

DARLENE SILVEIRA MELO

**MAPA AUTO-ORGANIZÁVEL PARA AVALIAÇÃO DE PROCESSOS
BIOGEOQUÍMICOS E VARIAÇÕES TEMPORAIS NA QUALIDADE DA ÁGUA DE
UM RESERVATÓRIO SUBTROPICAL**

SOROCABA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

2020

*ciências
ambientais*



unesp
Sorocaba

DARLENE SILVEIRA MELO

**MAPA AUTO-ORGANIZÁVEL PARA AVALIAÇÃO DE PROCESSOS
BIOGEOQUÍMICOS E VARIAÇÕES TEMPORAIS NA QUALIDADE DA ÁGUA DE
UM RESERVATÓRIO SUBTROPICAL**

Tese apresentada como requisito para a
obtenção do título de Doutora em Ciências
Ambientais da Universidade Estadual
Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de
Concentração Diagnóstico, Tratamento e
Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. André Henrique Rosa

SOROCABA

2020

M528m Melo, Darllene Silveira
Mapa auto-organizável para avaliação de processos biogeoquímicos e variações temporais na qualidade da água de um reservatório subtropical / Darllene Silveira Melo. -- Sorocaba, 2020
112 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: André Henrique Rosa

1. Mapa auto-organizável. 2. Estratificação. 3. Processos biogeoquímicos. 4. Índice de estado trófico. 5. Limnologia. I.
Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

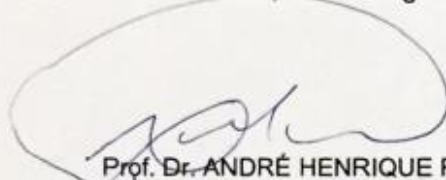
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Mapa auto-organizável para avaliação de processos biogeoquímicos e variações temporais na qualidade da água de um reservatório subtropical

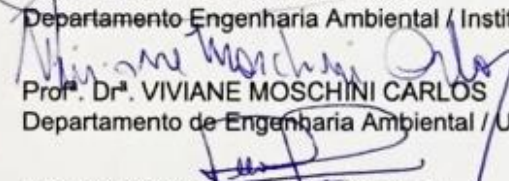
AUTORA: DARLENE SILVEIRA

ORIENTADOR: ANDRÉ HENRIQUE ROSA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. ANDRÉ HENRIQUE ROSA

Departamento Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia - UNESP - Sorocaba


Prof.ª Dr.ª VIVIANE MOSCHINI CARLOS

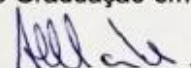
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba


Prof. Dr. PAULO SÉRGIO TONELLO

Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia - UNESP - Sorocaba

Sheila Cardoso da Silva
Dr.ª SHEILA CARDOSO DA SILVA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais / Universidade Federal do Acre (UFAC)


Prof. Dr. ANDRÉ CORDEIRO ALVES DOS SANTOS

Departamento de Biologia / Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) - Câmpus de Sorocaba

Sorocaba, 06 de março de 2020

Aos meus pais, **Jose Silveira** (*in memoriam*)
e **Maria de Lourdes Silveira**, por terem me
ensinado os valores da vida.

A minha irmã **Danielle Silveira** pelo carinho.
Ao meu esposo, **Tiago Aparecido Melo** por
me incentivar a sempre seguir em frente,
independente dos obstáculos.

E ao meu filho, **Thomas Silveira Melo**, que
me fez enxergar o verdadeiro sentido da vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que conhece meu coração, meus medos, minhas necessidades, minhas qualidades, minhas limitações e minhas fraquezas. Muito obrigada pela tua grandeza, pelo seu amor incondicional.

À minha família, especialmente a minha mãe e meu esposo pelo encorajamento desde o primeiro momento, pela paciência (muita paciência, para dizer a verdade), pela amizade, pelo apoio incondicional, por tudo o que me ensinaram e por serem o meu porto seguro. Muito obrigada, amo vocês incondicionalmente.

Ao meu filho, por desde o ventre já estar me acompanhando nesta longa e desafiadora jornada. Você me deu forças para não desistir, te amo sem fim.

