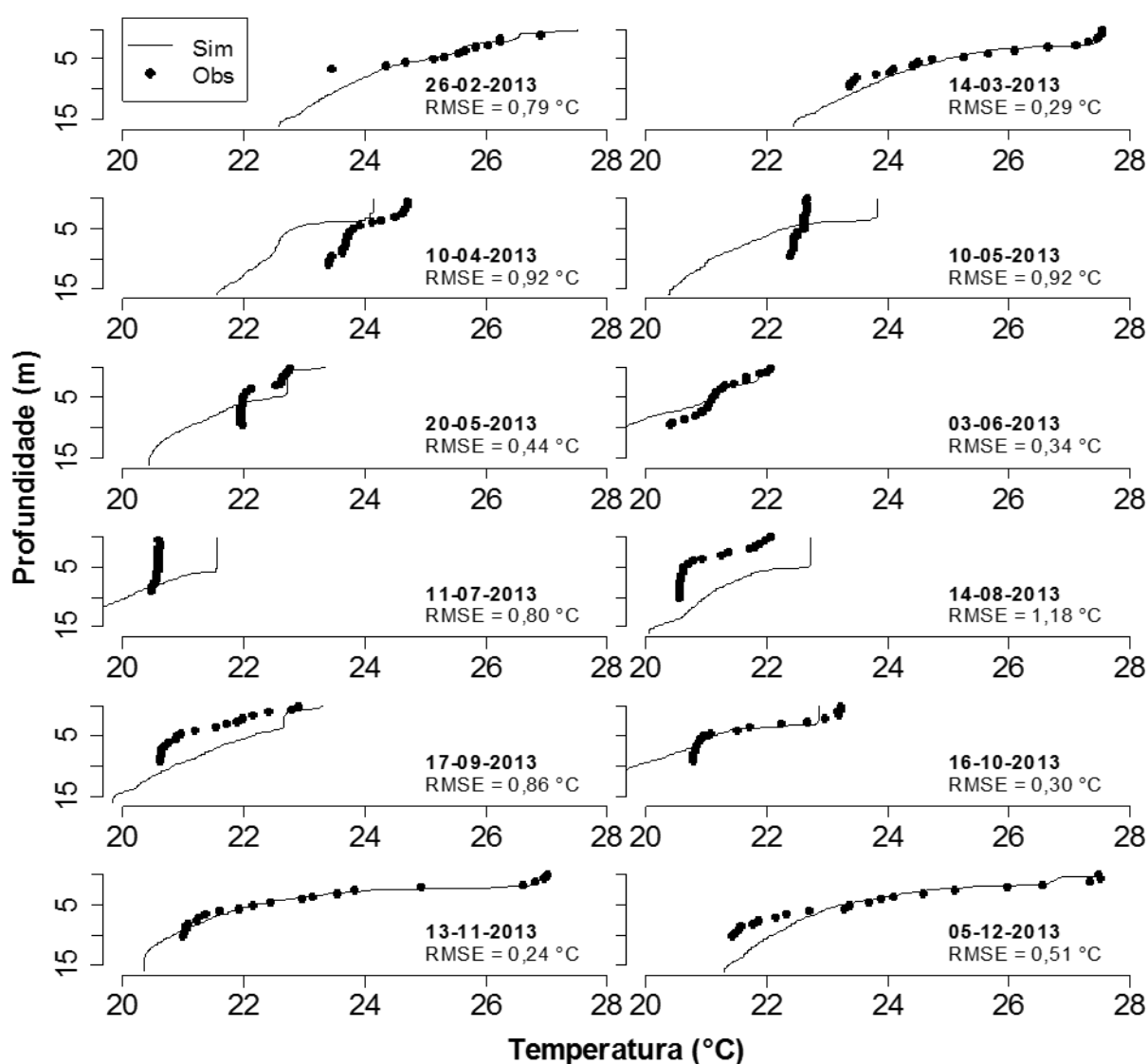


Figura 6.1 - Perfis de temperatura e RMSE obtidos na calibração do modelo GLM realizada para o ano de 2013.

A calibração do AED obteve o RMSE de $86,17\text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ e o NMAE de $0,553$ para o perfil vertical. O modelo foi capaz de reproduzir as condições de crescimento do fitoplâncton no

verão, entretanto demonstrou em alguns momentos uma superestimação dos valores. Por outro lado, o modelo não foi capaz de reproduzir bem a ocorrência de dois picos de biomassa superficial ocorridos no período de transição ao final da estação seca no ano de 2013, o primeiro notado após um pequeno evento chuvoso e o segundo em um período entre as chuvas (Figura 6.2).

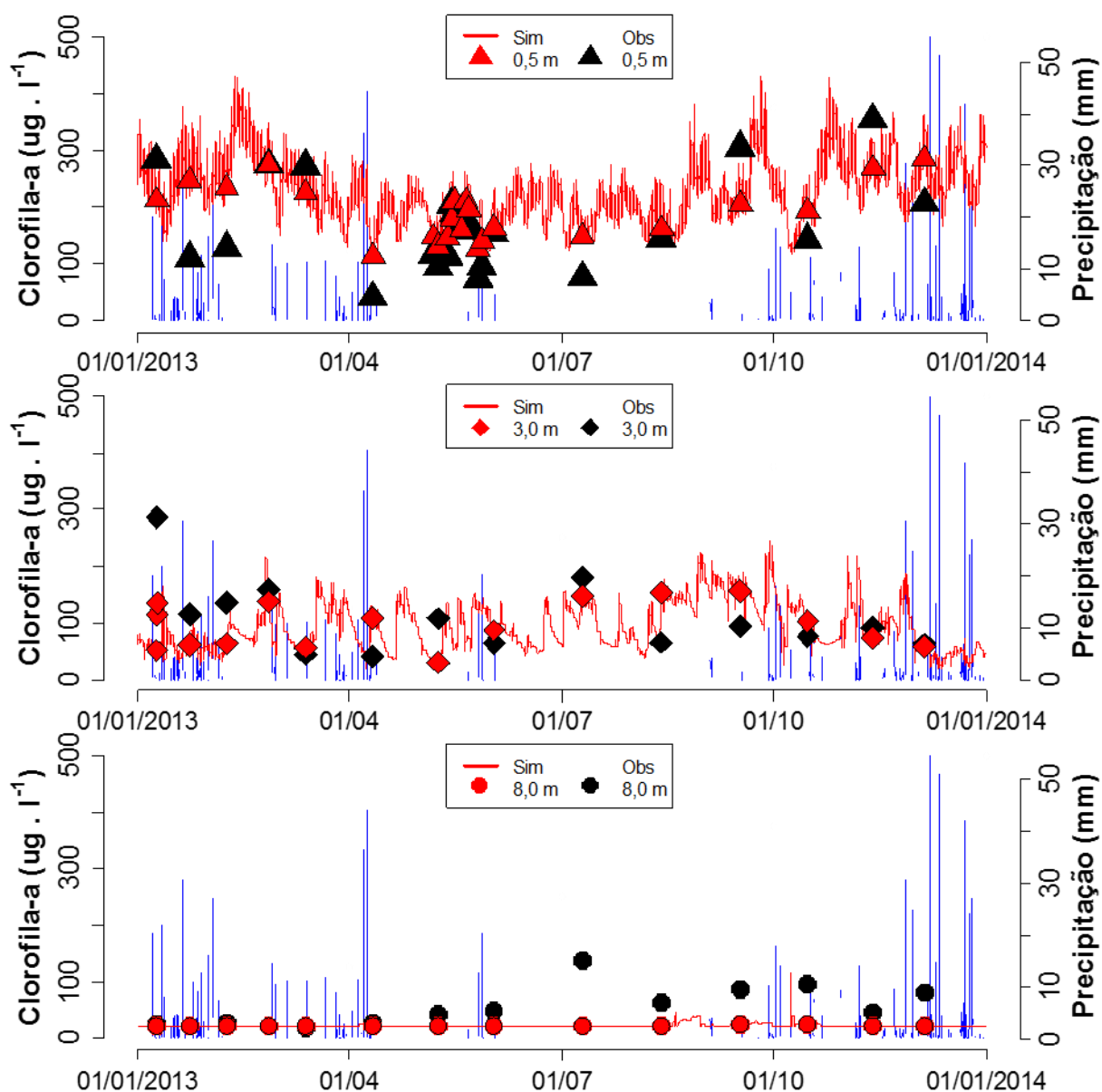


Figura 6.2 - Concentrações de Clorofila-a observadas e simuladas no ano de 2013 em 0,5, 3,0 e 8,0 m de profundidade, contendo os valores simulados ao longo do tempo representados pelas linhas vermelhas.

A dinâmica dos nutrientes mensurados nas campanhas de campo realizadas no ano de 2013 encontra-se disposta no Anexo 2.

6.1.3 Validação

O perfil térmico simulado pelo GLM foi avaliado por meio da comparação com os dados observados em nove campanhas (180 medidas de temperatura em diferentes profundidades), resultando em um RMSE de 1,01 °C e um NMAE de 0,036. A Figura 6.3 contém os resultados encontrados, sendo possível perceber que em muitos momentos a temperatura superficial foi bem representada, com os maiores erros advindos das temperaturas simuladas no hipolímnio:

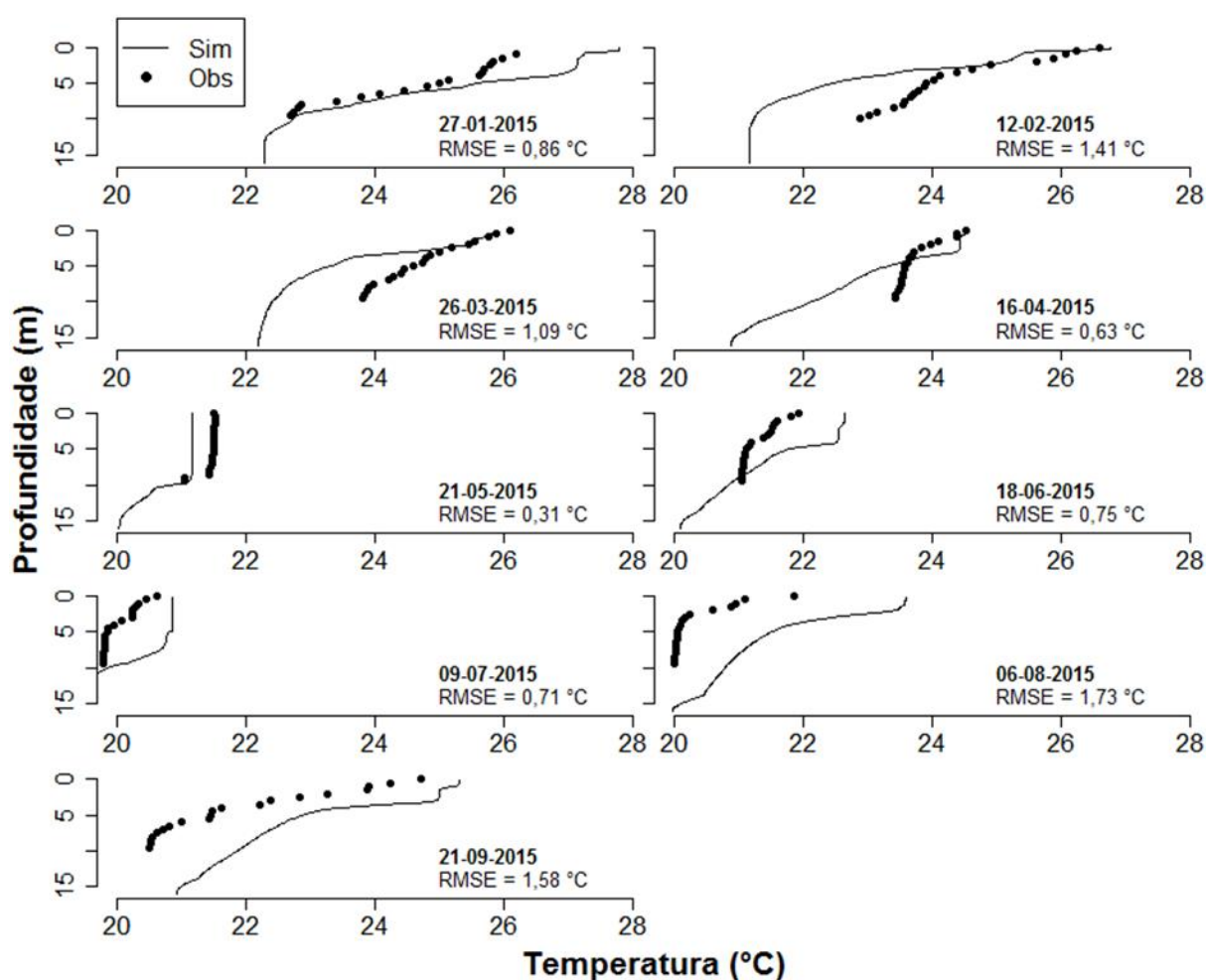


Figura 6.3 - Perfis de temperatura e RMSE obtidos na validação do modelo GLM realizada para o ano de 2015.

Com relação aos valores horários de temperatura superficial da água fornecidos pela boia SMATCH e os simulados pelo modelo GLM, obteve-se o RMSE de 1,08 °C e o NMAE de 0,040 (MAE = 0,784, média de 23,64 °C em um intervalo de 5888 horas). O modelo forneceu resultados mais precisos durante a estação quente do ano, existindo uma superestimação contínua dos valores na estação mais fria, com os resultados dispostos na Figura 6.4:

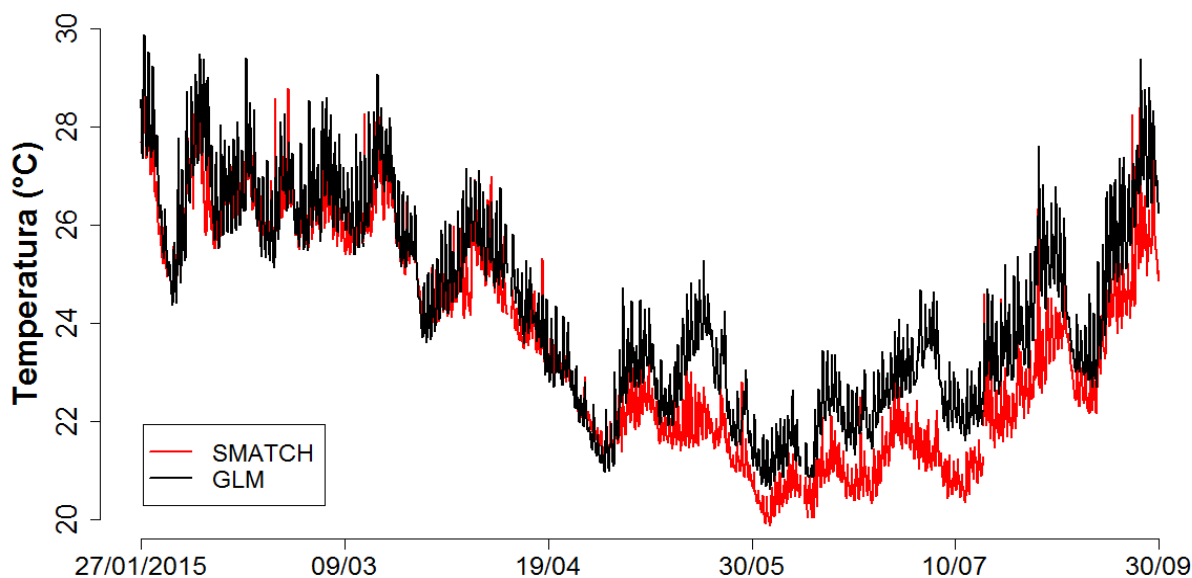


Figura 6.4 – Temperatura da água mensurada *in loco* (boia) e simulada em 2015.

Já a Figura 6.5 a seguir contém os valores da biomassa do fitoplâncton simulada em 2015:

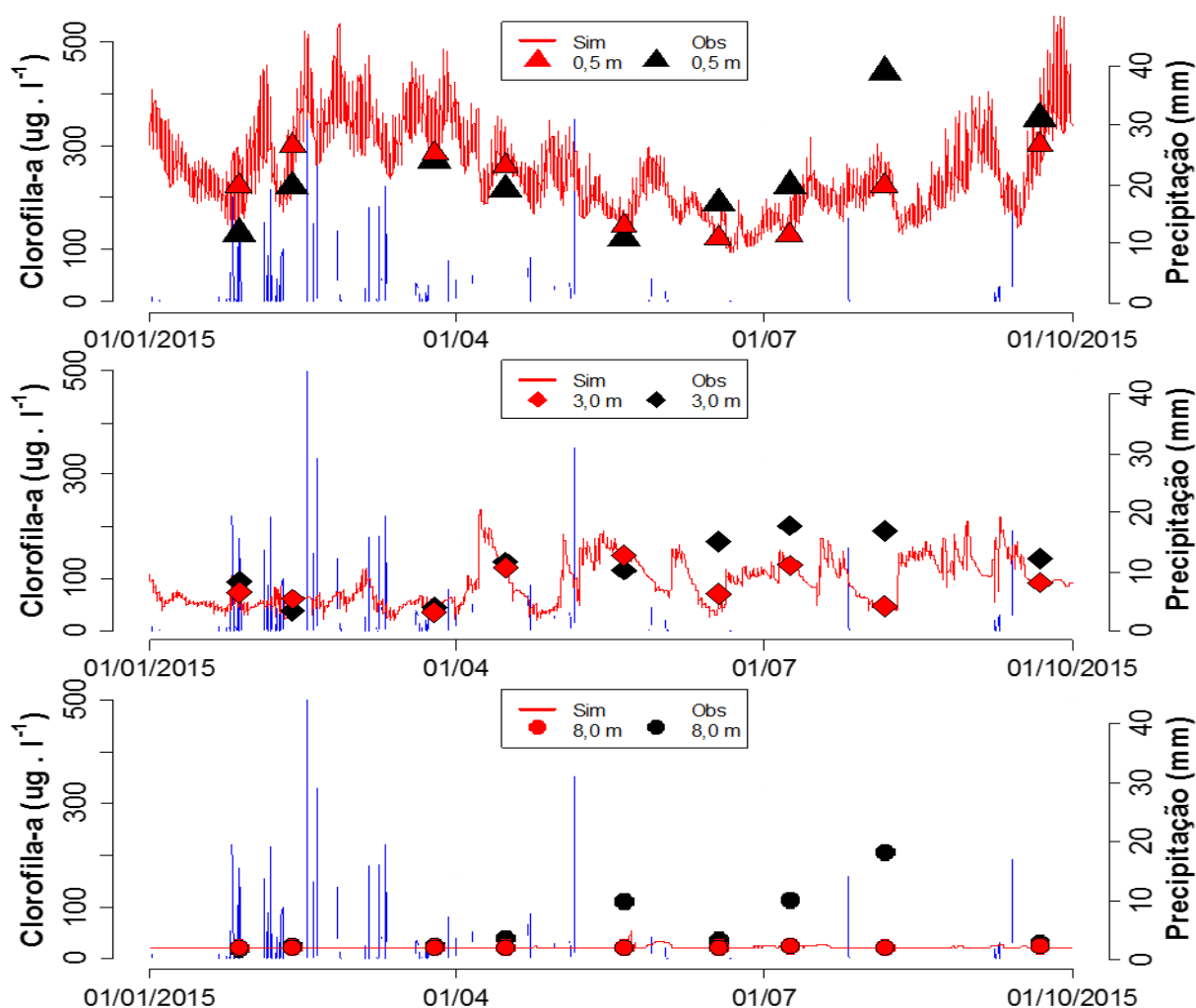


Figura 6.5 - Concentrações de Clorofila-a observadas e simuladas no ano de 2015 em 0,5, 3,0 e 8,0 m de profundidade, com os valores simulados ao longo do tempo representados pelas linhas vermelhas.

Com relação à biomassa do fitoplâncton, a simulação obteve RMSE de $72,31 \mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ e NMAE de 0,444. As concentrações superficiais no início do ano foram melhor representadas, enquanto que o modelo por vezes subestimou os valores durante a estação mais fria. Novamente, o pico da biomassa superficial ocorrido após as primeiras chuvas ao fim do período seco não foi bem capturado pelo modelo.

A Figura 6.6 contém as concentrações de Chl-a mensuradas pela boia, simuladas pelo GLM-AED e obtidas por meio de coletas em campo e mensurações em laboratório:

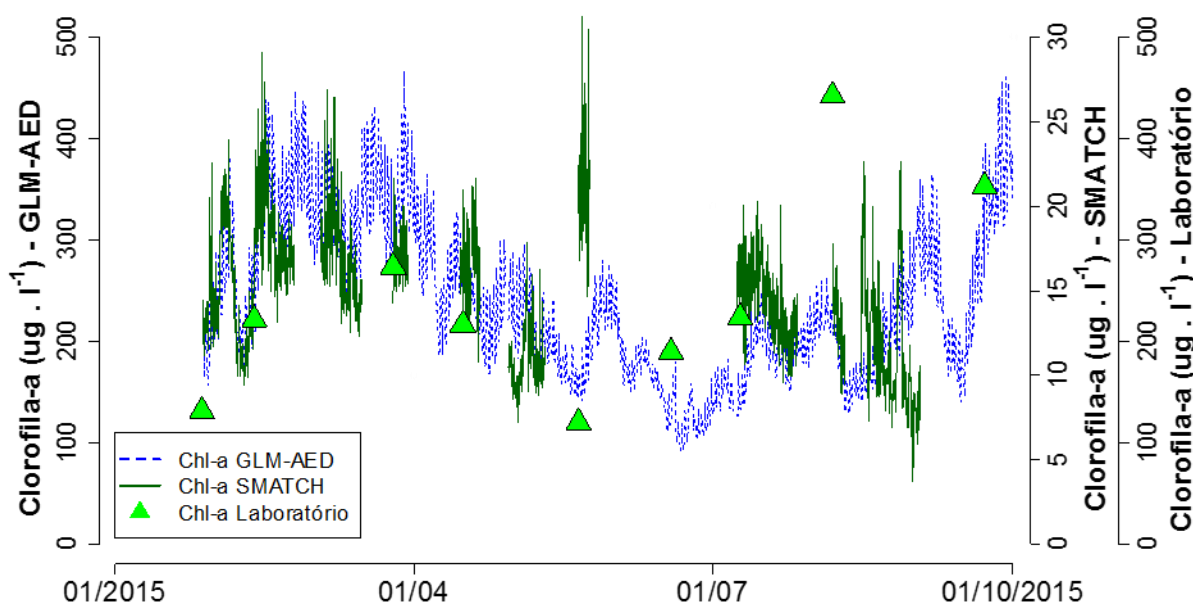


Figura 6.6 - Concentrações de Clorofila-a observadas (boia), simuladas pelo modelo GLM-AED e mensuradas em laboratório após as coletas de campo em 2015.

É possível notar que em alguns momentos do ano ocorreram variações semelhantes entre as concentrações de Chl-a mensuradas *in loco* pela boia e a simuladas pelo modelo, existindo outros momentos em que as variações foram discrepantes. Em geral, ocorreram variações similares entre as concentrações simuladas e as obtidas em laboratório, e por vezes foram notadas tendência oposta pelas concentrações mensuradas pela boia, como por exemplo na grande elevação dos valores percebida no meio do ano após 19/04.

6.2 Análise de sensibilidade das vazões de entrada no reservatório

6.2.1 Alteração nos valores de vazão afluente média diária

A Tabela 6.3 contém os valores do RMSE encontrados para os perfis de temperatura simulados no ano de 2013, obtidos com o perfil simulado por meio da vazão de entrada

original (Q) e simulados pela vazão de entrada acrescida de 20% (Q + 20%) ou reduzida de 20% (Q - 20%):

Tabela 6.3 - RMSE (°C) produzido com relação ao perfil térmico simulado com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma, para o ano de 2013.

Data	Q - 20 %	Q + 20 %
26-02-2013	0,16	0,14
14-03-2013	0,15	0,09
10-04-2013	0,12	0,07
10-05-2013	0,09	0,06
20-05-2013	0,08	0,06
03-06-2013	0,14	0,10
11-07-2013	0,07	0,06
14-08-2013	0,15	0,06
17-09-2013	0,08	0,08
16-10-2013	0,11	0,08
13-11-2013	0,09	0,12
05-12-2013	0,12	0,11
MÉDIA	0,11	0,09

Nota-se que as alterações nos valores de vazão provocaram um erro máximo de 0,16 °C entre as temperaturas dos perfis, ocorrido na simulação realizada no mês de fevereiro mediante a redução das vazões. Em geral, o acréscimo das vazões produziu menores diferenças em relação à redução das mesmas, principalmente nos meses mais secos do ano.

A Tabela 6.4 contém as diferenças ocasionadas no perfil da biomassa do fitoplâncton simulada com as alterações das vazões médias diárias afluentes ao reservatório em 2013:

Tabela 6.4 - RMSE ($\mu\text{g}\cdot\text{Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) produzido com relação à biomassa fitoplanctônica simulada em 2013 com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma

Data	Q - 20 %	Q + 20 %
26-02-2013	25,57	40,43
14-03-2013	29,65	52,43
10-04-2013	31,43	39,70
10-05-2013	27,23	39,72
03-06-2013	38,23	28,54
11-07-2013	24,10	26,99
14-08-2013	19,40	31,74
17-09-2013	44,43	60,43
16-10-2013	60,13	46,11
13-11-2013	14,19	54,97
05-12-2013	26,29	77,28
MÉDIA	29,38	44,51

As alterações nos valores de vazão provocaram um erro máximo de $60,43 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$ entre a biomassa simulada pelos perfis, o qual ocorreu em simulação realizada com o acréscimo das vazões no mês de setembro. O acréscimo das vazões propiciou maiores diferenças com os perfis simulados originalmente, especialmente nas amostragens que se deram nos meses da estação chuvosa, obtendo o maior RMSE médio anual de $44,51 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$.

A Figura 6.7 mostra o efeito das alterações na vazão de entrada do reservatório na simulação da biomassa do fitoplâncton a 0,5 m de profundidade no ano de 2013.

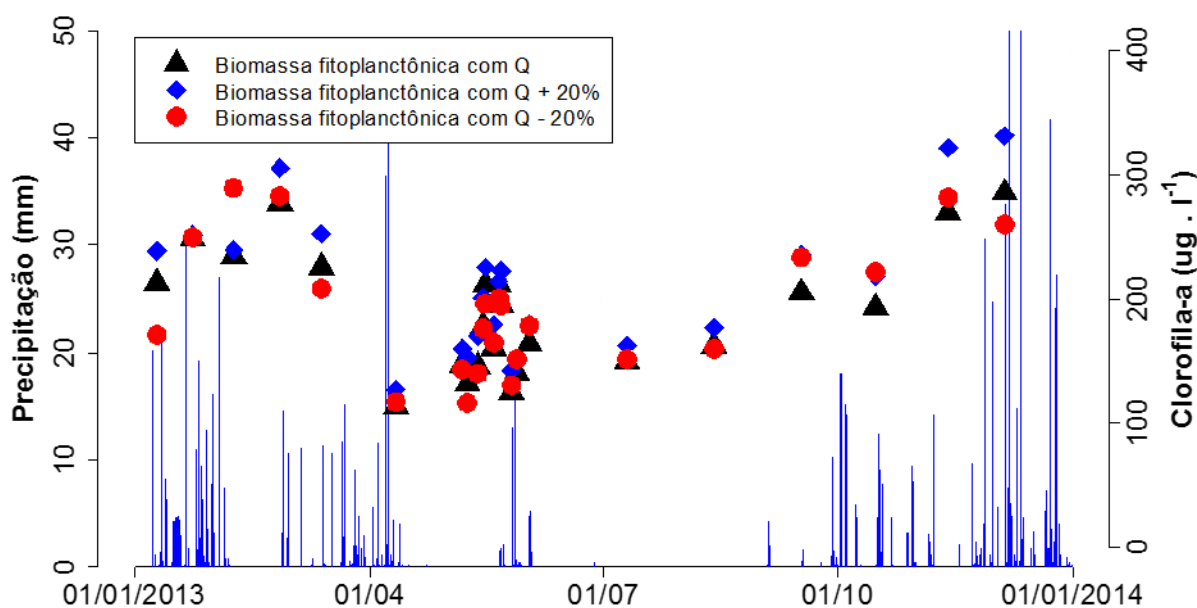


Figura 6.7 - Biomassa do fitoplâncton (0,5 m) simuladas no ano de 2013 com as vazões originais e as vazões alteradas mediante acréscimos ou reduções de 20 %.

Nas simulações, o aumento das vazões de entrada provocou um acréscimo nas estimativas da biomassa do fitoplâncton simulada em superfície (0,5 m), com a média anual simulada (\pm desvio padrão) aumentando de $204,61 \pm 52,21 \mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ para $257,93 \pm 84,80 \mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$. Já o decréscimo das vazões ocasionou uma ligeira redução dos valores iniciais, obtendo o valor médio da biomassa superficial simulada de $202,33 \pm 49,90 \mu\text{g.Chl.l}^{-1}$.

A Tabela 6.5 contém os valores do RMSE encontrados para os perfis de temperatura simulados no ano de 2015, obtidos com o perfil simulado por meio da vazão de entrada original (Q) e simulado pela vazão de entrada acrescida de 20% (Q + 20%) ou reduzida de 20% (Q - 20%):

Tabela 6.5 - RMSE (°C) produzido com relação ao perfil térmico simulado com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma, para o ano de 2015.

Data	Q - 20 %	Q + 20 %
27-01-2015	0,18	0,15
12-02-2015	0,17	0,19
26-03-2015	0,06	0,16
16-04-2015	0,11	0,08
21-05-2015	0,11	0,09
18-06-2015	0,09	0,07
09-07-2015	0,05	0,11
06-08-2015	0,17	0,10
21-09-2015	0,11	0,07
TOTAL	0,12	0,11

A maior diferença da simulação foi atingida no mês de fevereiro, o qual é marcado por forte pluviosidade, com o erro de 0,19 °C mediante o acréscimo dos valores de vazão. De forma geral, as médias anuais dos RMSE ficaram próximas às encontradas para o ano de 2013, sendo atingido em 2015 o maior valor de 0,12 °C nas simulações com as vazões acrescidas.

Em relação aos dados mensurados em campo em 2015, em nenhuma data de amostragem os erros encontrados para as simulações utilizando os valores de vazão padrão foram melhores que os obtidos com as alterações dos valores de vazão. A redução dos valores de vazão levou a melhores estimativas durante o período quente e chuvoso e ao seu término (entre 12/02 e 21/05), já o acréscimo dos valores foi responsável pela melhora das simulações realizadas durante o período frio e seco (entre 18/06 e 21/09).

A Tabela 6.6 contém as diferenças ocasionadas para a biomassa do fitoplâncton simulada no ano de 2015, mediante alterações nos valores de vazão de entrada:

Tabela 6.6 - RMSE ($\mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$) produzido com relação à biomassa fitoplanctônica simulada em 2013 com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 20% na mesma

Data	Q - 20 %	Q + 20 %
27-01-2015	11,79	45,69
12-02-2015	34,36	20,48
26-03-2015	26,30	39,58
16-04-2015	69,25	25,48
21-05-2015	83,97	23,67
18-06-2015	21,49	43,90
09-07-2015	30,03	56,99
06-08-2015	39,04	48,20
21-09-2015	34,75	44,93
MÉDIA	38,99	38,78

A maior diferença encontrada para a biomassa simulada no perfil ocorreu no mês de maio, determinada em $83,97 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$. Percebe-se que as médias dos RMSE obtidos mensalmente foram muito similares, estando ambas próximas de $39,00 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$, valor intermediário das médias encontradas nas simulações de 2013.

A Figura 6.8 mostra o efeito das alterações na vazão de entrada do reservatório na simulação da biomassa do fitoplâncton a 0,5 m de profundidade no ano de 2015.

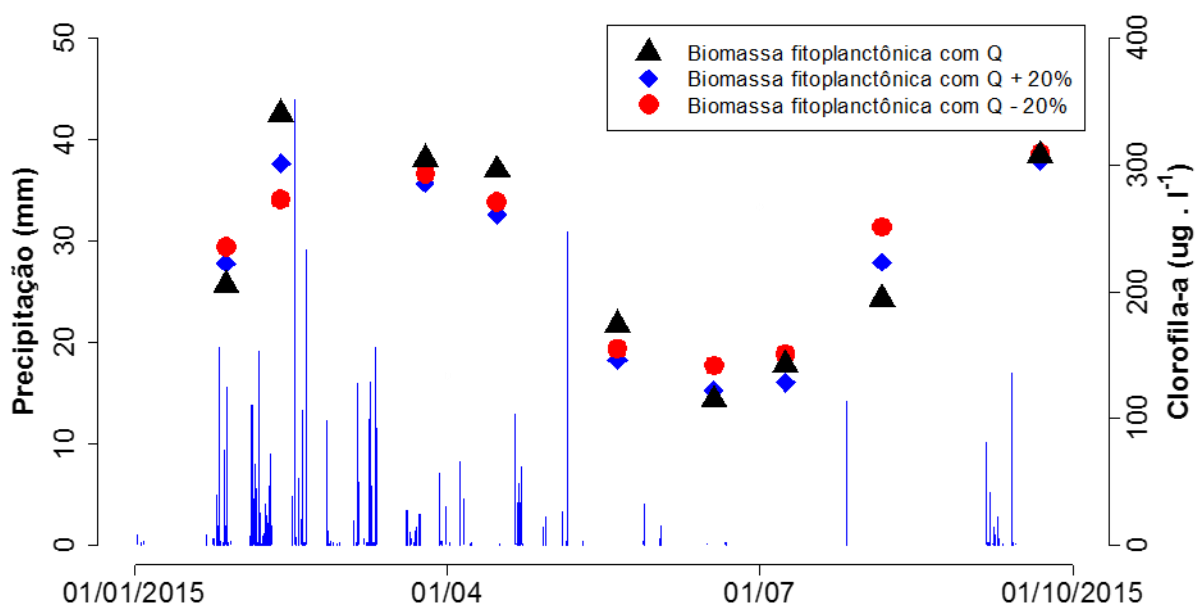


Figura 6.8 – Biomassa do fitoplâncton (0,5 m) simuladas no ano de 2015 com as vazões originais e as vazões alteradas mediante acréscimos ou reduções de 20 %.

De forma oposta ao ocorrido em 2013, o aumento da Q média diária levou a uma redução dos valores simulados da biomassa fitoplanctônica média anual, resultando do valor original de $235,70 \pm 78,24$ para $199,83 \pm 53,7 \mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$. De forma análoga, a redução das vazões também foi acompanhada da redução da biomassa, passando a apresentar a média anual de $218,06 \pm 57,01 \mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$.

6.2.2 Alteração nos valores de temperatura da vazão afluente média diária

A Tabela 6.7 contém o RMSE obtido entre os perfis mensais simulados em 2013, utilizando-se os valores de vazão de entrada originais e mediante alterações na temperatura, com o acréscimo ou redução de 1 e 2 °C por todo o ano:

Tabela 6.7 – RMSE (°C) produzido com relação ao perfil térmico simulado em 2013 com a Q média diária afluente original, mediante variações de 1 e 2 °C na mesma

Data	- 2 °C	-1 °C	+ 1 °C	+ 2 °C
26-02-2013	1,72	0,89	0,82	1,54
14-03-2013	1,84	0,94	0,84	1,65

10-04-2013	1,84	0,96	0,87	1,67
10-05-2013	1,77	0,91	0,88	1,74
03-06-2013	1,70	0,89	0,82	1,60
11-07-2013	1,68	0,83	0,78	1,47
14-08-2013	1,67	0,83	0,73	1,17
17-09-2013	1,65	0,77	0,56	1,18
16-10-2013	1,60	0,76	0,72	1,34
13-11-2013	1,67	0,82	0,81	1,30
05-12-2013	1,68	0,78	0,84	1,40
MÉDIA	1,71	0,85	0,79	1,47

Com relação as alterações em 1 °C, o maior erro mensal foi de 0,96 °C com a redução da temperatura das vazões e o menor erro mensal foi de 0,56 °C, com o acréscimo das mesmas. Em comparação com as alterações em 20% dos valores de vazão, as alterações das temperaturas em 1 °C levaram a diferenças mais de 7 vezes maiores no RMSE médio anual.

Já com relação à variação em 2 °C, a diferença com o RMSE médio anual das simulações com vazões reduzidas se torna ao menos 15 vezes maior. Neste caso, o maior erro mensal produzido em relação à simulação original foi de 1,84 °C com a redução das temperaturas das vazões e o menor erro encontrado foi de 1,18 °C, mediante o acréscimo das temperaturas das mesmas.

A Tabela 6.8 contém o RMSE obtido entre os perfis de temperatura simulados em 2015, utilizando-se os valores de vazão de entrada originais e mediante alterações na sua temperatura:

Tabela 6.8 – RMSE (°C) produzido com relação ao perfil térmico simulado em 2015 com a Q média diária afluyente original, mediante variações de 1 e 2 °C na mesma

Data	- 2 °C	-1 °C	1 °C	2 °C
27-01-2015	1,76	0,85	0,87	1,72
12-02-2015	1,84	0,91	0,93	1,86
26-03-2015	1,90	0,98	0,91	1,84
16-04-2015	1,79	0,86	0,83	1,59
21-05-2015	1,69	0,84	0,75	1,26
18-06-2015	1,85	0,92	0,77	1,22
09-07-2015	1,58	0,70	0,60	1,18
06-08-2015	1,69	0,80	0,55	0,82
21-09-2015	1,68	0,86	0,61	0,80
MÉDIA	1,75	0,86	0,76	1,37

Nota-se que as simulações em 2015 geraram diferenças com a simulação original similares às do ano de 2013. A alteração da temperatura em 1 °C produziu ao menos um RMSE médio anual 6,9 vezes maior que o resultante da alteração das vazões em 20%, e a alteração da temperatura em 2 °C gerou um RMSE médio anual ao menos 12,4 vezes superior.

Durante as estações secas de 2013 e 2015, os valores da temperatura superficial simulados foram geralmente superiores aos valores mensurados nos perfis de campo, sendo tal tendência também observada em 2015 através dos dados mensurados pela boia (Figura 6.4). Assim, foi realizada a experiência da diminuição da temperatura da vazão de base afluente (apenas no período entre 01/06 a 30/09) em 1 e 2 °C, sendo os resultados expressos na Tabela 6.9:

Tabela 6.9 – Valores do RMSE obtidos em relação aos perfis térmicos mensurados em campo e pelas medições da boia, mediante reduções nas temperaturas da vazão de base

	-2 °C	-1 °C	0	-2 °C	-1 °C	0
Data	<i>Perfil</i>	<i>Perfil</i>	<i>Perfil</i>	<i>SMATCH</i>	<i>SMATCH</i>	<i>SMATCH</i>
18-06-2015	1,04	0,67	0,75	1,01	1,18	1,37
09-07-2015	0,79	0,43	0,71			
06-08-2015	1,17	1,31	1,73			
21-09-2015	0,54	0,93	1,58	RMSE calculado entre 01/06 a 30/09		
Média	0,88	0,83	1,19			

A redução das temperaturas em 2 °C propiciou as melhores estimativas da temperatura superficial, no entanto aumentou o RMSE do perfil com relação à redução em 1°C. A Figura 6.14 contém as temperaturas superficiais mensuradas pela boia e simuladas pelo GLM-AED com a redução das temperaturas da vazão de base em 2 °C:

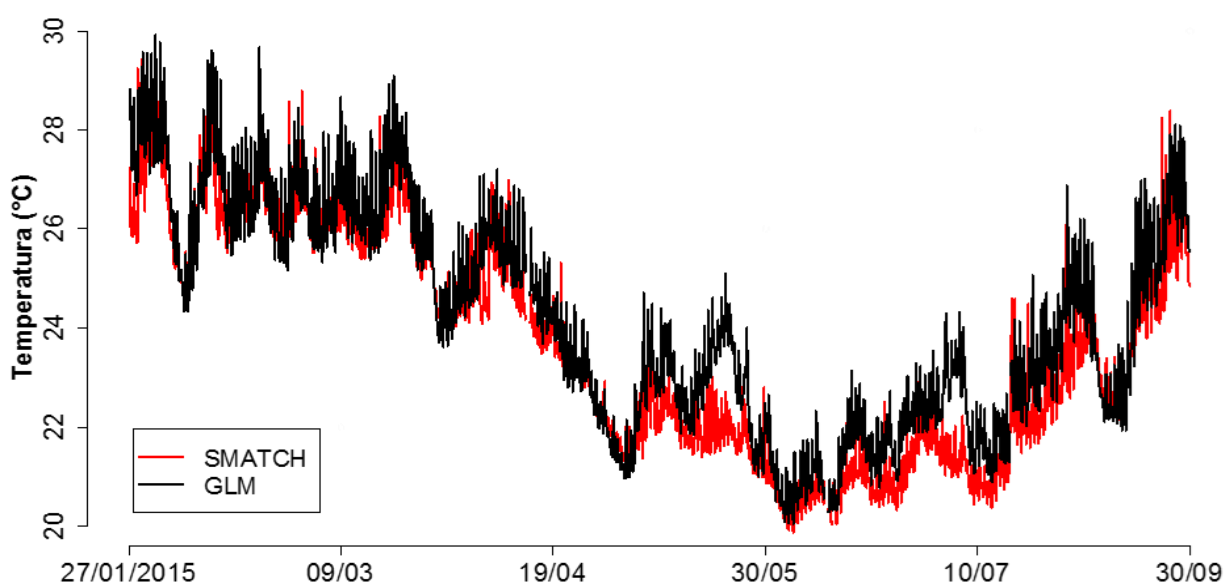


Figura 6.9 - Temperatura superficial mensurada pela boia e temperatura superficial simulada com a redução das temperaturas da vazão de base em 2° C.

6.3 Avaliação dos impactos chuvosos em curto prazo

As concentrações de Chl-a mensuradas em laboratório e as simuladas no ano de 2015 estão expressas na Figura 6.10, contendo os períodos de análises entre as linhas tracejadas:

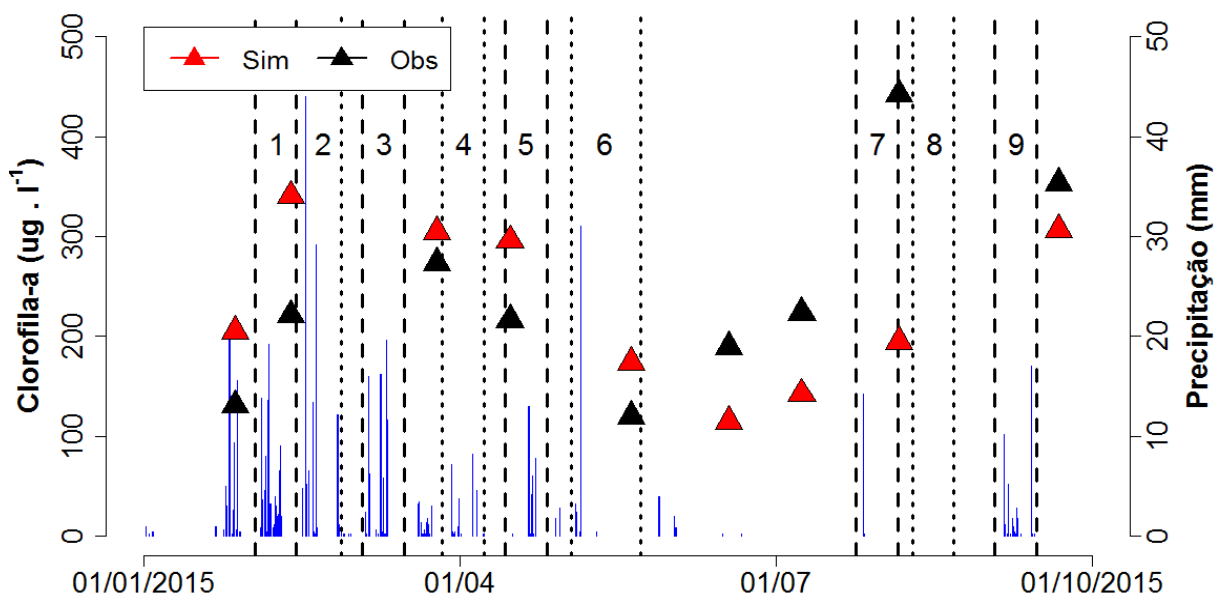


Figura 6.10 – Clorofila-a mensurada em laboratório, simulada e séries de análise de 2015.