À família Silva: Carol, Luiz, Aimée, Aaron e agora o Levi por tamanho amor. Meu coração ficava mais tranquilo, por saber que a algumas horas de Magdeburg eu tinha um pedacinho da minha família. Família que eu amo por demais. Família que se tornou um grande exemplo para minha vida.

À minha amiga Stefany, que mesmo a milhas de distância se faz presente e torna meus dias mais felizes. Sou muito grata a Deus pela nossa amizade. Te amo.

Ao Prof. Dr. André Henrique Rosa e ao Prof. Dr. Kurt Friese pela oportunidade de realizar este trabalho, pelo intercâmbio e pelos conhecimentos compartilhados.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, a Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) e o Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ) por proporcionar condições para o desenvolvimento deste trabalho. Bem como, o apoio de todos os funcionários da UFZ e da Unesp, especialmente Michael Herzog, Letícia Boschini Fraga Gonçalves e Suzan da Silva Lessa.

À Professora Viviane Moschini-Carlos e ao Professor Marcelo Luiz Martins Pompêo pelo apoio e prestatividade.

Aos Professores Manuel Enrique Gamero Guandique e Roberto Wagner Lourenço por fornecer equipamentos para medições de vazão e imagens RapidEye.

O meu obrigado também ao pessoal do laboratório, principalmente pelos bons momentos juntos e infinitas contribuições. Abraço especial a Vanessa Cezar Simonetti, Cláudia Hitomi Watanabe, Santiago Gomez, Ignacio Montero, Minéia Moraes, Carolina Bueno e a todos que colaboraram de alguma forma.

E agradeço de forma especial ao Erik Sartori e a Daniele Frascareli, vocês são grandes exemplos, por vocês eu não desisti de tudo. Palavras não são suficientes para dizer o quanto sou grata por tudo o que fizeram e compartilharam comigo. Erik, agradeço por todos os conselhos, orientações e boas conversas. Você foi muito importante no intercâmbio, me ajudou com cada detalhe, antes e durante a estadia na Alemanha. Você é super talentoso e tem um coração bondoso por demais, desejo muito sucesso na sua vida. Dani, sem explicações para tudo o que vivemos. Você é a minha “doida” favorita!!! Aprendi tanto com você, tanto que você não faz ideia. Valeu demais cada dificuldade que passamos juntas, coletas de baixo de sol, chuva, vento...perigos/aventuras que nunca imaginávamos viver. Você conquistou meu coração de “pedra”. Você esteve presente e se fez presente nos meus momentos mais difíceis. Enfim, vocês se tornaram grandes amigos. Tudo de melhor na vida de vocês, que Deus possa retribuir o que eu não sou capaz.

Aos membros da banca, que gentilmente dispuseram do seu tempo para colaborar na construção desse trabalho.

Por fim, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico (*Deutscher Akademischer Austauschdienst, DAAD*) pela bolsa e apoio durante meu período na Alemanha (CAPES/DAAD, processo 88887.122769/2016-00).

*“Eu sei que sempre estás comigo, Senhor
Também sei que nada acontece sem a
Tua vontade
Mas preciso aprender a confiar em Ti
Mas preciso aprender a descansar em Ti
Tu és meu Senhor*

*Todas as coisas cooperam para o bem
Daqueles que te amam
Todas as coisas cooperam para o bem
Daqueles que te amam
Todas as coisas cooperam para o bem
Daqueles que te amam
Todas as coisas cooperam para o bem
Daqueles que te amam (...)
(Fernandinho)*

MELO, D. S. **Mapa auto-organizável para avaliação de processos biogeoquímicos e variações temporais na qualidade da água de um reservatório subtropical**. 2020. 112 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba – UNESP. Universidade Estadual Paulista, 2020.