A Tabela 6.10 contém os valores da Estabilidade de Schmidt obtidos através do código R Lake Analyzer, utilizando os perfis verticais de temperatura mensurados *in loco* (observada) e os perfis obtidos às 10:00 do dia de amostragem na simulação do GLM-AED (simulada):

Tabela 6.10 – Datas de amostragem, RMSE obtido na simulação dos perfis térmicos pelo GLM-AED e erro na determinação da Estabilidade de Schmidt pelo R Lake Analyzer

Data	RMSE	Estabilidade de Schmidt		Erro (sim-obs)
		Observada	Simulada	
27/01/2015	0,86	69,42	86,15	16,73
12/02/2015	1,41	45,89	72,66	26,77
26/03/2015	1,09	30,66	59,92	29,26
16/04/2015	0,63	12,70	45,89	33,19
21/05/2015	0,32	3,90	9,89	5,99
18/06/2015	0,75	9,21	31,61	22,4
09/07/2015	0,71	8,09	14,38	6,29
06/08/2015	1,73	14,07	43,99	29,92
21/09/2015	1,58	50,72	57,50	6,78

É possível notar que os valores da Estabilidade de Schmidt obtidos através do perfil térmico simulado pelo GLM-AED foram sempre superiores aos valores obtidos através dos dados mensurados *in loco*, com os valores simulados apresentando mais de três vezes o valor

observado. A Figura 6.11 contém um diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados, assim como a reta formada valendo-se de uma relação linear ($r^2 = 0,81$):

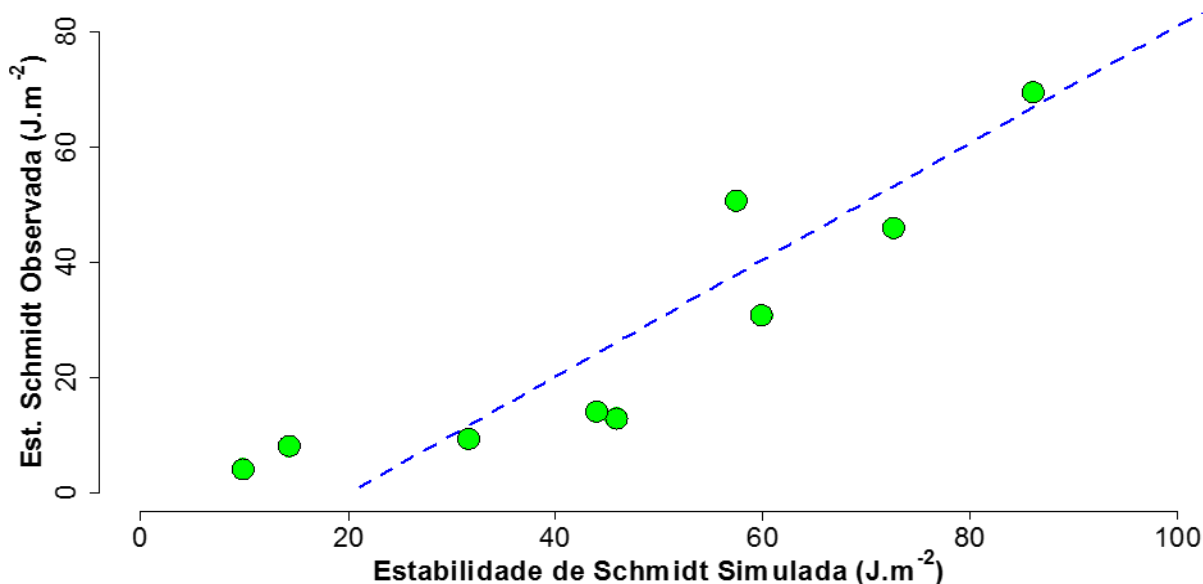


Figura 6.11 – Valores de Estabilidade de Schmidt observados e simulados no ano de 2015 e reta formada por uma regressão linear simples

A relação exponencial se adequou bem aos dados ($r^2 = 0,90$), entretanto quando são simulados valores maiores, acaba por fornecer uma conversão muito elevada, tornando os dados observados maiores que os simulados. Como tal tendência não foi percebida em nenhuma das campanhas de campo, optou-se pela utilização de uma relação linear, disposta na Eq. 6.2.1:

$$Y = 0,823 X - 11,41 \quad (r^2 = 0,81, n = 9) \quad (6.2.1)$$

Desta forma, os valores da Estabilidade de Schmidt obtidos através do perfil térmico simulado no GLM-AED serão corrigidos através da Equação 6.2.1, de modo a representar valores mais próximos aos obtidos por dados observados em campo. A proporção da variação também foi aplicada para o Número do Lago, de modo que o mesmo apresente valores mais consistentes.

Não foi possível estabelecer uma relação satisfatória entre as diferenças da Estabilidade de Schmidt observada e simulada e os valores do RMSE determinados para cada amostragem.

6.3.1 Série 1

A Série 1 contém eventos de precipitação entre os dias 03 e 09 de fevereiro, iniciados após 7 dias sem episódios chuvosos. O total precipitado foi de 208,4 mm e a intensidade máxima observada de 19,2 mm.h⁻¹. A Figura 6.12 contém o comportamento das variáveis analisadas:

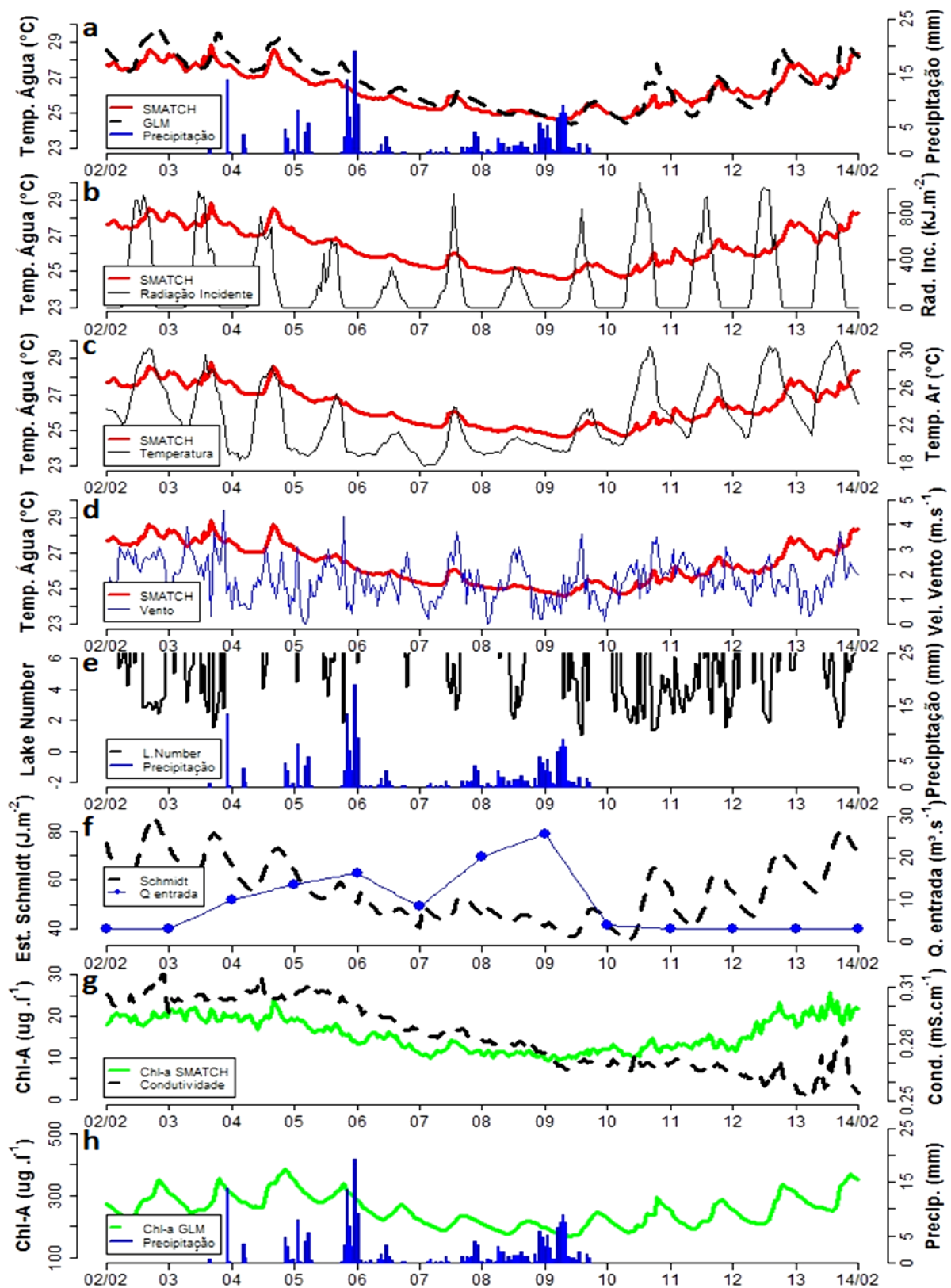


Figura 6.12 – Série 1, de 02 a 14 de fevereiro de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

Durante os eventos chuvosos (dias 3 a 9), percebe-se a diminuição da temperatura do ar e da radiação solar incidente, juntamente com uma redução gradativa da temperatura superficial da água mensurada pela boia e simulada pelo modelo. Após o término dos eventos, a temperatura superficial da água aumentou, acompanhando a temperatura do ar e radiação solar incidente, e retornou de forma próxima aos valores iniciais em quatro dias após o término das chuvas, apresentando o valor médio diário de 27,7 °C durante o dia 13 de fevereiro.

A velocidade média do vento diminuiu nos dias de ocorrência das precipitações, no entanto neste intervalo foram notados os maiores picos de velocidade. A velocidade média do vento, durante os eventos chuvosos (dias 03 a 09) foi de 1,5 m.s⁻¹ e após os mesmos (dias 10 a 14) foi de 1,9 m.s⁻¹, sendo o maior valor horário registrado de 4,6 m.s⁻¹ durante os eventos (dia 3).

A estabilidade térmica do reservatório diminuiu durante as precipitações, demonstrando tendência de aumento ao seu término. A Estabilidade de Schmidt apresentou o valor máximo de 85,8 J.m⁻² antes do início das precipitações (dia 02), decaindo ao valor mínimo de 35,2 J.m⁻² ao final (dia 10). De forma similar à temperatura da água, retornou a valores próximos do início dos eventos em aproximadamente quatro dias após o término destes.

O Número do Lago apresentou oscilações durante as precipitações, entretanto não atingiu um valor menor que a unidade por nenhuma vez durante a série.

A Chl-a mensurada pela boia não demonstrou alteração durante os primeiros episódios de precipitação, apresentando um declínio a partir do dia 05 de fevereiro com a continuação dos eventos. A mesma atingiu os patamares anteriores aos eventos em aproximadamente cinco dias após o seu término de ocorrência (dia 15).

A Chl-a simulada demonstrou um aumento de suas concentrações no início dos eventos, apresentando um declínio no dia 06 de fevereiro, após os eventos maiores ocorridos no dia anterior, se elevando rapidamente após o término das precipitações e restabelecendo sua concentração média diária (~287 µg Chl-a.l⁻¹) em quatro dias após o término das mesmas.

A condutividade elétrica mensurada em superfície pela boia apresentou picos menores em algumas horas após os primeiros episódios de precipitação (dias 3 a 5), e em seguida apresentou redução constante com a continuação das precipitações. Percebe-se que a mesma permaneceu em declínio mesmo após o término dos eventos, continuando a decair por três dias subsequentes.

A Figura 6.13 contém os perfis da coluna d'água mensurados no dia 27/01/2015, em 7 dias anteriores ao início das precipitações, e no dia 12/02/2015, em 3 dias após o seu término:

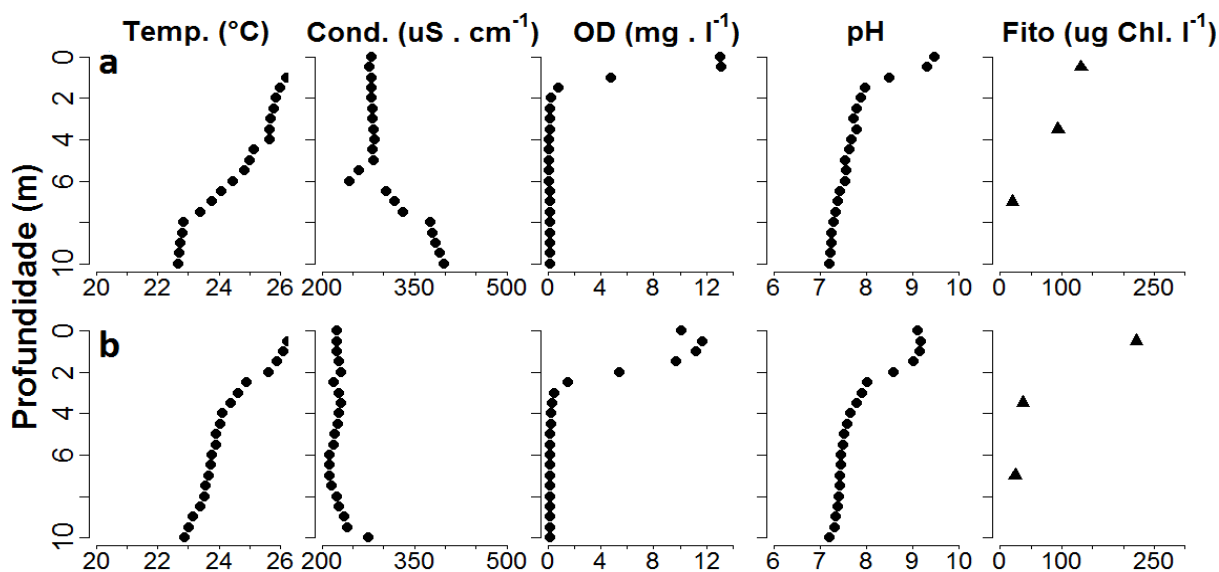


Figura 6.13 - Perfis amostrados em 27/01/2015 (a) e 12/02/2015 (b).

É possível notar a semelhança entre os perfis da temperatura, com a termoclina se situando mais próxima da superfície na amostragem posterior aos eventos, indicado a redução da profundidade da zona de mistura. Observa-se que a temperatura da água na superfície é muito similar em ambas as datas, demonstrando a rápida recuperação da temperatura superficial do reservatório registrada pela boia e simuladas pelo modelo.

Os valores de condutividade obtiveram uma redução por todo o perfil da coluna d'água, passando do valor médio de $309 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ para $234 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Em relação ao OD, a camada superficial do reservatório apresentou valores superiores a $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ em ambas as datas, contudo com um aumento da profundidade de ocorrência (entre 0,5 e 1 m) após os eventos.

As análises da Chl-a amostrada em campo demonstram que os valores superficiais quase dobraram, passando de $131,0 \mu\text{g Chl-a} \cdot \text{l}^{-1}$ para $221,4 \mu\text{g Chl-a} \cdot \text{l}^{-1}$. A profundidade do disco de Secchi (não demonstrada nos gráficos) variou entre 20 cm e 24 cm nas amostragens.

6.3.2 Série 2

A Série 2 contém uma sequência de eventos chuvosos entre os dias 15 a 19 de fevereiro e outra entre os dias 25 e 26 de fevereiro. A primeira sequência de precipitações contém um evento com intensidade máxima de $44 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ e outro de $29,2 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$, com o total precipitado de 167,0 mm. Já a segunda, contém um evento com a intensidade máxima de $12,2 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ e total precipitado de 19,8 mm. A Figura 6.14 a seguir contém as variáveis analisadas:

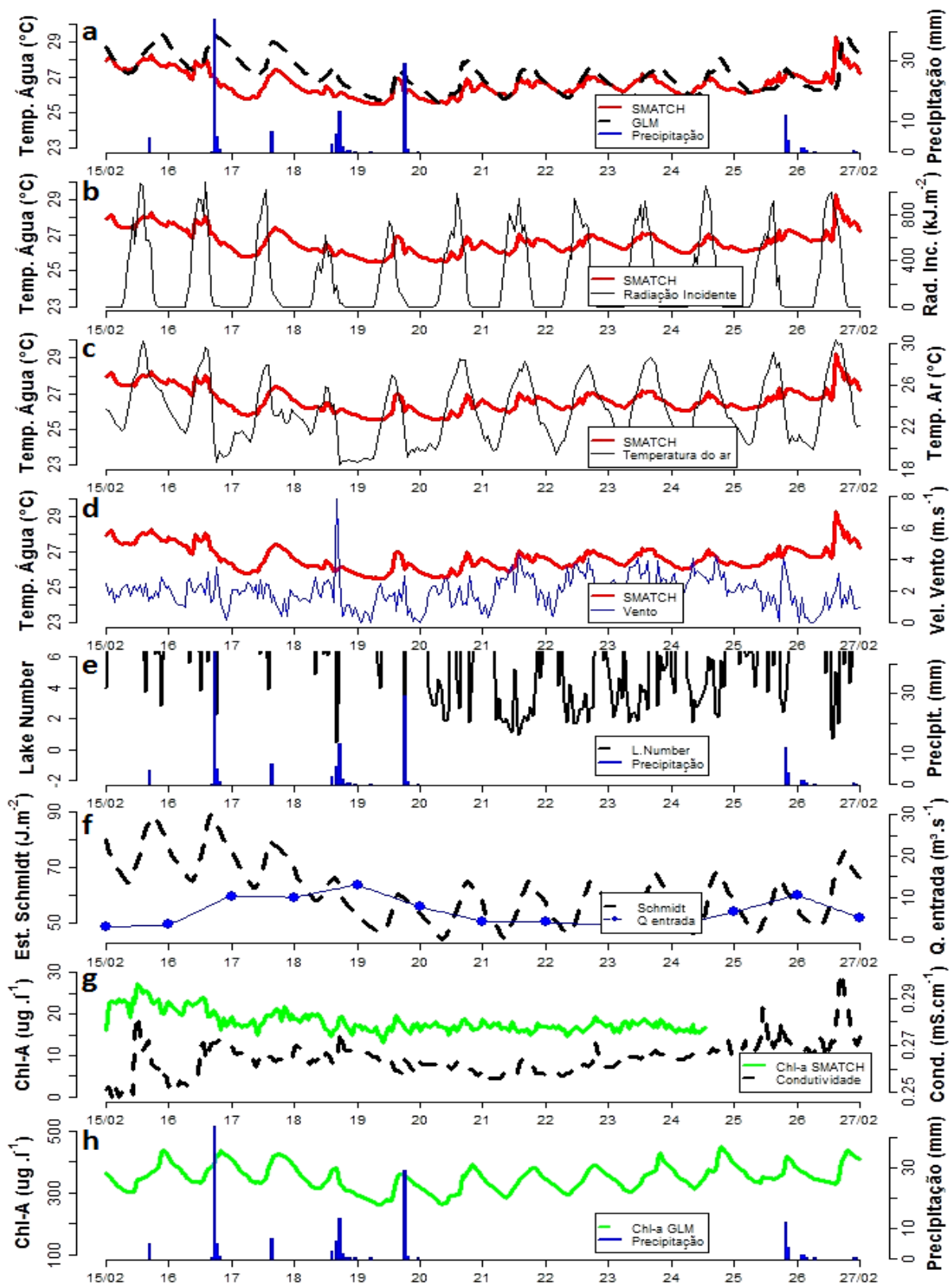


Figura 6.14 – Série 2, de 15 a 27 de fevereiro de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

Na primeira sequência de precipitações, percebe-se que o evento com intensidade de 44 mm.h^{-1} ocorrido às 17:00 h foi acompanhado por um rebaixamento imediato na temperatura superficial da água mensurada pela boia, que se mantinha constante com relação aos dias anteriores. A partir desta queda mais acentuada, a temperatura obteve tendência de declínio até o final dos eventos, atingindo o menor valor médio diário de $25,9 \text{ }^\circ\text{C}$ (dia 19).

Após o dia 19 de fevereiro, a temperatura superficial da água demonstrou tendência de aumento em seus valores, não sendo afetada pelos episódios menores dos dias 25 e 26 de fevereiro. No dia 26, que contou com menor volume precipitado ($3,6 \text{ mm}$), a mesma atingiu um valor similar ao dos dias do início da Série 2, com o valor médio diário de $27,77 \text{ }^\circ\text{C}$.

Durante a primeira sequência de precipitações (dias 15 a 19), a velocidade do vento obteve o valor médio diário de $1,6 \text{ m.s}^{-1}$, aumentando para $2,4 \text{ m.s}^{-1}$ após o término desta (dias 20 a 25). Os picos de velocidade dos ventos foram notados durante a ocorrência das precipitações, atingindo $7,9 \text{ m.s}^{-1}$ no dia 18 de fevereiro. Já na segunda sequência de episódios chuvosos (dias 25 e 26), a velocidade média diária também diminuiu, chegando ao valor de $1,2 \text{ m.s}^{-1}$.

A Estabilidade de Schmidt obteve o maior valor médio diário de $76,4 \text{ J.m}^{-2}$ no início da primeira sequência (dia 16), decaindo após o término dos eventos ao valor médio diário de $52,7 \text{ J.m}^{-2}$ (dia 20). Em seguida, não apresentou a mesma tendência de aumento dos seus valores observada na Série 1, voltando a aumentar somente ao final dos eventos da segunda sequência (dia 26), obtendo o valor médio diário de $59,6 \text{ J.m}^{-2}$ neste dia.

O Lake Number apresentou um valor menor que a unidade ($0,62$) uma única vez, durante o pico da velocidade do vento de $7,9 \text{ m.s}^{-1}$ (dia 18), voltando a aumentar na hora posterior.

A condutividade superficial decaiu com a primeira sequência de episódios chuvosos, e manteve a tendência de queda por dois dias após o término dos eventos, apresentando no dia 21 de fevereiro o menor valor médio diário do ano de 2015, sendo de $247 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$. Já durante a segunda sequência de eventos chuvosos menores ocorridos nos dias 25 e 26 de fevereiro, a mesma passou a aumentar, chegando ao valor médio diário de $274 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$ (dia 26).

A Chl-a simulada se comportou de forma similar à condutividade superficial, decaindo com os eventos da primeira sequência (dias 15 a 19) e voltando a aumentar em dois dias após o seu término. Durante os eventos menores que ocorreram no dia 25 de fevereiro, a mesma demonstrou uma ligeira redução, voltando a aumentar no dia posterior (dia 26).

A Figura 6.15 a seguir contém o perfil térmico simulado pelo GLM-AED durante o mês de fevereiro de 2015, contendo os eventos de precipitação analisados na Série 1 e na Série 2:

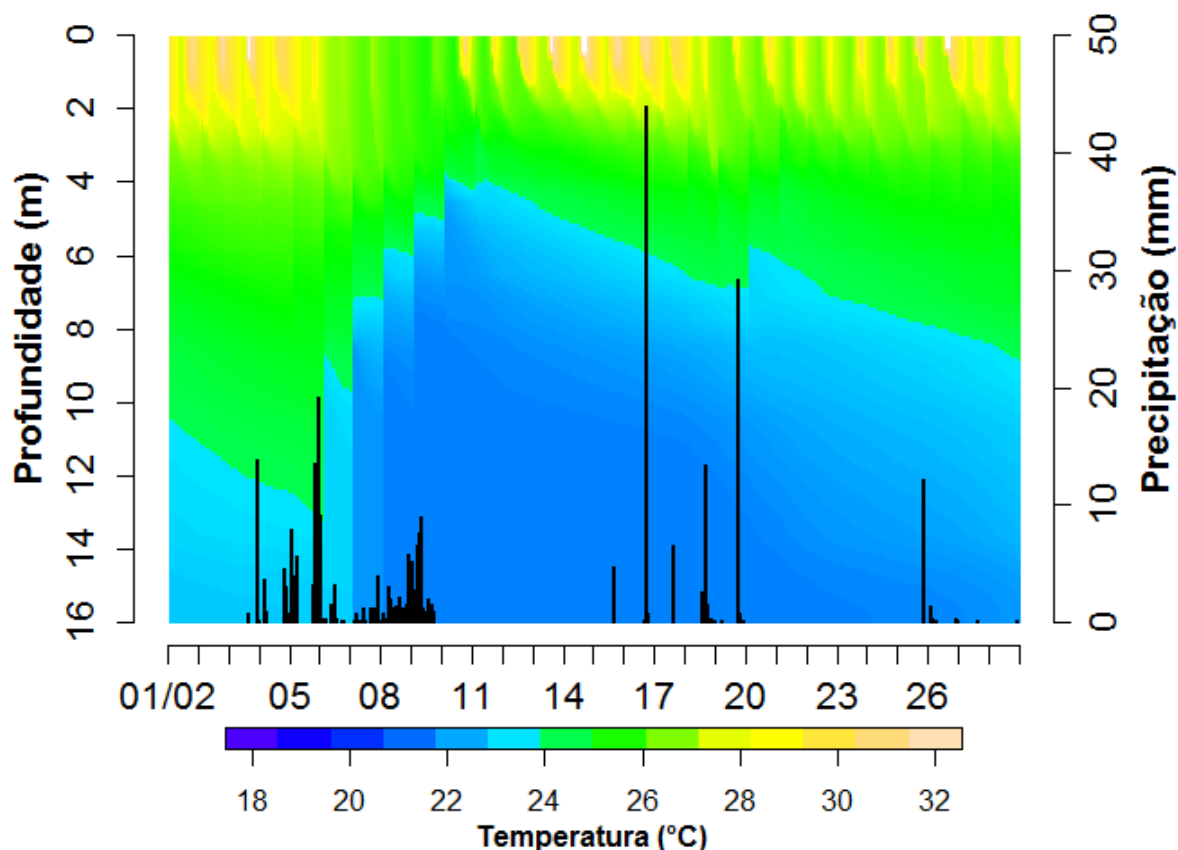


Figura 6.15 – Perfil térmico simulado durante o mês de fevereiro de 2015.

Os perfis simulados durante a validação do modelo (seção 5.3.4) demonstraram um bom desempenho com relação aos dados observados em campo no dia 27 de janeiro. Contudo, na amostragem do dia 12 de fevereiro, em 3 dias após o término dos eventos chuvosos da Série 1, as temperaturas superficiais da água foram bem representadas, porém as temperaturas do hipolímnio foram subestimadas em até 2 °C.

Entretanto, mesmo com menores temperaturas simuladas no hipolímnio, percebe-se que tanto os episódios chuvosos com maior volume da Série 1 (dias 03 a 09), como os episódios de maior intensidade no início da Série 2 (dias 15 a 19) não perturbaram a estratificação térmica.

É possível notar o efeito das vazões de entrada no reservatório, que ao serem computadas ao passo de tempo diário ocasionam alterações nas temperaturas do hipolímínio no momento da mudança dos dias. As vazões de entrada da Série 1 ocasionaram a redução das temperaturas no hipolímínio e da profundidade da zona de mistura, o que não foi demonstrado para os eventos chuvosos ocorridos na Série 2. Apesar da subestimação percebida na amostragem do dia 12 de fevereiro, pode-se aproveitar o exemplo como um indicativo do efeito ocasionado

quando as temperaturas do ar são menores e, conseqüentemente, as temperaturas das vazões de entrada também são.

A Figura 6.16 a seguir contém a biomassa fitoplanctônica simulada pelo GLM-AED durante o mês de fevereiro de 2015, contendo os eventos chuvosos analisados na Série 1 e na Série 2:

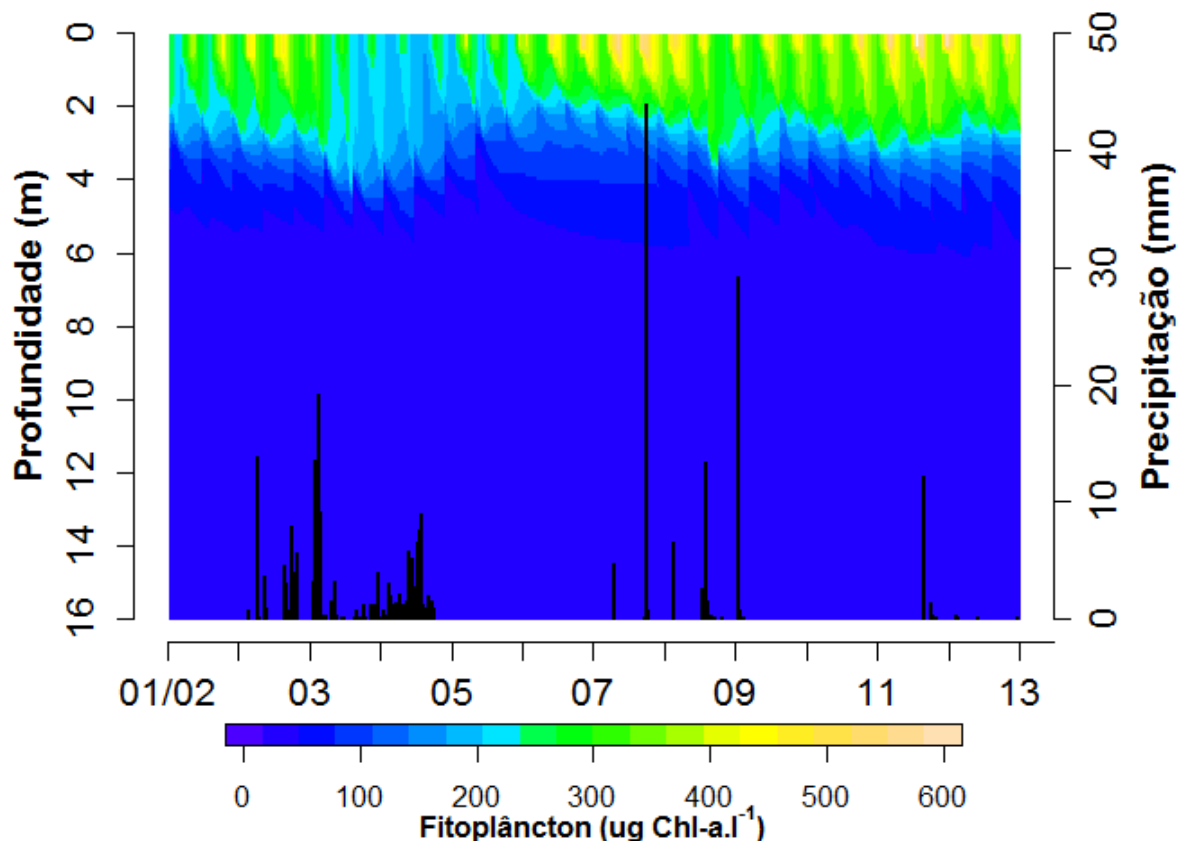


Figura 6.16 – Biomassa do fitoplâncton simulada no mês de fevereiro de 2015

Nota-se a diminuição das concentrações e da profundidade de ocorrência da biomassa fitoplanctônica durante os eventos chuvosos da Série 1 (dias 03 a 09), em dias marcados pela diminuição das temperaturas superficiais da água. A redução da biomassa no início da Série 2 (dias 15 a 19) se deu de forma menos acentuada, já os eventos menores ocorridos ao final do mês não demonstraram causar alterações na mesma, a qual atingiu ao final do mês valores maiores que em seu início, com o maior valor médio diário de $385,4 \mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ no dia 27.

6.3.3 Série 3

A Série 3 ocorre no mês de março e é composta por duas sequências de episódios de precipitação. A primeira contém episódios ocorridos nas noites dos dias 05 e 06 de março, com intensidade máxima de 16 mm.h^{-1} e total precipitado de 27 mm, e a segunda entre os dias 10 a 12 de março, com intensidade máxima de 19 mm.h^{-1} e total precipitado de 108 mm. A Figura 6.17 a seguir contém o comportamento das variáveis analisadas durante a Série 3:

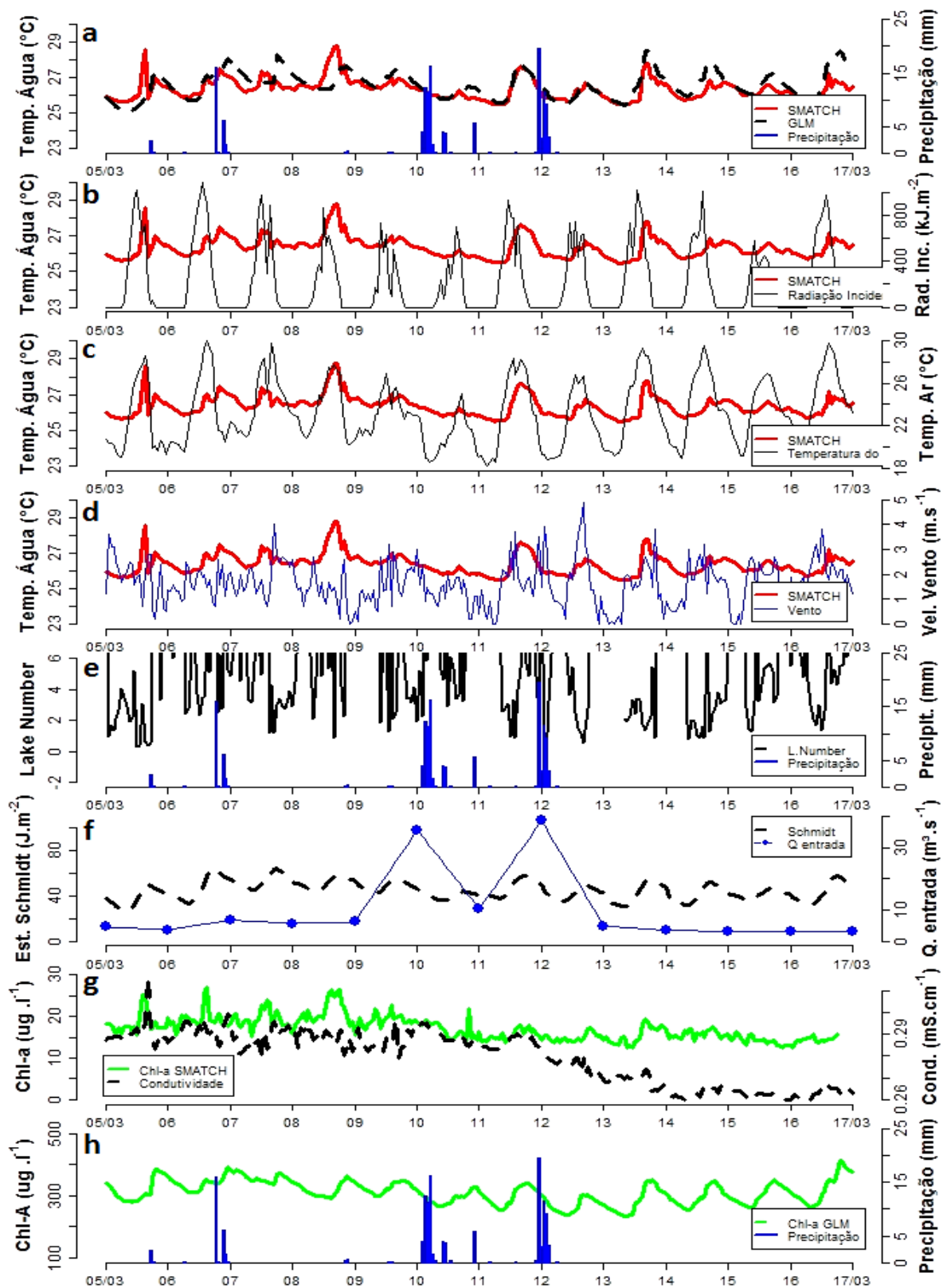


Figura 6.17 - Série 3 de 05 a 17 de março de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada ($^{\circ}\text{C}$); b) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e radiação solar incidente ($\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}$); c) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); d) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) e condutividade ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a}\cdot\text{l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

Percebe-se que não ocorreram alterações na temperatura superficial da água mensurada pela boia durante a primeira sequência de episódios de precipitação (dias 05 e 06 de março), com o valor médio diário aumentando de 26,1 °C no dia 05 para 26,6 °C no dia 07 de março.

Já na segunda sequência de episódios de precipitação (dias 10 a 12 de março), nota-se a diminuição das temperaturas do ar e dos níveis de radiação solar incidente em um dia anterior aos eventos (dia 09 de março), ocorrendo conjuntamente a redução da média diária da temperatura superficial da água. A mesma continuou decaindo com a sequência de precipitações, contudo ao seu meio (dia 11) ocorreu um aumento das temperaturas do ar e radiações solares incidentes, acompanhado pelo aumento da temperatura superficial da água.

A velocidade do vento diminuiu durante os primeiros episódios chuvosos (dias 5 e 6), passando do valor médio diário de 2,4 m.s⁻¹ no (dia 04) para 2,0 m.s⁻¹ nos dias de precipitação. Após os eventos chuvosos e também no início da segunda sequência de precipitações (dias 07 a 10), a mesma registrou o valor médio de 1,5 m.s⁻¹, se elevando durante a continuação dos episódios (dia 11 e 12) para 1,7 m.s⁻¹, sendo que os maiores valores de velocidade ocorreram ao final, com o maior valor horário de 4,9 m.s⁻¹ (dia 12).

A Estabilidade de Schmidt não se alterou com os primeiros episódios chuvosos da série, continuando com uma ligeira tendência de aumento, até o dia anterior ao início da segunda sequência (dia 09), a qual contou com uma redução das temperaturas do ar e radiação solar incidente. A partir daí, passou a decair de forma menos acentuada que em outras séries, com o menor valor médio diário (42,4 J.m⁻²) após a segunda sequência de precipitações (dia 12).

O Número do Lago obteve os menores valores no início da primeira sequência de episódios (05 de março), com valores inferiores à unidade por 15 vezes e o valor mínimo de 0,34.

A Chl-a mensurada pela boia não demonstrou alterações durante a primeira sequência de episódios chuvosos (dias 5 e 6), demonstrando uma redução dos valores a partir do dia anterior aos eventos da segunda sequência (dia 09 de março). A partir daí, passou a demonstrar menor amplitude nas variações diárias e tendência de queda até o final da série.

A condutividade superficial mensurada pela boia também não foi afetada durante a primeira sequência de episódios chuvosos, se mantendo constante no início da segunda sequência de episódios chuvosos (dia 10), diminuindo com a continuação dos eventos. A mesma

permaneceu em declínio por três dias após o término da segunda sequência, atingindo o valor médio diário de 263 mS.cm^{-1} no dia 15 de março.

A Figura 6.18 contém o perfil térmico simulado no mês de março de 2015, com a Série 3 ao início (dias 05 a 17) e as primeiras precipitações da Série 4 (dias 30 e 31) ao final:

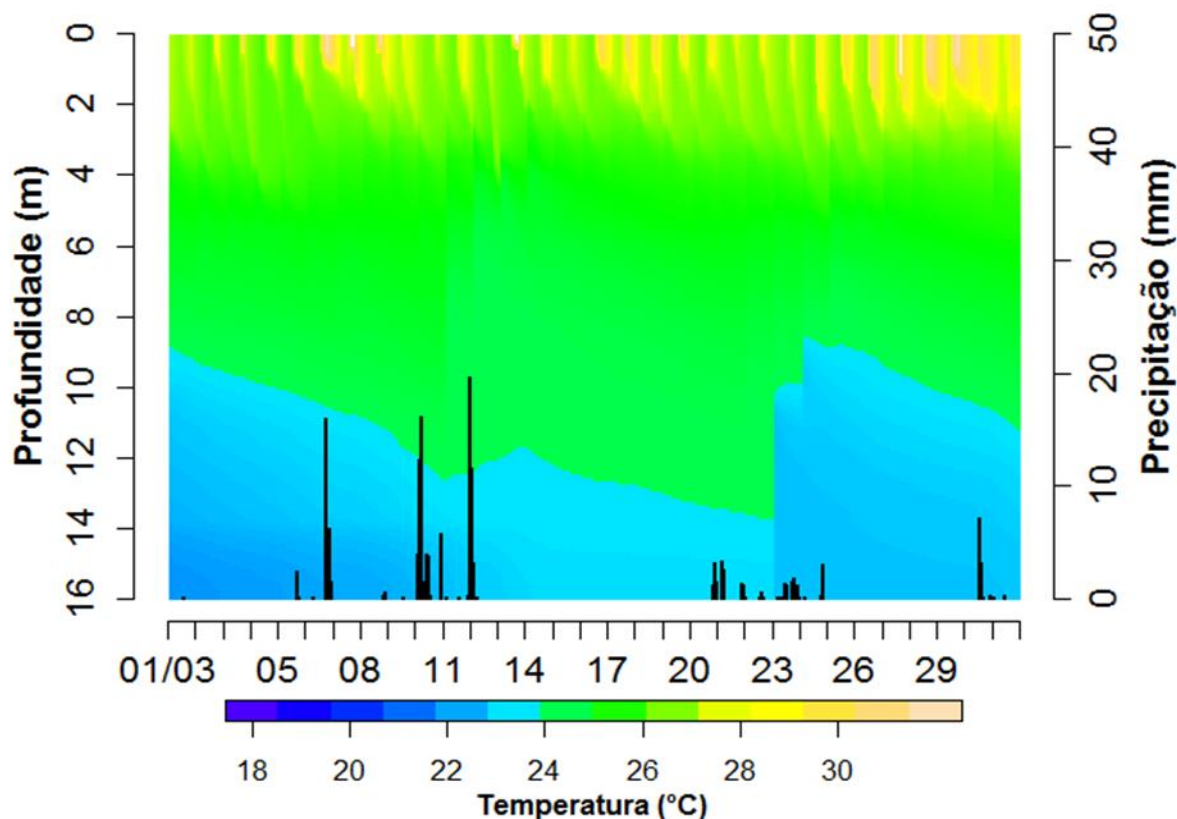


Figura 6.18 – Perfil térmico simulado durante o mês de março de 2015.

A amostragem realizada no dia 26 de março demonstra que o modelo novamente reproduziu bem as condições da temperatura da água na superfície, assim como também subestimou as temperaturas no hipolimnion em aproximadamente $2 \text{ }^{\circ}\text{C}$. É possível comparar o efeito ocasionado nas simulações do hipolimnion devido às precipitações que ocorreram no início do mês e a partir do dia 20, os quais ocorreram em dias marcados por menores temperaturas do ar, afetando o cálculo da temperatura das vazões de entrada simuladas pelo modelo.

Ademais, no gráfico estão dispostas as precipitações mensuradas na estação meteorológica A521, enquanto que as vazões de entrada simuladas no SWMM foram obtidas com base em três estações pluvi-fluviométricas espalhadas pelas sub-bacias Ressaca e Sarandi (SILVA, 2014). Assim, também é demonstrado o efeito de incertezas existentes em simulações realizadas em bacias hidrográficas menores e urbanizadas, fazendo com que episódios de precipitação que ocorrem com mais intensidade em uma porção da sua bacia hidrográfica sejam passíveis de serem mal representados em algumas ocasiões.

A Figura 6.19 contém a biomassa fitoplanctônica simulada no mês de março de 2015, com a Série 3 ao início (dias 05 a 17) e as primeiras precipitações da Série 4 (dias 30 e 31) ao final:

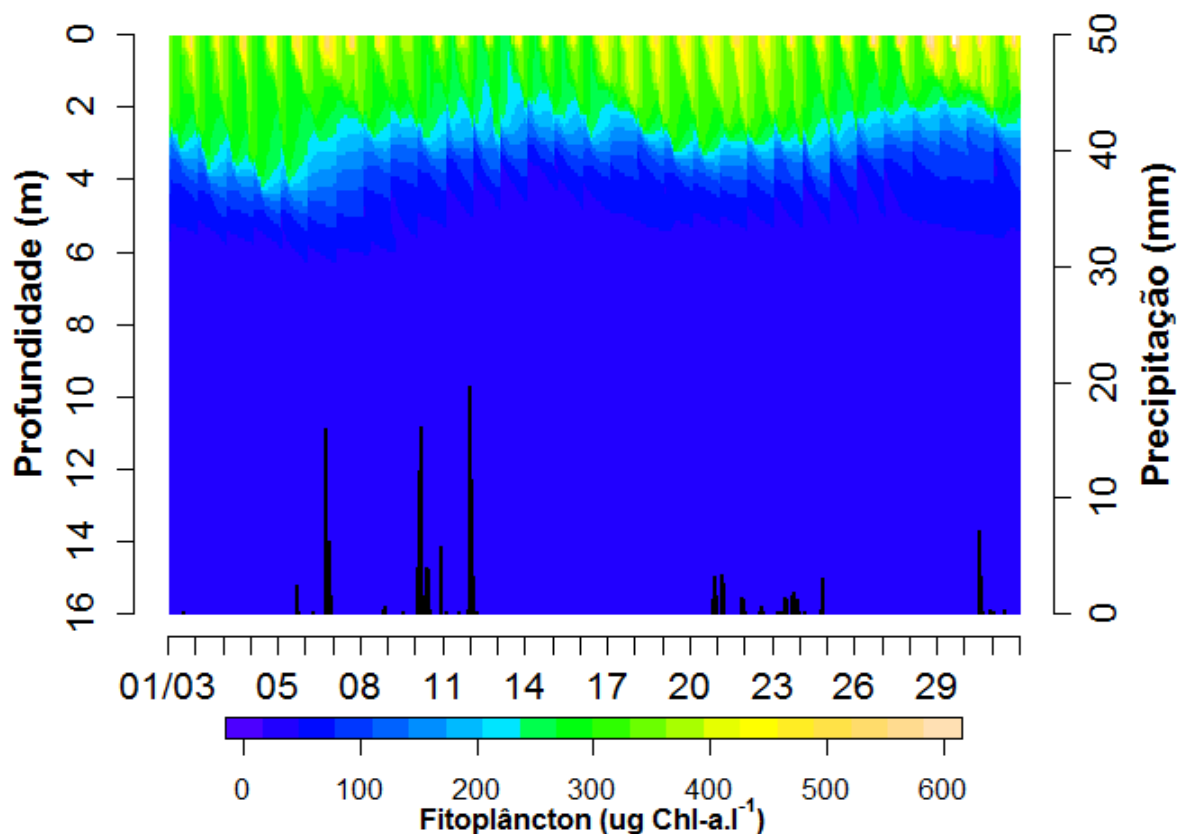


Figura 6.19 - Biomassa do fitoplâncton simulada no mês de março de 2015

De forma análoga ao comportamento demonstrado para o mês de fevereiro, a biomassa fitoplanctônica sofreu variações na sua profundidade de ocorrência com os eventos chuvosos, chegando a variar de 4 m para 2 m após os episódios chuvosos da Série 3.