RESUMO

A qualidade da água nos reservatórios é muitas vezes comprometida em várias regiões do mundo por nutrientes e metais-traço. Isso exige monitoramento contínuo, no entanto, análises de grandes conjuntos de dados coletados durante o monitoramento regular continuam sendo uma tarefa difícil. As técnicas multivariadas oferecem uma abordagem rápida e robusta para a interpretação de resultados complexos. O objetivo deste estudo foi verificar a eficácia de mapa auto-organizável (*self-organizing map*, SOM) como uma ferramenta para investigar processos biogeoquímicos. Essa ferramenta também pode ajudar a ilustrar influências dos padrões de uso da terra na qualidade da água dos reservatórios. Aqui usamos o reservatório de Itupararanga (São Paulo, Brasil) como um exemplo subtropical. Os perfis verticais foram amostrados de sete locais no reservatório, em um total de sete campanhas, ao longo de 24 meses. Junto aos parâmetros físico-químicos na coluna de água (oxigênio dissolvido [OD], Eh, pH e temperatura), níveis de nutrientes (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ e PO_4^{3-}), metais de transição e traços (Al, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni e Zn) e clorofila-a (Cl-a) foram medidos. Essas variáveis foram correlacionadas com o uso da terra usando o SOM. Com esta técnica, as amostras foram classificadas em 17 grupos distintos, que mostraram influências da heterogeneidade espacial e sazonalidade. As análises ajudaram a revelar um período de estratificação sazonal, onde Fe, Mn e P foram liberados dos sedimentos. Os nutrientes e alguns insumos metálicos (Al e Fe) foram relacionados às áreas agrícola, urbana e de grama / pastagem ao redor do reservatório. A abordagem também ajudou a explicar a sazonalidade física e biogeoquímica no reservatório.

Palavras-chave: Mapa auto-organizável (SOM). Estratificação. Processos biogeoquímicos. Índice de estado trófico (IET). Limnologia. Gerenciamento de reservatórios.

MELO, D. S. **Self-organizing maps for evaluation of biogeochemical processes and temporal variations in water quality of subtropical reservoir**. 2020. 112 f. Thesis (PhD in Environmental Sciences). Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba – UNESP. Universidade Estadual Paulista, 2020.

ABSTRACT

Water quality in reservoirs is often compromised in many regions worldwide by nutrients and trace-metals. This demands continuous monitoring, however analyses of large data sets collected during regular monitoring remain a difficult task. Multivariate techniques offer a fast and robust approach for interpreting complex results. The objective of this study was to check the efficacy of self-organizing maps (SOM) as a tool to investigate biogeochemical processes. This tool can also help to illustrate influences of land use patterns on the water quality of reservoirs. Here we use the Itupararanga Reservoir in Brazil as a subtropical example. Vertical profiles were sampled from seven sites in the reservoir in a total of seven campaigns over 24 months. Next to physicochemical parameters in the water column (dissolved oxygen [DO], Eh, pH and temperature), levels of nutrients (NO_3^- , NH_4^+ and PO_4^{3-}), transition and trace metals (Al, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni and Zn) and chlorophyll-a (Chla) were measured. These variables were correlated with land use using SOM. With this technique samples were classified into 17 distinct groups that showed distinct influences of spatial heterogeneity and seasonality. The analyses helped to reveal a seasonal stratification period, where Fe, Mn and P were released from sediments. Nutrients and some metal inputs (Al and Fe) were related to agricultural, urban and grass/pasture areas around the reservoir. Our approach also helped to explain physical and biogeochemical seasonality in the reservoir.

Keywords: Self-organizing map. Stratification. Trophic state index (TSI). Biogeochemical process. Limnology. Reservoir management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação de um neurônio biológico	30
Figura 2 – Representação de um neurônio artificial, segundo McCulloch-Pits.....	31
Figura 3 – Representação de uma rede neural artificial de multiplas camadas.....	31
Figura 4 - Locais de amostragem no reservatório de Itupararanga (estrelas) e alguns influxos (sinais de mais). Os mapas também mostram os limites da bacia do alto rio Sorocaba e da rede fluvial.....	36
Figura 5 - Locais de amostragem no reservatório de Itupararanga	38
Figura 6 – Coleta de amostras no reservatório de Itupararanga	40
Figura 7 – Medição do fluxo de água no principal tributário, utilizando o ADCP	41
Figura 8 – Áreas de uso da terra delineadas para cada local de amostragem ao longo de ambas as margens do reservatório na zona tampão de um quilômetro	44
Figura 9 – Áreas de uso da terra delineadas para cada local de amostragem ao longo de ambas as margens do reservatório na zona tampão de um quilômetro, até oito km a montante de cada local	45
Figura 10 - Proporção do uso do solo nas áreas definidas para cada local de amostragem na zona tampão de um quilômetro	51
Figura 11 - Perfil de temperatura para os sete pontos de amostragem no reservatório de Itupararanga	53
Figura 12 - Perfil de oxigênio dissolvido para os sete pontos de amostragem no reservatório de Itupararanga	56
Figura 13 - Perfil do potencial de redução (Eh) adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem	59
Figura 14 - Perfil de pH adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem	62
Figura 15 - Perfil para condutividade elétrica (CE) adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem	64
Figura 16 - Perfil para turbidez adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem.....	67
Figura 17 - Índice de estado trófico (IET) para os sete locais de amostragem no Reservatório de Itupararanga.....	69
Figura 18 - Mapa auto-organizável de Kohonen (SOM)	71