Os eventos chuvosos ocorridos ao final do mês de março também ocasionaram a redução da ocorrência da biomassa fitoplanctônica, deste modo, a variação da zona eufótica e de mistura, com a profundidade desta última sendo reduzida com a entrada das águas com temperaturas menores advindas das vazões de entrada dos episódios chuvosos.

6.3.4 Série 4

A Série 4 se situa na transição dos períodos chuvoso e seco, entre os meses de março e abril e é composta por duas sequências de episódios de precipitação menores. A primeira ocorre entre os dias 30 de março a 1 de abril, com intensidade máxima de $7,2 \text{ mm.h}^{-1}$ e total precipitado de $23,2 \text{ mm}$, já a segunda ocorre nos dias 5 e 6 de abril, com intensidade máxima de $8,2 \text{ mm.h}^{-1}$ e total precipitado de 16 mm . A Figura 6.20 contém as variáveis analisadas:

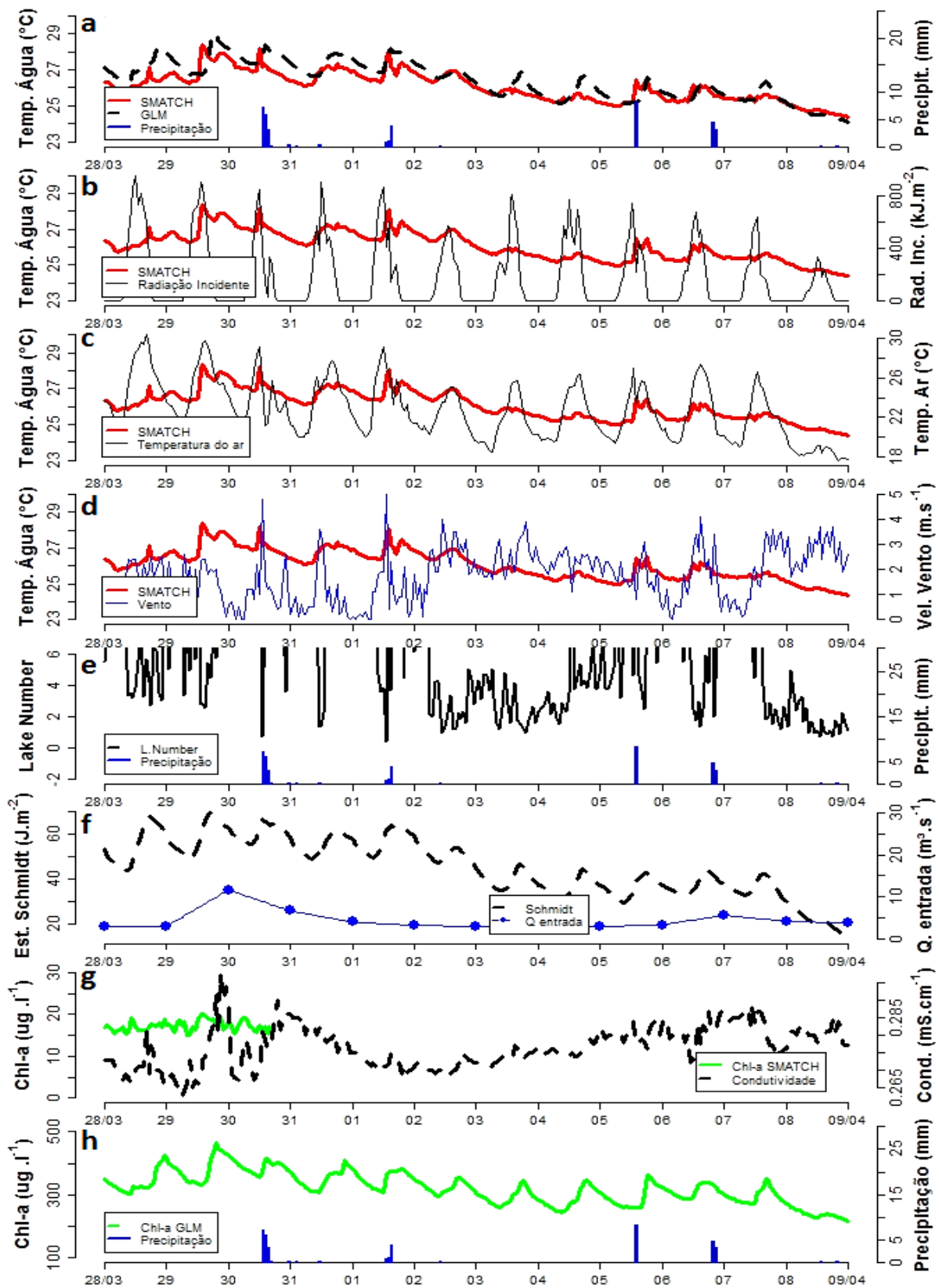


Figura 6.20 - Série 4 de 28 de março a 9 de abril de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada ($^{\circ}\text{C}$); b) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); d) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

A temperatura da água superficial seguiu a tendência de redução das temperaturas do ar e dos níveis de radiação solar incidente, demonstrando uma tendência de queda por toda a Série 4, atingindo o menor valor médio diário no último dia da série (dia 08) com 24,74 °C.

Com relação aos primeiros episódios de precipitação ocorridos entre dias 30 de março a 01 de abril, ocorreu a redução da temperatura superficial média diária da água, passando de 27,1 °C no dia anterior aos eventos (dia 29) para 26,6 °C no dia posterior aos mesmos (dia 2). Já na segunda sequência de episódios de precipitação (dias 05 e 06 de abril), a média diária da temperatura superficial da água se manteve muito similar, sendo no dia anterior (dia 4) de 25,4 °C e no dia posterior (dia 7) de 25,4 °C.

Após a primeira sequência de precipitações (dias 02 e 04), nota-se menores valores da radiação solar incidente e das temperaturas do ar ocorrendo juntamente com o aumento na velocidade média dos ventos, que atingiu o maior valor médio diário no dia 03 de abril, com 2,41 m.s⁻¹. Contudo, as maiores velocidades foram registradas durante a primeira sequência de precipitações, sendo de 4,8 m.s⁻¹ no dia 30 de março e 5,0 m.s⁻¹ no dia 01 de abril.

A Estabilidade de Schmidt passou a decair a partir do início da primeira sequência de episódios de precipitação (dia 30), se mantendo estável até o término da mesma (dia 02). A partir daí passou a acompanhar a tendência da temperatura superficial da água, se reduzindo e passando do valor médio de 51,2 kJ.m⁻² no dia 02 de abril para 36,8 kJ.m⁻² no dia 04 de abril, se mantendo estável durante os episódios chuvosos ocorridos nos dias 05 e 06 de abril.

O Número do Lago demonstrou um comportamento similar à Estabilidade de Schimidt, decaindo principalmente nos dias sem a ocorrência de eventos chuvosos. Todavia, nos dias com precipitações o mesmo demonstrou forte oscilação, exibindo os menores valores de 0,74 no dia 30 de março e de 0,35 no dia 01 de abril, durante os picos de velocidade do vento.

A Chl-a simulada demonstrou o mesmo comportamento estável das concentrações de Chl-a mensuradas pela boia enquanto o sensor se encontrava funcionando. Após o início das precipitações da Série 4, ocorreu a diminuição gradativa dos valores médios diários da Chl-a simulada, passando do maior valor médio diário de 383,3 µg Chl.l⁻¹ antes das precipitações (dia 29) para o menor valor médio diário de 213,9 µg Chl.l⁻¹ ao final da série (dia 08).

A condutividade superficial apresentou oscilação no início da série e durante a primeira sequência de precipitações, acompanhando os picos de temperatura superficial da água. Após

o término da primeira sequência (dia 30), a condutividade permaneceu em queda por dois dias, atingindo o valor médio diário de 271 mS.cm^{-1} no dia 02 de abril. A partir daí passou a aumentar, atingindo o valor médio diário de $0,280 \text{ mS.cm}^{-1}$ no final da série no dia 08.

A Figura 6.21 contém os perfis da coluna d'água amostrados no dia 26/03/2015, em 4 dias antes do início da primeira sequência de precipitações, e no dia 16/04/2015, em 10 dias após o término da segunda sequência, quando não ocorreram precipitações maiores que 0,2 mm:

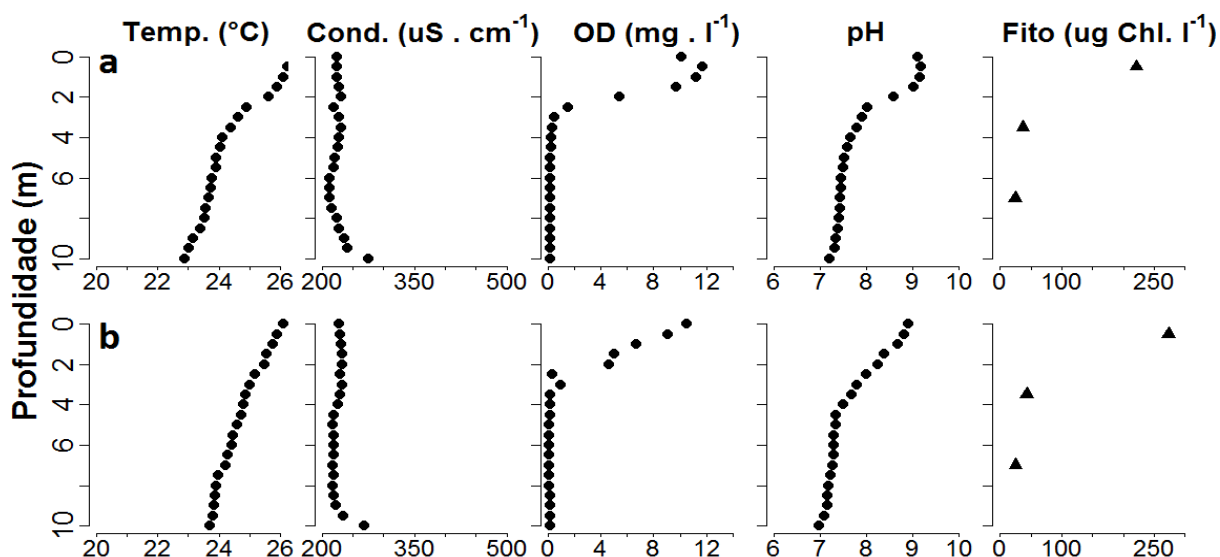


Figura 6.21 - Perfis da coluna d'água amostrados em 26/03/2015 (a) e 16/04/2015 (b).

A temperatura da água se reduziu entre as amostragens, passando do valor médio de $26,7 \text{ }^\circ\text{C}$ e diferença máxima observada pelo perfil de $2,4 \text{ }^\circ\text{C}$ (26 de março) para a média de $23,8 \text{ }^\circ\text{C}$ e diferença máxima observada pelo perfil de $1,1 \text{ }^\circ\text{C}$ (16 de abril). Já a condutividade apresentou tendência inversa, com o valor médio pelo perfil variando de 226 mS.cm^{-1} para 249 mS.cm^{-1} .

As concentrações de OD na superfície variaram entre os valores máximos de $10,5 \text{ mg.l}^{-1}$ e $9,51 \text{ mg.l}^{-1}$, existindo em ambas as campanhas em até 2 m de profundidade. De forma análoga, a concentração superficial de Chl-a demonstrou uma redução, passando de $273,9 \mu\text{g Chl.a.l}^{-1}$ para $216,4 \mu\text{g Chl.a.l}^{-1}$ nas campanhas. A profundidade do disco de Secchi (não demonstrada nos gráficos) se manteve estável, com seu valor variando de 21 cm para 20 cm.

6.3.5 Série 5

A Série 5 se inicia no dia anterior à amostragem de campo realizada no dia 16 de abril, e contém episódios de precipitação iniciados na noite do dia 21 e terminados ao fim do dia 23 de abril. Durante os episódios, a maior intensidade de precipitação atingida foi 13 mm.h^{-1} e o total precipitado foi de 36 mm. A Figura 6.22 contém as variáveis analisadas:

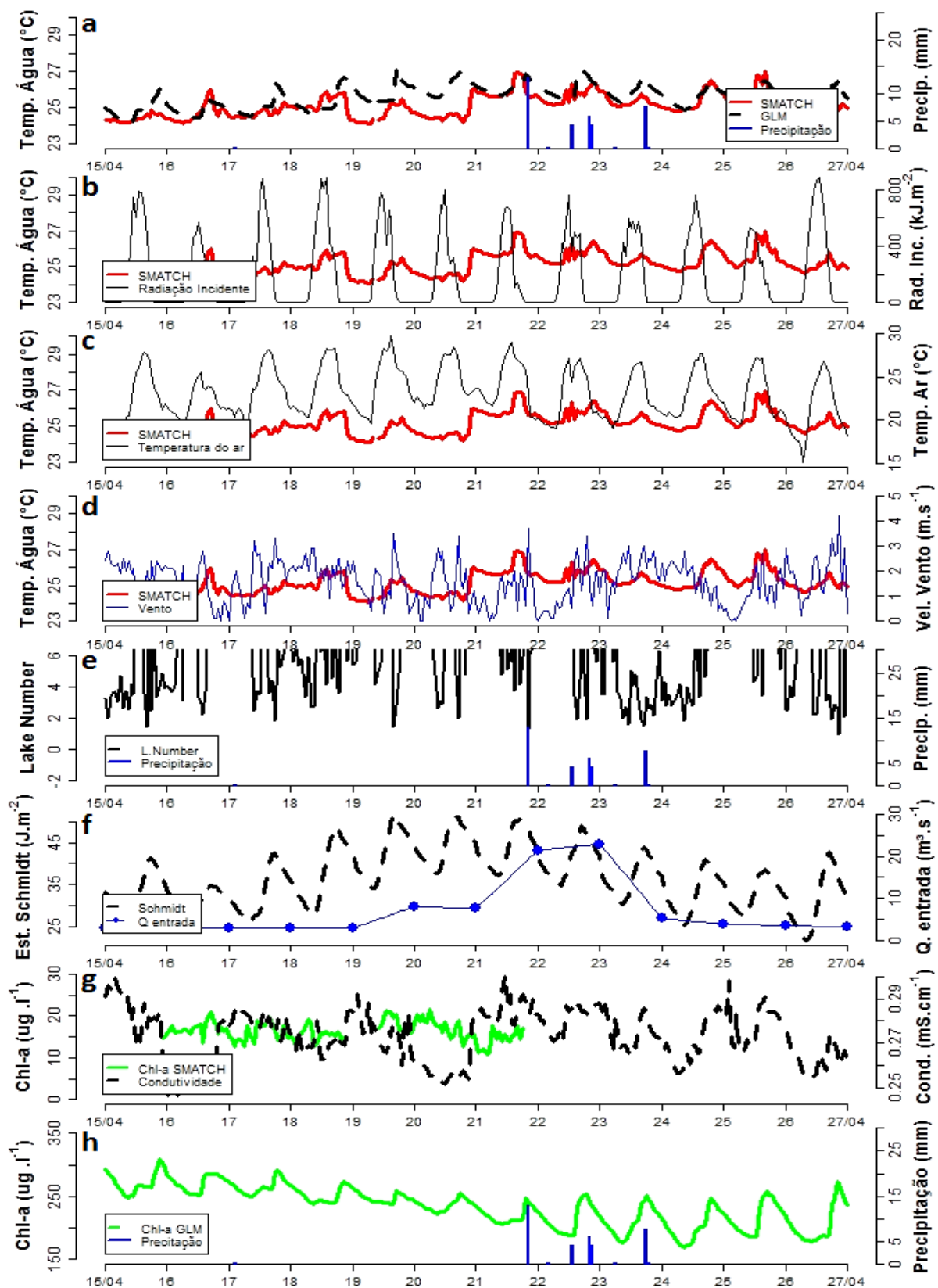


Figura 6.22 – Série 5, de 15 a 27 de abril de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada ($^{\circ}\text{C}$); b) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); d) temperatura da água mensurada pela boia ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

Ao contrário da Série 4, temperatura superficial da água mensurada pela boia demonstrou uma tendência de aumento, acompanhando a temperatura do ar e a radiação solar incidente, até a chegada dos episódios chuvosos no dia 21 de abril. A partir deste ponto, se manteve em leve declínio, sendo possível perceber conjuntamente menores valores da radiação solar incidente e das temperaturas do ar em relação aos dias anteriores às precipitações.

No primeiro dia de precipitações (dia 21 de abril) a média diária da temperatura superficial da água foi de 25,90 °C, sendo as precipitações iniciadas no período noturno. Após o término das mesmas (dia 24 de abril), a temperatura superficial média da água foi de 25,32 °C.

A velocidade dos ventos apresentou o valor médio diário de 1,6m.s⁻¹ nos três dias anteriores aos eventos (dias 18 a 20), e o valor médio diário de 1,4 m.s⁻¹ nos três dias de ocorrência das precipitações (dia 21 a 23). O valor de pico ocorreu juntamente na noite do início das precipitações (dia 21 de abril), com a maior velocidade horária de 3,7 m.s⁻¹.

A Estabilidade de Schmidt apresentou tendência de aumento até o dia anterior aos eventos (20 de abril), atingindo o valor médio diário de 44,40 J.m⁻² e decaindo a partir de então. A mesma obteve seu menor valor em dois dias após os eventos chuvosos (dia 25 de abril), apresentando 32,88 J.m⁻², e voltando a aumentar a partir deste ponto. Na Série 5 é possível observar um comportamento antagônico entre a estabilidade térmica e as vazões de entrada no reservatório.

O Número do Lago obteve valores menores que a unidade por 6 vezes entre os dias chuvosos com o aumento da velocidade dos ventos (dias 23 e 24), apresentando o menor valor de 0,87.

A condutividade superficial sofreu uma redução com os eventos chuvosos, passando do valor médio diário de 285 µS.cm⁻¹ no dia 21 de abril para 270 µS.cm⁻¹ no dia 24 de abril. Durante a Série 5, a condutividade superficial variou entre 245 µS.cm⁻¹ e 301 µS.cm⁻¹, demonstrando oscilações mais recorrentes a partir do dia 18 de abril, antes dos eventos de precipitação.

A Chl-a mensurada pela boia manteve um valor constante enquanto o sensor se encontrava em funcionamento, apresentando menor amplitude de variações horárias em comparação com as séries anteriores. Já a Chl-a simulada demonstrou tendência de queda pela Série 5, continuando a reduzir, de forma menos acentuada, durante os episódios de precipitação. A mesma apresentou a concentração superficial média diária de 236,1 µg Chl.l⁻¹ no dia anterior aos eventos chuvosos (dia 20) para 200,7 µg Chl.l⁻¹ no dia posterior aos mesmos (dia 24).

A Figura 6.23 contém o perfil térmico simulado no mês de abril de 2015, com a Série 4 situada em seu início (dias 01 a 17) e a Série 5 ao seu final (dias 21 a 23):

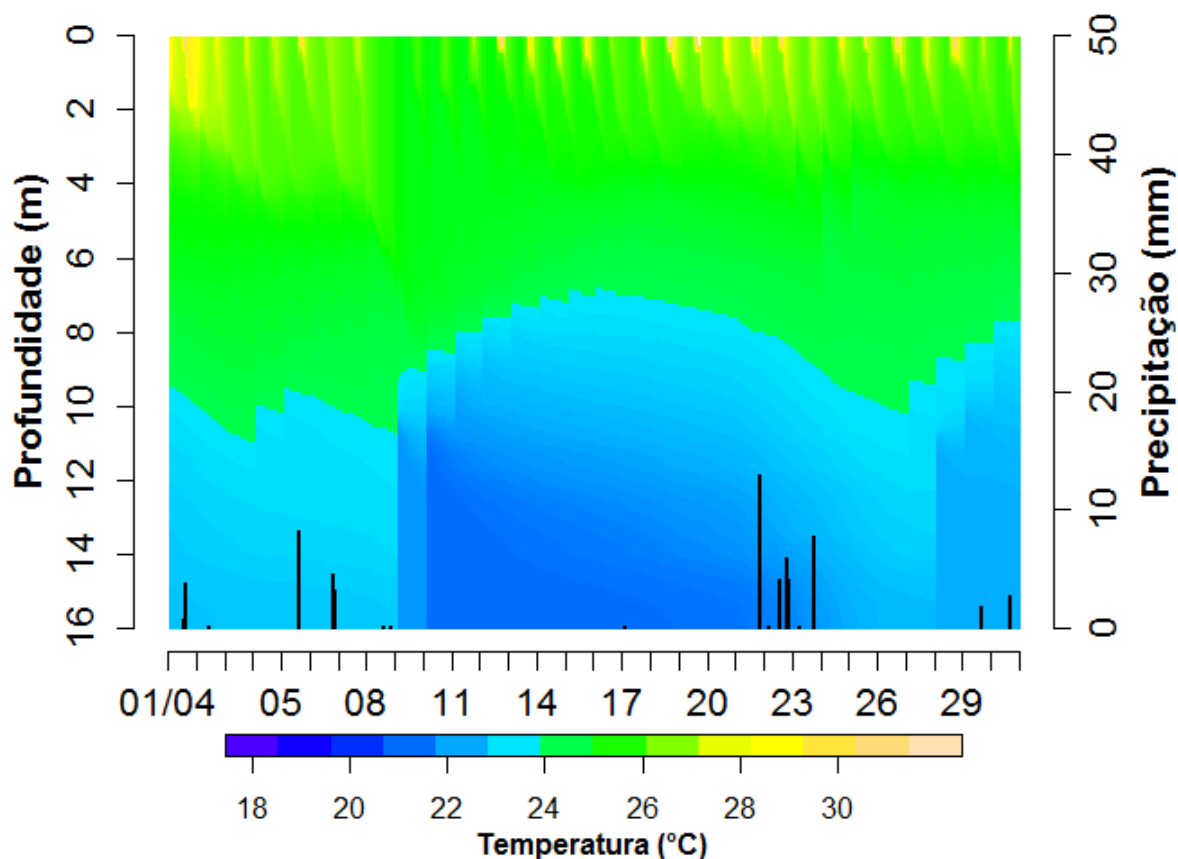


Figura 6.23 - Perfil térmico simulado durante o mês de abril de 2015

A amostragem de campo realizada ao início da Série 5, no dia 16 de abril, demonstra que as temperaturas simuladas pelo modelo possuem maiores erros a partir de 5,0 m de profundidade, a partir do qual o perfil amostrado em campo demonstrou temperaturas contínuas até fundo (a profundidade do ponto amostrado é de 10 m). No caso, as temperaturas simuladas continuaram a decair a partir desta profundidade, no entanto, é importante considerar que o modelo simula um ponto contendo a profundidade máxima do reservatório, da ordem de 16 m.

Percebe-se a redução das temperaturas do hipolímnio entre os dias 09 e 15 de abril, no qual as vazões de entrada foram pouco superiores ou iguais às vazões de base (média de $2,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Entretanto, esses dias foram marcados por baixas temperaturas do ar, fazendo com que as temperaturas simuladas para as vazões de entrada fossem menores.

Seguindo a tendência, os primeiros eventos chuvosos da Série 5 (dias 21 a 23) não ocasionaram uma redução das temperaturas do hipolímnio, com as mesmas apresentando tendência de queda a partir do dia 27 de abril, o qual conteve uma vazão de entrada similar à

vazão de base ($3,1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), contudo com uma temperatura menor de $21,4 \text{ }^\circ\text{C}$. Em comparação, os primeiros eventos chuvosos da Série 5 produziram à vazão diária de $21,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (dia 23), contudo com a temperatura maior de $23,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Entretanto, não se pode descartar a importância dos eventos ocorridos para a redução posterior observada nas temperaturas do hipolímnio.

A Figura 6.24 contém a biomassa fitoplanctônica simulada no mês de abril de 2015, contendo a Série 4 ao seu início (dias 01 a 17) e a Série 5 ao seu final (dias 21 a 23):

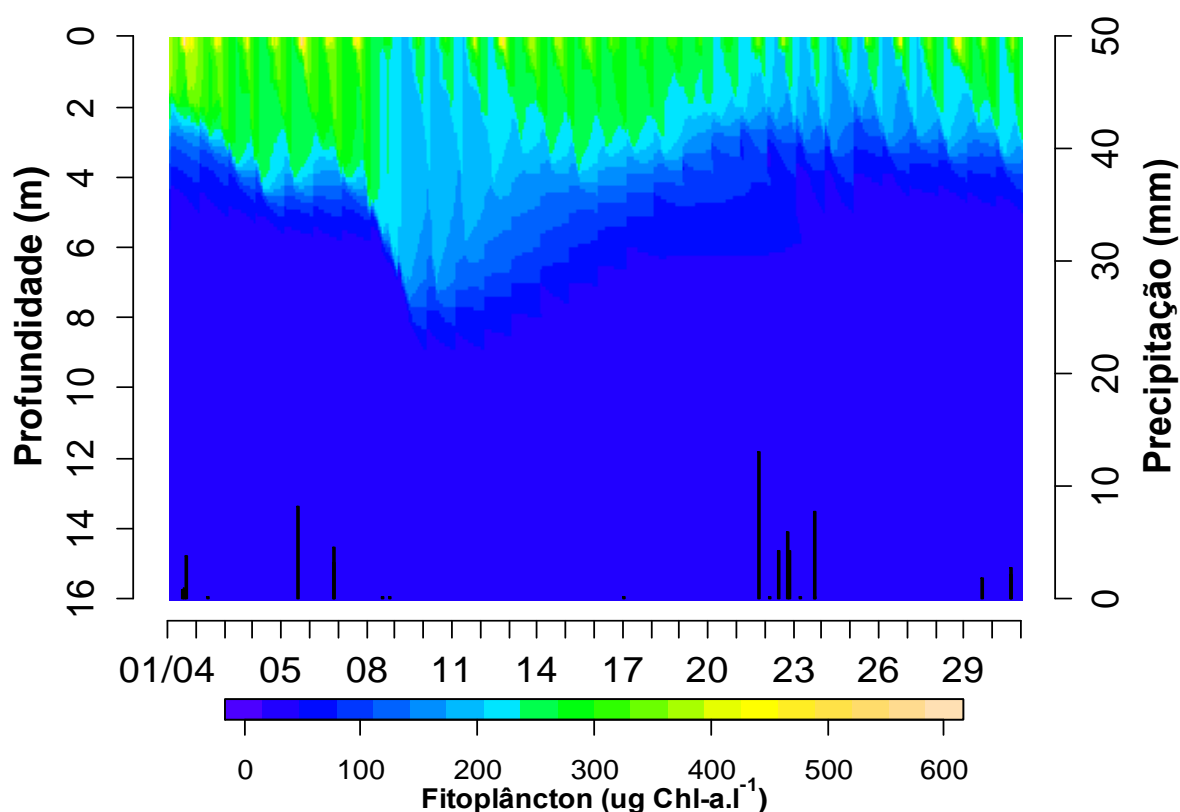


Figura 6.24 - Biomassa do fitoplâncton no mês de abril simulada pelo GLM-AED

Percebe-se a diminuição da biomassa do fitoplâncton e o aumento da sua profundidade nos dias de precipitações ao início do mês (dias 05 e 07), sendo seguido por uma forte redução da biomassa em um momento com tendência de diminuição das temperaturas superficiais (Série 4). Nos dias de ocorrência das precipitações da Série 5 (dias 21 a 23), a mesma novamente se encontrava com tendência de queda, sendo ocasionada a redução da sua biomassa e da sua profundidade de ocorrência com o advento dos eventos chuvosos.

6.3.6 Série 6

A Série 6 se situa no início do mês de maio, e possui uma sequência de precipitações com dois dias de ocorrência. A série contém um episódio de precipitação menor no dia 05 de abril e outro de maior magnitude na noite do dia 06 de abril, com 50 mm precipitados em 7 horas, atingindo o pico de 31 mm.h^{-1} . A Figura 6.26 contém as variáveis analisadas:

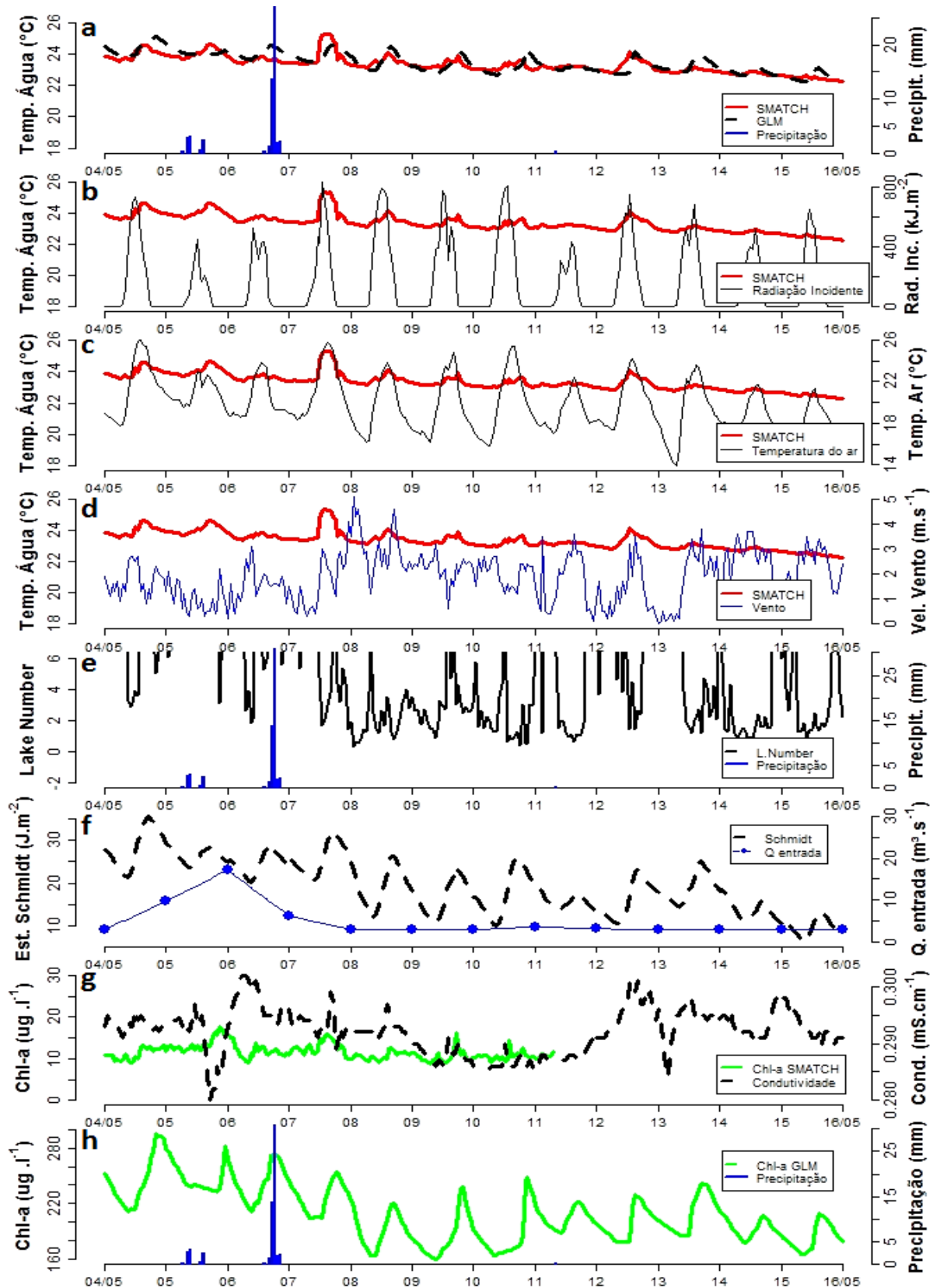


Figura 6.25 - Série 6 de 04 a 16 de maio de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

É possível notar o declínio constante da temperatura superficial da água mensurada pela boia, caracterizando a chegada dos meses mais frios do ano. Nos dias de ocorrência dos eventos (dias 05 e 06) ocorreu a redução dos níveis de radiação solar incidente e temperaturas do ar em comparação aos dias anteriores, e a temperatura superficial da água manteve a tendência de queda, com sua média diária se reduzindo de 23,98 °C (dia 04) para 23,61 °C (dia 06).

Percebe-se que no dia após os eventos chuvosos (dia 07) a temperatura superficial da água apresentou um aumento dos seus valores, acompanhando a elevação da temperatura do ar e da radiação solar incidente. A mesma atingiu um valor máximo horário superior aos dias anteriores, da ordem de 25,31 °C e obteve o valor superficial médio diário de 23,94 °C.

No dia anterior (dia 04) e nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos (dias 05 e 06), o vento obteve velocidades inferiores aos demais dias da Série 6, sendo seu valor médio diário de 1,43 m.s⁻¹. A partir daí passou a demonstrar um aumento das velocidades, atingindo o valor médio diário de 2,28 m.s⁻¹ nos três dias subsequentes às precipitações (dias 07 a 10).

Ocorreu a redução da estabilidade térmica do reservatório após as precipitações, com a Estabilidade de Schmidt declinando e se mantendo em um patamar inferior durante todo o restante da série. Foram obtidos os valores médios diários de 46,12 e 43,71 J.m⁻² nos dias dos eventos de precipitação (dias 05 e 06), e o menor valor médio diário encontrado no último dia da série (dia 26), sendo de 9,72 J.m⁻², indicando a propensão do reservatório à ocorrência de mistura com a chegada do período frio do ano.

O Número do Lago apresentou os menores valores nos dias de maior ocorrência do vento após as precipitações (dias 07 a 10), atingindo valores menores que a unidade por 85 vezes e o menor valor horário de 0,17 após o dia 07 de maio.

A condutividade superficial apresentou a maior oscilação com as precipitações menores do dia 05 de maio, variando de 280 mS.cm⁻¹ para 300 mS.cm⁻¹. Este é provavelmente um efeito da boia, já que sua profundidade variou (dados não demonstrados), sendo também refletido nos níveis da Chl-a mensurados. Já com as precipitações mais intensas do dia 06, a condutividade superficial demonstrou tendência de queda, permanecendo em declínio por três dias após o término das precipitações, atingindo o valor médio diário de 287 mS.cm⁻¹ (dia 10).

A Chl-a mensurada pela boia não demonstrou redução dos valores médios diários com os eventos, variando entre 11,14 $\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ no dia anterior aos mesmos (04 de maio) para 12,71 $\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ no dia posterior (07 de maio). Entretanto, nestes dias a biomassa do fitoplâncton simulada demonstrou uma redução dos valores médios diários, passando de 244,4 $\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ para 227,08 $\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$, decaindo até 192,66 $\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ no dia 08 de maio.

A Figura 6.27 contém os perfis da coluna d'água amostrados no dia 16/04/2015 e no dia 21/05/2015, em 15 dias após o término dos eventos chuvosos da Série 6 (dias 5 e 6 de maio):

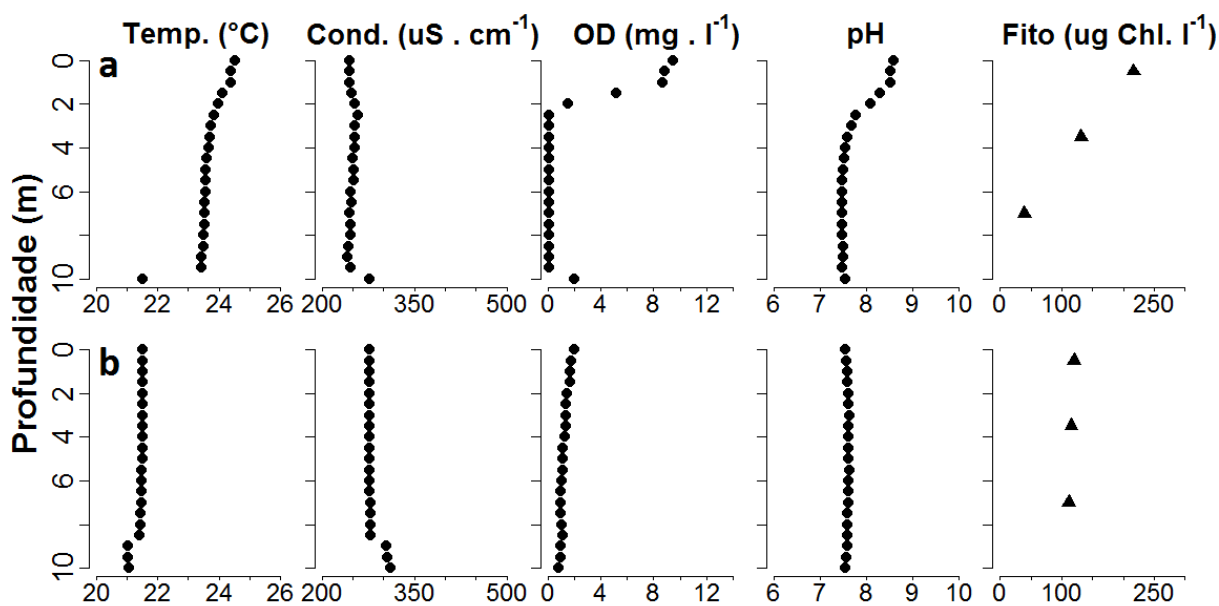


Figura 6.26 - Perfis da coluna d'água amostrados em 16/04/2015 e 21/05/2015.

A amostragem do dia 21 de maio contém diversos sinais de uma desestratificação térmica que ocorreu muito recentemente. Todos os parâmetros analisados são homogêneos pelo perfil, e de fato as medições realizadas nesta amostragem são as únicas em todo o período de estudo (2012-2015) em que é notada claramente a presença de oxigênio dissolvido até o fundo do reservatório, apresentando a concentração de 0,84 mg.l^{-1} em 10 m de profundidade.

Percebe-se a diminuição da temperatura da água pelo perfil de profundidades, com o valor médio de 23,75 °C na amostragem de 16 de abril e o valor de 21,42 °C na amostragem de 21 de maio. A profundidade do disco de Secchi (não demonstrada nos gráficos) aumentou entre as amostragens, variando de 20 cm para 30 cm, e as concentrações de Chl-a foram as menores obtidas durante o ano de 2015, sendo de 120,2 $\mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$.

A Figura 6.28 contém o perfil térmico simulado no mês de maio de 2015, sendo possível perceber o primeiro registro de ruptura da estrutura térmica do reservatório:

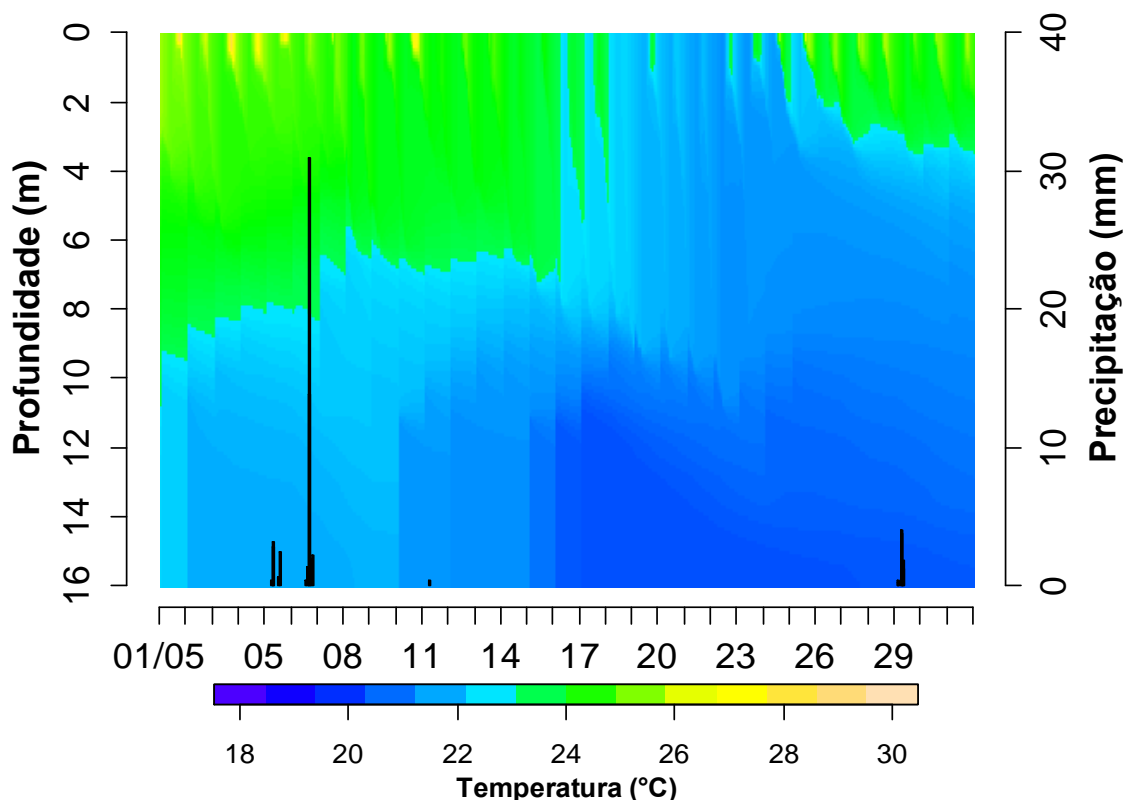


Figura 6.27 – Perfil térmico simulado durante o mês de maio de 2015.

A desestratificação térmica simulada ocorreu próximo ao dia 20 de maio, com o primeiro registro da Estabilidade de Schmidt apresentando valores nulos às 06:00 h deste dia.

A Figura 6.29 contém as concentrações de Chl-a em profundidade da amostragem de 21 maio (linha tracejada) em relação às concentrações de outras amostragens do ano de 2015. As concentrações superficiais de Chl-a se reduziram de 216,4 $\mu\text{g} \cdot \text{Chl-a} \cdot \text{l}^{-1}$ para 120,2 $\mu\text{g} \cdot \text{Chl-a} \cdot \text{l}^{-1}$.

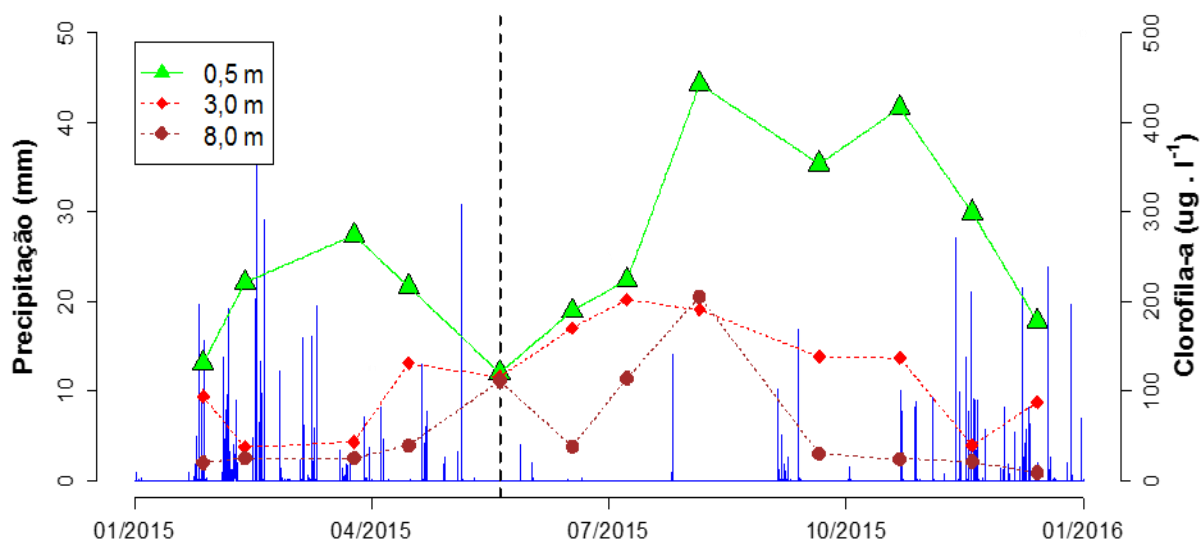


Figura 6.28 – Concentrações de Clorofila-a mensuradas em laboratório no ano de 2015, com destaque para a amostragem realizada em 21/05.

Percebe-se que os valores de Chl-a são idênticos por todo o perfil, sugerindo a mistura da massa d'água devido à desestratificação térmica que ocorreu. Na amostragem de 16 de abril, a profundidade do disco de Secchi foi de 20 cm, aumentando para 30 cm em 21 de maio.

Na amostragem de 21 de maio foi realizada uma limpeza nos sensores da boia, e os valores mensurados de Chl-a passaram a demonstrar um comportamento distinto, atingindo valores elevados similares aos existentes em fevereiro na Série 1. Essa elevação súbita das concentrações não condiz com os dados mensurados em laboratório, sendo a análise que produziu os menores valores de Chl-a no ano de 2015, tampouco com as simulações realizadas pelo modelo. A Figura 6.30 contém o comportamento destas variáveis em 2015:

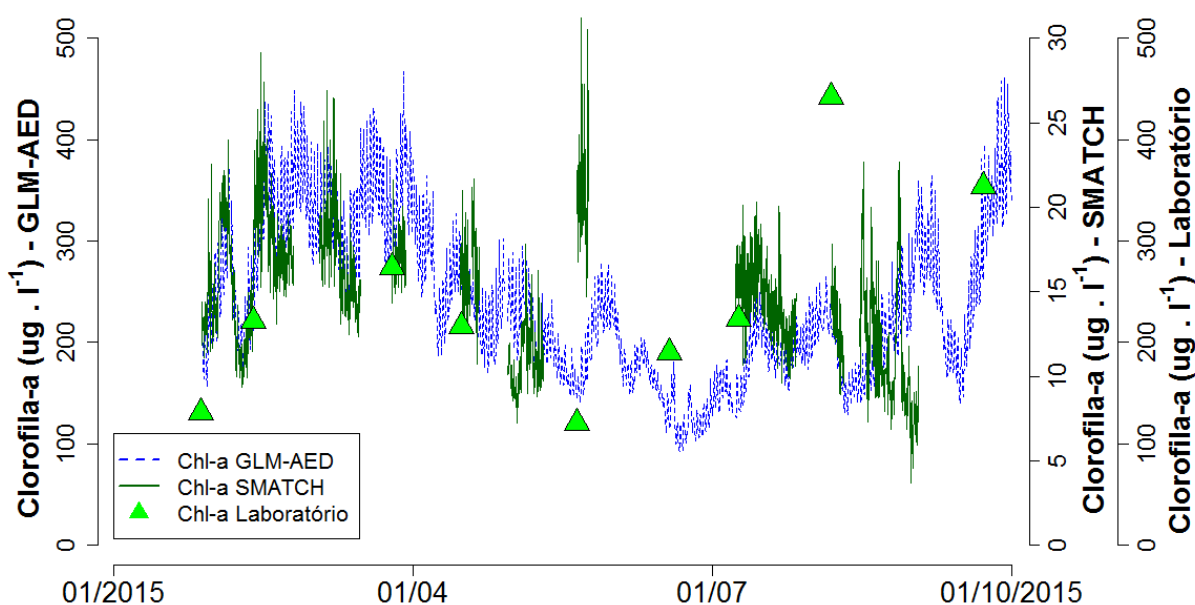


Figura 6.29 – Variação da Clorofila-a mensurada pela boia SMATCH, em laboratório e simulada pelo GLM-AED durante o ano de 2015

É possível notar que a biomassa simulada apresentou queda constante até a data da amostragem de campo do dia 21 de maio, se elevando nos dias posteriores. Já os valores mensurados pela boia demonstraram uma oscilação, sempre bem mais elevados que quase todas as outras medições.

6.3.7 Série 7

A Série 7 contém um episódio de precipitação isolado na estação seca, na noite do dia 27 de julho, com intensidade máxima de $14,2 \text{ mm.h}^{-1}$ e total precipitado de 15,2 mm. O mesmo ocorreu após 35 dias do total precipitado de 0,6 mm (dia 22 de junho) e após 54 dias do total precipitado de 2 mm (dia 03 de junho). A Figura 6.31 contém as variáveis analisadas na série:

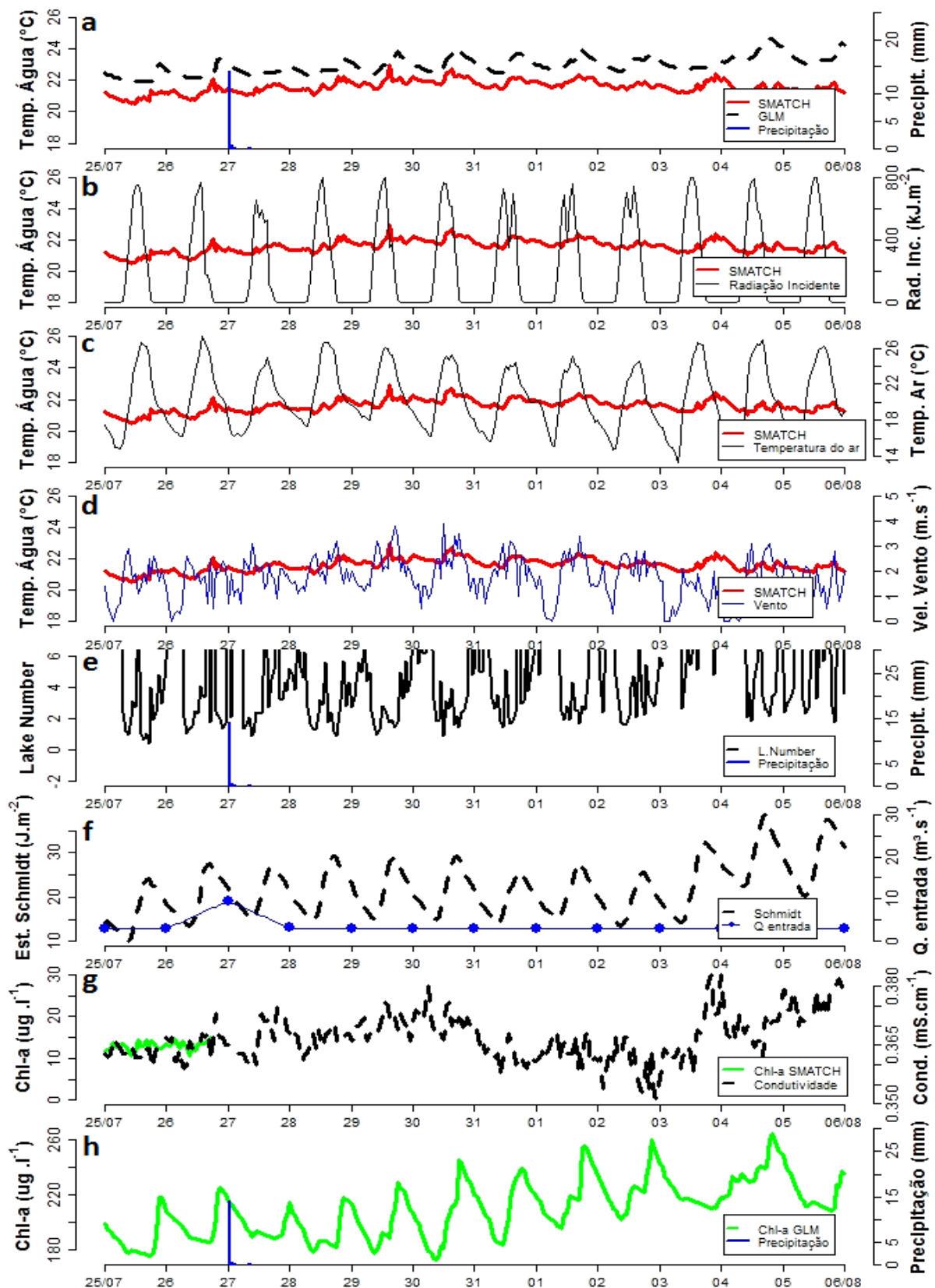


Figura 6.30 - Série 7, de 25 de julho a 06 agosto de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

A temperatura superficial da água mensurada pela boia apresentou uma tendência de aumento no decorrer da série, passando a declinar a partir do dia 30 de julho. O episódio de precipitação isolado na noite do dia 26 de julho não ocasionou a redução da média da temperatura superficial da água de forma duradoura, sendo a mesma no dia anterior ao evento (26 de julho) de 21,22 °C e a obtida em um dia posterior ao mesmo (28 de julho) de 21,57 °C.

Os ventos registraram a velocidade média diária de 1,48 m.s⁻¹ no dia de ocorrência da precipitação (26 de julho), passando a aumentar nos dias posteriores, obtendo nos dias 30 e 31 de julho o valor médio diário de 2,01 m.s⁻¹.

A Estabilidade de Schmidt se manteve constante durante a ocorrência das precipitações e até o dia 03 de agosto, com valores diários médios em torno de 20,00 J.m⁻², quando passou a aumentar de forma acentuada com o aumento da incidência da radiação solar e maiores temperaturas do ar. A mesma alcançou o valor médio diário de 29,29 J.m⁻² no dia 04 de agosto, sendo também possível perceber a elevação conjunta do Número do Lago.

O Número do Lago demonstrou oscilação maior que nas séries anteriores, e atingiu valores menores que a unidade por 40 vezes durante a série, com o menor valor de 0,21 em dia anterior às precipitações (25 de julho).

A condutividade superficial apresentava uma tendência de aumento, passando a aumentar de forma mais acentuada após os episódios chuvosos que ocorreram na madrugada do dia 26 de julho, atingindo o maior valor em 30 de julho, com o valor médio diário de 371 mS.cm⁻¹. Em seguida, passou a decair, voltando a aumentar novamente a partir do dia 03 de agosto, juntamente com o acréscimo das temperaturas do ar e dos níveis de radiação solar incidente.

A Chl-a simulada apresentou uma redução temporária dos seus valores após a ocorrência do evento de precipitação do dia 27 de julho, passando a aumentar com grande intensidade a partir de então, atingindo o maior valor médio diário no dia 04 de agosto, com 236,67 µg Chl-a.l⁻¹.

A Figura 6.32 contém a amostragem mensal realizada em 09/07/2015, em 18 dias antes do episódio de precipitação e a amostragem realizada em 06/08/2015, em 11 dias após o episódio, quando foi encontrada a maior concentração de Chl-a amostrada do ano de 2015:

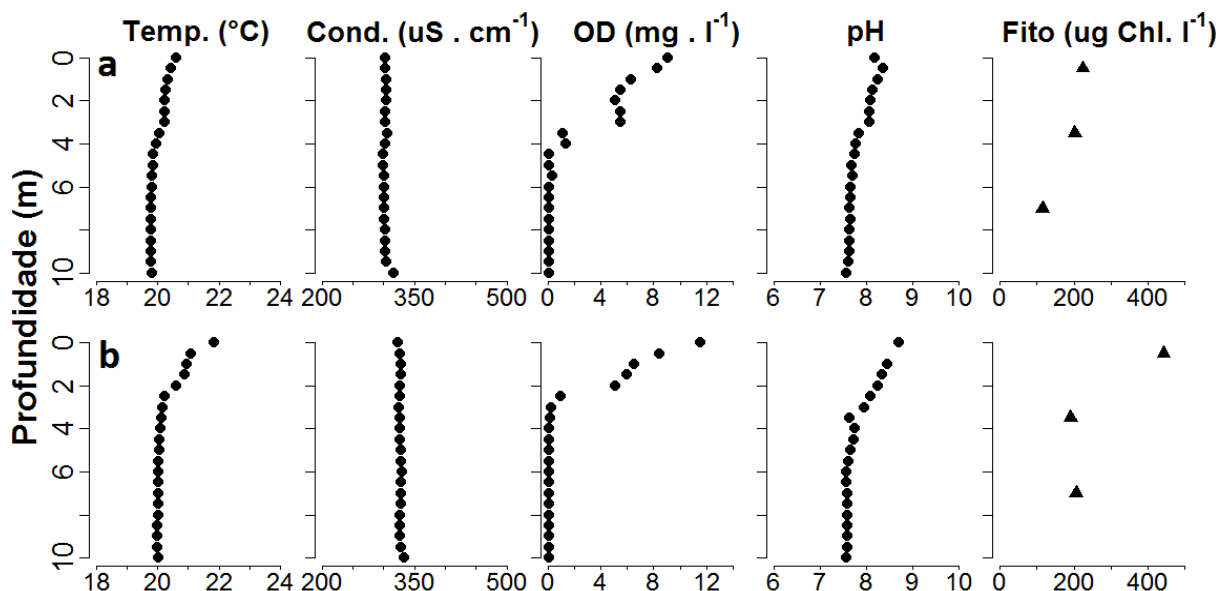


Figura 6.31 - Perfis da coluna d'água amostrados em 09/07/2015 (a) e 06/08/2015 (b).

Na amostragem de 09 de julho a temperatura da água se mostrou mais homogênea pelo perfil, com o valor médio de 20,03 °C e a diferença máxima entre a superfície e o fundo de 0,79 °C. Já na amostragem de 06 de agosto ocorreu um aumento do valor médio da temperatura pelo perfil (20,30 °C), assim como da diferença máxima entre a superfície e o fundo (1,83 °C).

Na campanha de campo de 06 de agosto foi percebida a maior concentração de Chl-a do ano de 2015, apresentando valores maiores que o dobro (442,44 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) dos mensurados na amostragem anterior do dia 09 de julho (223,75 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). É possível notar a existência de maiores concentrações de Chl-a em profundidade na amostragem de 09 de julho, e uma redução em profundidade e aumento em superfície das concentrações em 06 de agosto.

Na amostragem anterior (09 de julho), observa-se a concentração máxima de OD de 9,08 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, existindo em até 4 m de profundidade. Já na amostragem posterior (6 de agosto), percebe-se que a concentração máxima de oxigênio dissolvido aumentou para 11,50 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, existindo em até 2 m de profundidade. Seguindo a tendência, a profundidade do disco de Secchi (dados não demonstrados) quase foi reduzida à metade, com o valor de 30 cm na amostragem de 09 de julho e o valor de 17 cm na amostragem de 06 de agosto.

6.3.8 Série 8

A Série 8 se situa no início do mês de agosto e não contém episódios de precipitação, sendo possível analisar o comportamento do reservatório em um período com maiores velocidades do vento. A Figura 6.33 contém o comportamento das variáveis analisadas durante a série.

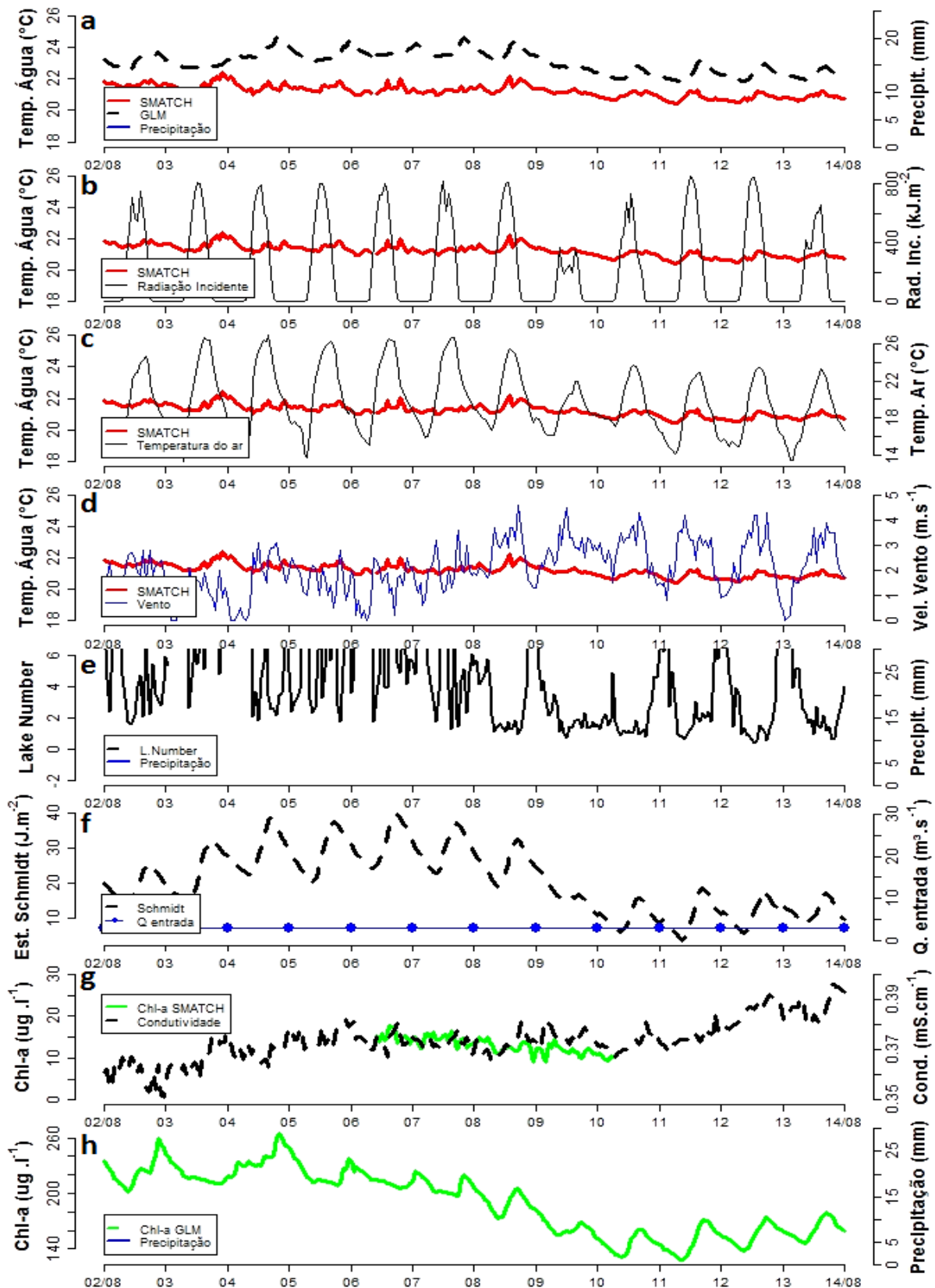


Figura 6.32 – Série 8, de 02 a 14 de agosto de 2015 a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

A temperatura superficial da água mensurada pela boia se manteve estável até o dia 08 de agosto, obtendo o valor médio diário de 21,5 °C. A partir daí, passou a decair conjuntamente com as temperaturas do ar e os níveis de radiação solar incidente, obtendo o valor médio diário de 20,9 °C no último dia da série (dia 13).

O dia 08 de agosto foi marcado por menores temperaturas do ar e níveis de radiação solar incidente, assim como o aumento da velocidade dos ventos. Entre os dias 02 e 06 de agosto, as velocidades do vento apresentavam o valor médio de 1,53 m.s⁻¹, elevando-se a partir do dia 07 de agosto, com seu valor médio diário ao final da série (dia 14) sendo de 2,59 m.s⁻¹.

Seguindo a tendência da temperatura superficial da água, a Estabilidade de Schmidt registrou o maior valor médio diário no dia 06 de agosto (31,13 J.m⁻²). Após o dia 07 de agosto passou a decair, atingindo o menor valor médio diário de 10,35 J.m⁻² (dia 10 de agosto).

O Número do Lago também passou a registrar valores menores a partir do dia 08 de agosto, possuindo valores menores que a unidade por 107 vezes até o fim do período.

A Chl-a simulada se mantinha constante, e passou a decair a partir do dia 05 de agosto, obtendo o valor superficial médio diário de 147,52 µg Chl-a.l⁻¹ no dia 11 de agosto.

Contudo, a condutividade superficial mensurada pela boia apresentou tendência inversa das variáveis sobreditas, passando a aumentar de forma constante a partir do dia 10 de agosto, atingindo o maior valor médio diário de 386 mS.cm⁻¹ no último dia da série (13 de agosto).

A distribuição mensal do vento no período de estudo se encontra na Figura 6.34.

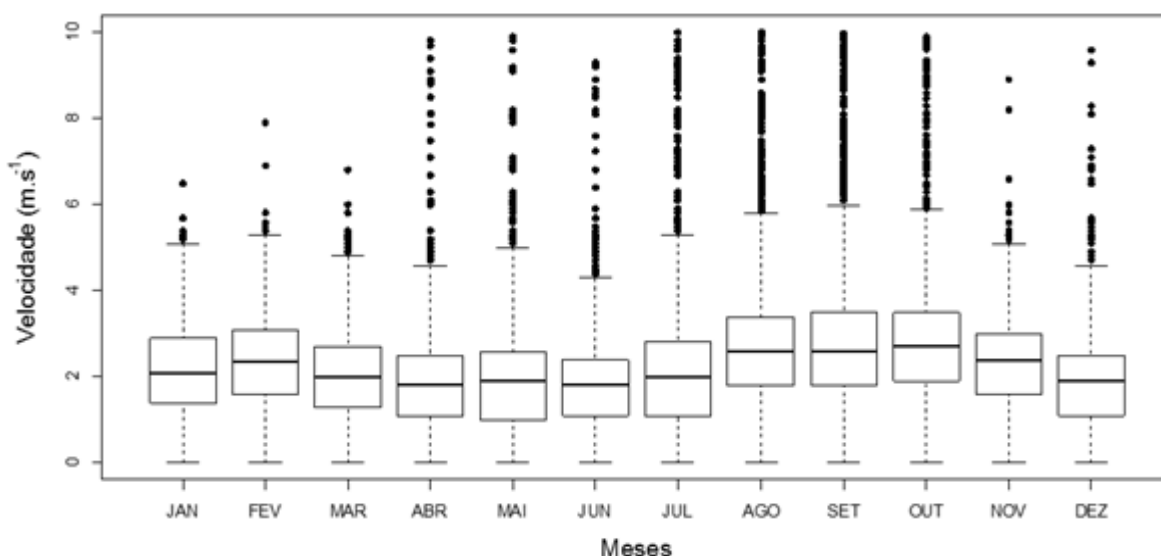


Figura 6.33 - Box-plot das velocidades mensais do vento entre 01/01/2012 e 01/01/2016.

É possível notar uma distribuição temporal desigual das velocidades do vento durante os anos de estudo. Percebe-se que as velocidades são menores no início da estação seca (abril a junho), e possuem os maiores valores ao final da estação seca e início do período chuvoso (agosto a outubro). Ao serem somadas as velocidades do vento encontradas para cada mês, o período compreendido entre agosto a outubro obteve aproximadamente 33% do total anual.

Além da distribuição temporal, também foi percebida uma distribuição espacial desigual da direção dos ventos no decorrer do ano, sendo que esta diferença se torna ainda mais acentuada no período entre agosto a outubro, cuja distribuição encontra-se disposta na Tabela 6.11.

Tabela 6.11 – Distribuição dos ventos em agosto a outubro no ano de 2015

Ângulo (°)	0 - 90	90 - 180	180 - 270	270 - 360
Σ Velocidades (m.s ⁻¹)	1740.7	3049.5	189.2	247.2
Porcentagem (%)	33,3	58,3	3,6	4,7

Dentro da amplitude de 0 a 90° encontra-se o maior Fetch existente no reservatório, em direção à barragem, e dentre a amplitude de 90° a 180° existe o maior Fetch para dois braços riverinos importantes, dos córregos Tijuco e Mergulhão. Ambos perfazem regiões rasas, com grande produtividade primária e acúmulo de matéria orgânica, sendo comumente observadas densas formações de fitoplâncton e aves a procura de alimento (observações pessoais).

Nesta época do ano, a temperatura da água superficial simulada foi sempre superestimada em relação à temperatura mensurada pela boia, fato previamente abordado na seção 6.2.1. Deste modo, de forma análoga à Série 7, não serão exibidos os perfis simulados na Série 8.

6.3.9 Série 9

A última série analisada se situa no mês de setembro e contém uma sequência de episódios de precipitação em seu início e um evento de precipitação isolado ao final. A sequência ocorreu entre os dias 05 a 09 de setembro, sendo composta por eventos intercalados com o total precipitado de 34,8 mm e intensidade máxima de 10,2 mm.h⁻¹. Já o evento isolado ocorreu no dia 13 de setembro, com o total precipitado de 20 mm e a intensidade máxima de 17 mm.h⁻¹. A Figura 6.35 contém o comportamento das variáveis analisadas.

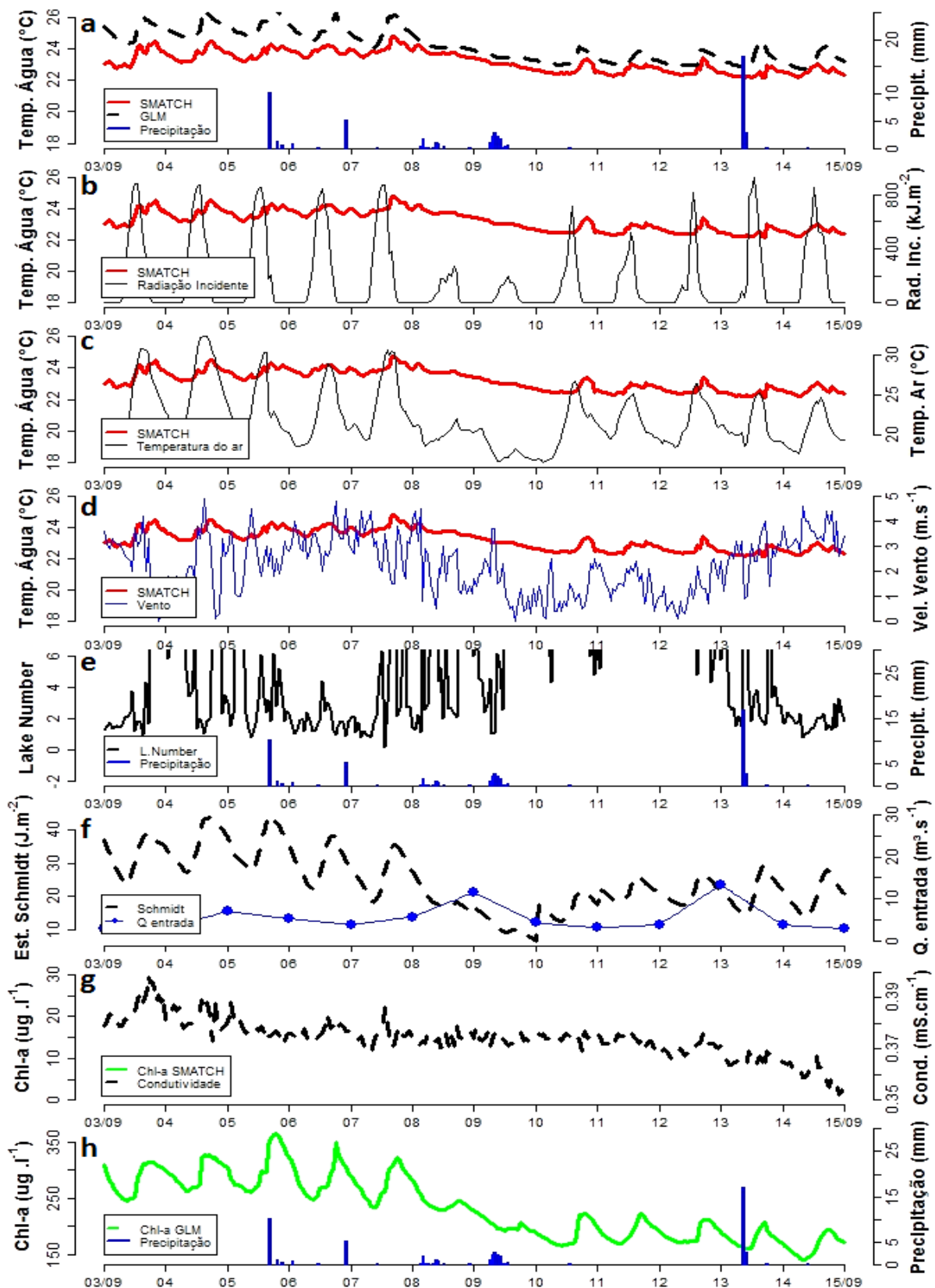


Figura 6.34 - Série 9, de 03 a 15 de setembro de 2015: a) precipitação (mm), temperatura da água mensurada pela boia e simulada (°C); b) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e radiação solar incidente (kJ.m^{-2}); c) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e temperatura do ar (°C); d) temperatura da água mensurada pela boia (°C) e velocidade do vento (m.s^{-1}); e) Lake Number e precipitação (mm); f) Estabilidade de Schmidt (J.m^{-2}) e vazão média diária de entrada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$); g) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) e condutividade (mS.cm^{-1}) mensuradas pela boia; h) Clorofila-a ($\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$) simulada e precipitação (mm).

A temperatura superficial da água mensurada pela boia se manteve constante no início da sequência de episódios de precipitação (dias 5 a 7) com o valor médio diário de 24,01 °C, passando a se reduzir em seu decorrer (dia 08), atingindo o valor médio diário de 21,6 °C no dia posterior aos eventos (dia 11). Este declínio esteve acompanhado de redução das temperaturas do ar, das radiações solares incidentes e das velocidades dos ventos.

Já o evento de precipitação isolado ao final da Série 9 não alterou o valor médio diário da temperatura superficial da água, sendo o mesmo mensurado em 22,6 °C no dia anterior ao evento (dia 12) e na ordem de 22,6 °C no dia posterior (dia 14). Durante o período frio e seco do ano de 2015 (abril a setembro), as temperaturas superficiais da água mensuradas pela boia variaram entre o valor mínimo de 19,1 °C e o máximo de 28,4 °C.

A velocidade dos ventos por vezes apresentou comportamentos contrários aos observados nas demais séries, aumentando nos primeiros dias da sequência de precipitações (dias 04 a 07), atingindo o valor médio diário de 2,7 m.s⁻¹. Ao final da sequência (dias 08 e 11), com a ocorrência de precipitações menores, seu valor diário médio foi de 1,57 m.s⁻¹. O aumento da velocidade dos ventos também ocorreu no episódio de precipitação isolado (dia 13), atingindo o valor diário médio de 2,58 m.s⁻¹, mantendo a tendência de aumento iniciada no dia anterior.

Percebe-se que o reservatório se apresentou com maior propensão à mistura que nas séries dos meses da estação chuvosa, com os valores da Estabilidade de Schmidt demonstrando declínio a partir do dia 05 de setembro, com a ocorrência do primeiro episódio de precipitação e as vazões de entrada no reservatório. A mesma chegou ao valor mínimo de 6,25 J.m⁻² às 00:00 h do dia 10 de setembro, quando foram computadas as vazões de entrada no reservatório.

Apesar da estabilidade térmica ter sido menor nos dias 08 e 09 de setembro, o Número do Lago não apresentou reduções importantes, em razão das velocidades dos ventos também diminuírem. Durante a Série 9, o mesmo apresentou valores inferiores a unidade por 11 vezes.

A condutividade superficial da água foi superior a das demais séries analisadas, contudo demonstrou tendência de queda no decorrer da Série 9. A mesma se manteve estável durante a os eventos chuvosos, diminuindo de forma mais expressiva com o episódio de precipitação isolado (dia 13), decaindo até o valor médio diário de 354 mS.cm⁻¹ no dia posterior.

A biomassa fitoplanctônica simulada demonstrou um comportamento similar à Estabilidade de Schmidt e a temperatura superficial da água, decaindo fortemente nos dias marcados por baixas temperaturas do ar e níveis de radiação solar incidente (dias 08 e 09 de setembro).

A Figura 6.40 contém os perfis da coluna d'água amostrados em 06/08/2015, ocorrida em um mês antes da sequência de precipitações do início da Série 9, e em 21/09/2015, em 8 dias após a ocorrência do evento de precipitação isolado:

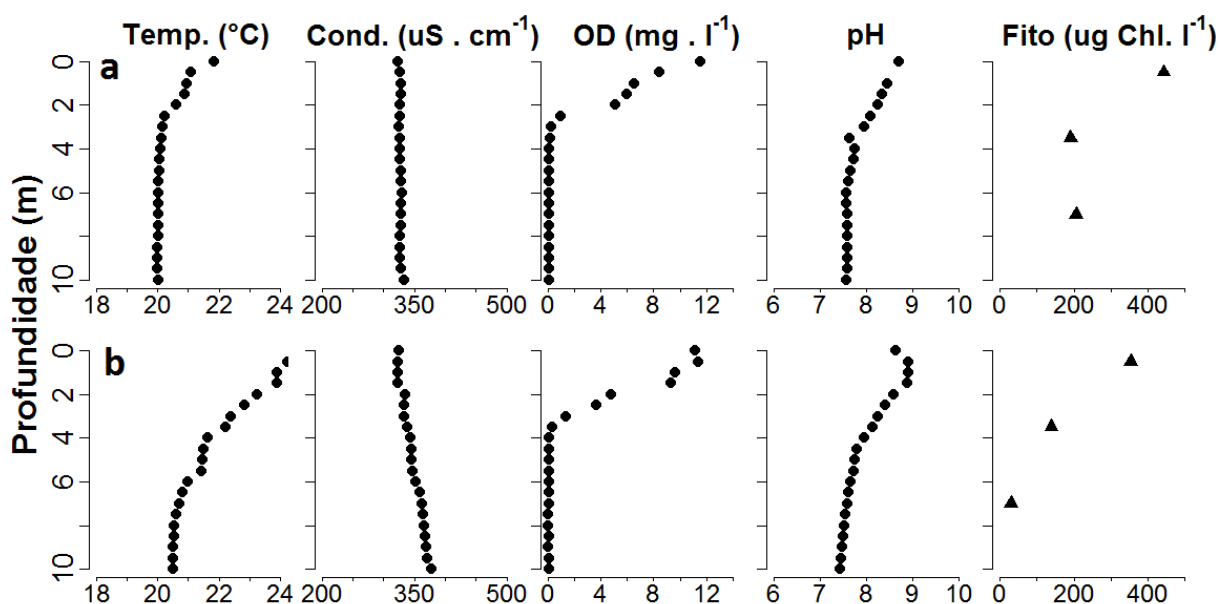


Figura 6.35 - Perfis da coluna d'água amostrados em 06/08/2015 (a) e 21/09/2015 (b).

Percebe-se o aumento das temperaturas pelo perfil da coluna d'água entre as amostragens, com a temperatura apresentando o valor médio de 20,3 °C e a diferença máxima entre a superfície e o fundo de 1,9 °C na amostragem de 06 de agosto, e na amostragem de 21 de setembro o valor médio de 21,9 °C e diferença máxima entre a superfície e o fundo de 4,2 °C.

As concentrações de Chl-a em ambas as amostragens obtiveram valores elevados em comparação com os demais valores observados no ano de 2015, ocorrendo a redução das concentrações superficiais de 442,44 para 353,57 µg Chl-a.l⁻¹ entre as amostragens. Seguindo a tendência, a profundidade do disco de Secchi (não demonstrada nos gráficos) variou de 17,5 cm na para 21,5 cm.

As concentrações de OD e pH se mantiveram semelhantes em ambas amostragens, contudo a condutividade média pelo perfil demonstrou um aumento, com seu valor médio variando de 360 µS.cm⁻¹ (06 de agosto) para 371 µS.cm⁻¹ (21 de setembro).

A Figura 6.37 contém o perfil térmico simulado no mês de setembro de 2015, contendo a sequência de precipitações (dias 5 a 9) e a precipitação isolada (dia 13) ocorrida na Série 9:

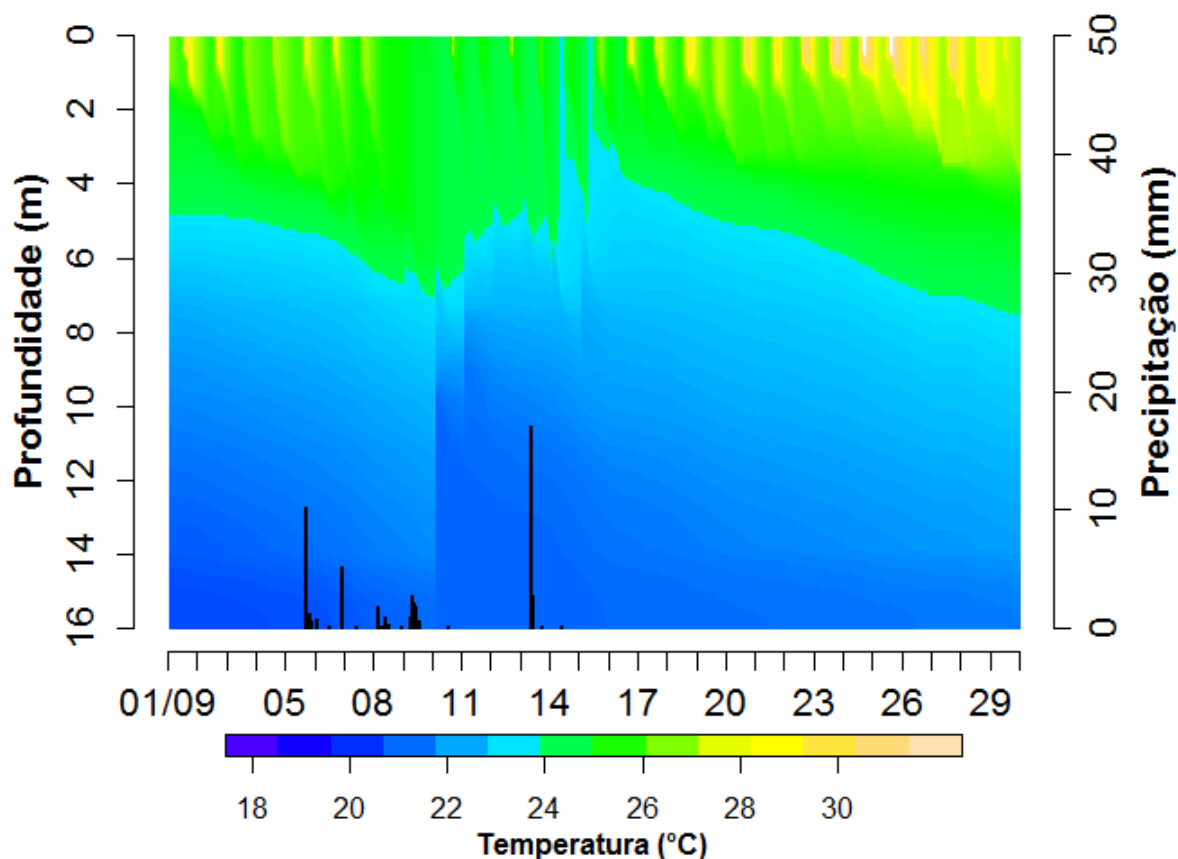


Figura 6.36 – Perfil térmico simulado no mês de setembro de 2015

Analisando-se os valores simulados pelo modelo e os obtidos na campanha de campo realizada em 21 de setembro (seção 6.1.3), percebe-se que existiu uma superestimativa das temperaturas por todo o perfil da coluna d'água, em aproximadamente 1,6 °C. Todavia, a variação dos valores em profundidade foi bem representada pelo modelo, existindo alterações nas temperaturas simuladas nas mesmas profundidades percebidas durante as amostragens.

Após a sequência de eventos chuvosos da Série 9 (dias 5 a 9), a estratificação termal é menos forte que a encontrada nas séries do período mais quente do ano, conforme os valores da Estabilidade de Schmidt obtidos durante a Série 9. Contudo, a Estabilidade de Schmidt demonstrou um rápido aumento, sendo que na campanha de campo do dia 21, mesmo com a superestimativa dos valores de temperatura por todo o perfil, simulado o valor de 57,5 kJ.m⁻², e a mesma determinada com os valores de temperatura observados *in loco* de 50,7 kJ.m⁻².

A Figura 6.38 contém a biomassa fitoplanctônica simulada no mês de setembro de 2015, contendo a sequência de episódios de precipitação (dias 5 a 9) e o episódio de precipitação isolado (dia 13) analisados na durante Série 9:

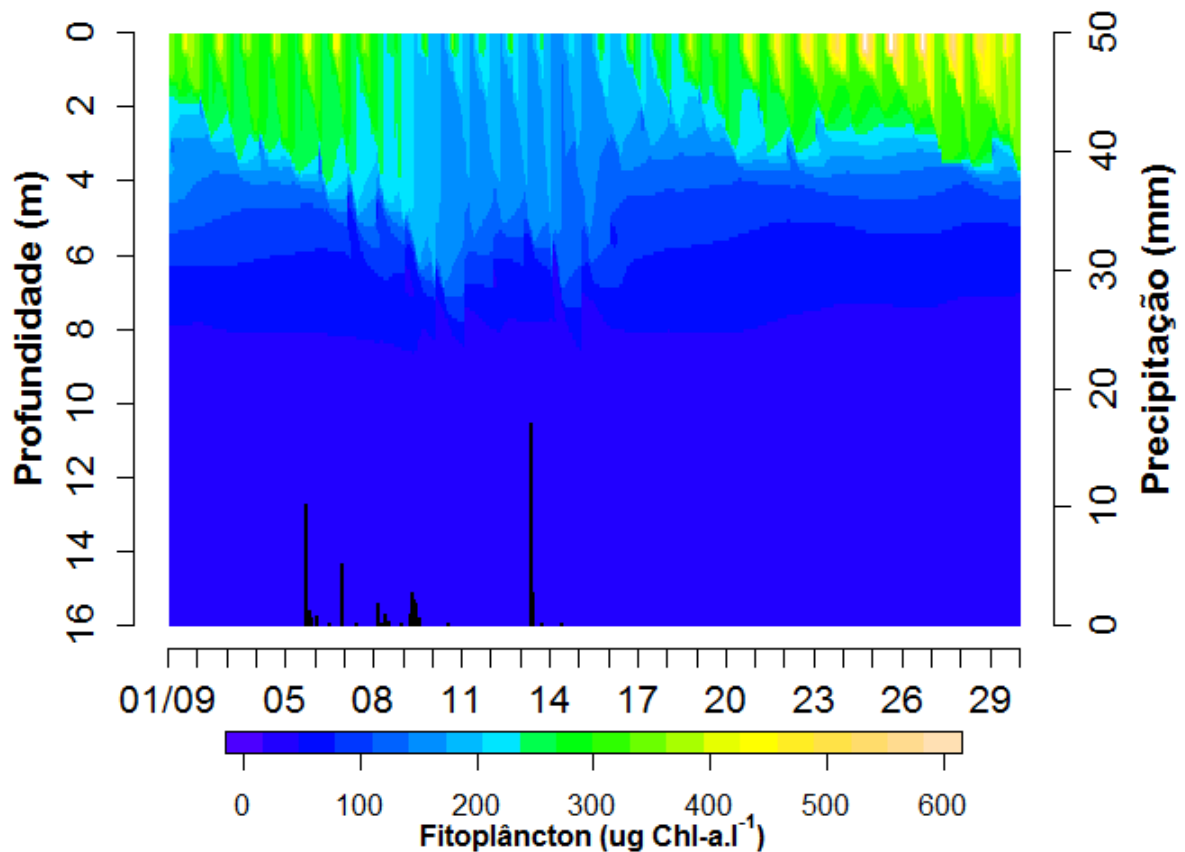


Figura 6.37 – Biomassa do fitoplâncton simulada no mês de setembro de 2015

No início do mês, com o início dos eventos de precipitação da Série 9 ocorreu a diminuição da biomassa do fitoplâncton, que passou por uma forte redução a partir dos dias em que houve o decréscimo acentuado da temperatura superficial da água (08 e 09 de setembro). É possível notar que no mês de setembro, a biomassa do fitoplâncton existe em profundidades maiores em relação às séries situadas nos meses mais quentes do ano.

A concentração de Chl-a superficial foi subestimada pelo modelo na amostragem de 21 de setembro, sendo o valor superficial encontrado às 10:00 h de $266,6 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$, enquanto os observados em laboratório foram de $353,6 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$, contudo é possível observar os valores simulados aumentando de forma rápida nos dias posteriores. Com relação às concentrações encontradas na profundidade de 3,0 m, os valores simulados foram subestimados, sendo de $105,1 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$, enquanto que os observados em laboratório foram de $138,2 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$. De forma análoga, é possível observar o aumento das concentrações nos dias posteriores.

As maiores concentrações de Chl-a em profundidade são reflexo do aumento da profundidade da zona de mistura nesta época do ano, com os valores de OD obtidos nas campanhas de campo existindo em até 4 m de profundidade, bem como sendo encontrados valores maiores de pH na profundidade onde se encontra a termoclina, conforme o perfil térmico mensurado.