Figura 19 - Mapas das amostras por profundidade de coleta e pontos de amostragem, usando diferentes cores	72
Figura 20 – Distribuição das amostras - SOM.....	73
Figura 21 - Número de amostras (para cada local de amostragem) distribuídas nos grupos do lado esquerdo e direito, e parte central do mapa de amostras (SOM)	74
Figura 22 – Detalhamento visual das variáveis que influenciaram a formação do grupo XVI	75
Figura 23 – Detalhamento visual grupos IX, XI, XII, XVI e influência urbana	77
Figura 24 – Detalhamento visual períodos de estratificação - SOM.....	81
Figura 25 – Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (DO, mg L ⁻¹) no reservatório de Itupararanga (P4 a P7, onde foi observada estratificação).....	82
Figura 26 - Velocidade média do vento na estação meteorológica de Sorocaba.....	83
Figura 27 – Detalhamento visual das variáveis que influenciaram a formação dos grupos X, XV e XVII	84
Figura 28 – Detalhamento visual de algumas variáveis que influenciaram a formação do grupo II, onde se encontram as amostras coletadas no inverno de 2017, exceto as coletadas no P1.....	88
Figura 29 – Detalhamento visual grupo II, onde se encontram as amostras coletadas no inverno de 2017, exceto as coletadas no P1 (grupo XI).....	91
Figura 30 – Detalhamento visual - relações entre qualidade da água e proporções de uso da terra - SOM.....	93
Figura 31 – Detalhamento visual - relações entre qualidade da água e proporções de uso da terra - SOM.....	94
Figura 32 – Detalhamento visual – correlação entre variáveis - SOM.....	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características morfométricas do reservatório de Itupararanga	37
Tabela 2 - Localização e descrição dos sete locais de amostragem no reservatório e dos quatro locais de amostragem nos tributários	39
Tabela 3 – Profundidade em que a água foi coletada em cada local de amostragem no reservatório de Itupararanga, próximo ao fundo (F)	40
Tabela 4 - Localização das estações meteorológicas.....	42
Tabela 5 - Distribuição do Uso da Terra na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Sorocaba	50
Tabela 6 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de temperatura para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem .	54
Tabela 7 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de oxigênio dissolvido para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem	57
Tabela 8 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de potencial redox para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem	60
Tabela 9 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de pH para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem.....	63
Tabela 10 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de CE para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem	65
Tabela 11 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de turbidez para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem.....	68
Tabela 12 - Número de amostras (para cada local de amostragem) distribuídas nos grupos do lado esquerdo e direito, e parte central do mapa de amostras (SOM)	73
Tabela 13 - Cl-a medida a partir de amostras de água superficial (S) no reservatório de Itupararanga	75
Tabela 14 - Variáveis com intensidades mais altas e mais baixas – SOM	76
Tabela 15 - Variáveis físico-químicas e hidrológicas medidas nos principais tributários	78
Tabela 16 - Nutrientes em amostras colhidas na superfície (S) e fundo (F)	80
Tabela 17 - Tabela de Correlação de Spearman entre todas as variáveis analisadas por SOM.....	85