6.3.10 Testes de correlação

A correlação linear de Pearson entre as características dos eventos chuvosos e as variáveis estudadas, executada através do pacote Corrplot (Wei e Simko, 2016) no programa R (R Core Team, 2017), se encontra disposta a seguir na Figura 6.40 em uma matriz de correlação:

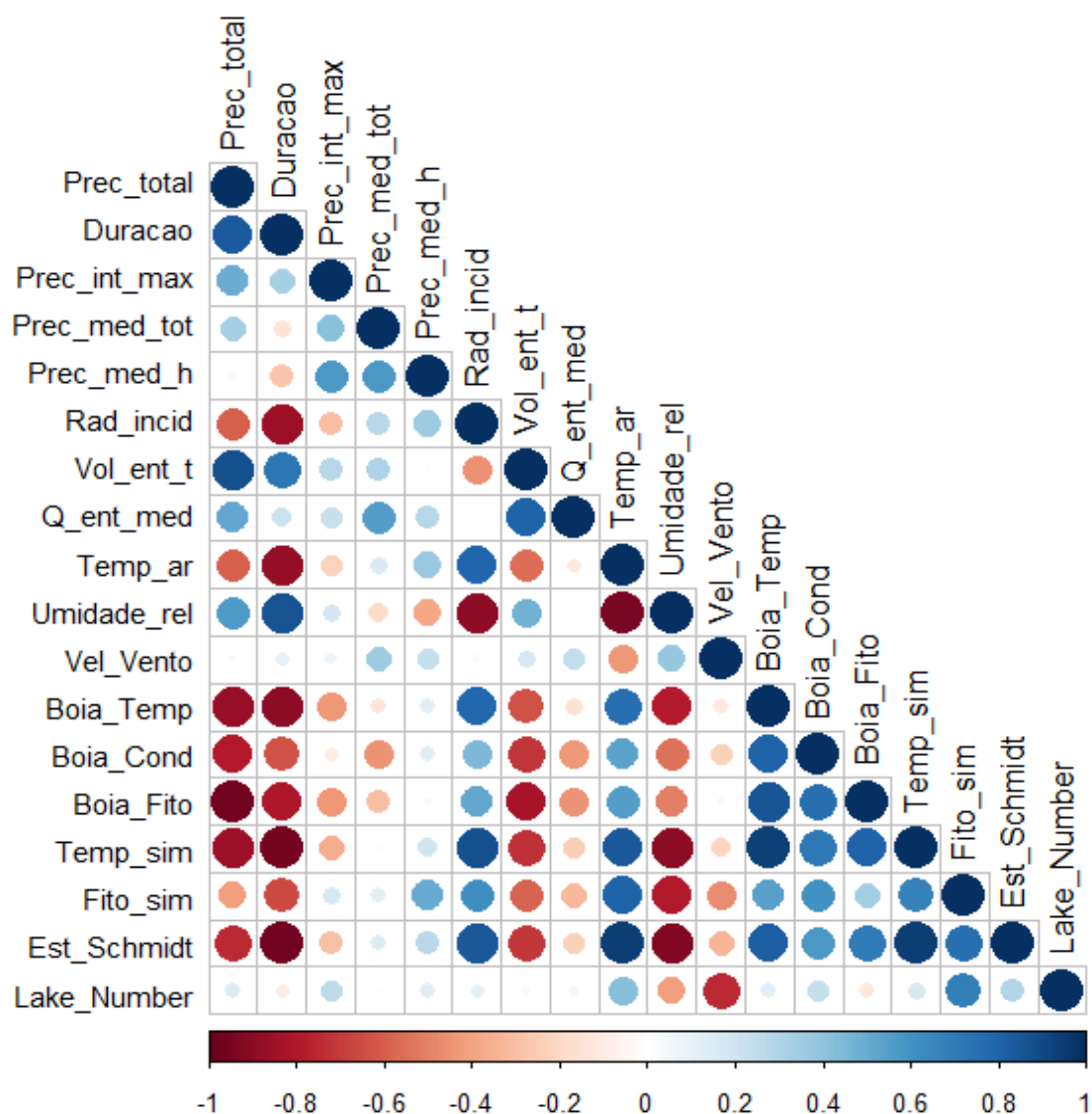


Figura 6.38 – Matriz de correlação gráfica entre as variáveis analisadas nos eventos de precipitação, sendo na ordem: Prec_total - Precipitação total (mm), Duracao - Duração (h), Prec_int_max - Intensidade máxima de precipitação (mm.h⁻¹), Prec_med_tot - Intensidade média durante o evento chuvoso (mm.h⁻¹), Prec_med_h - Intensidade média durante as horas de precipitação do evento chuvoso (mm.h⁻¹), Rad_incid – Radiação solar incidente (kJ.m⁻²), Vol_ent_t – Volume de entrada total durante o evento chuvoso (m³), Q_ent_med – Vazão diária de entrada média durante o evento chuvoso (m³.s⁻¹), Temp_ar – Δ temperatura do ar (°C), Umidade_rel - Δ umidade relativa, Vel_vento - Δ velocidade do vento (m.s⁻¹), Boia_temp - Δ temperatura da água mensurada pela boia (°C), Boia_cond - Δ condutividade mensurada pela boia (mS.cm⁻¹), Boia_fito - Δ Clorofila-a mensurada pela boia (µg.Chl-a.l⁻¹), Temp_sim - Δ temperatura da água simulada 78(°C), Fito_sim - Δ Clorofila-a simulada (µg.Chl-a.l⁻¹), Est_Schmidt - Δ Estabilidade de Schmidt (J.m⁻²), Lake_Number - Δ Número do Lago

A precipitação total e a duração dos eventos foram as características das séries de precipitação que obtiveram as melhores correlações com as variações encontradas dos parâmetros estudados, seguidas pelo volume de entrada total. As características dos eventos de precipitação obtiveram fortes correlações entre si, de forma mais expressiva para os valores de precipitação total e duração dos eventos ($r = 0,84$, $p < 0,001$, $n = 12$), assim como, no caso de ambas variáveis, com o volume de entrada no reservatório ($r = 0,87$ e $r = 0,72$, respectivamente).

A Tabela 6.12 mostra as correlações significativas encontradas entre as características dos eventos chuvosos (precipitação total, a duração dos eventos e o volume de entrada total), bem como variações em parâmetros atmosféricos (radiação solar incidente, temperatura do ar e umidade relativa) com as variações dos parâmetros do reservatório mensurados pela boia (temperatura, condutividade e Chl-a) e simulados pelo GLM-AED (temperatura, Chl-a e a Estabilidade de Schmidt).

Tabela 6.12 – Correlações significativas ($p < 0,05$) entre características dos eventos de precipitação e as variáveis analisadas na Lagoa da Pampulha

	<i>Boia Temp.</i>	<i>Boia Cond.</i>	<i>Boia Chl-a.</i>	<i>Simulação Temp. perfil</i>	<i>Simulação Chl-a</i>	<i>Simulação Est. Schmidt</i>
<i>Precipitação total</i>	- 0,87	- 0,79	- 0,96	- 0,85	-	- 0,74
<i>Duração</i>	- 0,90	- 0,63	- 0,93	- 0,96	- 0,66	- 0,96
<i>Vol. entrada total</i>	- 0,64	- 0,71	- 0,82	- 0,73	- 0,58	- 0,70
<i>Radiação incidente</i>	0,78	-	-	0,87	0,61	0,85
<i>Temperatura do ar</i>	0,76	-	0,93	0,84	0,80	0,94
<i>Umidade relativa</i>	- 0,79	-	-	- 0,89	- 0,79	- 0,93

As variações na temperatura superficial da água mensurada pela boia e as variações no perfil de temperatura simulado estiveram bem correlacionadas negativamente (ambas com $r < - 0,87$) com a precipitação total e a duração dos eventos. De forma contrária, as variações na temperatura superficial e, principalmente, na temperatura simulada pelo perfil, estiveram positivamente correlacionadas (ambas com $r > 0,76$) com as variações na temperatura do ar e na radiação solar incidente. Contudo, o parâmetro meteorológico que obteve a melhor correlação em ambos os casos foi a variação na umidade relativa do ar ($r < - 0,79$).

As variações na condutividade superficial mensurada pela boia estiveram correlacionadas com as três características dos eventos chuvosos destacadas, estando melhor correlacionadas com a precipitação total dos eventos chuvosos ($r = - 0,79$). Entretanto, não apresentaram correlações significativas com alterações ocorridas nas demais variáveis atmosféricas.

Dentre os parâmetros do reservatório, as variações da Chl-a mensurada pela boia foi o que obteve as mais fortes correlações com as características dos eventos chuvosos, principalmente com para a precipitação total e a duração dos eventos (ambas com $r < - 0,93$). Já as características dos eventos de precipitação não estiveram bem correlacionadas com as variações da Chl-a simulada, contudo, de forma oposta, as variações na radiação solar incidente e umidade relativa somente foram significativas com relação às variações da Chl-a simulada. Por fim, as variações da temperatura do ar foram bem correlacionadas tanto com a Chl-a mensurada quanto com a simulada ($r > 0,80$).

A Estabilidade de Schmidt obteve o coeficiente de correlação de Pearson acima de 0,70 com todas as variações em parâmetros atmosféricos e características dos eventos. Dentre todas as variáveis, a duração dos eventos foi a característica que obteve a correlação negativa mais forte ($r = - 0,96$), seguida de forma positiva para as variações na temperatura do ar ($r = 0,94$).

Em se tratando da correlação existente entre os parâmetros atmosféricos e as características dos eventos de precipitação, a duração dos eventos foi o parâmetro que obteve as correlações mais fortes, demonstrando correlações negativas com variações na temperatura do ar ($r = - 0,87$, $p < 0,001$, $n = 12$) e na radiação solar incidente ($r = - 0,85$, $p < 0,001$, $n = 12$), assim como forte correlação positiva com a umidade relativa ($r = 0,86$, $p < 0,001$, $n = 12$).

6.3.11 Correlações com variáveis amostradas no reservatório e atmosféricas

6.3.11.1 Variáveis amostradas no reservatório

A Tabela 6.13 contém a correlação encontrada entre os valores superficiais (0,5 m) amostrados nas campanhas de campo da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), Chl-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$), pH, condutividade (mS.cm^{-1}), oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), concentrações de PO_4^{3-} , TP, NO_3^{-} , NO_2 , NH_4^{+} (mg.l^{-1}) e as profundidades mensuradas do Disco de Secchi.

Tabela 6.13 - Correlações significativas ($p < 0,05$) encontradas entre variáveis mensuradas (0,5 m) nas campanhas de campo, sendo a quantidade de amostras variável para todos os testes realizados entre os itens 1 a 6 ($n = 22$) e de forma distinta para os testes realizados entre os itens 7 a 11, sendo com a temperatura superficial da água ($n = 15$), as concentrações de Clorofila-a ($n = 21$) e as profundidades do disco de Secchi ($n = 15$).

Item	Variável	Temp. Água ($^{\circ}\text{C}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Disco de Secchi (m)
1	Temp. da água ($^{\circ}\text{C}$)	1	-	-
2	Clorofila-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	-	1	- 0,66
3	Disco de Sechi (m)	-	- 0,66	1
4	pH	0,55	-	-
5	Condut. (mS.cm^{-1})	- 0,38	-	-

6	OD (mg.l ⁻¹)	0,38	0,77	- 0,48
7	PO ₄ ³⁻ (mg.l ⁻¹)	-	-	-
8	TP (mg.l ⁻¹)	- 0,67	0,66	- 0,51
9	NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹)	-	-	0,59
10	NO ₂ (mg.l ⁻¹)	-	-	0,56
11	NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	- 0,77	-	-

As correlações da temperatura da água refletem o comportamento do reservatório ao longo do ano, sendo encontradas as correlações negativas mais fortes (ambas com $r < - 0,67$) para o fósforo total e amônio. A concentração destas variáveis aumenta substancialmente durante o período frio e seco do ano (Anexo 2), no qual o reservatório também possui um menor volume acumulado. Já as variáveis pH e oxigênio dissolvido estiveram correlacionadas positivamente, provável reflexo do aumento da atividade fotossintética regulada pela temperatura.

As concentrações de Chl-a e TP, ambas correlacionadas entre si ($r = 0,66$), foram negativamente correlacionadas com as profundidades do disco de Secchi ($r = - 0,66$ e $- 0,51$ respectivamente), indicando a importância da concentração da biomassa fitoplanctônica para a penetração da luz e para a transmissão de calor no reservatório.

A profundidade do disco de Secchi também esteve correlacionada com as concentrações de nitrato e nitrito, indicando que as taxas de nitrificação podem ocorrer em momentos de maior penetração de luz no reservatório. Estima-se que este fato pode decorrer de alguma relação de causa e efeito, como as alterações dos níveis de luz e conseqüentemente da atividade fotossintética em profundidade, aumentando as concentrações do OD e suas reações com o íon amônio, que é abundante por todo o ano no reservatório (Anexo 2).

6.3.11.2 Temperatura do Ar

A Tabela 6.13 contém os coeficientes de correlação obtidos entre os valores horários acumulados da temperatura do ar (°C) em diversos dias anteriores às amostragens e as variáveis analisadas nas amostragens:

Tabela 6.14 – Correlações significativas ($p > 0,05$) encontradas com valores acumulados da temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) em 1 a 90 dias anteriores a cada amostragem em campo, com base nos valores coletados a 0,5 m de profundidade.

Temperatura da Água ($^{\circ}\text{C}$) - n = 31								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	0,69	0,75	0,79	0,84	0,87	0,88	0,83	0,70
p-valor	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Clorofila-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) - n = 33								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	0,36	0,39	0,37	-	-	-	-	- 0,39
p-valor	0,041	0,026	0,032	-	-	-	-	0,026
pH - n = 31								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	0,47	0,51	0,50	0,46	0,48	0,49	0,36	-
p-valor	0,008	0,004	0,004	0,009	0,006	0,005	0,049	-
Oxigênio Dissolvido (mg.l^{-1}) - n = 31								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	0,61	0,58	0,48	-	-	-	-	-
p-valor	< 0,001	< 0,001	0,007	-	-	-	-	-
Condutividade (mS.cm^{-1}) - n = 31								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	-	-	-	- 0,46	- 0,57
p-valor	-	-	-	-	-	-	0,009	< 0,001
Fosfato (PO_4^{3-}) - n = 26								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	- 0,54	- 0,45	- 0,39	-	-	-	-	-
p-valor	0,004	0,020	0,046	-	-	-	-	-
Fósforo Total (TP) - n = 26								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	-	-	- 0,43	- 0,59	- 0,69
p-valor	-	-	-	-	-	0,026	0,001	< 0,001
Amônio (NH_4^+) - n = 26								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	- 0,60	- 0,61	- 0,62	- 0,73	- 0,73	- 0,80	- 0,82	- 0,75
p-valor	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Os valores acumulados da temperatura do ar obtiveram fortes correlações com a temperatura da água mensurada nas amostragens ($0,69 < r < 0,88$), sendo um fato esperado devido a uma relação de causa e efeito existente. As temperaturas do ar acumuladas entre 1 a 5 dias também estiveram positivamente correlacionadas com as concentrações de Chl-a mensuradas, contudo apresentando um valor máximo do coeficiente de correlação de 0,39.

As variáveis oxigênio dissolvido, pH e fosfato acompanharam os resultados encontrados para a Chl-a, apresentando correlações positivas maiores no período de 1 a 5 dias de temperaturas do ar acumuladas antes das amostragens. As correlações mais fortes encontradas foram em 1 dia de temperaturas do ar acumuladas para o oxigênio dissolvido ($r = 0,61$) e para o fosfato ($r = - 0,54$), com o pH se mantendo significativamente correlacionado em até 60 dias, embora apresentando um coeficiente de correlação menor que 0,50 em todos os casos.

As concentrações do Fósforo Total apresentaram correlações negativas com os valores acumulados de temperatura do ar no período de 30 a 90 dias antes das amostragens, assim como ocorreu para os valores de condutividade no período de 60 a 90 dias. Ambas variáveis apresentaram correlações mais fortes a medida que o período de acumulação aumentava, com os maiores valores atingidos em 90 dias ($r = - 0,69$ e $r = - 0,57$ respectivamente). Este fato possivelmente é reflexo dos maiores valores de condutividade, nutrientes e biomassa fitoplantônica encontrados no reservatório durante o período frio e seco do ano.

Por fim, as concentrações de amônio foram correlacionadas negativamente com a temperatura do ar acumulada em todo o período de análise, apresentando o menor coeficiente de correlação com 1 dia ($r = - 0,60$) e o maior com 60 dias ($r = - 0,82$) de temperaturas do ar acumuladas. A correlação em curto período pode indicar o maior consumo pelo fitoplâncton aliado à maior segregação das camadas iniciais da coluna d'água, já a correlação no período de 30 a 90 dias provavelmente reflete a tendência de forte aumento encontrada no período frio e seco do ano.

6.3.11.3 Precipitação

A Tabela 6.13 contém os coeficientes de correlação obtidos entre os valores horários acumulados de precipitação (mm) em diversos dias anteriores às amostragens e as variáveis analisadas nas amostragens.

Tabela 6.15 - Correlações significativas ($p > 0,05$) encontradas com valores acumulados de precipitação (mm) em 1 a 90 dias anteriores a cada amostragem em campo, com base nos valores coletados a 0,5 m de profundidade.

Temperatura da Água (°C) - n = 35								
∑ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	0,34	0,44	0,49	0,55	0,58	0,57	0,55
p-valor	-	0,046	0,008	0,003	0,001	< 0,001	< 0,001	0,001
Clorofila-a (µg.l ⁻¹) - n = 33								
∑ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	- 0,34	- 0,37	- 0,28	- 0,35	- 0,46
p-valor	-	-	-	0,050	0,031	0,112	0,047	0,007
Condutividade (mS.cm ⁻¹) - n = 31								
∑ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	- 0,39	- 0,51	- 0,58	- 0,64	- 0,72	- 0,68	- 0,67
p-valor	-	0,031	0,003	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Profundidade do Disco de Secchi (m) - n = 31								
∑ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	-	0,46	0,52	0,53	-
p-valor	-	-	-	-	0,006	0,002	0,002	-
Nitrito (NO ₂) - n = 23								
∑ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	0,47	-	-	-	-	-	-	-
p-valor	0,026	-	-	-	-	-	-	-
Amônio (NH ₄ ⁺) - n = 26								
∑ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	- 0,45	- 0,52	- 0,61	- 0,63	- 0,57
p-valor	-	-	-	0,019	0,006	0,001	< 0,001	0,002
Fósforo Total (TP) - n = 26								
∑ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	- 0,50	- 0,51	- 0,57	- 0,64	- 0,68
p-valor	-	-	-	0,008	0,006	0,002	< 0,001	< 0,001

A temperatura da água apresentou correlações lineares positivas com as precipitações acumuladas em 3 a 90 dias antes das amostragens, com o maior coeficiente obtido em 30 dias ($r = 0,58$). Entretanto, foram evidenciadas correlações negativas entre as características dos

eventos de precipitação e as variações das temperaturas da água mensuradas e simuladas (seção 6.3.10), assim como foi percebido em diversos episódios de precipitação a redução das temperaturas superficiais da água (seção 6.3).

A partir de 10 dias, as correlações negativas entre as precipitações acumuladas e as concentrações de Chl-a e Fósforo Total passam a ser significativas, as quais seguem uma tendência crescente atingindo os maiores coeficientes em 90 dias. De forma análoga às temperaturas do ar acumuladas, as concentrações de fósforo total obtiveram correlações mais fortes ($-0,50 < r < -0,68$) que as concentrações de Chl-a ($-0,34 < r < -0,46$).

Os valores de condutividade apresentaram correlações negativas a partir de 3 dias de precipitações acumuladas antes das amostragens, apresentando o maior coeficiente em 30 dias ($r = -0,72$). A relação negativa de curto prazo entre a condutividade e a precipitação foi evidenciada pelas mensurações realizadas pela boia durante as séries de análise em curto prazo (seção 6.3) e os testes de correlação realizados (seção 6.3.10).

Dentre as variáveis atmosféricas analisadas neste capítulo, as profundidades do disco de Secchi somente obtiveram correlações significativas com os valores acumulados das precipitações antes das amostragens. As correlações significativas ocorreram no período entre 15 a 60 dias, com os maiores valores similares ($r \sim 0,53$) em 30 e 60 dias, indicando que o efeito produzido pelas chuvas na transparência da coluna d'água pode não ser sentido de imediato no reservatório, como acontece com a condutividade superficial.

As concentrações de amônio seguiram o padrão da condutividade, Chl-a e Fósforo total, demonstrando correlações negativas com as precipitações acumuladas antes das amostragens. As correlações obtidas com o amônio passam a ser significativas a partir de 10 dias e tem seu maior valor com 60 dias ($r = -0,63$), seguindo um padrão similar às profundidades do Disco de Secchi, com as correlações maiores entre 30 a 60 dias.

O nitrito (NO_2) foi a única variável que apresentou correlação significativa com os valores de precipitação acumulada em 1 dia ($r = 0,47$), podendo significar uma relação de causa e efeito.

6.3.11.4 Velocidade do vento

A Tabela 6.13 contém os coeficientes de correlação obtidos entre os valores horários acumulados da velocidade do vento ($m.s^{-1}$) em diversos dias anteriores às amostragens e as variáveis analisadas nas amostragens:

Tabela 6.16 - Correlações significativas ($p > 0,05$) encontradas com valores acumulados da velocidade do vento ($m.s^{-1}$) em 1 a 90 dias anteriores a cada amostragem em campo, com base nos valores coletados a 0,5 m de profundidade.

Temperatura da Água ($^{\circ}C$) - n = 35								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	-	-	-	0,39	0,50
p-valor	-	-	-	-	-	-	0,019	0,002
Clorofila -a ($\mu g.l^{-1}$) - n = 33								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	-	0,50	0,58	0,44	0,44
p-valor	-	-	-	-	0,002	< 0,001	0,010	0,011
Oxigênio Dissolvido ($mg.l^{-1}$) - n = 35								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	-	-	0,36	0,39	0,43
p-valor	-	-	-	-	-	0,047	0,031	0,016
Condutividade ($mS.cm^{-1}$) - n = 35								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	0,40	0,47	0,54	0,54	0,52	0,41	-
p-valor	-	0,024	0,007	0,002	0,002	0,003	0,021	-
Fósforo Total (TP) - n = 26								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	0,31	0,45	0,48	0,43	0,49	0,43	-	-
p-valor	-	0,019	0,011	0,024	0,009	0,025	-	-
Nitrito (NO_2) - n = 24								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	0,45	0,55	0,59	0,71	0,69
p-valor	-	-	-	0,026	0,006	0,002	< 0,001	< 0,001
Nitrito (NO_2) - n = 23								
Σ Dias	1	3	5	10	15	30	60	90
r	-	-	-	-	-	-	0,48	-

A temperatura da água apresentou correlações positivas com as velocidades do vento acumuladas em longo prazo, somente 60 e 90 dias antes das amostragens, com o maior coeficiente de correlação de 0,50. A ocorrência de correlações somente em períodos de acumulação maiores provavelmente reflete a dinâmica encontrada no reservatório, na qual o vento apresenta maior velocidade média e ocorrência de picos de velocidade durante o período frio e seco do ano (seção 6.3.7, Série 7).

A condutividade e o Fósforo Total obtiveram correlações significativas em menores períodos de velocidades do vento acumuladas, em até 3 dias antes das amostragens. As correlações foram significativas na faixa de 3 a 60 dias para a condutividade e 3 a 30 dias para o Fósforo Total, sendo os coeficientes mais fortes encontrados com 10 e 15 dias ($r = 0,54$) para a condutividade e em 15 dias ($r = 0,49$) para o Fósforo Total.

No período de 15 a 90 dias de velocidade do vento acumuladas antes das amostragens, foram obtidas correlações significativas positivas com a Chl-a, sendo a correlação mais forte encontrada em 30 dias ($r = 0,58$). Já o oxigênio dissolvido apresenta correlações positivas significativas no período de 30 a 90 dias de velocidades do vento acumuladas, com seu valor máximo obtido em 90 dias ($r = 0,43$).

O Nitrato e o Nitrito obtiveram correlações positivas, contudo o primeiro obteve correlações no período de 10 a 90 dias, com o maior coeficiente de correlação atingido em 60 dias ($r = 0,71$), apresentando correlações mais fortes que o OD em todos os casos. Já o nitrito obteve uma única correlação significativa, em 60 dias.

6.4 Simulações

Com relação aos valores médios diários da temperatura da água superficial simulados e observados na Série 1 (02/02/2015 a 15/02/2015), estes obtiveram a diferença média de 0,43 °C. Já na Série 3, os valores médios diários da temperatura da água superficial simulados e observados (05/03/2015 a 17/03/2015) obtiveram a diferença média de 0,28 °C.

A Tabela 6.17 contém os valores de temperatura da água e da Estabilidade de Schmidt obtidos nos dias utilizados para a comparação, 13 de fevereiro (Série 1) e 16 de março (Série 3):

Tabela 6.17 – Valores diários médios e máximos da temperatura da água mensurados e simulados e a Estabilidade de Schmidt média simulada nos dias escolhidos para comparação das simulações

Dia 13 de fevereiro					
Prof.	Temperatura simulação original (°C)		Temperatura mensurada boia (°C)		Estab. Schmidt
	Máximo diário	Média diária	Máximo diário	Média diária	
0,8 m	29,69	27,59	28,35	27,36	Media
5,0 m	22,88	22,78	-	-	66,85
10,0 m	21,18	21,18	-	-	

Dia 16 de março					
Prof.	Temperatura simulação original (°C)		Temperatura mensurada boia (°C)		Estab. Schmidt
	Máximo diário	Média diária	Máximo diário	Média diária	
0,8 m	28,49	26,83	26,87	26,23	Media
5,0 m	23,77	23,71	-	-	37,40
10,0 m	22,82	22,82	-	-	

Percebe-se que, para profundidades maiores que 0,8 m, a diferença entre o valor máximo e o valor médio diário dos dias de análise se torna bem menor. Após os eventos chuvosos, na profundidade de 0,8 m os valores máximos diários normalmente ocorreram em momentos posteriores às 18:00 h, já na profundidade de 5,0 m no período noturno próximo das 23 horas, na profundidade de 10,0 m os valores máximos diários foram iguais ou muito similares à média.

6.4.1 Alterações nos valores de temperatura do ar e radiação solar incidente

Com relação à Série 1, as alterações foram realizadas no período de 04/02 a 09/02, sendo a temperatura da Q média de entrada do dia 10/02 também alterada nas simulações com alterações da sua temperatura. As Figuras 6.39, 6.40 e 6.41 contém os resultados obtidos para as alterações realizadas em 0,8 m, 5,0 m e 10,0 m de profundidade respectivamente, e a Figura 6.42 contém as alterações ocasionadas na Estabilidade de Schmidt.

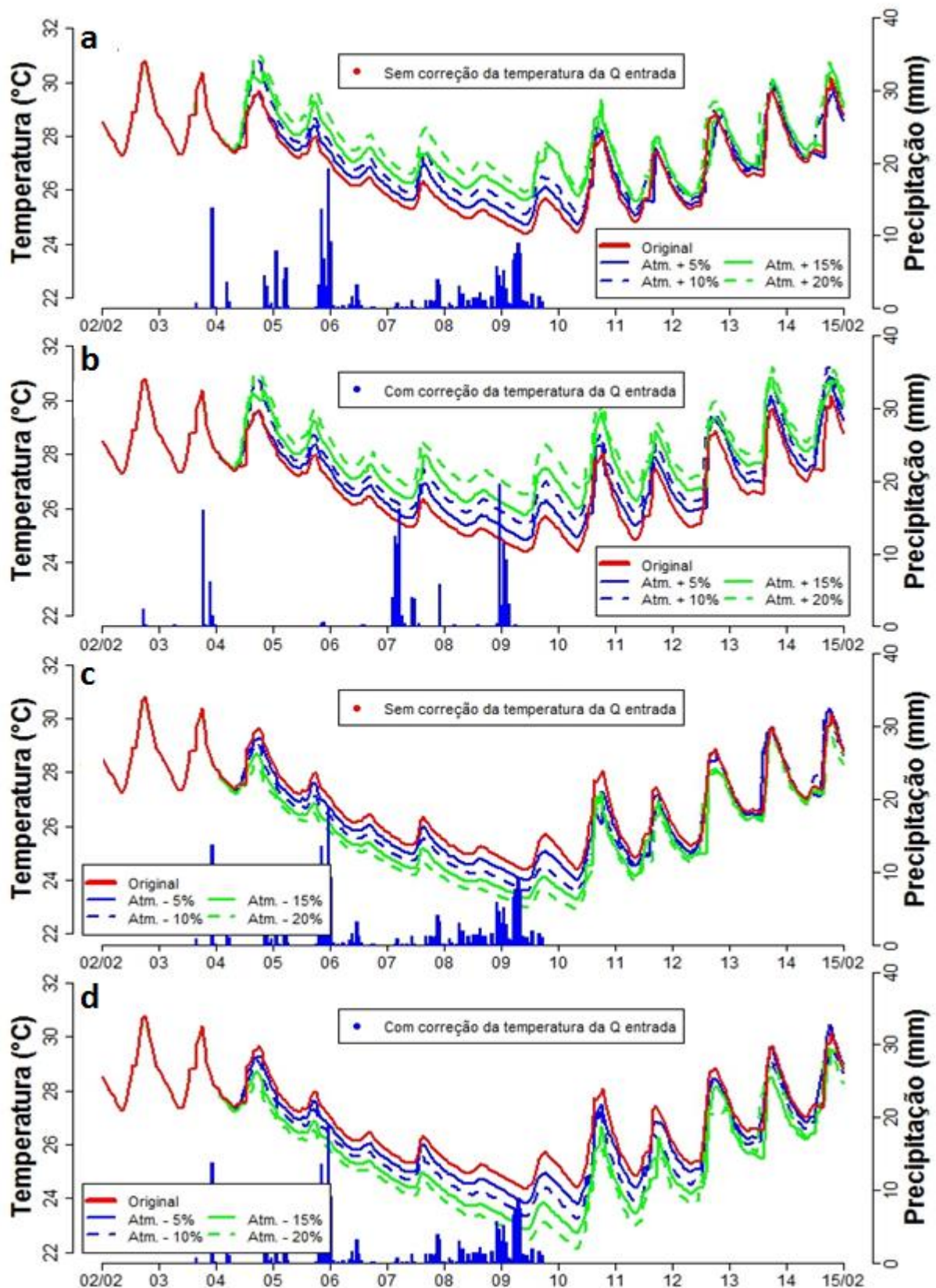


Figura 6.39 - Variação da temperatura da água a 0,8 m de profundidade na Série 1 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

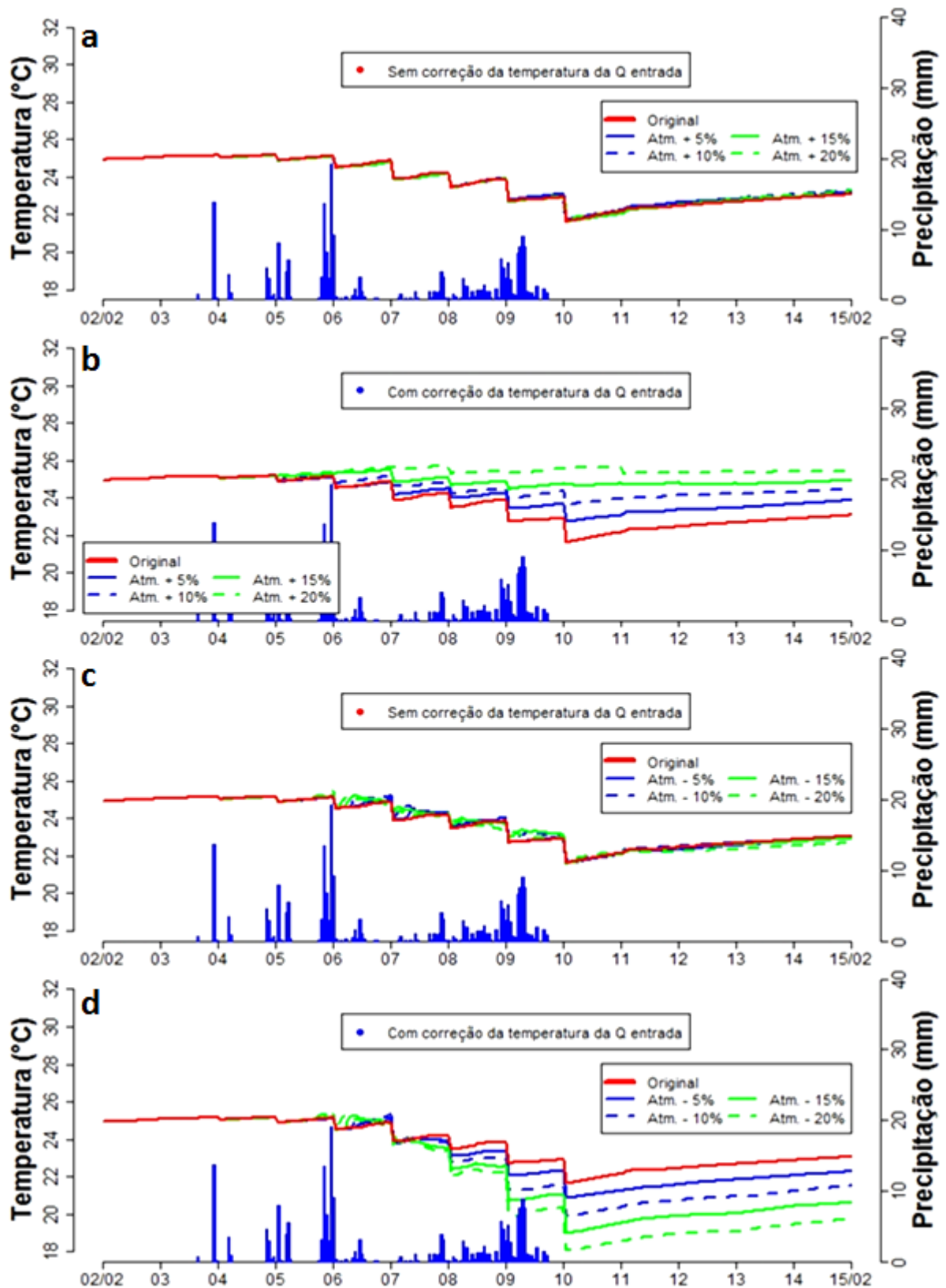


Figura 6.40 - Variação da temperatura da água a 5,0 m de profundidade na Série 1 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

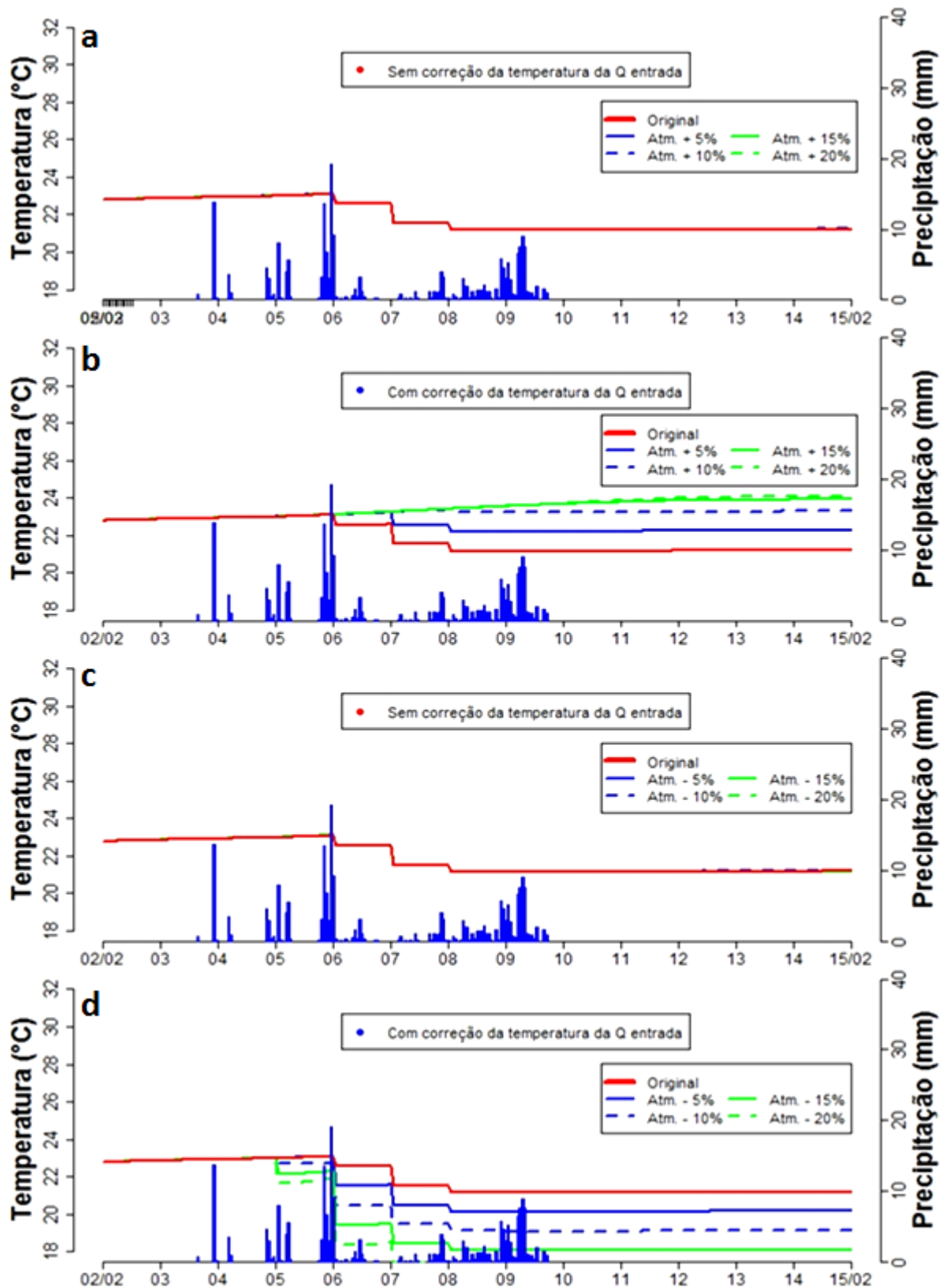


Figura 6.41 - Variação da temperatura da água a 10,0 m de profundidade na Série 1 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

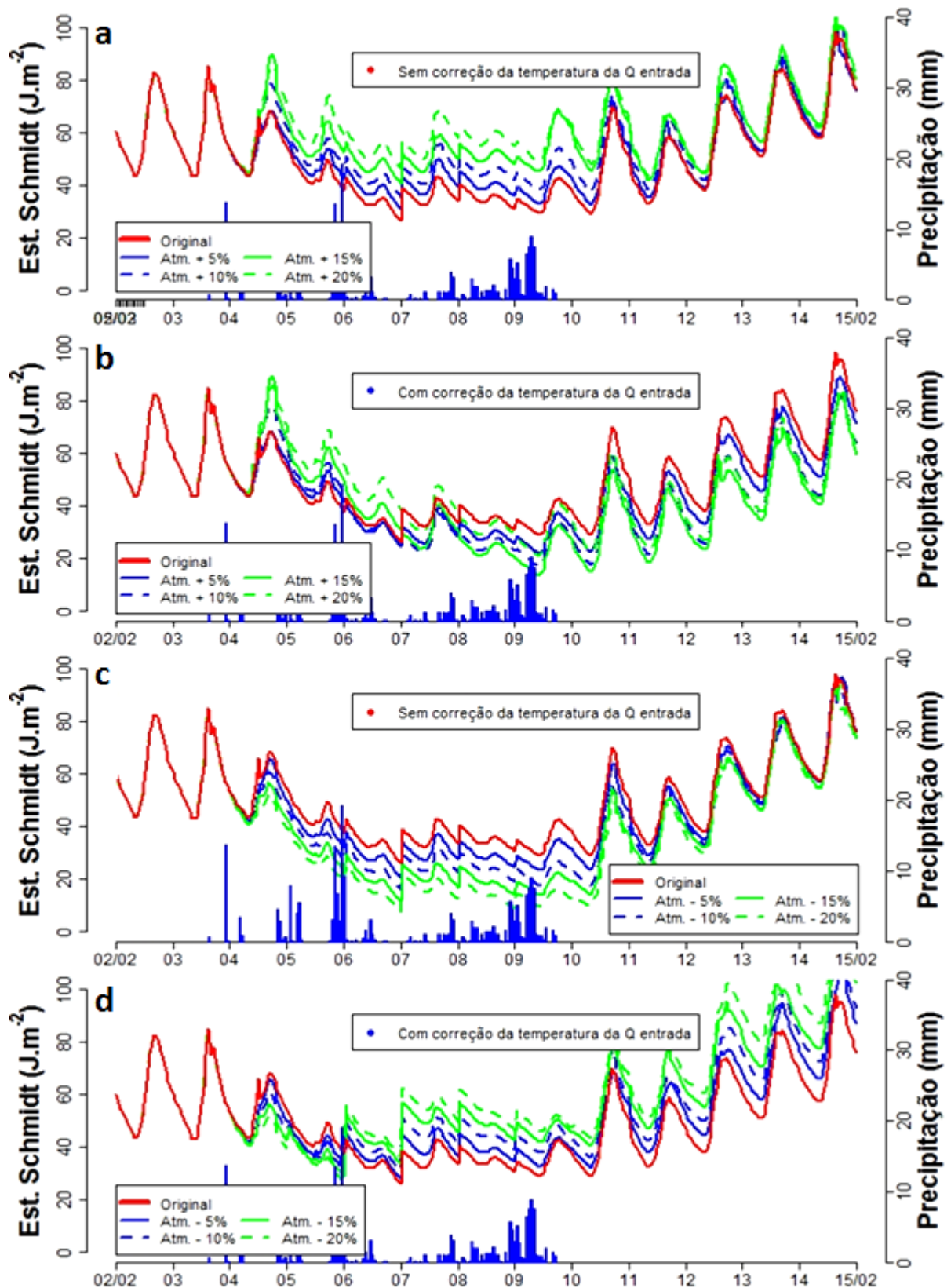


Figura 6.42 - Variação da Estabilidade de Schmidt na Série 1 mediante: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

A temperatura superficial da água simulada em 0,8 m de profundidade demonstrou alterações desde o primeiro dia das simulações com alterações nos valores da temperatura do ar e radiação solar incidente. Percebe-se a diferença ocasionada na temperatura superficial simulada quando foram corrigidas ou não as temperaturas das vazões afluentes, sendo que no primeiro caso as alterações ocasionadas não foram duradouras após o término dos eventos chuvosos.

Com relação às temperaturas da água simuladas em 5,0 e 10,0 m, percebe-se que as alterações foram menores ou inexistentes quando não foram realizadas conjuntamente com as alterações dos valores de temperatura da vazão afluente. Quando isso ocorreu, as temperaturas simuladas em profundidade não apresentaram uma tendência nítida de retorno às condições da simulação original, conforme ocorrido para as temperaturas simuladas em 0,8 m de profundidade.

A Estabilidade de Schmidt demonstrou um rápido retorno às condições da simulação inicial nos casos em que as temperaturas das vazões afluentes não foram alteradas, de forma similar à temperatura superficial da água (0,8 m). Entretanto, a estabilidade térmica demonstrou um comportamento inverso nas simulações com alterações conjuntas nas temperaturas das vazões afluentes, diminuindo com o aumento das temperaturas e aumentando com a redução das mesmas.

A Tabela 6.18 a seguir contém os valores diários médios obtidos no dia escolhido para a comparação das simulações na Série 1 (dia 13 de fevereiro), contendo os resultados das simulações realizadas com as alterações nos valores de temperatura do ar, radiação solar incidente e nebulosidade, com ou sem a correção da temperatura das vazões de entrada.

Tabela 6.18 - Valores de temperatura diária média (°C) e Estabilidade de Schmidt no dia de comparação da Série 1 obtidos com as variações na temperatura do ar e radiação solar incidente, com e sem alterações da temperatura da vazão afluente, acompanhados pela variação percentual (Δ %) em relação aos valores simulados com os dados originais.

1ª Série - Dia 13 de fevereiro de 2015								
Prof.	<i>Atmosfera + 5 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera + 5 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	27,90	1,14		28,11	1,90		
	5,0 m	22,86	0,37	68,88	3,04	23,56	3,42	60,99
10,0 m	21,20	0,08			22,25	5,07		
Prof.	<i>Atmosfera + 10 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera + 10 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	27,90	1,11		28,39	2,89		
	5,0 m	22,97	0,82	68,58	2,59	24,27	6,53	54,12
10,0 m	21,22	0,17			23,27	9,88		
Prof.	<i>Atmosfera + 15 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera + 15 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	28,12	1,91		28,73	4,14		
	5,0 m	22,82	0,19	72,50	8,46	24,76	8,68	50,65
10,0 m	21,19	0,05			23,90	12,83		
Prof.	<i>Atmosfera + 20 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera + 20 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	28,15	2,04		29,06	5,31		
	5,0 m	22,94	0,68	72,12	7,89	25,37	11,37	53,73
10,0 m	21,22	0,18			24,06	13,61		
Prof.	<i>Atmosfera - 5 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera - 5 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	27,69	0,37		27,45	- 0,51		
	5,0 m	22,68	- 0,45	64,60	- 3,37	21,96	- 3,62	74,60
10,0 m	21,18	- 0,00			20,16	- 4,81		
Prof.	<i>Atmosfera - 10 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera - 10 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	27,70	0,40		27,17	- 1,54		
	5,0 m	22,78	0,00	64,21	- 3,95	21,06	- 7,55	81,20
10,0 m	21,20	0,08			19,13	- 9,66		
Prof.	<i>Atmosfera - 15 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera - 15 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	27,39	- 0,72		26,69	- 3,27		
	5,0 m	22,68	- 0,43	63,01	- 5,74	20,23	- 11,18	85,73
10,0 m	21,17	- 0,03			18,08	- 14,63		
Prof.	<i>Atmosfera - 20 % sem correção Q</i>				<i>Atmosfera - 20 % com correção Q</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	27,31	- 1,00		27,19	- 1,43		
	3,5 m	22,45	- 1,45	62,23	- 6,91	19,28	- 15,36	96,35
8,0 m	21,18	- 0,02			17,05	- 19,51		

Com relação à temperatura superficial da água (0,8 m) no dia de análise, o aumento das variáveis atmosféricas com a correção conjunta das temperaturas das vazões de entrada por vezes ocasionou alterações maiores que o dobro das propiciadas nas simulações sem a correção. No caso da redução dos valores atmosféricos, a alteração das temperaturas das vazões provocou alterações ainda mais importantes, obtendo por vezes mudanças quatro vezes maiores.

As maiores alterações da temperatura superficial da água ocorreram com alterações de 15% dos valores atmosféricos com as correções das temperaturas das vazões de entrada no reservatório. Contudo, observa-se que a redução de 5 e 10 % das variáveis atmosféricas sem a alteração conjunta das temperaturas das vazões provocaram efeitos adversos aos esperados, ocorrendo o aumento da média da temperatura superficial da água no dia de comparação de resultados.