Tabela 18 - Al, Fe e Mn dissolvido, e PT medidos no reservatório de Itupararanga.	87
Tabela 19 - Dados médios de precipitação (1986-2016) na área ao redor do reservatório de Itupararanga	89
Tabela 20 - Dados de precipitação mensal (mm) de 2016 a 2018 na área em torno do reservatório de Itupararanga	89
Tabela 21 - Dados dos perfis verticais medidos com sonda multiparâmetro	92
Tabela 22 - Dissolvido (D) e total (T) Cu, Cr e Zn, medidos em Itupararanga	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADCP - *Acoustic Doppler Current Profiler* (Perfilador de Corrente com Doppler Acústico)

Alc - Alcalinidade

CE - Condutividade elétrica

Cl⁻ - Cloreto

Cl-a - Clorofila-a

COD - Carbono Orgânico Dissolvido

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

DAAE - Departamento de Águas e Energia

Eh - Potencial de Óxido-Redução

F - Fundo

IET - Índice de Estado Trófico

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

LQ - Limite de Quantificação

ND - Não Determinado

NT - Nitrogênio Total

OD - Oxigênio Dissolvido

pH - Potencial Hidrogeniônico

PT - Fósforo Total

S - Superfície

SO₄²⁻ - Sulfato

SOM - *Self-Organizing Map* (Mapa Auto-Organizável)

SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission* (Topografia de Radar de Vaivém)

STD - Sólidos Totais Dissolvidos

T - Temperatura

TURB - Turbidez

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
2.1	MONITORAMENTO AMBIENTAL DE RESERVATÓRIOS	20
2.2	CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS	21
2.3	ESTRATIFICAÇÃO DA COLUNA D'ÁGUA	22
2.3.1	Biogeoquímica do ferro e manganês.....	24
2.3.2	Biogeoquímica do fósforo e nitrogênio.....	25
2.4	EUTROFIZAÇÃO.....	27
2.5	USO DA TERRA.....	28
2.6	REDES NEURAIS ARTIFICIAIS.....	29
2.6.1	Mapas auto-organizáveis - SOM.....	32
3	OBJETIVOS.....	34
3.1	GERAIS	34
3.2	ESPECÍFICOS.....	34
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
4.1	ÁREA DE ESTUDO E LOCAIS DE AMOSTRAGEM	35
4.2	AMOSTRAGEM.....	39
4.3	DADOS CLIMATOLÓGICOS	42
4.4	USO DA TERRA.....	42
4.5	VARIÁVEIS QUÍMICAS.....	46
4.6	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	47
4.6.1	Mapa auto-organizável (SOM).....	47
4.6.2	Tabela de Correlação de Spearman.....	48
4.6.3	Índice de estado trófico (IET) e limitação de nutrientes	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	50
5.1	USO DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO RIO SOROCABA.....	50
5.2	PERFIS FÍSICO-QUÍMICOS DA COLUNA D'ÁGUA	51
5.2.1	Temperatura.....	51
5.2.2	Oxigênio dissolvido (OD).....	55

5.2.3	Potencial redox (Eh).....	58
5.2.4	pH.....	61
5.2.5	Condutividade elétrica (CE).....	63
5.2.6	Turbidez (TURB)	66
5.3	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)	69
5.4	MAPA AUTO-ORGANIZÁVEL E QUALIDADE DA ÁGUA	70
6	CONCLUSÕES	98
7	REFERÊNCIAS	100

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os reservatórios têm um importante papel estratégico nas sociedades humanas modernas e servem a múltiplos propósitos, incluindo o abastecimento de água para consumo humano e as necessidades agrícolas (CASAMITJANA et al., 2003; GONZÁLEZ et al., 2004). O monitoramento desses sistemas geralmente inclui avaliação temporal e espacial de suas características físicas, químicas e biológicas. Além disso, o uso da terra é um fator importante, pois seu padrão (como as diferentes classes de uso da terra são distribuídas) tem o potencial de afetar a qualidade da água de áreas inteiras, incluindo reservatórios (BU et al., 2014; PARK et al., 2014). Áreas urbanas e agrícolas, por exemplo, estão associadas a níveis crescentes de nutrientes, como N e P (AFED ULLAH et al., 2018). Portanto, a busca por conexões entre os parâmetros de qualidade da água e os padrões de uso da terra é importante para controlar a poluição e desenvolver políticas de conservação (ZHOU et al., 2016).