Com relação às temperaturas da água em maior profundidade (5,0 e 10,0 m), a diferença ocasionada no dia de análise com a correção das temperaturas das vazões de entrada é ainda maior. Quando isto não ocorreu, as maiores alterações ocorreram na profundidade de 5,0 m, variando 0,82 % em relação à simulação original com o aumento das variáveis atmosféricas e 1,45 % com a redução das mesmas. Já com a alteração das temperaturas das vazões de entrada, as maiores alterações ocorreram em 10,0 m de profundidade, obtendo a variação de 13,61 % com o aumento das temperaturas das vazões e 19,51 % com a redução das mesmas.

Com as alterações das variáveis atmosféricas sem a correção da temperatura das vazões de entrada, as alterações da Estabilidade de Schmidt seguiram uma variação linear com as reduções das temperaturas e não linear com o aumento das mesmas. O mesmo ocorreu para as alterações com as correções das temperaturas das vazões, sendo as respostas do sistema lineares apenas para a redução das variáveis. Nestes casos, as alterações ocasionadas foram mais de seis vezes maiores com as reduções das temperaturas e mais de três vezes maiores com o seu acréscimo.

Com relação à Série 3, as alterações foram realizadas no período de 10/03 a 12/03, sendo a temperatura da Q média de entrada do dia 12/03 também alterada nas simulações realizadas com alterações da sua temperatura. As Figuras 6.43, 6.44 e 6.45 contêm os resultados obtidos para as alterações realizadas em 0,8 m (profundidade média da boia), 5,0 e 10,0 m de profundidade, e a Figura 6.46 contêm as alterações na Estabilidade de Schmidt.

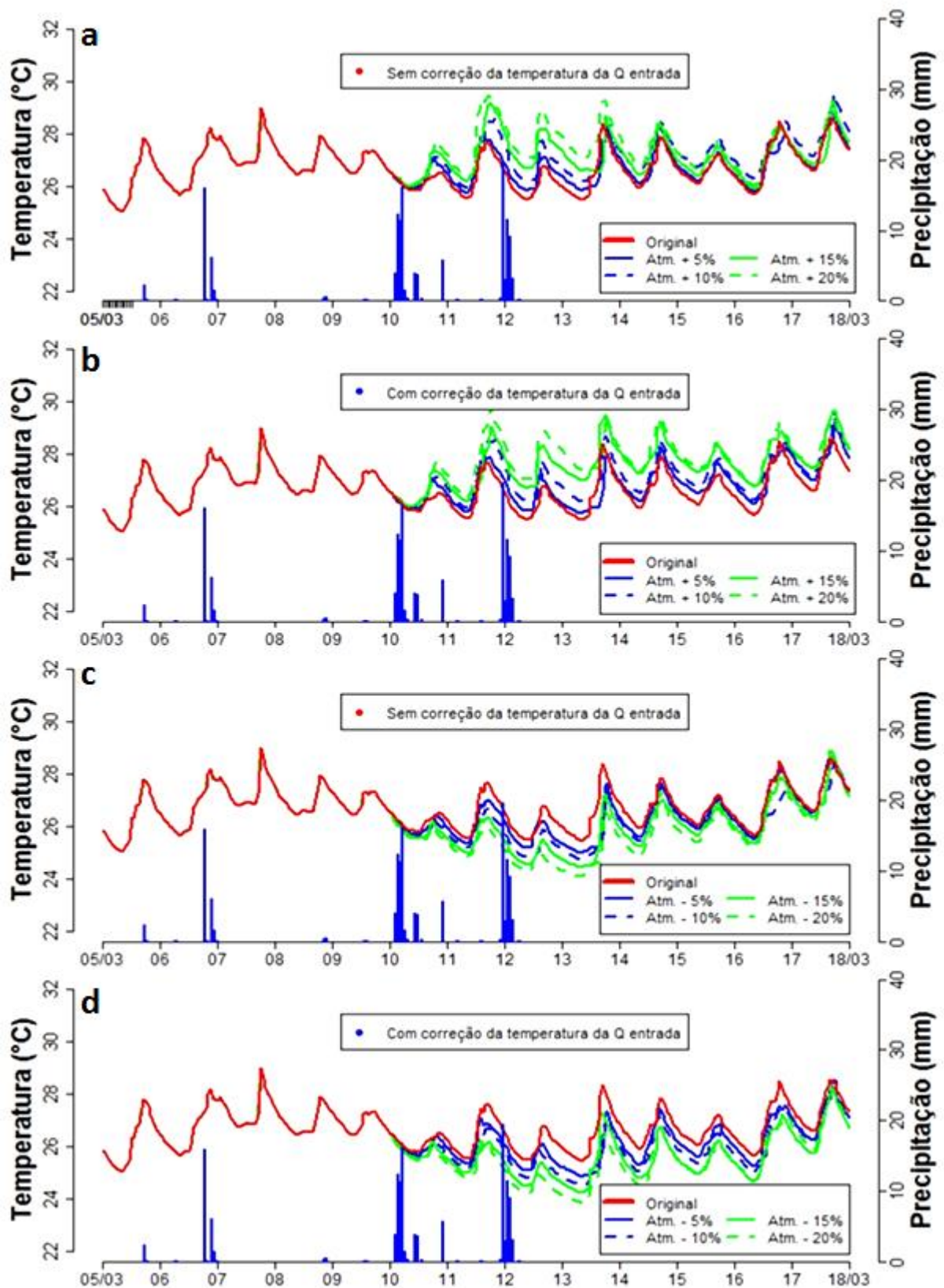


Figura 6.43 - Variação da temperatura da água a 0,8 m de profundidade na Série 3 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

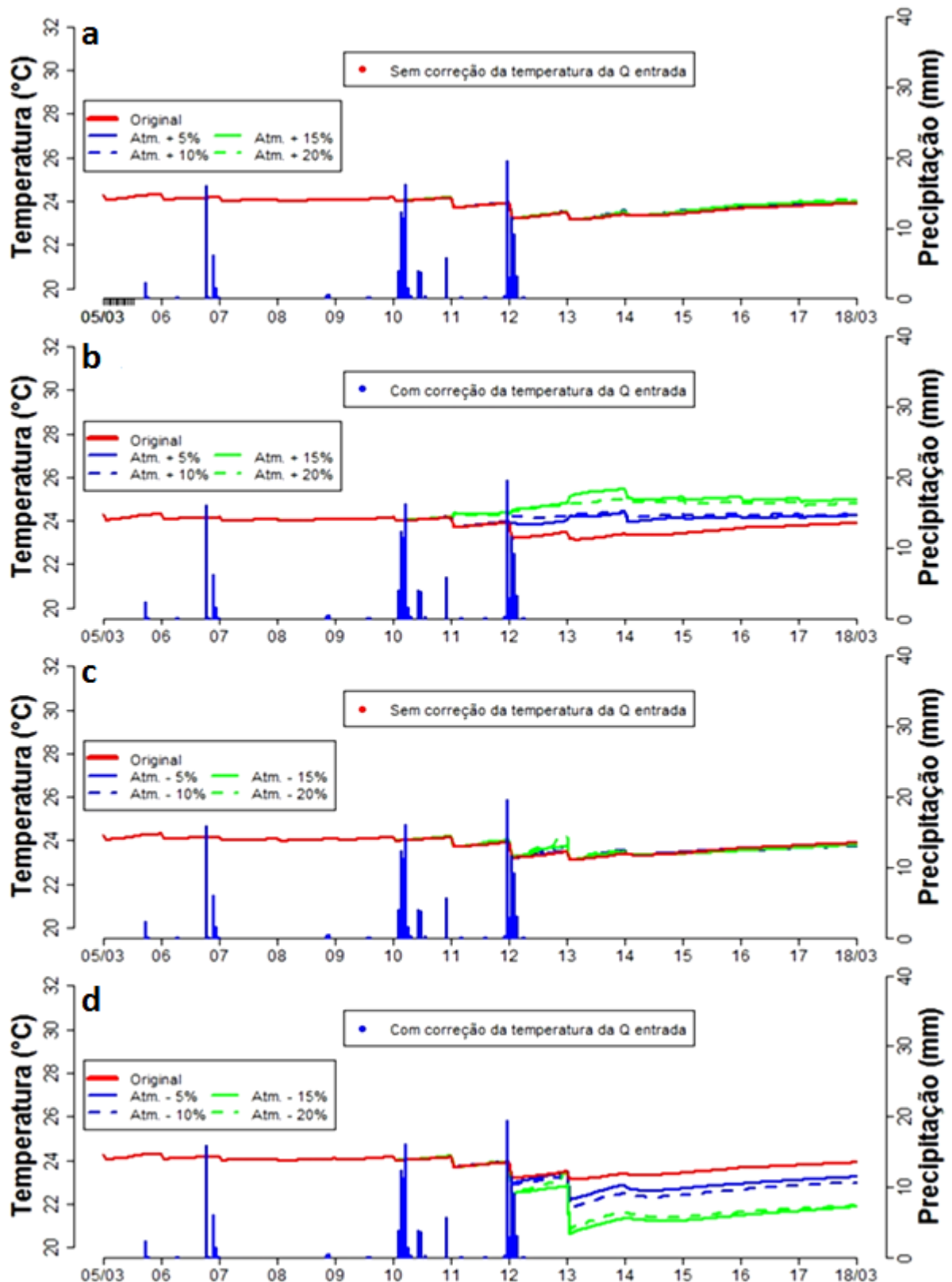


Figura 6.44 - Variação da temperatura da água a 5,0 m de profundidade na Série 3 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

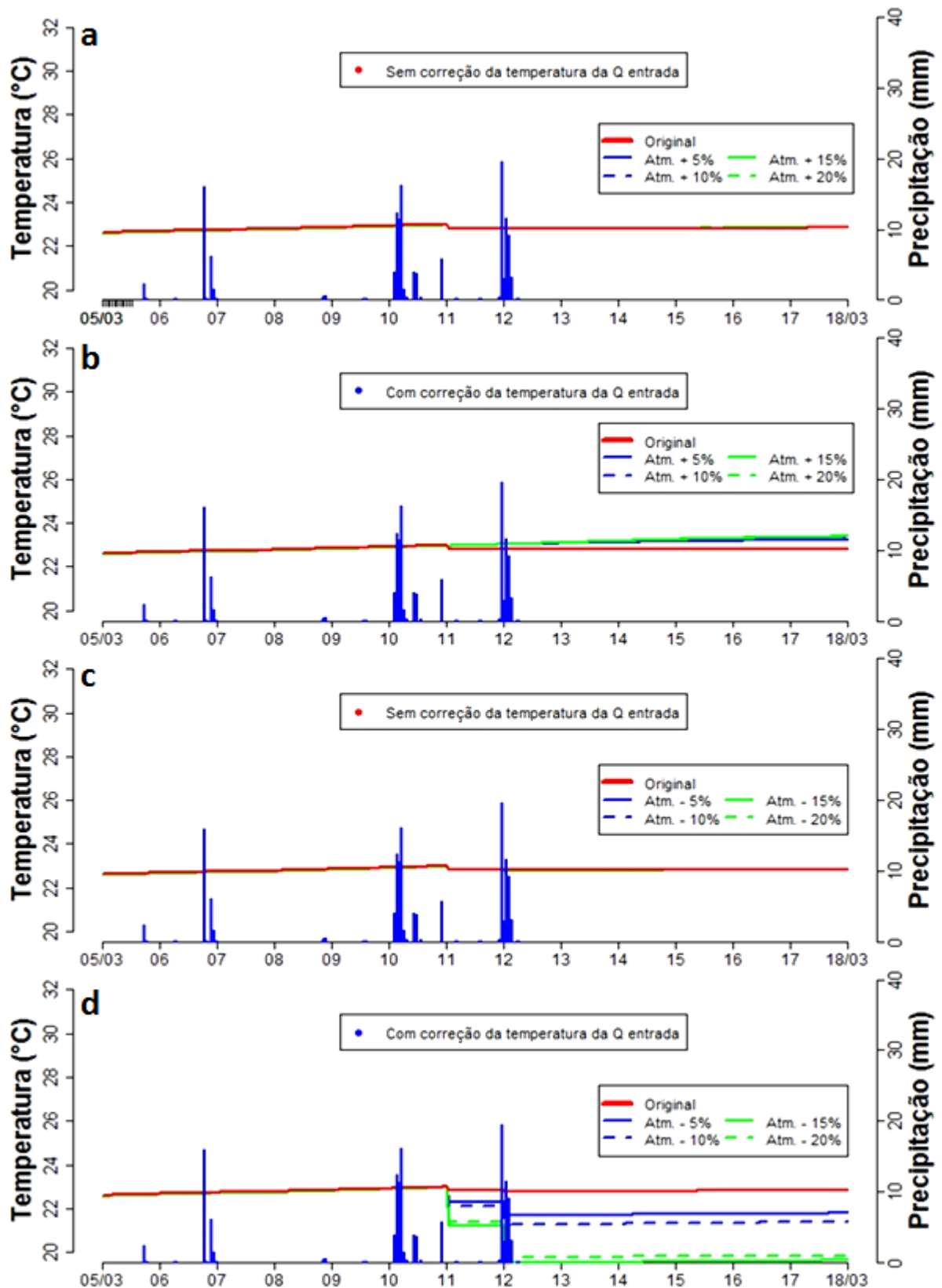


Figura 6.45 - Variação da temperatura da água a 10,0 m de profundidade na Série 3 com: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

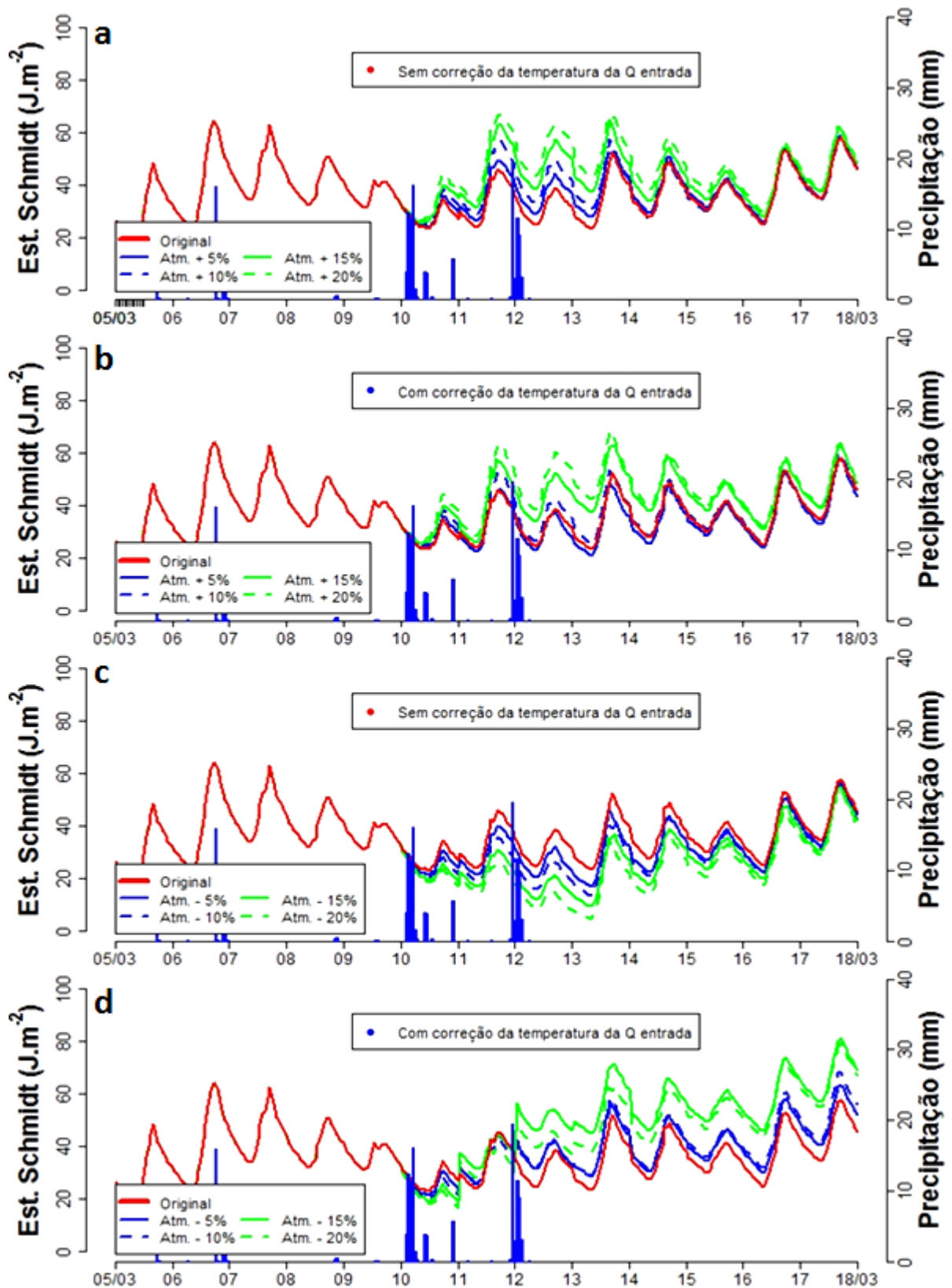


Figura 6.46 - Variação da Estabilidade de Schmidt na Série 3 mediante: a) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; b) Aumento da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente; c) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção da temperatura da vazão afluente; d) Redução da temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção da temperatura da vazão afluente.

De forma análoga à Série 1, as alterações da temperatura superficial da água (0,8 m) mais duradouras se deram com a correção das temperaturas da vazão de entrada. A mudança nas variáveis atmosféricas sem a correção das temperaturas das vazões propiciou alterações afetando também os valores máximos diários, contudo as temperaturas retornaram de forma muito mais rápida às condições iniciais. Já quando ocorreram alterações das vazões de entrada, o sistema demonstrou um retorno mais lento, entretanto, também de forma evidente.

Do mesmo modo, as alterações atmosféricas sem a correção das vazões provocaram alterações muito pequenas nas temperaturas da água em profundidades de 5,0 e 10,0 m, em comparação com as ocorridas na superfície, sendo perceptíveis somente em 5,0 m. As mudanças foram bem sentidas com as alterações da temperatura das vazões de entrada, sendo perceptíveis no dia 13/03 para a profundidade de 5,0 m e no dia anterior (12/03) para a profundidade de 10 m. Assim como na Série 1, as reduções das temperaturas das vazões provocaram maiores alterações que os acréscimos das mesmas, e o reservatório demonstrou pouca tendência de retorno às temperaturas das simulações originais.

A estabilidade térmica do reservatório também demonstrou um comportamento similar à Série 1, retornando rapidamente aos valores da simulação original quando não ocorreu a correção conjunta das temperaturas das vazões de entrada. Contudo, o reservatório demonstrou um comportamento contrário para o aumento das variáveis atmosféricas conjuntamente com a correção das temperaturas das vazões, ocorrendo o aumento da sua estabilidade térmica. Já nas simulações com a redução das temperaturas das vazões observou-se o mesmo comportamento, aumentando a Estabilidade de Schmidt de forma ainda maior que a observada na Série 1.

A Tabela 6.19 a seguir contém os valores diários médios e máximos obtidos no dia escolhido para a comparação das simulações na Série 3 (dia 16 de março), com as simulações realizadas com as alterações nos valores de temperatura do ar, radiação solar incidente e nebulosidade, com ou sem correção da temperatura das vazões de entrada.

Tabela 6.19 - Valores de temperatura diária média (°C) e Estabilidade de Schmidt no dia de comparação da Série 3 obtidos com as variações na temperatura do ar e radiação solar incidente, com e sem alterações da temperatura da vazão afluyente, acompanhados pela variação percentual (Δ %) em relação aos valores simulados com os dados originais.

3ª Série - Dia 16 de março de 2015									
Prof.	<i>Atmosfera + 5 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera + 5 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	26,71	-0,45		27,05	0,84			
	5,0 m	23,79	0,35	38,29	24,15	1,87	36,42	-2,63	
10,0 m	22,83	0,02		23,21	1,71				
Prof.	<i>Atmosfera + 10 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera + 10 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	26,67	-0,61		27,23	1,50			
	5,0 m	23,76	0,22	37,34	24,28	2,42	37,53	0,34	
10,0 m	22,82	0,01		23,26	1,93				
Prof.	<i>Atmosfera + 15 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera + 15 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	26,95	0,44		27,71	3,28			
	5,0 m	23,86	0,61	39,98	24,98	5,36	42,40	13,37	
10,0 m	22,83	0,04		23,33	2,24				
Prof.	<i>Atmosfera + 20 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera + 20 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	27,04	0,79		27,83	3,73			
	5,0 m	23,87	0,69	41,27	24,81	4,65	43,60	16,57	
10,0 m	22,84	0,07		23,32	2,19				
Prof.	<i>Atmosfera - 5 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera - 5 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	26,73	-0,37		26,37	-1,70			
	5,0 m	23,68	-0,13	34,99	23,01	-2,94	42,57	13,82	
10,0 m	22,82	0,00		21,77	-4,58				
Prof.	<i>Atmosfera - 10 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera - 10 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	26,32	-1,90		26,07	-2,82			
	5,0 m	23,58	-0,53	34,62	22,76	-4,01	44,63	19,33	
10,0 m	22,81	-0,02		21,37	-6,37				
Prof.	<i>Atmosfera - 15 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera - 15 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	26,46	-1,39		25,79	-3,87			
	5,0 m	23,60	-0,46	32,24	21,57	-9,01	58,40	56,14	
10,0 m	22,82	-0,01		19,61	-14,07				
Prof.	<i>Atmosfera - 20 % sem correção Q</i>					<i>Atmosfera - 20 % com correção Q</i>			
	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	Temp.	Δ T (%)	E.S.	Δ E.S. (%)	
	0,8 m	26,36	-1,74		25,81	-3,81			
	5,0 m	23,60	-0,48	29,82	21,70	-8,46	56,47	51,00	
10,0 m	22,82	0,00		19,85	-13,02				

As alterações da temperatura superficial da água (0,8 m) nas simulações com o acréscimo das variáveis atmosféricas, com ou sem a correção das temperaturas das vazões de entrada, obtiveram menores variações em relação às observadas na Série 1. Já com a redução das variáveis atmosféricas foi observado o oposto, produzindo diferenças maiores, independentemente da correção das temperaturas das vazões afluentes.

O acréscimo das variáveis atmosféricas com a correção das temperaturas das vazões produziu em relação à temperatura superficial da água (0,8 m) efeitos quatro vezes maiores dos encontrados para as simulações sem a correção, com as maiores variações obtidas de 3,73 % para a primeira e 0,79 % para a segunda, com as alterações em 20% dos valores. Já a redução das variáveis atmosféricas ocasionou efeitos maiores sem a correção das temperaturas da vazão de entrada, atingindo o valor de 1,74 % com as alterações em 20% dos valores, e com as correções das temperaturas o efeito foi similar, com a diferença máxima de 3,81 %.

Para as temperaturas da água em profundidades de 5,0 e 10,0 m, as alterações ocasionadas com o acréscimo das variáveis atmosféricas foram menores que as obtidas na Série 1, contudo nas simulações realizadas com a redução das temperaturas das vazões afluentes, as variações foram similares, sendo maiores na Série 3 com as reduções de 10% e 20% das variáveis atmosféricas.

As alterações em 15% dos valores atmosféricos com a correção das temperaturas das vazões de entrada foram as que produziram as maiores diferenças nas temperaturas em maiores profundidades. A camada d'água situada em 5,0 m obteve a maior variação com a correção das temperaturas, chegando a variar 5,63%, já com a redução das variáveis, a camada situada a 10,0 m de profundidade demonstrou a maior variação, variando a temperatura em 14,07 %.

Com relação à Estabilidade de Schmidt, novamente as maiores alterações ocorreram com a redução das temperaturas das vazões de entrada, sendo que o acréscimo das mesmas produziu uma variação máxima de 16,57 % e, o decréscimo uma variação máxima de 56,14 %. Assim como na Série 1, a Estabilidade de Schmidt demonstrou alterações lineares para a redução das variáveis atmosféricas quando não foram corrigidas as temperaturas das vazões de entrada.

De forma oposta à Série 1, a correção das temperaturas das vazões de entrada ocasionou efeitos esperados para as simulações com acréscimos das variáveis atmosféricas, aumentando a estabilidade térmica do sistema. Contudo, ressalta-se que na simulação original a Estabilidade de Schmidt na Série 1 possui um valor de quase o dobro da existente na Série 3.

6.4.2 Alteração nos valores de precipitação e vazão média diária de entrada

A Figura 6.47 contém a temperatura da água em 0,8 e 5,0 m na Série 1 com nas simulações realizadas com valores originais e com alterações nas precipitações e vazões afluentes.

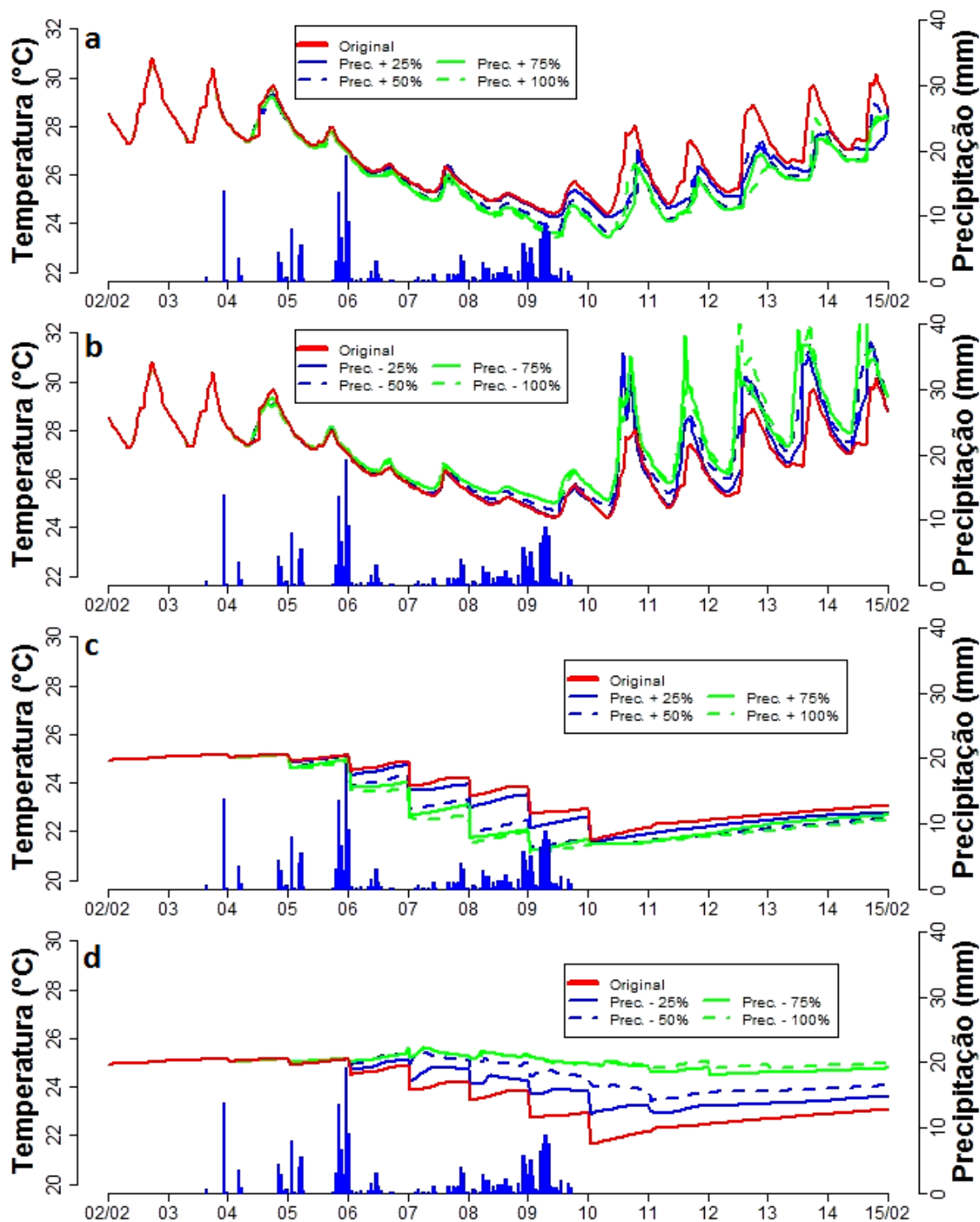


Figura 6.47 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 1 a 0,8 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente e a 5,0 m de profundidade com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente.

A Figura 6.48 contém a temperatura da água em 10,0 m e a Estabilidade de Schmidt na Série 1 nas simulações com valores originais e com alterações nas precipitações e vazões afluentes.

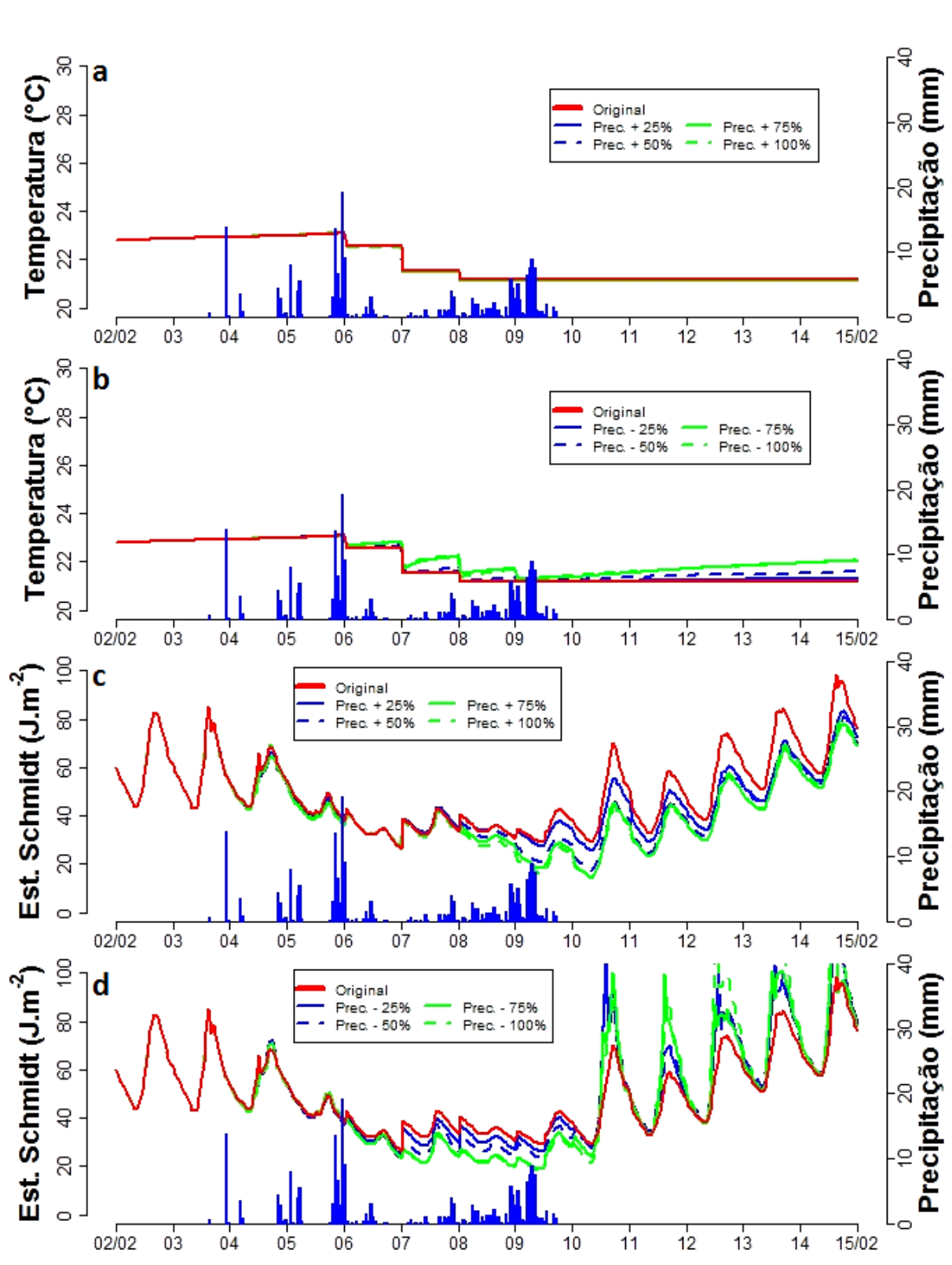


Figura 6.48 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 1 a 10 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente e a variação da Estabilidade de Schmidt (kJ.m⁻²) com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente.

As alterações na temperatura superficial da água (0,8 m) com o acréscimo nas precipitações e vazões afluentes passaram a ser sentidas principalmente a partir do dia 06/02, após os eventos chuvosos maiores ocorridos no dia 05/02. Já as reduções nas precipitações e vazões de entrada passaram a ser sentidas na temperatura superficial da água (0,8 m) a partir do dia 07/02, produzindo diferenças bem maiores após o término dos eventos chuvosos que as encontradas com o acréscimo das precipitações e volume das vazões de entrada.

Com relação às temperaturas da água na profundidade de 5,0 m, em ambos os casos as alterações passaram a ser sentidas a partir do dia 06/02, em dois dias após o início dos eventos de chuvosos. Novamente, o acréscimo das precipitações e das vazões afluentes provocou menores alterações após o término dos eventos chuvosos que o decréscimo das mesmas, sendo que nesta profundidade o reservatório demonstrou uma tendência bem mais lenta de retorno às condições originais, comparando-se com o observado nas temperaturas superficiais.

Já as temperaturas da água na profundidade de 10,0 m não foram alteradas com o acréscimo das precipitações e das vazões de entrada no reservatório. A redução destas variáveis ocasionou alterações bem inferiores às observadas para a profundidade de 5,0 m, sendo sentidas apenas com as reduções de 75 e 100%, não existindo uma tendência de retorno à simulação original.

A Estabilidade de Schmidt demonstrou maiores alterações com o aumento das precipitações e das vazões afluentes principalmente após o dia 08/02, e com a redução das mesmas a partir do dia 07/02. Assim como com as temperaturas superficiais da água (0,8 m), o efeito ocasionado com a redução das variáveis foi bem maior, com as alterações produzidas não demonstrando um rápido retorno às condições obtidas com a simulação original após o término dos eventos.

A Tabela 6.20 contém os valores diários da temperatura da água e da Estabilidade de Schmidt no dia escolhido para a comparação das simulações na Série 1 (dia 12 de fevereiro), com as simulações realizadas com as alterações nos valores de precipitações e vazões afluentes:

Tabela 6.20 - Valores de temperatura diária média (°C) e Estabilidade de Schmidt (kJ.m⁻²) no dia de comparação da Série 1 obtidos com as variações na precipitação e vazão afluente ao reservatório, acompanhados pela variação percentual (Δ %) em relação aos valores simulados com os dados originais.

1ª Série - Dia 13 de fevereiro de 2015								
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 25 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 25 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	26,66	- 3,37		26,16	- 5,17		
	5,0 m	22,56	- 0,97	56,93	- 14,84	22,82	0,17	74,39
10,0 m	21,20	0,09			21,76	2,76		
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 50 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 50 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	26,34	- 4,53		28,92	4,82		
	5,0 m	22,23	- 2,41	56,13	- 16,04	23,88	4,83	75,12
10,0 m	21,13	- 0,24			21,50	1,51		
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 75 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 75 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	26,26	- 4,82		29,38	6,49		
	5,0 m	22,40	- 1,67	53,53	- 19,93	24,62	8,08	75,74
10,0 m	21,12	- 0,28			21,89	3,35		
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 100 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 100 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	26,49	- 3,99		29,52	7,00		
	3,5 m	22,14	- 2,81	54,69	- 18,19	24,83	9,00	78,23
8,0 m	21,11	- 0,33			21,88	3,36		

Para as temperaturas em superfície (0,8 m), as maiores diferenças ocasionadas foram encontradas com o acréscimo de 75 % das precipitações e vazões de entrada, alterando em 4,82 % os valores originais. Já para as reduções das precipitações e vazões de entrada, as maiores diferenças ocorreram com a redução de 100%, variando as temperaturas em 7%.

Para as temperaturas nas profundidades de 5,0 m e 10,0 m, estas sofreram as maiores alterações com as variações de 100% dos valores de precipitação e vazão de entrada. Percebe-se que novamente a redução dos valores produziu efeitos maiores, sendo mais de três vezes maiores para os encontrados em 5,0 m com 9,0 % e mais de dez vezes maiores para a profundidade de 10,0 m, apresentando uma variação de 3,36 %.

Apesar da diferença entre os valores da Estabilidade de Schmidt em relação às simulações originais serem maiores com o decréscimo das precipitações e vazões, as diferenças entre os valores médios diários no dia de comparação foram maiores com o acréscimo das mesmas, atingindo o máximo de 19,93 % de variação com o aumento de 75% destas variáveis.

A Figura 6.49 contém a temperatura da água em 0,8 e 5,0 m na Série 3 com nas simulações realizadas com valores originais e com alterações nas precipitações e vazões afluentes.

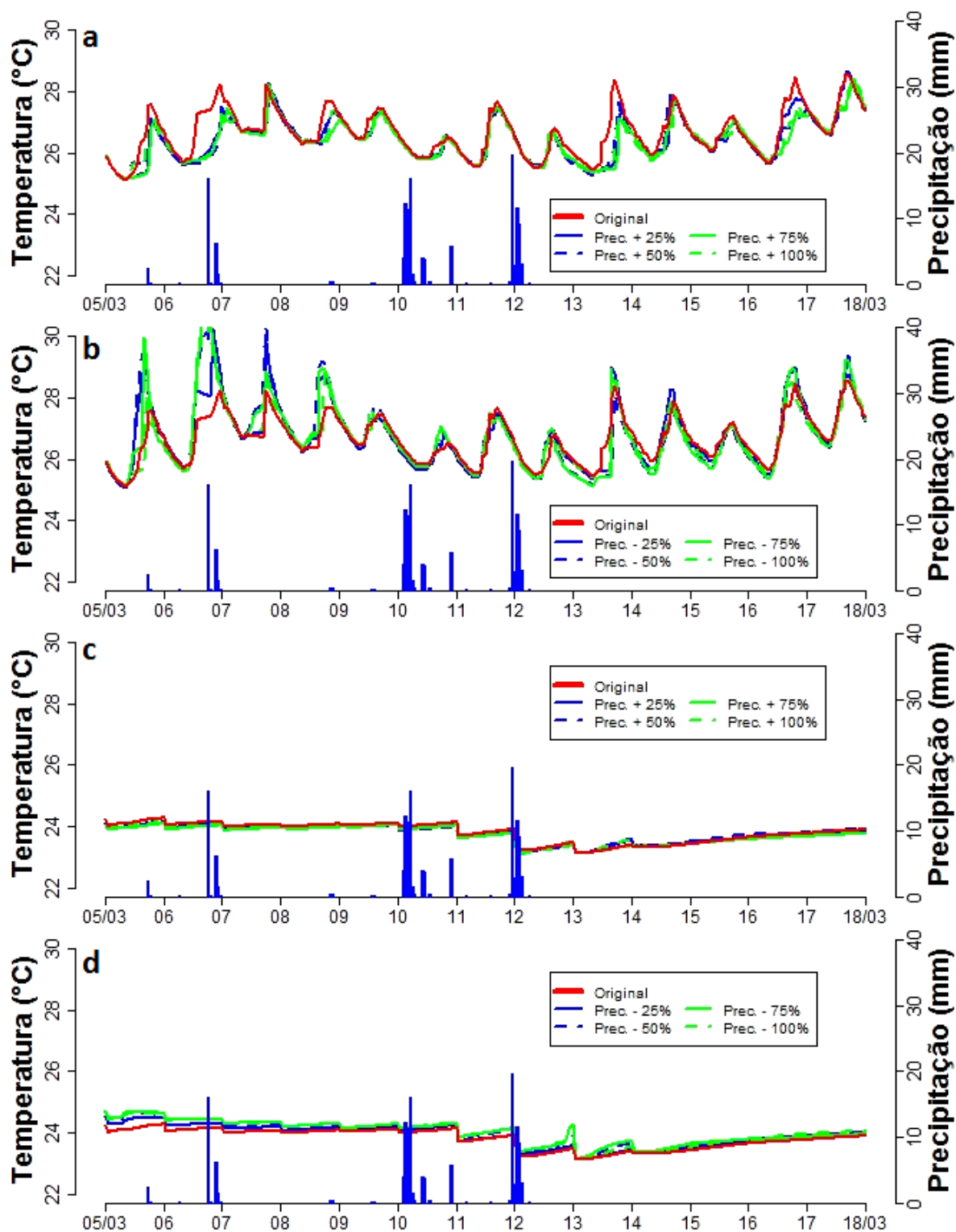


Figura 6.49 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 3 a 0,8 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente e a 5,0 m de profundidade com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente.

A Figura 6.50 contém a temperatura da água em 10,0 m e a Estabilidade de Schmidt na Série 3 nas simulações com valores originais e com alterações nas precipitações e vazões afluentes:

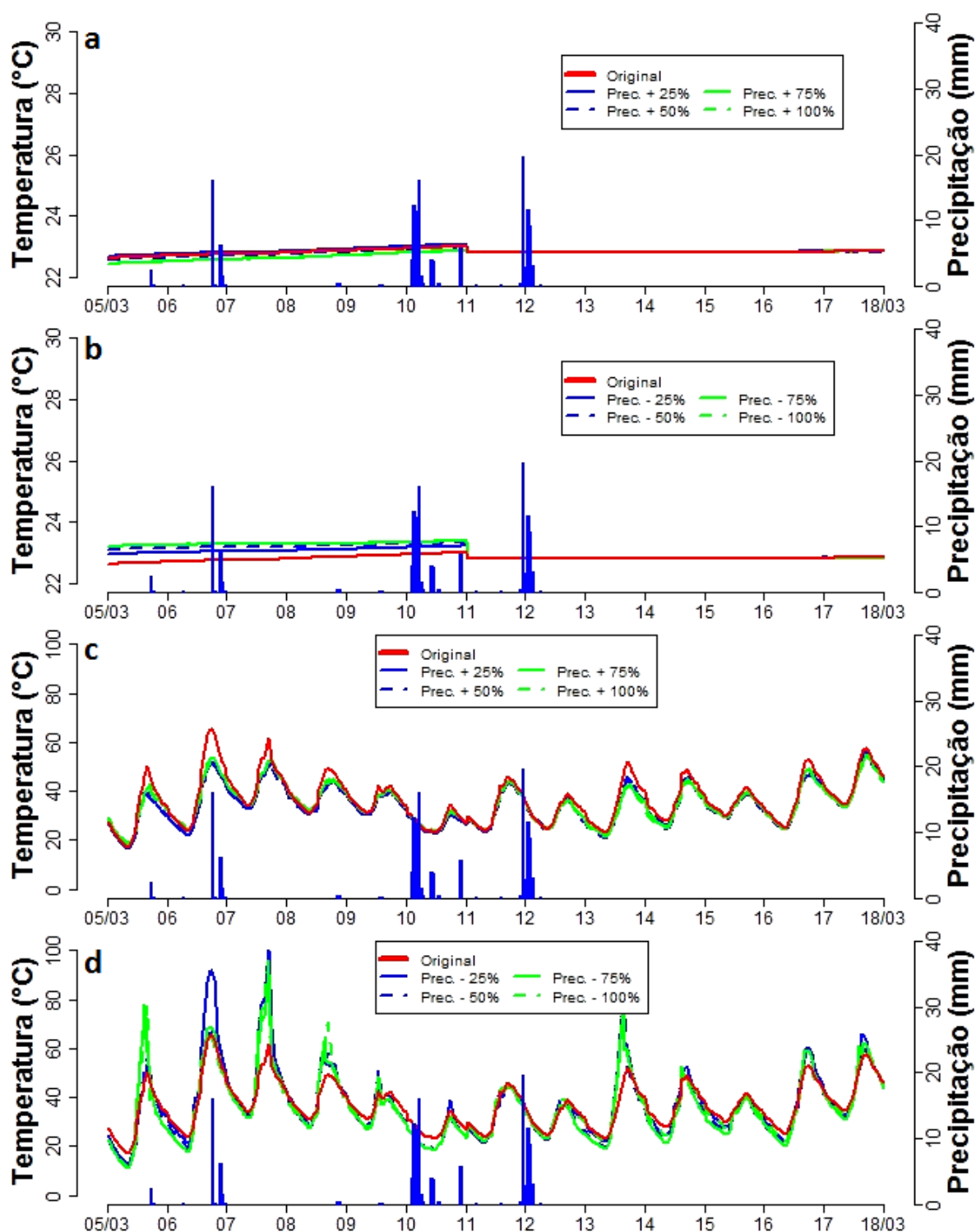


Figura 6.50 - Variação da temperatura da água (°C) na Série 3 a 10 m de profundidade com o aumento (a) e a redução (b) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente e a variação da Estabilidade de Schmidt (kJ.m^2) com o aumento (c) e a redução (d) dos valores de precipitação e volume da vazão afluente.

Novamente a redução dos valores de precipitação e vazões afluentes ocasionou maiores alterações na temperatura superficial da água (0,8 m), as quais passaram a ser sentidas a partir do dia 11 de março, durante os eventos. Já o acréscimo dos valores de precipitação e vazões afluentes passou a ser mais evidentes após o término dos eventos chuvosos (dia 12 de março).

Já as alterações da temperatura da água em 5,0 m passaram a ser sentidas a partir do dia 11 de março, tanto para a redução quanto para o acréscimo dos valores de precipitação e vazões afluentes. O acréscimo destas variáveis produziu variações menores ou por vezes inexistentes na temperatura da água, já o decréscimo propiciou alterações maiores e mais duradouras.

O acréscimo dos valores de precipitação e vazões de entrada não ocasionou alterações perceptíveis na temperatura da água em 10,0 m de profundidade, sendo estas ainda menos sentidas do que as situadas em 5,0 m de profundidade. Já a redução das variáveis analisadas provocou alterações muito menores quando comparado ao efeito em 5,0 m de profundidade.

A Estabilidade de Schmidt se comportou de acordo com o esperado, se reduzindo com a entrada das vazões no reservatório e aumentando com a diminuição das mesmas. Assim como ocorrido na Série 1, percebe-se que a diferença ocasionada na estabilidade do sistema em relação à simulação original se deu de forma muito mais expressiva com a redução das precipitações e vazões afluentes.

A Tabela 6.21 contém os valores diários da temperatura da água e da Estabilidade de Schmidt no dia escolhido para a comparação das simulações na Série 3 (dia 16 de março), com as simulações realizadas com as alterações nos valores de precipitação e vazões afluentes.

Tabela 6.21 - Valores de temperatura diária média (°C) e Estabilidade de Schmidt (kJ.m-2) no dia de comparação da Série 3 obtidos com as variações na precipitação e vazão afluente ao reservatório, acompanhados pela variação percentual (Δ %) em relação aos valores simulados com os dados originais.

3ª Série - Dia 16 de março de 2015								
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 25 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 25 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	26,35	- 1,79		26,90	0,24		
	5,0 m	23,62	- 0,38	32,90	- 12,03	24,11	1,69	38,27
10,0 m	22,80	- 0,07			22,86	0,19		
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 50 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 50 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	26,04	- 2,95		27,11	1,05		
	5,0 m	23,49	- 0,92	31,45	- 15,91	24,13	1,79	39,81
10,0 m	22,80	- 0,10			22,93	0,46		
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 75 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 75 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	26,17	- 2,47		27,40	2,13		
	5,0 m	23,47	- 0,99	30,71	- 17,88	24,25	2,30	42,29
10,0 m	22,79	- 0,13			23,01	0,82		
Prof.	<i>Precipitação e Q entrada + 100 %</i>				<i>Precipitação e Q entrada - 100 %</i>			
	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)	Temp.	ΔT (%)	E.S.	$\Delta E.S.$ (%)
	0,8 m	25,87	- 3,59		27,42	2,18		
	3,5 m	23,55	- 0,65	30,68	- 17,96	24,88	4,93	43,66
8,0 m	22,79	- 0,14			23,07	1,09		

Apesar de graficamente serem percebidas maiores alterações nas temperaturas superficiais da água (0,8 m) com a redução dos valores de precipitação e vazão de entrada no reservatório, foi o acréscimo das mesmas que demonstrou maiores alterações no dia de comparação. Em ambos os casos, as maiores variações na temperatura ocorreram com variações de 100% nas variáveis, com a variação máxima de 3,59 % para o aumento destas e 2,18 % nas reduções.

Já o decréscimo dos valores de precipitação e vazão afluente foi mais sentido na temperatura da água a 5,0 m de profundidade em todas as simulações, obtendo a variação máxima de 4,93 % com a redução de 100% das variáveis, em comparação com máximo de 0,99 % de alteração com o aumento das mesmas em 75%. As alterações foram menores nas temperaturas da água em 10,0 m, sendo que as reduções das variáveis foram mais notáveis, com a maior alteração de 1,09 %, em comparação com o acréscimo que alterou a temperatura em 0,14 %.

As alterações na Estabilidade de Schmidt se deram de forma crescente com o aumento ou redução dos valores de precipitação e da vazão de entrada no reservatório. O acréscimo das precipitações e vazões afluentes sempre propiciou alterações maiores em relação ao decréscimo das mesmas, sendo mais de 6 vezes maior com alterações em 25% dos valores.

6.4.3 Análises das variações encontradas

A Figura 6.55 contém as variações na temperatura da água média diária na superfície obtidas na Série 1 e Série 3 com as simulações realizadas.

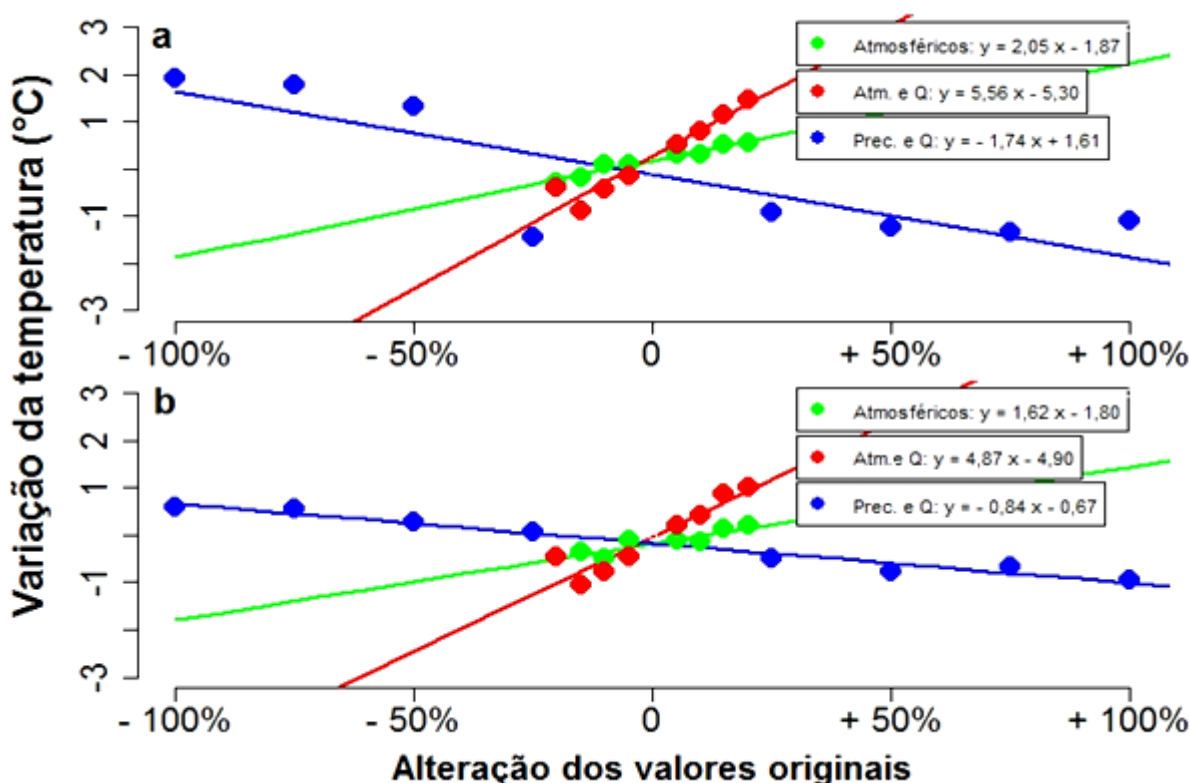


Figura 6.51 – Variações na temperatura da água média diária (°C) em 0,8 m de profundidade nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3.

Com relação às variações da média diária da temperatura da água na superfície (0,8 m), em ambas as séries analisadas o coeficiente angular das retas formadas foi elevado ($r^2 > 0,90$), sendo as maiores inclinações obtidas com as alterações de valores da temperatura do ar e radiação solar incidente. Quando corrigidas as temperaturas das vazões de entrada, na Série 1 a reta formada obteve o coeficiente angular 3,2 vezes maior que o obtido com alterações nos valores de precipitação e vazão, e na Série 3 o coeficiente angular foi 5,8 vezes maior.

A Figura 6.57 contém as variações na temperatura da água média diária em 10,0 m de profundidade obtidas na Série 1 e na Série 3 com as simulações realizadas.

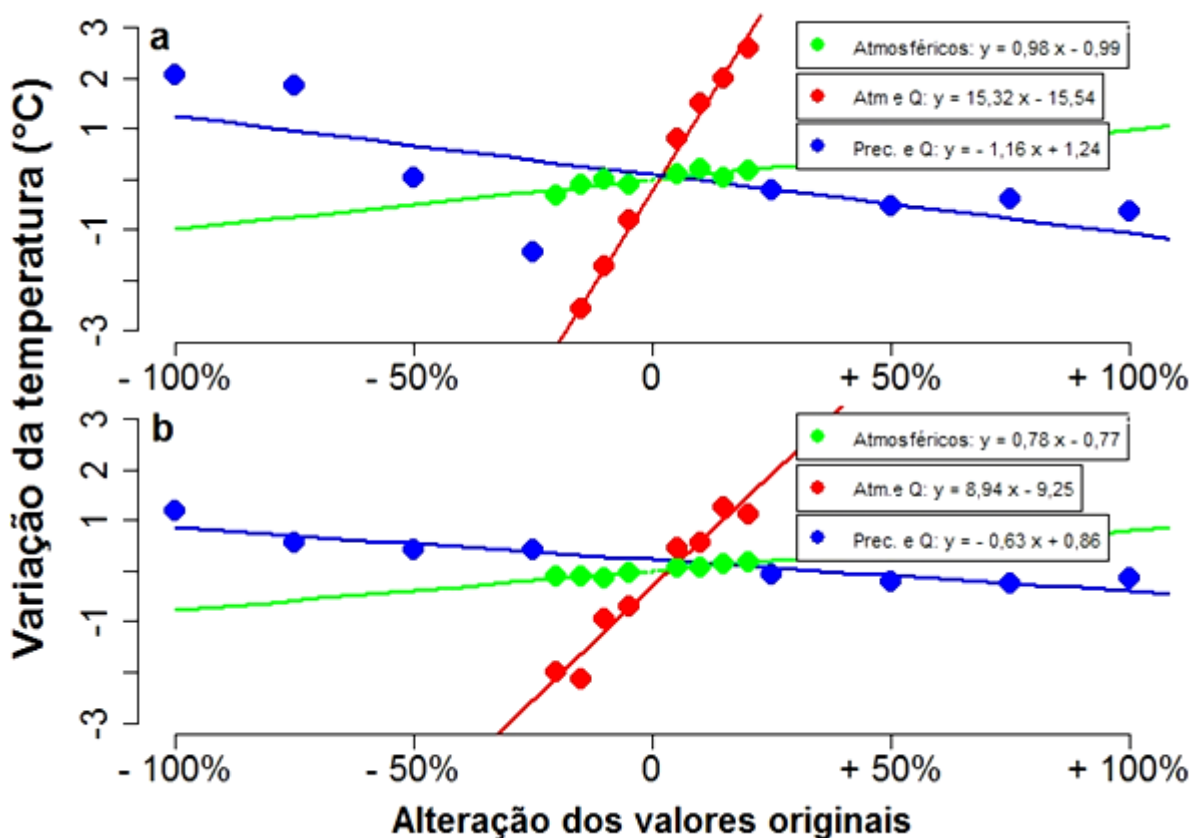


Figura 6.52 – Variações na temperatura da água média diária (°C) em 0,8 m de profundidade nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3.

Assim como ocorrido em superfície, as variações da temperatura da água na profundidade de 5,0 m formaram retas mais inclinadas para a Série 1, existindo, para ambas as séries, diferenças maiores entre as retas formadas sem e com a correção das temperaturas das vazões de entrada. Quando as temperaturas foram corrigidas, a reta formada na Série 1 obteve um coeficiente angular 13,2 vezes maior que o encontrado para a reta com alterações nos valores de precipitação e vazão de entrada, e na Série 3 a reta obteve um coeficiente 14,2 vezes maior.

A Figura 6.57 contém as variações na temperatura da água média diária em 10,0 m de profundidade obtidas na Série 1 e na Série 3 com as simulações realizadas.

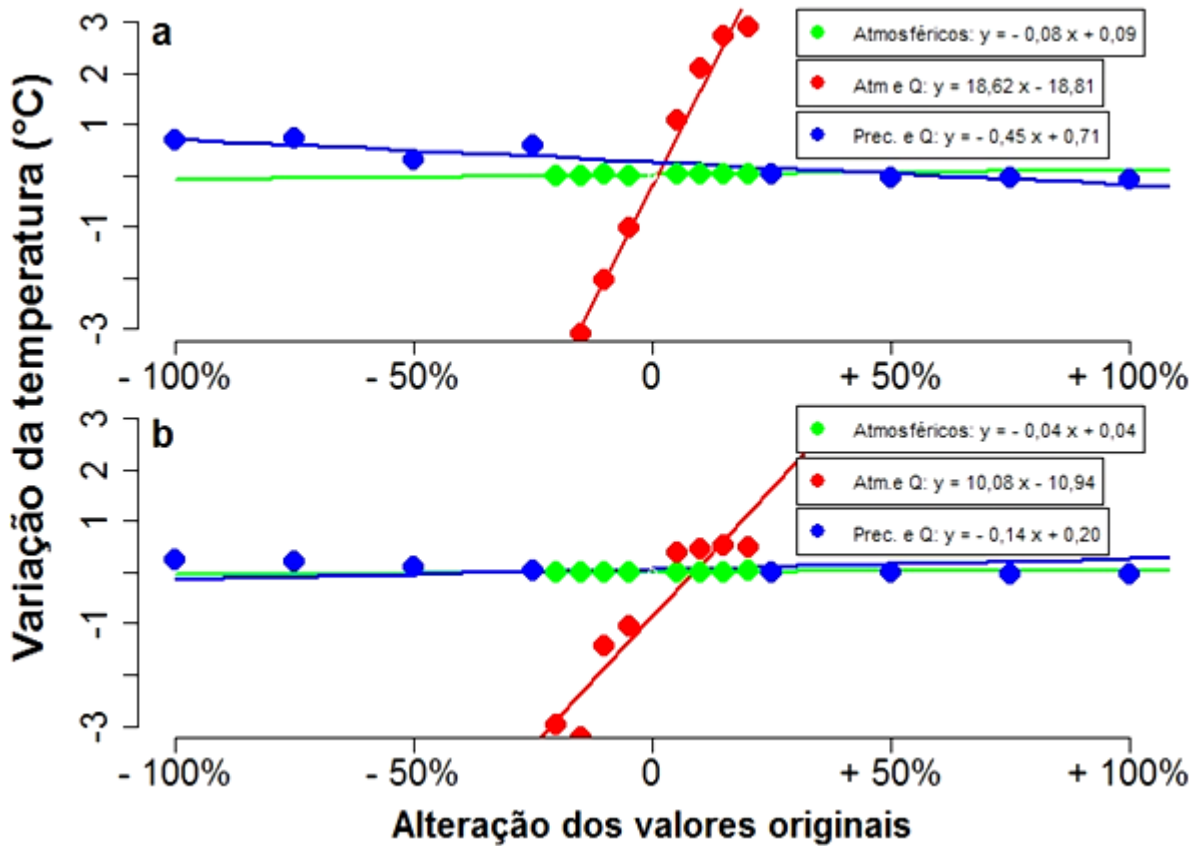


Figura 6.53 - Variações na temperatura da água média diária (°C) em 10,0 m de profundidade nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3

Já as temperaturas da água na profundidade de 10,0 m obtiveram coeficientes angulares bem menores com as alterações nos valores de temperatura do ar e radiação solar incidente sem a correção das temperaturas das vazões, sendo neste caso ainda menores que os coeficientes encontrados para as retas com as alterações nos valores de precipitação e vazões afluentes. Na Série 1, o coeficiente angular da reta formada com a correção dos valores de temperatura das vazões foi 41,4 vezes maior que o obtido com as alterações nos valores de precipitação e vazão, e na Série 3 a reta formada obteve um coeficiente angular 72 vezes maior.

A Figura 6.57 contém as variações na Estabilidade de Schmidt obtida na Série 1 e na Série 3 com as simulações realizadas.

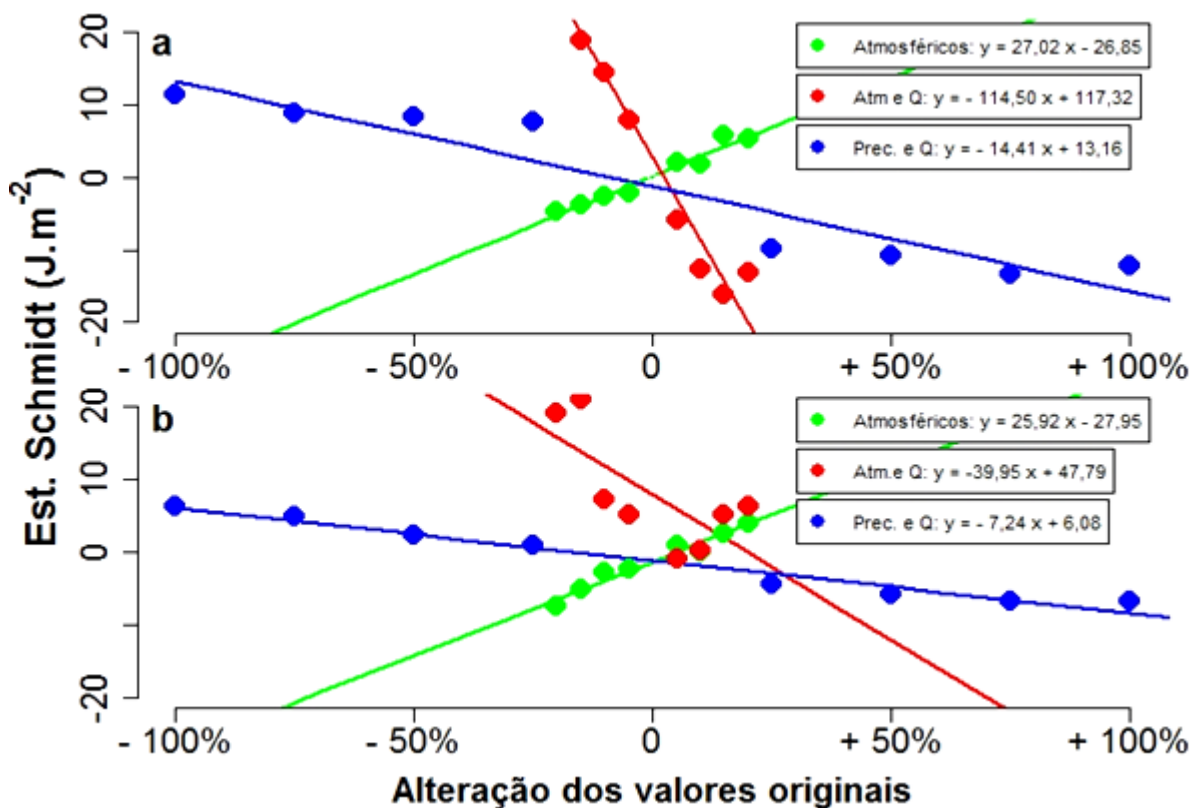


Figura 6.54 - Variações na Estabilidade de Schmidt média diária (kJ.m^{-2}) nos dias de comparação de resultados mediante as simulações realizadas em: a) Série 1 e b) Série 3

As variações da Estabilidade de Schmidt seguiram o padrão das variações nas temperaturas da água, apresentando retas com coeficientes angulares maiores para as variações na temperatura do ar e radiação solar incidente com a correção das temperaturas das vazões de entrada, contudo estas obtiveram inclinações negativas. Percebe-se que as retas formadas com as alterações na precipitação e no volume das vazões obtiveram coeficientes angulares bem maiores em relação aos obtidos com as variações nas temperaturas da água, sendo este 8,3 vezes maior que o obtido para as temperaturas superficiais da Série 1, e 8,6 vezes maior que as mesmas para a Série 3.

7 DISCUSSÃO

7.1 Modelagem com o GLM-AED

O modelo hidrodinâmico General Lake Model apresentou maior sensibilidade ao coeficiente atmosférico que regula a troca de calor sensível (C_e), sendo seguido pelo coeficiente relacionado ao fluxo de momento nas camadas superficiais (C_d). Assim como relatado para outros reservatórios de porte semelhante (MARKFORT *et al.*, 2010, BARBOSA, 2015), a calibração do modelo demonstrou grande sensibilidade aos parâmetros atmosféricos.

A baixa penetração de luz e calor pela coluna d'água faz com que o aquecimento se retenha apenas nas camadas superficiais (SCHEFFER, 1998), sendo este um fator importante a ser considerado neste tipo de ambiente hipereutrófico. Deste modo, foi determinado um valor elevado para o coeficiente de extinção da penetração da luz na coluna d'água (K_w), assim como um valor reduzido para o C_d , de forma que a termoclina se situasse mais próxima da superfície.

Dentre os outros parâmetros analisados, o modelo se mostrou mais sensível aos coeficientes relacionados às vazões de entrada no reservatório (*streambed_slope* e *streambed_drag*), entretanto seus índices de sensibilidade foram notadamente menores que dos coeficientes atmosféricos. Para os primeiros, foram determinados valores que ocasionassem maior atrito (E) na entrada das vazões, as quais se mostraram importantes para a determinação das temperaturas do hipolímnio no reservatório.

A análise de sensibilidade não obteve resultados satisfatórios para o módulo do fitoplâncton no AED, produzindo resultados em escalas centesimais. A falha decorreu em razão do erro inicial ser muito alto, e as alterações realizadas nos parâmetros do modelo foram por vezes muito maiores que 15% dos valores originais, sendo aumentadas em até 20 vezes. Ademais, a combinação entre os coeficientes foi fundamental para os resultados, fazendo com que alterações em um coeficiente isolado não fossem capazes de gerar resultados distintos.

Na calibração do modelo biológico do AED, foi escolhida a opção de limitação de luz para o crescimento, sendo a constante de semi-saturação (I_K) determinada com um valor de $15 \mu E.m^{-2}.s^{-1}$, abaixo dos encontrados em literatura (GAL *et al.*, 2009; BARBOSA, 2015). No entanto, o valor foi consoante com intensidades relatadas em reservatórios hipereutróficos

tropicais, como por exemplo, um ambiente com $15 \mu\text{mol E m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ durante a dominância da cianobactéria *C. raciborskii* (BOUVY *et al.*, 2003).

Segundo Losada (2011), a validade da hipótese de verticalidade pura para a aplicação de modelos 1D deve ser baseada na batimetria, estratificação, força do vento e entradas e saídas de água, que são efeitos podem modificar a estrutura térmica de forma suficiente para que a hipótese não seja mais válida. De forma geral, os coeficientes de erro obtidos em relação aos perfis de temperatura mensurados mensalmente (RMSE de $1,01 \text{ }^\circ\text{C}$ e o NMAE de 0,036) e em relação à temperatura na superfície mensurada de forma horária (RMSE de $1,08 \text{ }^\circ\text{C}$ e NMAE de 0,04), se situam dentro da faixa de erros obtidos por outros estudos (Tabela 7.1):

Tabela 7.1 - Coeficientes de erro encontrados na literatura para temperatura da água ($^\circ\text{C}$) simulada por modelos hidrodinâmicos

Autor	Modelo	Coeficiente	Perfil	Epilímnion
BRUCE <i>et al.</i> (2006)	DYRESM	NMAE		0,037
GAL <i>et al.</i> (2008)	DYRESM	NMAE	0,04	
FRAGOSO <i>et al.</i> (2011) ST	IPH-TRIM3D	RMSE	$2,59 \text{ }^\circ\text{C}$	
LIPORONI (2012) ^T	CE-QUAL-W2	RMSE	$0,57 \text{ }^\circ\text{C}$	
READ <i>et al.</i> (2014)	GLM	RMSE	$2,78 \text{ }^\circ\text{C}$	$1,74 \text{ }^\circ\text{C}$
BARBOSA (2015) ^T	GLM	RMSE	$1,47 \text{ }^\circ\text{C}$	
SILVA <i>et al.</i> (2015) ^T	GLM	RMSE	$0,70 \text{ }^\circ\text{C}$	
SNORTHEIM (2015)	GLM	NMAE	0,066	

* T = Tropical , ST = Sub-Trop.

Em muitos dos estudos supracitados as temperaturas simuladas para o hipolímnio foram responsáveis pelos maiores erros obtidos (GAL *et al.*, 2008; SNORTHEIM, 2015), sendo este erro um fator importante e que pode levar a estimativas erradas da ocorrência de estratificação térmica quando o observador se vale apenas de dados superficiais (READ *et al.*, 2014).

Durante as etapas de calibração e validação da modelagem hidrodinâmica da lagoa da Pampulha, as temperaturas na superfície foram melhores simuladas que as do hipolímnio e a utilização de 20 pontos de profundidade no perfil acarretou em uma maior estimativa de erro do modelo, já que em média apenas 6 pontos do perfil representavam o epilímnion (3 m). Contudo, acredita-se que o resultado da modelagem hidrodinâmica foi satisfatório.

Com relação à biomassa do fitoplâncton, para a validação foi encontrado o RMSE de $72,31 \mu\text{g Chl.l}^{-1}$ e o NMAE de 0,31 com relação aos dados mensurados em superfície (0,5 m), sendo a biomassa média no período de $241,40 \mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$. Em geral, a biomassa foi bem representada durante o ano, entretanto os picos de concentração no período de transição ao

final da estação seca ocasionaram fortes subestimações, não sendo bem capturados pelo modelo.

Fragoso *et al.* (2011) obtiveram o RMSE de 11,14 $\mu\text{g Chl-a.l}^{-1}$ em estudo envolvendo um lago raso oligotrófico-mesotrófico situado em uma região subtropical, porém não há informação sobre a biomassa média do local. Barbosa (2015) encontrou o RMSE de 1,99 mmol C. m^{-3} para o Lago Paranoá (DF), tropical e mesotrófico, com a biomassa média de 6,37 mg.l^{-1} . Já Gal *et al.* (2009) obtiveram o NMAE variando entre 0,50 a 1,24 para 5 espécies de fitoplâncton (média de 0,99) avaliadas em 11 profundidades em simulação de um lago eutrófico de clima temperado.

Com relação às incertezas existentes na determinação das vazões afluentes, o modelo se mostrou pouco sensível às variações de 20% do seu volume de entrada diário, conforme demonstrado na seção 6.2.1. O maior erro produzido entre os perfis da temperatura d'água encontrados com as vazões afluentes originais e com as vazões de entrada alteradas no ano de 2013 foi de 0,16 °C, e para o ano de 2015 o maior RMSE mensal encontrado foi de 0,19 °C.

Já para os perfis da biomassa fitoplanctônica simulados com as variações de 20% do volume das vazões de entrada, foi encontrado o RMSE máximo de 60,43 $\mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$ para o ano de 2013 e 83,97 $\mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$ para o ano de 2015. Embora quando comparados com as médias anuais estes valores estejam elevados, percebe-se que para os valores obtidos em superfície (0,8 m) estes foram semelhantes em ambos os anos (Figuras 6.7 e 6.8), sendo as biomassas médias anuais produzidas na superfície também mais próximas entre si.

Ao final da seção 6.2.2 foi evidenciado que as variações das temperaturas das vazões de entrada em 1 e 2 °C ocasionaram alterações bem maiores nas simulações realizadas. No ano de 2013, a redução das temperaturas das vazões de entrada em 1 °C propiciou um RMSE máximo mensal de 0,96 °C e no ano de 2015 a redução em 1 °C produziu o maior erro mensal de 0,98 °C.

De forma geral, as temperaturas do hipolímnio simuladas apresentaram uma tendência de subestimação durante o verão e superestimação durante o inverno. Já as temperaturas no epilímnio foram bem representadas no verão, sendo superestimadas no inverno, fato evidenciado pelas medições horárias realizadas pela boia em 2015. Ao final, a redução das temperaturas das vazões afluentes para as vazões de base no período de inverno (seção 6.2.2) não se mostrou eficaz para melhorar as simulações das temperaturas superficiais da água.

7.2 Eventos chuvosos e dinâmica encontrada na Lagoa da Pampulha

A pesquisa contou com um período aproximado de 4 anos de observações, durante os quais ocorreram análises físico-químicas e biológicas que objetivaram compreender a dinâmica de um ecossistema hipereutrófico tropical. A aplicação do modelo GLM-AED e o monitoramento em alta frequência na superfície foram importantes para aumentar a compreensão do comportamento do meio aquático no intervalo entre as amostragens mensais, bem como a influência das variáveis atmosféricas e o tempo de resposta às perturbações.

As amostragens na estação quente e chuvosa (outubro a março) usualmente revelaram gradientes físico-químicos e biológicos pronunciados dos perfis da coluna d'água, com as mensurações em poucos dias após as precipitações já apresentando padrões recorrentes da estação. O reservatório fica estratificado, com a profundidade da zona eufótica menor que a da zona de mistura, as camadas superficiais supersaturadas com OD e apresentando valores elevados de pH, com o OD inexistindo e o pH decaindo entre 2,0 m e 3,0 m.

A utilização do código R Lake Analyzer com os perfis amostrados e simulados pelo modelo no ano de 2015 demonstrou que no período quente do ano a estabilidade termal da coluna d'água é muito elevada, com a Estabilidade de Schmidt dos valores mensurados *in loco* variando entre 30,6 e 69,4 J.m⁻². No período de estudo, somente uma amostragem no verão possuiu indícios de desestratificação térmica e mistura (12/01/2012), ocorrida em 3 dias após uma série de precipitações com 355 mm precipitados em 10 dias, com picos de até 45 mm.h⁻¹.

As simulações do perfil da coluna d'água e as amostragens realizadas em poucos dias após os eventos chuvosos (seção 6.3) demonstraram que nestes períodos de elevada estabilidade térmica, por vezes as vazões de entrada ocasionaram efeitos similares aos observados por Wilhelm e Adrian (2008) em um lago hipereutrófico raso (Lago Müggelsee - Alemanha) no verão chuvoso. Foi notado que as vazões afluentes ocasionavam o resfriamento do hipolímnio e a diminuição da profundidade da zona da mistura, tornando-a adensada na superfície.

Xing *et al.* (2014) em um reservatório tropical raso (Kranji – Singapura) notaram um padrão semelhante, percebendo que a estratificação térmica aumentava com a entrada das vazões. Com a ocorrência de episódios de precipitação intensos, foi percebida a destratificação térmica, contudo em no mínimo três dias após a ocorrência dos eventos. Contudo, os autores estimaram que o regime dominado pela radiação solar caracterizou 88% do período analisado.

No período quente e chuvoso, a ocorrência de precipitações e o aumento das vazões afluentes ocasionaram poucas alterações nas temperaturas superficiais da água na Lagoa da Pampulha, influenciando mais a sua estabilidade térmica (seção 6.3 e 6.4.3). Nas análises de correlação (seção 6.3.10), a duração dos eventos chuvosos, por sua vez bem correlacionada com os volumes de precipitação total ($r = 0,84$), foi a característica dos eventos de precipitação que obteve a correlação mais forte com as variações da Estabilidade de Schmidt ($r = - 0,96$).

Em geral, o efeito ocasionado pelas precipitações na estabilidade térmica variou com a época do ano, sendo sentido com mais influência nos primeiros meses do período frio, quando a frequência de ocorrência de precipitações é bem menor (Série 5 e 6). Já nos meses mais quentes, mesmo com um grande volume precipitado em um episódio com duração de seis dias marcados por forte nebulosidade, os valores da Estabilidade de Schmidt retornaram às condições anteriores aos eventos em quatro dias após o término dos mesmos, acompanhando o forte aumento das altas temperaturas do ar e os níveis de radiação solar incidente (Série 1).

As simulações realizadas (seção 6.4) demonstraram a maior importância do volume das vazões de entrada para a estabilidade térmica do reservatório, contudo de forma menos importante que a sua temperatura. Entretanto, a temperatura da água ao fundo do reservatório aparenta ser importante para regular a duração dos efeitos térmicos nas camadas superficiais após os dias de precipitações. As simulações com alterações na temperatura do ar e radiação solar incidente quando foram corrigidas ou não as temperaturas das vazões afluentes demonstraram que com a ausência da correção das mesmas, o reservatório demonstrava uma rápida recuperação (seção 6.4.1).

Nas simulações envolvendo a correção da temperatura das vazões afluentes (seção 6.4.1), por vezes foi notado um padrão distinto, ocorrendo redução da Estabilidade de Schmidt com as vazões de entrada contendo temperaturas maiores e vice-versa. Este efeito possivelmente ocorreu em razão das temperaturas com que as vazões adentraram o fundo do reservatório, ocasionando a variação da densidade das camadas que se situam abaixo do seu centro geométrico (Eq. 3.3.1). Quando as vazões de entrada continham temperaturas menores, estas se encontravam mais geladas que as camadas nas quais foram inseridas ao fundo do reservatório, acabando por aumentar sua densidade e conseqüentemente a Estabilidade de Schmidt. Em outros casos, por vezes o fenômeno ocorreu de forma oposta, com águas mais quentes reduzindo a densidade ao fundo, e diminuindo a estabilidade térmica do reservatório.

Durante as séries de precipitação analisadas (seção 6.3), o monitoramento em alta frequência na superfície do reservatório permitiu observar um forte comportamento similar entre as temperaturas superficiais da água com as temperaturas do ar e os níveis de radiação solar incidente. De fato, as variações da temperatura superficial da água mensuradas pela boia foram bem correlacionadas (seção 6.3.10) com as variações observadas da radiação solar incidente ($r = 0,78$) e da temperatura do ar ($r = 0,76$).

Nas séries chuvosas analisadas no período quente do ano (Séries 1, 2 e 3), percebeu-se que foram nos episódios de precipitação mais longos, marcados por dias com menores temperaturas do ar e níveis de radiação solar incidente, que ocorreram as maiores reduções das temperaturas superficiais mensuradas pela boia. De fato, a duração dos eventos de precipitação também foi a característica dos eventos chuvosos analisados (seção 6.3.10) que obteve as melhores correlações com as variações observadas da temperatura superficial da água mensurada pela boia ($r = - 0,90$) e do perfil térmico simulado pelo modelo ($r = - 0,96$).

A precipitação total foi outra característica dos eventos que obteve boas correlações com as variações da temperatura mensurada superficialmente ($r = - 0,87$) e do perfil térmico simulado ($r = - 0,85$), estando também correlacionada com a duração dos eventos, conforme descrito previamente. A variação da umidade relativa do ar refletiu a importância da duração dos eventos de precipitação e da redução das temperaturas do ar, sendo que dentre as variáveis atmosféricas, foi aquela cuja variação durante os episódios esteve melhor correlacionada com as variações da temperatura superficial da água mensurada pela boia ($r = - 0,79$) e do perfil térmico simulado ($r = - 0,89$).

Nas simulações realizadas, o modelo demonstrou um forte comportamento linear das variações da temperatura da água em resposta às alterações nos parâmetros atmosféricos e das vazões afluentes ao reservatório, com $r > 0,90$ (seção 6.4.3). Corroborando com o exposto, as retas formadas pelas variações da temperatura superficial da água (0,8 m) com as alterações na temperatura do ar, radiação solar incidente e temperatura das vazões afluentes obtiveram coeficientes angulares bem maiores nas Séries 1 e 3 (5,56 e 4,87) que as retas formadas pelas variações ocasionadas por alterações nas precipitações e vazões afluentes (- 1,74 e - 0,84).

Assim como demonstrado nos testes com alterações das temperaturas das vazões afluentes (seção 6.2.2), nas simulações realizadas com alterações dos parâmetros atmosféricos e das vazões afluentes (seção 6.4), o reservatório demonstrou maior sensibilidade às alterações nas temperaturas das vazões de entrada em relação às alterações no seu volume. Este fato é

perceptível para as temperaturas da água simuladas em superfície (0,8 m), e se torna ainda mais relevante para as temperaturas simuladas em 5,0 m e 10,0 m, que somente demonstraram alterações relevantes quando corrigidas as temperaturas das vazões de entrada.

Nas simulações (seção 6.4), após o término dos eventos chuvosos, as temperaturas da água nas profundidades de 5,0 m e 10,0 m demonstraram um retorno bem mais lento aos valores obtidos com a simulação original, em comparação com as temperaturas da água simuladas na superfície. O lento retorno às condições iniciais e a ausência de influência direta da temperatura do ar e da radiação solar incidente, quando não foram corrigidas as temperaturas das vazões afluentes, refletem um reservatório com baixa transparência da coluna d'água e bem estratificado, no qual a massa d'água permanece inerte abaixo da zona de mistura.

Os coeficientes angulares das retas formadas das variações da temperatura superficial da água (0,8 m) com as alterações nas temperaturas do ar, níveis de radiação solar incidente e temperaturas das vazões afluentes foram 3,2 e 5,8 vezes maiores que os encontrados para as retas formadas com as variações nas precipitações e vazões afluentes. Já para as temperaturas da água simuladas na profundidade de 10,0 m, os coeficientes angulares formados foram 41,1 e 72,0 vezes maiores.

As séries analisadas e as simulações realizadas sugerem que a Lagoa da Pampulha, apesar de ser um reservatório raso situado em uma bacia urbanizada, é pouco susceptível às variações térmicas ocasionadas pelas precipitações e vazões de entrada no período quente e chuvoso do ano. Contudo, os efeitos da precipitação foram sentidos em outras variáveis, como a condutividade e a biomassa do fitoplâncton, as quais podem afetar de forma indireta a estrutura térmica do reservatório, alterando os níveis de penetração de luz e de transferência de calor pela coluna d'água.

Durante o estudo, foi evidenciado por meio do monitoramento em alta frequência na superfície e das simulações (seção 6.3) que os efeitos imediatos dos episódios de precipitação foram a redução da condutividade e a diminuição da biomassa do fitoplâncton. De fato, os valores de precipitações acumuladas antes de cada amostragem (seção 6.3.11.3) foram negativamente correlacionados a partir de 3 dias com a condutividade ($r = -0,72$ em 30 dias) e 10 dias com as concentrações de TP ($r = -0,68$ em 90 dias) e Chl-a ($r = -0,46$ em 90 dias).

Nos testes de correlação das variáveis analisadas durante as séries (seção 6.3.10), a precipitação total foi a característica dos eventos chuvosos estudados que esteve melhor

correlacionada com as variações da condutividade ($r = - 0,79$) e da Chl-a ($r = - 0,96$) superficiais mensuradas pela boia.

A relação entre a ocorrência da precipitação e as alterações da penetração de luz na coluna d'água se mostrou de forma indireta. A Chl-a foi correlacionada com as concentrações de TP ($r = 0,66$), sendo que ambas variáveis foram negativamente correlacionadas com as profundidades do disco de Secchi ($r = - 0,66$ e $r = - 0,51$, respectivamente), que variou durante as séries de precipitação analisadas no ano de 2015 (seção 6.3) entre 17,5 cm a 30 cm. Além destas variáveis, as profundidades do disco de Secchi somente obtiveram correlações significativas com os volumes de precipitações acumulados antes das amostragens no período entre 15 a 60 dias, com coeficientes similares ($r \sim 0,53$) obtidos em 30 e 60 dias.

Estima-se que o arrastamento pela corrente (“flushing”) seja o principal mecanismo relacionado às precipitações responsável pela diminuição da biomassa fitoplanctônica superficial. A desestratificação térmica não é recorrente na Lagoa da Pampulha durante o período chuvoso e as principais cianobactérias dominantes possuem vacúolos de gás para o controle de sua posição na coluna d'água (LOPES, 2013; COSTA, 2015). Ademais, não foi percebido o aumento das concentrações de Chl-a em profundidade nas amostragens realizadas em poucos dias após os eventos.

A biomassa fitoplanctônica é elevada no reservatório, e as Séries 1, 5 e 6 (seção 6.3) demonstraram a necessidade de precaução na utilização de sensores automáticos em superfície para mensurações da Chl-a e assim monitorar a qualidade da água de corpos d'água lênticos, principalmente em ambientes fortemente eutrofizados. Segundo Meinson *et al.* (2016), mesmo com o avanço dos equipamentos de monitoramento automático, os mesmos provavelmente nunca suprirão a necessidade de amostragens convencionais.

No caso, foi previamente demonstrado em Silva *et al.* (2016b) a existência de fortes limitações para os métodos espectrofotométricos *in situ* na Lagoa da Pampulha, principalmente em momentos com concentrações mais elevadas de Chl-a. De fato, na etapa de adequação dos dados (seção 5.1.8), não foi possível estabelecer relações significativas entre as concentrações de Chl-a mensuradas pela boia e as obtidas em laboratório.

O monitoramento da superfície do reservatório pela boia apontou o decaimento da condutividade superficial de forma contínua em até três dias após o término dos eventos chuvosos, principalmente nas séries estudadas com maior volume precipitado (Série 1, 3, 6).

Este fato condiz com a existência de maiores vazões afluentes nos córregos tributários após o término das precipitações, em razão da recarga hidrológica ocorrida na bacia, reforçando assim o efeito de diluição (FIGUEREDO e GIANI, 2001) ocasionado no reservatório.

Já na estação seca do ano, um episódio de precipitação isolado ocorrido após 35 dias de total precipitado de 0,6 mm e após 54 dias do total precipitado de 2 mm demonstrou ocasionar um aumento na condutividade superficial do reservatório (seção 6.3.7). A amostragem mensal realizada em 11 dias após sua ocorrência revelou a maior concentração superficial de Chl-a do ano de 2015 (442,4 $\mu\text{g. l}^{-1}$), sendo maior que o dobro do valor obtido na amostragem anterior.

O escoamento superficial em meios urbanos é apontado como uma importante fonte alóctone de fosfato, fato evidenciado em lagos (BUDAI e CLEMENT, 2007), reservatórios (WU et al., 2013), rios urbanos (HALLIDAY et al., 2015) e bacias de contenção de cheias (SONG et al., 2015). Contudo, não foram encontradas correlações significativas entre as precipitações acumuladas antes das amostragens e as concentrações de fosfato amostradas, sendo que mesmo com a utilização de análises gráficas a existência de alguma relação não foi percebida.

Em análises anteriores, Silva (2014) obteve uma correlação positiva ($r = 0,43$, $p < 0,001$) entre os teores de TP e de materiais em suspensão nas amostragens realizadas em vazões oriundas de episódio de precipitação, sendo que a concentração de SS é uma variável correlata muito utilizada para a determinação aproximada dos teores de TP (HALLIDAY *et al.*, 2015).

A ausência de relações percebidas entre as precipitações e o fosfato pode decorrer de incertezas na amostragem deste elemento (CHORUS e BARTRAM, 1999), às altas taxas de crescimento experimentadas em ambientes tropicais (VON SPERLING, 2007), fazendo com o intervalo de amostragens não seja suficiente para comprovar a relação, o reservatório conter concentrações elevadas e as precipitações muitas vezes não serem suficientes para ocasionar alterações, ou até mesmo o fato das primeiras chuvas carrearem o fosfato acumulado nas superfícies, aumentando a concentração no reservatório, contudo as chuvas seguintes acabam por eliminar os teores superficiais pela correnteza formada e ocasionar a diluição das concentrações na coluna d'água.

Costa (2015) por meio de Análise de Componentes Principais (PCA) evidenciou fortes correlações da biomassa da *C. raciborskii* e o aumento da temperatura, resistência da água, concentração de nitrito e precipitação total, sendo percebidas diversas florações após precipitações durante o período chuvoso (2010 – 2012). A autora acredita que possivelmente

sua dominância foi favorecida pela diluição do fósforo, pois a espécie possui elevada afinidade pelo mesmo e capacidade de estocá-lo para realizar diversas divisões celulares (BONILLA *et al.*, 2012).

Outra possível fonte do fosfato é autóctone, advinda dos sedimentos em anoxia, sendo no período quente do ano incorporada à superfície em decorrência das vazões, conforme também foi observado em Wilhelm e Adrian (2008) em um lago hipereutrófico raso alemão durante o verão chuvoso. As amostragens de nutrientes no ano de 2013 (Anexo 2) revelaram teores de fosfato elevados em 8,0 m de profundidade no reservatório durante a estação quente e chuvosa, com concentrações variando entre 14 e 38 $\mu\text{g. P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$.

As concentrações de fosfato têm aumentado com o passar dos anos na Lagoa, mesmo com ações para diminuir seu aporte (SUDECAP, 2014a). Assim como demonstrado para a Lagoa em Figueredo *et al.* (2016), a relação entre o aumento das concentrações de fosfato e a diminuição da riqueza e diversidade do fitoplâncton também foi observada no processo de hipereutrofização do Reservatório das Garças (SP), outro reservatório raso e urbano (CROSSETTI *et al.*, 2008).

A baixa penetração de luz cria um aquecimento diferencial na superfície, que reforça a estratificação térmica e mantém o fundo em anoxia, contribuindo para a liberação do fosfato pelos sedimentos (SCHEFFER, 1998), fazendo com que a presença intensa de cianobactérias crie um processo de retroalimentação, reforçando sua dominância (CROSSETTI *et al.*, 2008).

O nitrogênio demonstrou concentrações abundantes no reservatório (Anexo 2), principalmente na estação seca, obtendo concentrações crescentes de NH_4^+ pelo perfil da coluna d'água. No ano de 2012, foram mensuradas concentrações de NH_4^+ maiores que 13.700 $\mu\text{g. l}^{-1}$ na superfície (0,5 m), e durante o período chuvoso as concentrações superficiais nunca foram inferiores à 1024 $\mu\text{g. l}^{-1}$. Segundo Sas (1989), somente concentrações de NH_4^+ menores que 100 $\mu\text{g. l}^{-1}$ podem ser consideradas limitantes à produção fitoplanctônica.