Embora algumas características limnológicas apresentem padrões semelhantes entre lagos e reservatórios de diferentes latitudes (por exemplo, limitação de crescimento de algas pela disponibilidade de nutrientes essenciais), sistemas tropicais e subtropicais (localizados em latitudes entre 0 e 30 °) têm propriedades distintas e são geralmente menos investigados que os temperados (localizado em latitudes superiores a 30 °) (HUSZAR et al., 2006; LEWIS JR, 2000). Essas diferenças são causadas especialmente pela radiação solar anual, que é mais alta e tem menor variação ao longo dos meses nos trópicos (LEWIS JR, 1987). Isso afeta as características físicas (por exemplo, temperatura e estabilidade) e biológicas (por exemplo, produção primária e taxas de decomposição) dos reservatórios. Em relação aos efeitos físicos, a diferença de temperatura entre as camadas superiores e inferiores dos reservatórios tropicais é, em geral, relativamente pequena (cerca de 2 °C) em comparação com os sistemas temperados. Apesar dessa baixa diferença, os reservatórios tropicais ainda podem sustentar a estratificação por causa da maior variação da densidade da água por grau centígrado em temperaturas mais altas (LEWIS JR, 2000).

Os processos biológicos também são dependentes da temperatura e diferem dos lagos temperados. Processos metabólicos, por exemplo, ocorrem em taxas mais altas em camadas mistas superiores de sistemas tropicais, acelerando a ciclagem de

nutrientes durante a estratificação (BIANCHINI et al., 2019; LEWIS JR, 2000). As temperaturas mínimas da água hipolimnética também são maiores ao longo do ano em lagos tropicais (mínimo de cerca de 24 °C para lagos localizados dentro de 10 ° e baixa elevação), suportando maior produção primária e alto metabolismo microbiano que consome oxigênio mais rapidamente. Além disso, as águas mais quentes podem conter menos oxigênio (cerca de 8 mg L⁻¹) que os lagos temperados. Todos esses fatores intensificam os efeitos da entrada de compostos orgânicos e da eutrofização, fazendo abordagens para o manejo e proteção da qualidade da água em um grau diferente daqueles em reservatórios temperados (LEWIS JR, 2000).

A investigação de processos biogeoquímicos (como dessorção de metais, liberação de P e N de sedimentos para o hipolímnio e crescimento de algas) e a qualidade da água dos reservatórios geralmente requerem a medição de muitas variáveis, produzindo uma enorme quantidade de dados complexos. Todos esses dados combinados são frequentemente difíceis de interpretar devido à sua alta complexidade em escalas espaciais e temporais (FILIK ISCEN et al., 2008; LI et al., 2018). Para minimizar este problema, as redes neurais artificiais têm atraído um crescente interesse para avaliação da qualidade da água (KALTEH; HJORTH; BERNDTSSON, 2008).

O mapa auto-organizável (*self-organizing map* – SOM, também conhecido como rede neural de Kohonen) é um exemplo de uma rede neural que pode ser aplicada para agrupar e visualizar conjuntos de dados complexos e grandes, com características semelhantes para os parâmetros analisados. Nesta técnica, os dados de alta dimensão são projetados em um espaço de menor dimensionalidade (geralmente duas dimensões), conservando as relações originais (ou seja, a topologia) dos dados (TERFLOTH; GASTEIGER, 2001).

O SOM tem várias vantagens em comparação com outras técnicas multivariadas, como a análise de componentes principais, incluindo fácil implementação e excelentes capacidades de visualização. Além disso, pode lidar com dados discrepantes e ausentes, minimizando a redução dos dados disponíveis para análise. Essa é uma enorme vantagem em estudos relacionados à qualidade da água (LI et al., 2018). Várias investigações foram realizadas usando SOM, a fim de investigar a qualidade da água de sistemas naturais, incluindo, por exemplo, os efeitos do uso da terra e fatores morfométricos na qualidade da água de rios e reservatórios (PARK et al., 2014; ZHOU et al., 2016). Também foi aplicado a características

espaciais da qualidade da água em áreas costeiras (LI et al., 2018). No entanto, o SOM não foi aplicado para apontar e explicar processos biogeoquímicos que ocorrem em corpos de água naturais e artificiais. Além disso, uma avaliação contínua desses sistemas é importante devido à crescente alteração do uso da terra e mudanças climáticas, que têm o potencial de acelerar a eutrofização, alterar padrões de estratificação e, portanto, impactar a qualidade da água nesses sistemas, especialmente em áreas tropicais e subtropicais (BRANCO et al., 2009; PAERL; PAUL, 2012).

O objetivo deste estudo foi investigar a aplicação do SOM como ferramenta para vincular processos biogeoquímicos aquosos e qualidade da água com padrões de uso da terra em um reservatório subtropical. Para esse fim, usamos o reservatório de Itupararanga (Ibiúna, SP, Brasil) como modelo em uma investigação realizada em um período de observação de 24 meses e incluímos análises dos tributários mais importantes, bem como padrões de uso da terra na bacia hidrográfica do reservatório. Os resultados deste estudo podem fornecer a possibilidade de aplicação da técnica SOM para uma avaliação mais fácil e ampla dos reservatórios, apoiando as políticas de gestão e conservação.

Este trabalho é uma contribuição ao projeto **“Organic Carbon cycling in Water Reservoirs of Brazil and Germany: influence of land use and hydrology–ORCWAR”**, aprovado e financiado pela CAPES e DAAD sob a coordenação do Prof. Dr. André Henrique Rosa e Prof.Dr. Kurt Friese, e deve servir de base para futuros estudos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 MONITORAMENTO AMBIENTAL DE RESERVATÓRIOS

A crise hídrica nos reservatórios artificiais tem influência direta na disponibilidade de água em quantidade e qualidade, afetando diretamente seus múltiplos usos, como: o abastecimento público e industrial, a geração de energia, a irrigação, a recreação, entre outros. Assim, o monitoramento contínuo desses ambientes é uma importante ferramenta de gestão ambiental, uma vez que, fornece informações que contribuem para diagnosticar a qualidade das águas, bem como, na compreensão dos principais fatores que contribuem para a sua degradação (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

A qualidade da água de reservatórios pode ser comprometida por fontes pontuais, ou seja, os efluentes domésticos, que contém alta concentração de substância orgânicas, nutrientes e microrganismos e por efluentes industriais, que podem ser complexos, dependendo da natureza dos resíduos (MERTEN; MINELLA, 2002). E também por fontes difusas, que são os contaminantes provenientes do escoamento superficial de áreas urbanas e rurais (fertilizantes, herbicidas, inseticidas, entre outros) (CETESB, 2016).

O monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos, junto com a caracterização do uso e ocupação do solo permitem caracterizar os recursos hídricos, quanto a qualidade da água, fontes de poluição, e contribui para a compreensão dos processos biogeoquímicos. Também auxilia na tomada de decisões para o gerenciamento dos recursos hídricos, buscando a manutenção e/ou recuperação de áreas afetadas. Desta forma, o estudo da qualidade da água de reservatórios é questão de saúde pública, uma vez que, são essenciais para o abastecimento público.

2.2 CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS

Os reservatórios são ambientes artificiais, complexos e dinâmicos, que apresentam alto grau de heterogeneidade espacial e temporal (TUNDISI, 1996). De acordo com Thorton et al. (1990) são nomeados como sistema de transição entre o ambiente lótico e lêntico, por apresentarem compartimentos distintos (gradientes horizontal e vertical).

Os gradientes são gerados pelo fato da água de entrada ter características diferentes da água represada (como por exemplo, temperatura, quantidade de sólidos totais e dissolvidos), levando a diferenças na densidade delas, o que dificulta o processo de mistura e leva a formação de correntes que podem fluir tanto superficialmente, como profundamente (BAXTER, 1977).