As temperaturas do ar acumuladas antes das amostragens (seção 6.4.3) demonstraram uma visão geral do comportamento do reservatório, sendo obtidas correlações negativas com as concentrações superficiais de Chl-a, TP, NH_4^+ e condutividade no período entre 30 a 90 dias anteriores às amostragens. De fato, é no período frio do ano e durante a transição das estações que foram observadas as maiores concentrações destes elementos (Séries 8, 9 e Anexo 2).

Nas séries de precipitação analisadas (seção 6.3), o primeiro registro de quebra da estratificação térmica ocorreu ao início do período frio e seco, no mês de maio de 2015. A mesma não foi acompanhada por precipitações, contudo um evento de maior intensidade com 50 mm precipitados em 7 horas com a chuva de pico de 31 mm.h^{-1} ocorrido em 15 dias anteriores foi muito importante para a diminuição da sua estabilidade térmica (Série 6).

As consequências da primeira desestratificação térmica percebida em 2015 (Série 6) foram bem capturadas pela amostragem em campo, sendo encontradas concentrações idênticas de Chl-a pelo perfil, a incorporação de OD até o fundo do reservatório e o aumento da transparência da coluna d'água. A concentração de Chl-a se reduziu em superfície, sendo o menor valor obtido no ano de 2015 ($120,2 \mu\text{g.Chl-a.l}^{-1}$). Entretanto, a boia forneceu valores muito elevados de Chl-a, semelhantes às maiores concentrações mensuradas no período quente do ano, podendo ser inferido como um sinal de alguma alteração maior ocorrida.

Durante o período frio e seco do ano (abril a agosto) a estabilidade térmica é menor e a mistura é mais recorrente no reservatório, sendo os valores da Estabilidade de Schmidt determinados através de medições *in loco* no ano de 2015 sempre inferiores à 15 J.m^{-2} . As concentrações de Chl-a e OD pelo perfil demonstram a maior profundidade da zona de mistura, contudo as profundidades do disco de Secchi amostradas foram sempre inferiores às encontradas no período quente e chuvoso do ano. Tal situação é condizente com o fato que as principais cianobactérias dominantes no reservatório possuem vacúolos para controlar sua posição na coluna d'água, e capacidade de competir pela luz na superfície (LOPES, 2013).

Ao final da estação seca e início do período chuvoso, notadamente entre os meses de agosto a outubro, foi percebido um aumento no valor médio das velocidades do vento e a maior ocorrência de velocidades elevadas. Neste período foi notada uma distribuição espacial desigual, existindo maior incidência nas direções entre 0° a 90° e entre 90° a 180° , intervalos que contemplam respectivamente a angulação onde é produzido o maior Fetch no reservatório (em direção à barragem) e em direção aos braços riverinos dos córregos Tijuco e Mergulhão.

O Número do Lago simulado atingiu por poucas vezes valores menores que a unidade durante as séries analisadas no período quente, normalmente nos picos de velocidade do vento encontrados nos dias de ocorrência dos eventos chuvosos, sempre demonstrando um rápido aumento na hora posterior. Já nas séries analisadas na transição com o período frio do ano e durante o mesmo, o Número do Lago atingiu valores menores que a unidade por diversas vezes, entretanto não demonstrou valores negativos durante as séries analisadas.

As velocidades do vento acumuladas antes de cada amostragem foram correlacionadas com os valores superficiais de condutividade e TP a partir de 3 dias, sendo as melhores correlações encontradas com as velocidades acumuladas em 15 dias para ambos ($r = 0,54$ e $r = 0,49$, respectivamente). A partir de 10 dias, as velocidades do vento acumuladas também foram correlacionadas com as concentrações de NO_3^- , atingindo o maior valor em 60 dias ($r = 0,71$).

A Estabilidade de Schimdt simulada durante o período de 02 a 14 de agosto de 2015 demonstrou uma forte redução durante os dias com ocorrência do aumento das velocidades do vento (Série 8), mesmo com temperaturas superestimadas para o epilímnio. Caso as correlações encontradas para as velocidades do vento decorram de relações de causa e efeito, possivelmente estão relacionadas com o efeito de agitação e mistura ocasionado pela formação de correntes, ondas internas e ondas de superfície (HULOT *et al.*, 2015), assim como o aumento de processos de mistura convectiva noturnos (RAMIREZ e BICUDO, 2002).

Deste modo, a presença dos ventos pode ser um fator importante durante e ao final da estação fria e seca, na qual possuem maior intensidade e uma distribuição espacial importante. Contudo, na estação quente e na transição com a estação fria, a estabilidade térmica é elevada, sendo que as séries analisadas (Séries 1, 2, 3, 4, 5) demonstraram a redução da sua velocidade média nos dias de ocorrência das precipitações, que foram os períodos em que ocorreram as menores temperaturas da água e estabilidades termais do reservatório nesta época do ano.

8 CONCLUSÃO

As séries analisadas e as simulações realizadas demonstram que a Lagoa da Pampulha, apesar de ser um reservatório raso situado em uma bacia urbana, é pouco susceptível às variações térmicas ocasionadas pela ocorrência de episódios chuvosos durante o período quente do ano, principalmente com relação às temperaturas superficiais da água. Nesta estação, a estabilidade térmica do reservatório costuma ser elevada, e o mesmo demonstra um rápido retorno aos valores de temperatura existentes anteriormente à ocorrência dos eventos de precipitação.

Os efeitos da precipitação foram sentidos com a redução da condutividade na superfície e ao longo da coluna d'água, bem como da biomassa superficial do fitoplâncton, esta última provavelmente em razão do arrastamento pela corrente. Os valores de precipitações acumuladas antes de cada amostragem foram negativamente correlacionados com a condutividade a partir de 3 dias e com as concentrações de Chl-a e TP a partir 10 dias, sendo os dois últimos negativamente correlacionados com a transparência da coluna d'água.

A duração dos eventos chuvosos e o total precipitado foram as características das séries de precipitação que obtiveram as melhores correlações com as variações dos parâmetros mensurados superficialmente pela boia, como a temperatura da água, a condutividade e a biomassa do fitoplâncton, assim como com as variações dos parâmetros simulados pelo GLM-AED, como a média da temperatura da água pelo perfil e a Estabilidade de Schmidt.

Os ventos demonstraram uma distribuição temporal desigual durante o ano, com maior intensidade entre os meses de agosto a outubro, época na qual sua distribuição espacial também é distinta. Os mesmos aparentam possuir um papel relevante durante a estação fria e seca, na qual as temperaturas da água e a estabilidade térmica do reservatório são menores.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, O. A. Qualidade da Água de Irrigação. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Cruz das Almas, 2010.

AL-MUTAZ, I. S. Salinity and TDS. Chemical Engineering Department. King Saud University. Riyadh, 2012.

BARBOSA, C. C. Aplicação da modelagem ecológica com foco na dinâmica do fitoplâncton para a avaliação da qualidade da água do Lago Paranoá – DF. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Brasília. Brasília, 2015.

BANDEIRA, J.V., SALIM, L.H.; Sedimentos – o desafio da multidisciplinaridade: o caso do assoreamento e dragagem da Represa da Pampulha, Belo Horizonte, MG. VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Porto Alegre (RS), 2006.

BLOTTIERE, L., The effects of wind-induced mixing on the structure and functioning of shallow freshwater lakes in a context of global change. Biodiversity and Ecology. Tese de Doutorado. Université Paris-Saclay. Paris, 2015.

BLOTTIERE, L., JAFAR-BANDJEE, M., JACQUET, S., HULOT, F. D.; Effets of water mixing on the pelagic food web in shallow lakes; *Freshwater Biology*, vol. 61, 2016.

BONILLA, S., AUBRIOT, L., SOARES, M. C. S., GONZÁLEZ-PIANA, M., FABRE, A., HUZHAR, V. L. M., LURLING, M., et al. (2012) What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *Microbiology Ecology*, vol. 79, pag 594-607, 2012.

BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M., BEKER., B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 20, pag. 285-297, 1999.

BOUVY, M., NASCIMENTO, S. M. MOLICA, R. J. R. FERREIRA, A. HUSZAR, V. L.M. AZEVEDO, S. Limnological features in Tapacura reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, vol. 493, pag. 115-130, 2003.

BRASIL, J. ATAYYDE, J. L. VASCONCELOS, F. R. DANTAS, D. D. F. HUZHAR, V. L. M. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, vol. 770, pag. 145-164, 2016.

BRIGHENTI, L. S. Uso de sensores de alta frequência para estimativas contínuas de metabolismo e monitoramento em lagos tropicais. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2014.

BUDAI, P., CLEMENT, A.; Estimation of nutrient load from urban diffuse sources: Experiments with runoff sampling at pilot catchments of Lake Balaton, Hungary. *Water Science and Technology*, vol. 56, pag. 295-302, 2007.

- CETESB. Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Nota técnica. São Paulo, 2014.
- CHOCAT, B. Encyclopédie de l'Hydrologie Urbaine et de l'Assainissement. Eurydice 92, Technique & Documentation, Lavoisier, 1997.
- CHORUS, I., BARTRAM, J.; Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon. Routledge. Londres, 1999.
- CHOW, V. T. MAIDMENT, D. R. MAYS, L. W. Applied Hidrology. McGraw-Hill, Inc. Nova York, 1988.
- COPASA. Programa Caça Esgoto. Companhia de Saneamento de Minas Gerais. Disponível em <http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/esgotamento-sanitario/os-programas/conteudos/programa-caca-esgoto>. Acessado em 02 de maio de 2016.
- COLLOS, Y., BERGES, J.; Nitrogen metabolism in phytoplankton. Marine Ecology. Eolls Publisher (UNESCO), 2002
- COSTA, N. B. Dinâmica temporal das cianobactérias em um reservatório urbano hipereutrófico: uma abordagem morfológica e molecular. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2015.
- COUTINHO, W. Emprego da flotação a ar dissolvido no tratamento de cursos d'água - avaliação de desempenho da estação de tratamento dos córregos Ressaca e Sarandi, afluentes à Represa da Pampulha. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.
- CPRM. Estudo Hidrogeológico da Bacia da Lagoa da Pampulha. CPRM - Serviço geológico do Brasil, Beato, D. A. C. (ed.), Belo Horizonte, 2001.
- CROSSETTI, L. O. BICUDO, D. C. BICUDO, C. E. M. BINI, L. M. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypereutrophication process. Brazilian Journal of Biology, vol. 68, pag. 1061-1067, 2008.
- DUAN, S., POWELL R. T., BIACHI, T. S.; High frequency measurement of nitrate concentration in the Lower Mississippi River, USA. Journal of Hydrology 519, pag 376–386, 2014.
- ESTADO DE MINAS; Conheça a trajetória de Burle Marx, o jardineiro de BH; Gustavo Werneck; Publicado em 06/07/2013. Disponível em http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2013/07/06/interna_gerais,417765/conheca-a-trajetoria-de-burle-marx-o-jardineiro-de-bh.shtml; Acessado em 25/10/2016.
- ESTEVES, F. A.; Fundamentos da Limnologia; Editora Interciência, 2ª Edição. Rio de Janeiro, 1998.
- FEUTCHMAYR, H., MORAN, R., HATTON, K., CONNOR, L., HEYES, T., MOSS, B., HARVEY, I., ATKINSON, D. Global warming and eutrofication: effects on water chemistry

and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, vol. 46, pag. 713-223, 2009.

FIGUEREDO, C. C., GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 445:165-174, 2001.

FIGUEREDO, C. C., PINTO-COELHO, R. M., LOPES, A. M. M. B., LIMA, B. G., GIANI, A. From intermittent to persistent cyanobacterial blooms: identifying the main drivers in an urban tropical reservoir. *Journal of Limnology. Italia*, 2016.

FINK, G., WESSELS, M., WUEST, A. Flood frequency matters: Why climate change degrades deep-water quality of peri-alpine lakes. *Journal of Hydrology*, vol. 540, pag. 457 – 468, 2016.

FRAGOSO, C.R.; MOTTA MARQUES, D.M.L.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M. VAN NES, E.H. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. *Ecological Modelling*, vol. 219, pag. 125–137, 2008.

GAL, G. HIPSEY, M. R. PARPAROV, A. WAGNER, U. MAKLER, V. ZOHARY, T. Implementation of ecological modelling as an effective management and investigation tool: Lake Kinneret as a case study. *Ecological Modelling*, vol. 220, pag. 1697-1718, 2009.

GIANI, A. Limnology in Pampulha Reservoir: some general observations with emphasis on the phytoplankton community. *Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais*. SEGRAC, Belo Horizonte, 1994.

HALLIDAY, J. S., SKEFFINGTON, R. A., WADE, A. J., BOWES, M. J., GOZZARD, E., NEWMAN, J. R., LOEWENTHAL, M., PALMER-FELGATE, E. J., Jarvie, H. P. High frequency water quality monitoring in an urban catchment: hydrochemical dynamics, primary production, and implications for the Water Framework Directive. *Hidrological Processes*, vol 29 pag 3388 – 3407, 2015.

HAN, H., LU, X., BURGER, D. F., JOSHI, U. M., ZHANG, L.; Nitrogen dynamics at the sediment-water interface in a tropical reservoir. *Ecological Engineering*, vol. 73, pag. 146-153, 2014.

HARRELL JR, E. F. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.0.3. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>. (2017).

HIPSEY, M. R., HAMILTON, D. P. Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v3. Center for Water Research. University of Western, Australia, 2008.

HIPSEY, M. R., BRUCE, L. C., HAMILTON, D. P. General Lake Model – Model Overview and User Information. The University of Western Australia. Austrália, 2013-a.

HIPSEY, M. R., BRUCE, L. C., HAMILTON, D. P. Aquatic Ecodynamics (AED) Model Library – Science Manual. The University of Western Australia. Austrália, 2014.

HORVÁTH, H.; MATYAS, K.; SULE, G.; PRESING, M. Contribution of nitrogen fixation to the external nitrogen load of a water quality control reservoir (Kis-Balaton Water Protection System, Hungary). *Hydrobiologia*, vol. 702, pag. 255-265. Dordrecht, 2013.

HUBER, W. C.; Storm Water Management Model - SWMM Version 4. United States Environmental Protection Agency, 720 pag. Estados Unidos, 1992.

HULOT, F. D., ROSSI, M., VERDIER, B., URBAN, J. P., BLOTTIERRE, L., MADRICARDO, F.; Mesocosms with wavemakers: a new device to study the effects of water-mixing on lake ecology. Submissão aceita em L&O Methods, 2015

IANNETTA, M.; COLONNA, N. Salinização. Land Care in Desertification Affected Areas – LUCINDA. Science Towards Application. Lisboa, 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapas Municipais de 2010. Disponível em <http://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/mapas-municipais.html>. Acessado em 14 de maio de 2016.

IGAM. Dados da Série Histórica de Monitoramento. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Disponível em <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/publicacoes-tecnicas/qualidade-das-aguassuperficial/6024-dados-serie-historica-de-monitoramento>. Acessado em 01/10/2017.

IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge e Nova York, 2007.

IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, 2014.

ISY. 556 Handheld Multiparameter Instrument. ISY Inc. Disponível em <https://www.yei.com/556>. Acessado em 05 de maio de 2016.

ITACA. Irradiation Calculations. The Sun as a Source of Energy. Solar Photovoltaics. Disponível em <http://www.itacanet.org/the-sun-as-a-source-of-energy/part-4-irradiation-calculations/#4.2.1.-Calculation-Of-Hourly-Irradiation-Values>. Acessado em 29/10/2016.

JACOBSEN, B.A., SIMONSEN, P., Disturbance events affecting phytoplankton biomass, composition and species-diversity in a shallow, eutrophic, temperate lake. *Hydrobiologia*, vol. 249, pag. 9-14, 1993.

JANSSEN, A. B.G., TEURLINCX, S., AN, S., JANSE, J., PAERL, H. W., MOOIJ, W. M.; Alternative stable states in large shallow lakes?. *Journal of Great Lakes Research*. Volume 40, pag 813 -826, 2014.

JEPPESEN, E. BRUCET, S. STEFANIDIS, K. COPPENS, J. ZOHARY, T. BUCAK, T. KERNAN, M. BEKLIOGLU, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, vol. 750, pag. 201-227, 2015.

JENNINGS, E., JONES, S., ARVOLA, L., STAEHR, P. A., GAISER, E., JONES, I. D., WEATHERS, K. C., WEYHENMEYER, G. A., CHIU, C.Y., DE EYTO, E. Effects of weatherrelated episodic events in lakes: an analysis based on high-frequency data. *Freshwater Biology*, vol. 57, pag 589-601, 2012.

- JUNIOR, A. S. Aplicação da classificação de Koppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2009.
- KASPRZAK, P. PADISÁK, J. KOSCHEL, R. KRIENITZ, L. Chlorophyll a concentration across a trophic of lakes: An estimator of phytoplankton biomass? *Limnologia*, vol. 38, pag. 327-338, 2008.
- KASTING, J.F.,SIEFERT, J.L. Life and the evolution of Earth atmosphere. *Science*, vol.296, pag.1066-1068, 2002.
- LEMO, R.S. FERREIRA, R. CARVALHO, V. L. M. MAGALHÃES JUNIOR, A. P. LOPES, F. A evolução do uso e ocupação em uma bacia hidrográfica urbana e suas consequências para a qualidade ambiental: reflexões a partir do caso da Lagoa da Pampulha. Anais do Seminário Nacional sobre o Tratamento de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano. Belém, 2014.
- LOPES, A. B. Foto panorâmica da Lagoa da Pampulha. Disponível em https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Panorama_Pampulha.jpg. Disponibilizada em 19 de agosto de 2012. Acessado em 01 de outubro de 2017.
- LOPES, A. M. M. B. Composição da comunidade de cianobactérias e outros grupos microbianos em dois reservatórios tropicais. Tese de Doutorado. Departamento de Biologia Geral. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2013.
- LOSADA, J. P. A deterministic modelo for lake clarity; Application to management of Lake Tahoe (California-Nevada), USA. Tese de Doutorado. Univesitat de Girona. Girona, 2001.
- LOUCKS, D. P., VAN BEEK, E. Water resources systems planning and management. UNESCO. Itália, 2005.
- MANOV, D.V. CHANG, G.C. DICKEY, T.D. Methods for Reducing Biofouling of Moored Optical Sensors. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, vol. 21, pag. 958-968, 2004.
- MARCÉ, R. GEORGE, G. BUSCARINO, P. DEIDDA, M. DUNALSKA, J. EYTO, E. FLAIM, G. GROSSART, H. ISTVANOVICS, V. LENHARDT, M. MORENO-OSTOS, E. OBRADOR, B. OSTROVISKY, O. PIERSON, D. POTUZAK, D. POIKANE, S. RINKE, K. MOZAZ, S. STAEHR, P. SUMBEROVÁ, K. WAAJEN, G. WEYHENMEYER, G. WEATHERS, K. ZION, M. IBELLINGS, B. JENNINGS, E. Automatic High Frequency Monitoring for Improved Lake and Reservoir Management. *Environmental Sciences & Technology*, vol. 50, pag. 10780-10794, 2016.
- MARENCO, J. A. Mudanças Climáticas Globais e seus Efeitos sobre a Biodiversidade. Caracterização do Clima Atual e Definição das Alterações Climáticas para o Território Brasileiro ao Longo do Século XXI. Ministério do Meio Ambiente - MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006.
- MARINHO, C. C.; FONSECA, A. L. S., MINELLO, M.; ESTEVES, F. A. Resultados e Perspectivas sobre o Estudo do Metano nas Lagoas Costeiras da Restinga de Jurubatiba e na Lagoa Imboassica na Região Norte do Estado do Rio de Janeiro. *Ecologia, História natural e conservação*, pag. 273-294, 2004.

MARKFORT, C. D. PEREZ, A. L. S. THILL, J. W. JASTER, D. A. PORTÉ-AGEL, F. STEFAN, H. G. Wind sheltering of a lake by a tree canopy or bluff topography". *Water Resources Research*, vol.46, 2010.

MEEHL, G. A. The WCRP CMIP3 multimodel dataset: A new era in climatic change research. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 88, pag. 1383–1394, 2007.

MEINSON, P. IDRIZAJ, A. NOGES, P. LAAS, A. Continuous and high-frequency measurements in limnology: history, applications and future chalanges. *Environmental Review*, vol 24, pag. 1-11, 2016.

MIRANDA, A. G. R. L. Fósforo nos sistemas de produção aquícolas. *Aquacultura*. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2013.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. *Hidrologia Estatística*. CPRM – Serviço geológico do Brasil. Belo Horizonte, 2007.

NAGHETTINI, M.; *Notas de aula de hidrologia aplicada*. Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1997.

NOGES, P., GHIANI, M., SENA, F., FRESNER, R., FRIEDL, M., MILDNER, J., Increased nutrient loading and rapid changes in phytoplankton expected with climate change in stratified South European lakes: sensitivity of lakes with different trophic state and catchment properties. *Hydrobiologia*, vol. 667, pag. 255-270, 2011.

NORMANDO, D. TJADERHANE, L. QUINTÃO, C. C. A. A escolha do teste estatístico – um tutorial em forma de apresentação em Power Point. *Dental Press J. Orthod*, vol. 15, pag. 101-106, 2010.

NOVAES, R. R. *Avaliação dos impactos das mudanças climáticas no regime hidrológico do Sistema Cantareira*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2016.

NKE. SMATCH - Multiparameters Probes. Nke Instrumentation. Disponível em <http://www.nke-instrumentation.com/products/multiparameter-probes/multiparameter/smatch.html>. Acessado em 05 de maio de 2016.

OLIVEIRA, M.G.B.; BAPTISTA, M.B.; *Análise da evolução temporal da produção de sedimentos na bacia hidrográfica da Pampulha e avaliação do assoreamento do reservatório*. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH. Vitória (ES), 1997.

PAERL, H.W. HUISMAN, J. Climate - blooms like it hot. *Science*, vol. 320 (5872), pag. 57-58, 2008.

PADISÁK, J., REYNOLDS, C. S.; *Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic*. *Hydrobiologia*, vol. 506, pag. 1–11, 2003.

PBH. Prefeitura de Belo Horizonte. *Conheça o parque ecológico da Pampulha*. Disponível em <http://www.belo Horizonte.mg.gov.br/atrativos/roteiros/marcos-da-modernidade/conheca-o-parque-ecologico-da-pampulha>; Acessado em 25/10/2016.

PEIXE VIVO. Projeto de Valorização das Nascentes Urbanas - 2012. Projetos Hidroambientais do Comitê do Rio das Velhas. Agencia de Bacia Peixe Vivo. Disponível em <http://www.agbpeixevivo.org.br/nascentesurbanas/>. Acessado em 14 de maio de 2016.

PINHEIRO, M. M. G. NAGHETTINI, M. Análise regional de frequência e distribuição temporal das tempestades na região metropolitana de Belo Horizonte. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 3, pag. 73-88, 1998.

PINTO-COELHO, R. M. Limnological perspectives for the control of eutrophication in large tropical reservoirs. Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais. SEGRAC, Belo Horizonte, pag.11-26, 1994.

POLLI, B. A. Modelagem 1D do fluxo vertical de calor em corpos d'água horizontalmente homogêneos. Dissertação de Mestrado. Setor de Tecnologia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2014.

RAMIREZ, J. J. BICUDO, C. E. M. Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, pag 1-14, 2002.

RASMUSSEN, R. Climate Change Impacts on the Water Balance of the Colorado Headwaters: High-Resolution Regional Climate Model Simulations. *Journal of Hydrometeorology*, vol. 15, pag. 1091–1116, 2014.

REICHWALDT, E. S., GHADOUANI, A. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Journal of Water Research*. Elsevier, 2012.

READ, J. S. HAMILTON, D. P. JONES, I. D. MURAOKA, K. WINSLOW, L. A. KROISS, R. WU, C. H. GAISER, E. Derivation of mixing and stratification indices from high-resolution buoy data. *Environmental Modelling & Software*, vol. 26, pag. 1325 – 1336., 2011.

READ, J.S. WINSLOW, L.A. HANSEN, G.J.A., VAN DEN HOEK, J., HANSON, P.C., BRUCE, L.C. MARKFORT, C.D. Simulating 2368 temperate lakes reveals weak coherence in stratification phenology. *Ecological Modelling*, vol. 291, pag.142–150, 2014.

RESCK, R. P; Bezerra-Neto, J.F; COELHO, R. M. P.; Nova batimetria e avaliação de parâmetros morfométricos da Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil). *Revista Geografias (UFMG)*, v. 5, p. 10, 2008.

SAS, H.. Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz. St. Augustin, 1989.

SBE. Freshwater conductivity measurements using the SBE-19 SEACAT Profiler. Application Note 30. Sea-Birds Electronics. Bellevue, 2001.

SCHEFFER, M. Ecology of Shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, 1998.

SCHEFFER, M.; Alternative attractors of shallow lakes. Mini-Review. *The Scientific Word*, vol 1, pag. 254-263, 2001.

SENTELHAS, P. C., ANGELOCCI, L. R.; Radiação Solar e Balanço de Energia; LCE 306 - Meteorologia Agrícola; Escola Superior de Agricultura Eça de Queiroz - Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2009.

SILVA, T. Suivi et modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur bassin versant. Tese de Doutorado. Université Paris-Est, Universidade Federal de Minas Gerais. França, 2014.

SILVA, T., VINÇON-LEITE, B., LEMAIRE, B., POAGUE, K., NASCIMENTO, N. Urban Stormwater Runoff Impacts on the Ecosystem of a Tropical Lake. E-proceedings of the 36th IAHR World Congress. Holanda, 2015.

SILVA, T., VINÇON-LEITE, B., LEMAIRE, B., GIANI, A., FIGUEREDO, C. C., PETRUCI, G., LEMAIRE, B., VON SPERLING, E., TASSIN, B., SEIDL, M., KHAC, V. T., VIANA, P. S., VIANA, V. F. L., TOSCANO, R. A., RODRIGUES, B. H. M., NASCIMENTO, N. O. Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 21, pag. 95-108, 2016 (a).

SILVA, T., GIANI, A., FIGUEREDO, C., VIANA, P., KHAC, V. T., LEMAIRE, B. J., TASSIN, B., NASCIMENTO, N., VINÇON-LEITE, B. Comparison of cyanobacteria monitoring methods in a tropical reservoir by in vivo and in situ spectrofluorometry. Ecological Engineering, vol. 94, pag. 79-87, 2016 (b).

SNORTHEIM, C. A. Meteorological drivers of oxygen depletion in Lake Mendota. Dissertação de mestrado. University of Wisconsin-Madison. Wisconsin, 2015.

SONDERGAARD, M., JENSEN, J.P., JEPPESEN E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia, vol. 506, pag. 135–145, 2003.

SONG, K. XENOPOULOS, M. A. MARSALEK, J. FROST, P. C. The fingerprints of urban nutrients: dynamics of phosphorus speciation in water flowing through developed landscapes. Biogeochemistry, vol. 125, pag 1-10, 2015.

SORANNO, P.A., Factors affecting the timing of surface scums and epilimnetic blooms of blue-green algae in a eutrophic lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences vol.54 (9), pag. 1965 - 1975, 1997.

STEELE, J. THORPE, S. TUREKIAN, K. Upper ocean structure: wind and buoyancy-forced upper ocean. Encyclopedia of Ocean Sciences, 2000.

STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G. Gerenciamento da Qualidade de Águas de Represas. Editora Oficina de Textos. Volume 9, 292 p. São Paulo, 2013.

SUCHAROV, E. C. Uma subrotina para o cálculo da radiação solar extra atmosfera. Anuário do Instituto de Geociências, volume 3. Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1979.

SUDECAP. Estudo de impacto ambiental do programa de recuperação e desenvolvimento ambiental da Bacia da Pampulha. SUDECAP, Belo Horizonte, 1997.

- SUDECAP. Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte. Superintendência de Desenvolvimento da Capital. Prefeitura de Belo Horizonte. Belo Horizonte, 2014a.
- SUDECAP. Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte – Anexo 1. Superintendência de Desenvolvimento da Capital. Prefeitura de Belo Horizonte. Belo Horizonte, 2014 b.
- TADONLÉKÉ, R.D. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnology Oceanography*, vol. 55(3), pag. 973–982, 2010.
- TEZUKA, Y. The C:N:P ratio of phytoplankton determines the relative amounts of dissolved inorganic nitrogen and phosphorus released during aerobic decomposition. *Hydrobiologia*, vol. 173, pag. 55-62, 1989.
- THORNTON, K. W. KIMMEL, B L. PAYNE, F. E Reservoir Limnology: ecological perspectives. Capítulo 5: Reservoir Nutrient Dynamics. Nova York, 1990.
- TOMING, K. KUTSER, T. TUVIKENE, L. VIIK, M. NOGES, T. Dissolved organic carbon and its potential predictors in eutrophic lakes. *Water Research*, vol. 102, pag. 32-40, 2016.
- TORRES, I. C. ; RESCK, R. P. ; COELHO, R. M. P. . Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* , v. 19, p. 79-91, 2007.
- TUCCI, C. E. M.; Drenagem urbana; *Ciência e Cultura*, vol. 55, no. 4. Sociedade brasileira para o progresso da ciência. São Paulo, 2003.
- TUNDISI, J. G. TUNDISI, T. M. ABE, D.S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, pag. 1079-1098, 2008.
- TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. *Limnologia*. Editora Oficina de Textos. 1 Edição Revisada, 631 p. São Paulo, 2008.
- TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. F. M.; TUNDISI, T. M. The Lobo-Broa Ecosystem Research. Academia Brasileira de Ciências, Sociedade Brasileira de Limnologia. *Limnology in Brazil*, pag. 219-244, 1995.
- UNESCO. Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. Unesco Technical Papers in Marine Science. Paris, 1983.
- UNESCO. Water in a Changing World. The United Nations World Water Development Report 3. UN Water – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. França, 2009.
- UNESCO. Pampulha Modern Ensemble. World Heritage List. Disponível em <http://whc.unesco.org/en/list/1493/>. Acessado em 25/10/2016.
- VIVIANO, G., SALERNO, F., MANFREDI, E. C., POLESELLO, S., VALSECCHI, S., TARTARI, G.; Surrogate measures for providing high frequency estimates of total phosphorus concentrations in urban watersheds. *Water Research* n. 64, pag 265–277, 2014.

VON SPERLING, E. Corrective measures for the restoration of Pampulha reservoir. Ecology and human impacts on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies. SEGRAG. Belo Horizonte, 1994.

VON SPERLING, E. Apostila de Biologia Sanitária e Ambiental. Pós graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2016.

WAGNER, C., ADRIAN, R. Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* v.54. 2009

WEI, T.; SIMKO, V. Corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. Disponível em <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>. R package version 0.77, elaborado em 2016.

WILHELM, S. ADRIAN, R. Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology*, vol. 53, pag. 226–237, 2008.

WU, Q. XIA, X. LI, X. MOU, X. Impacts of meteorological variations on urban lake water quality: a sensitivity analysis for 12 urban lakes with different trophic states. *Aquatic Sciences*, vol. 79, pag 339-351, 2014.

XANG, X. J. BEHRENFELD, M. LE BORGNE, R. MURTUGGUDE, R. BOSS, E. Regulation of phytoplankton carbon to chlorophyll ratio by light, nutrients and temperature in the Equatorial Pacific Ocean: a basin-scale model. *Biogeosciences*, vol. 6, pag. 391-404, 2009.

XIA, X. H.; WU, Q.; MOU, X. L. Advances in impacts advances in impacts of climate change on surface water quality. *Advanced Water Research*, vol. 23 ,pag.124–133, 2012.

XING, Z., FONG, A. D., LO, E. Y., MONISMITH, S. G. Thermal structure and variability of a shallow tropical reservoir; *Limnology and Oceanography*, vol. 59, pag 115-118, 2014.

ZAMBRANO-BIFIARINI, M. hydroGOF: Goodness-of-fit functions for comparison of simulated and observed hydrological time series. R package version 0.3-8. <https://CRAN.R-project.org/package=hydroGOF>

10 ANEXOS

10.1 Anexo 1

O fluxo da radiação de Ondas Curtas incidente (S_w) é obtido de acordo com a Lei de Beer-Lambert (Equação 10.1) e varia em função da profundidade (z):

$$\phi S_w(z) = (1 - \alpha_{sw}) \cdot f_{sw} \cdot f_{par} \cdot \hat{\phi} S_w^{-K_w \cdot z} \quad (10.1)$$

Onde:

α_w = albedo, parcela refletida da radiação incidente direta, sw' ;

f_{sw} = fator de escala;

f_{par} = fração da luz fotossinteticamente ativa (PAR), 45% da luz incidente;

$\hat{\phi} S_w$ = radiação solar de ondas curtas incidente ($W \cdot m^{-2}$);

K_w = coeficiente de extinção da luz (m^{-1}).

O balanço de radiação de ondas longas ϕL_w é calculado através da diferença entre radiação de ondas longas incidente (ϕL_w in) e a refletida (ϕL_w out), baseadas na Lei de Stefan-Boltzmann.

O fluxo de radiação de Ondas Longas de Entrada é representado por:

$$\phi L_{win} = (1 - \alpha_{Lw}) \cdot \epsilon_a \cdot \sigma \cdot (T_a + 273.15)^4 \quad (10.2)$$

Onde:

α_{Lw} = albedo;

ϵ_a = Emissividade da atmosfera, calculada por outros métodos; $\epsilon_a = f(t, e_a)$;

σ = Constante de Stefan – Boltzmann, $5,6710^{-8}$ ($W \cdot m^{-2} \cdot ^\circ K^{-4}$);

T_a = Temperatura da água ($^\circ C$).

E o fluxo de radiações de Ondas Longas de Saída é expresso por:

$$\phi L_{wout} = \epsilon_w \cdot \sigma \cdot (T_s + 273.15)^4 \quad (10.3)$$

Onde:

ϵ_w = Emissividade da superfície da água, assumida em 0,985;

T_s = Temperatura da superfície (°C).

As equações dos fluxos de calor sensível e latente são formuladas para condições onde existe a presença do vento, que cria uma camada limite na superfície da água. A partir do momento em que o vento tende a zero, as equações não são mais apropriadas, assim o modelo utiliza outras equações:

$$\varphi E_o = \rho_s \cdot \lambda \cdot \alpha_e \cdot (C_o - C_a) \quad (10.4)$$

$$\varphi H_o = \alpha_h (T_{sup} - T_{ar}) \quad (10.5)$$

Onde:

$C = k \cdot E \cdot p^{-1}$, onde E é a pressão de vapor na superfície (e_o) e na atmosfera (e_a);

α_e e α_h = parâmetros calculados com base na condutividade de calor e viscosidade cinemática do ar, densidade do ar e da água, e coeficientes de rugosidade da superfície do lago.

Para o cálculo da tensão ao fundo do lago, é utilizado um modelo baseado no tamanho do Fetch (Eq. 10.6). A partir desse valor outros cálculos são realizados, como o período da onda (T), seu comprimento e sua altura significantes (m), utilizando a velocidade do vento como componente fundamental. Ao final, é calculado a tensão total de cisalhamento que ocorreu no fundo, sendo os detalhes das equações disponíveis em HYPSEY *et al.* (2014).

$$F = \frac{2\sqrt{As}}{\pi} \quad (10.6)$$

Onde:

As = Área da superfície sujeita à ação dos ventos (m²);

10.2 Anexo 2

A dinâmica dos nutrientes obtida mediante as campanhas de campo no ano de 2013 é disposta nas figuras a seguir, sendo as concentrações de nitrato dispostas na Figura 10.1, as concentrações de amônio dispostas na Figura 10.2, as concentrações de fosfato dispostas na Figura 10.3 e as concentrações de TP dispostas na Figura 10.4:

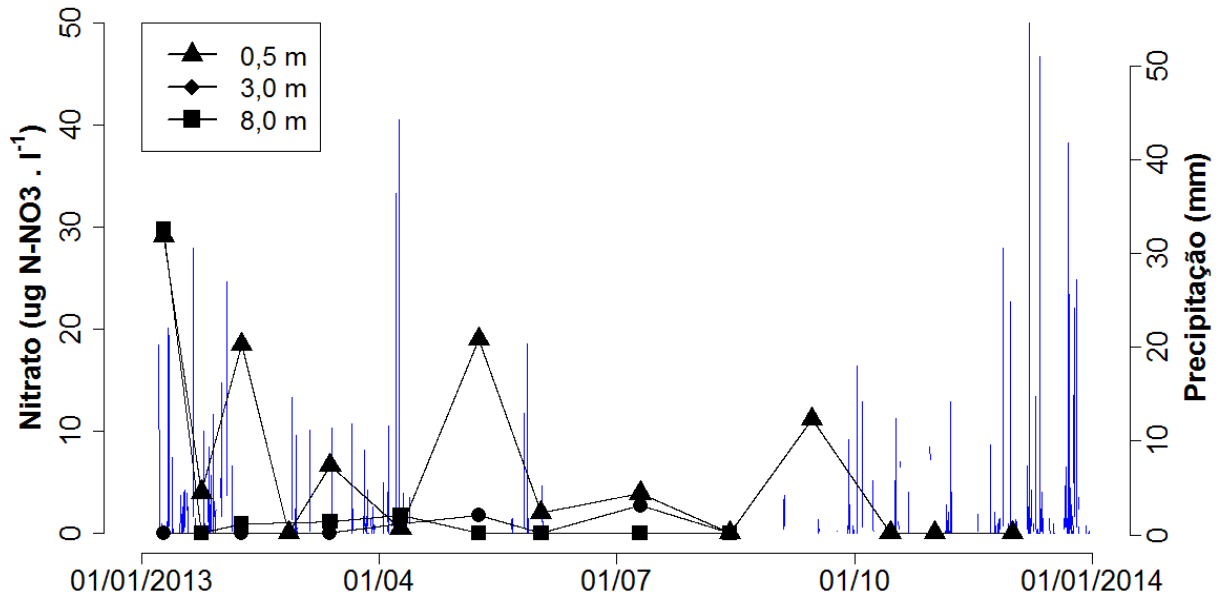


Figura 10.1 – Concentrações de nitrato nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013.

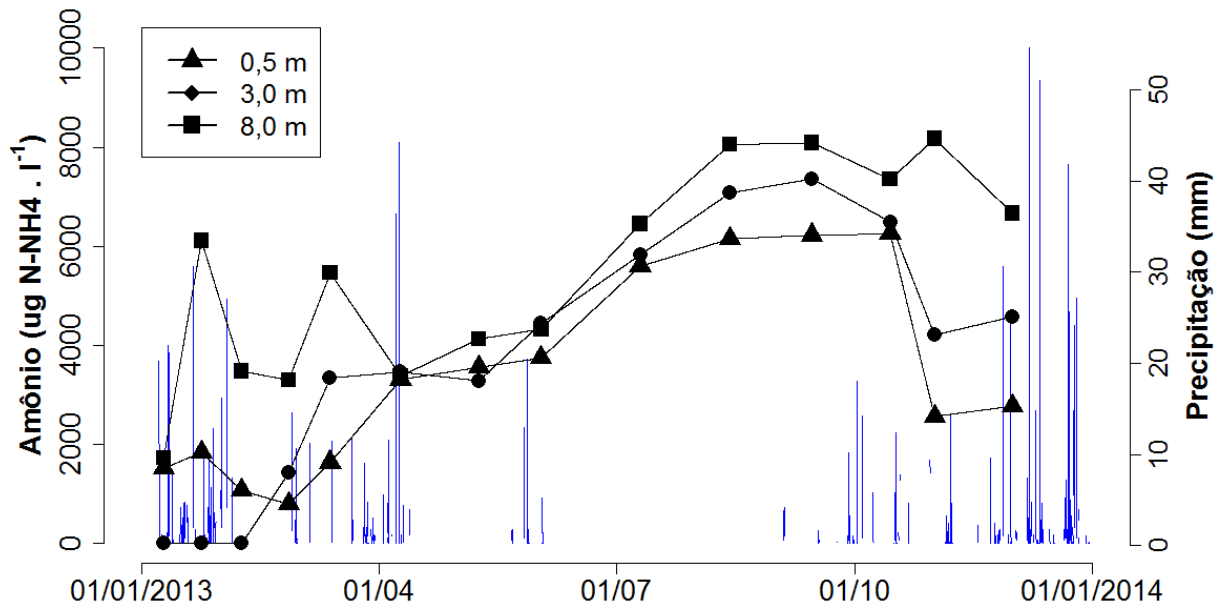


Figura 10.2 - Concentrações de amônio nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013.

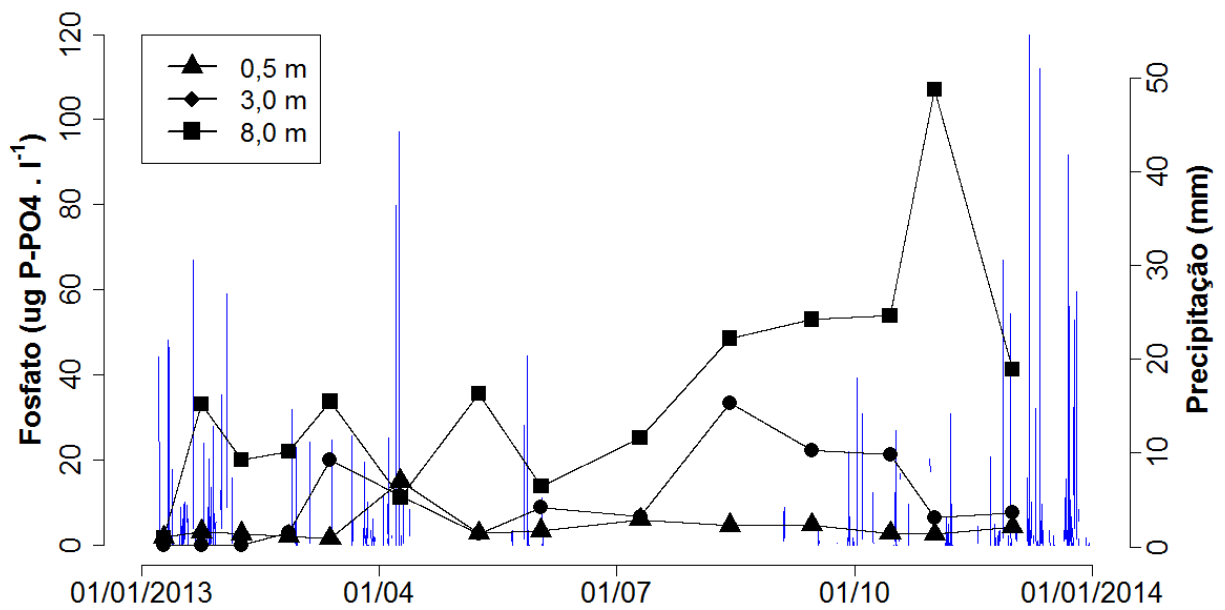


Figura 10.3 - Concentrações de fosfato nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013

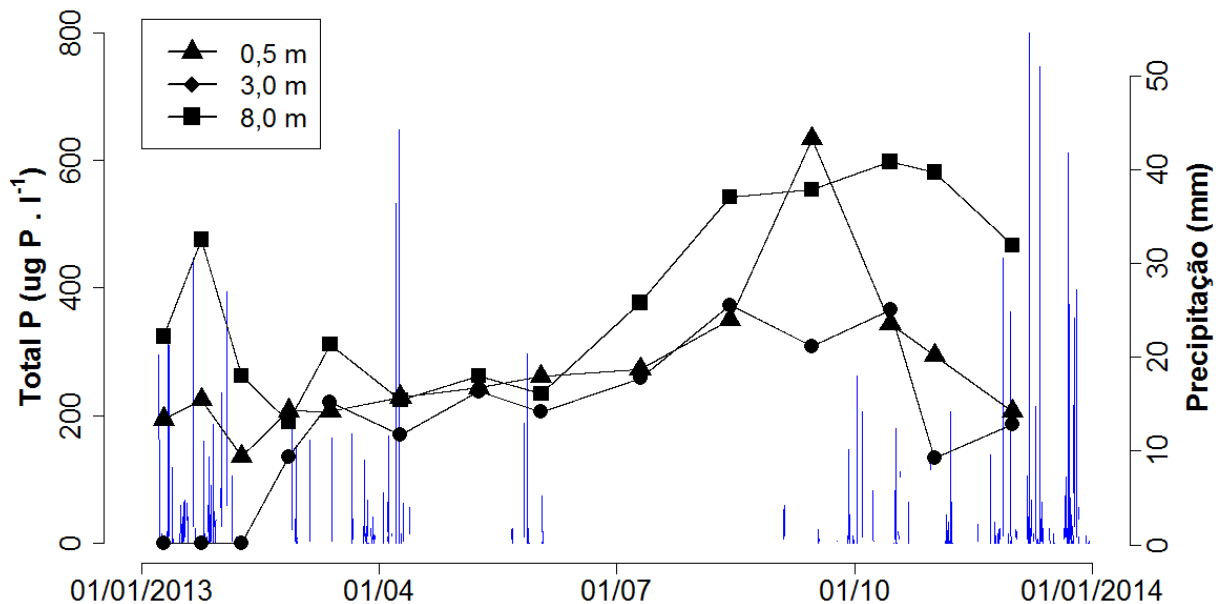


Figura 10.4 - Concentrações de TP nas profundidades de 0,5, 3,0 e 8,0 m amostradas em campanhas de coleta mensais no ano de 2013