Na escala horizontal, esses ambientes em geral, apresentam três áreas, que se distinguem por suas características físicas, químicas e biológicas (THORTON, 1990; KIMMEL et al., 1990, STRASKRABA; TUNDISI, 2000; WETZEL, 2001): área fluvial ou lótica (ribeirinha), que apresenta maior velocidade de fluxo de água, menor tempo de retenção, maiores teores de nutrientes, sólidos totais e menor penetração de luz, sendo a parte mais alta do reservatório, com características geomorfológicas similares a rios. Próximo à barragem, região mais profunda, em geral, temos uma área lacustre ou lêntica, que se assemelha a um lago, sendo possível ocorrer estratificações térmicas. Esta porção do reservatório apresenta menores concentrações de nutrientes e partículas em suspensão, desta forma, maior transparência é observada. Entre as duas áreas, encontra-se a área de transição ou intermediária com características de ambientes lêntico e lótico. Nesta área acontece maior produtividade e biomassa fitoplanctônica, em consequência da diminuição da velocidade do fluxo de água, aumento do tempo de retenção, sedimentação de partículas, que proporciona valores mais baixos de turbidez e conseqüentemente aumento da penetração de luz.

Além das características morfométricas do reservatório, a dinâmica e extensão destas áreas, que é bastante variável, está diretamente relacionada ao tempo de residência, que é consequência do fluxo de água e principalmente dependente do sistema de operação do reservatório (KIMMEL et al., 1990). Se o tempo de retenção for pequeno, o reservatório se assemelhará mais a um rio, caso contrário, apresentará características mais similares a lagos (HENRY, 2004). Outros fatores ambientais como a precipitação, vento e radiação solar também influenciam na circulação

horizontal e vertical de todo o gradiente espacial dos reservatórios, proporcionando maior variabilidade espacial e temporal das características físicas, químicas e biológicas (THORTON et al., 1990; PORTO et al., 1991; ESPINDOLA et al., 2000; ZANATA; ESPÍNDOLA, 2002; SARTORI et al., 2009).

2.3 ESTRATIFICAÇÃO DA COLUNA D'ÁGUA

O gradiente vertical da coluna d'água em reservatórios ocorre principalmente como consequência da estratificação térmica, bem como, subsequentes estratificações químicas e biológicas (TUNDISI, 1988; PADIAL et al., 2009). O padrão de circulação vertical ao longo da coluna d'água pode ocorrer em um período sazonal ou diurno, influenciando no transporte de nutrientes, oxigênio, carbono, assim como, na distribuição das comunidades biológicas (ELCI et al., 2008; BECKER et al., 2009).

A estratificação térmica ocorre quando o calor não se distribui uniformemente na coluna de água. Como consequência de diferenças na temperatura, formando camadas com diferentes temperaturas e, conseqüentemente, densidades. As camadas formadas possuem a seguinte classificação: epilímnio que é a camada superficial da água, que possui a menor densidade; metalímnio que também é conhecida como termoclina, é a camada de transição entre a camada superficial (epilímnio) e a camada profunda (hipolímnio), caracteriza-se por ser uma camada de rápida variação de temperatura em seu perfil vertical; e o hipolímnio é a camada mais profunda, que caracteriza-se por ter uma maior densidade (ESTEVES, 2011).

A formação dessas camadas de diferentes densidades, impossibilita a mistura vertical completa, que é um processo vital, principalmente para a redistribuição de oxigênio dissolvido (ELCI et al., 2008). Esses processos dependem não somente das variáveis meteorológicas (velocidade do vento, radiação) mas, também das características bioquímicas da água. Por exemplo, o material particulado pode atenuar a entrada da radiação na coluna de água (CASAMITJANA et al., 2003).

Como vários fatores podem interferir no gradiente vertical, os padrões de estratificação são muito variáveis. Nos reservatórios tropicais, as estratificações e desestratificações diárias estão relacionadas a diferenças de temperatura entre o epilímnio e hipolímnio, sendo que a estratificação na maioria das vezes se desenvolve durante o dia e a desestratificação no período da noite, por conta da perda de calor para a atmosfera (ESTEVES, 2011).

Em ecossistemas aquáticos com níveis de temperatura superiores a 20 °C, não é necessária uma grande variação térmica entre as camadas formadas para que o processo de estratificação aconteça (ESTEVES, 2011). De acordo com Lampert e Sommer (1997), para regiões tropicais, variações de 1 °C por metro de coluna de água já gera diferenças de densidade entre as camadas, caracterizando a estratificação térmica, que também promove a formação de estratificações químicas e biológicas (ESTEVES, 2011). Já para Meis e Tundisi (1986), diferença de 2 °C entre a temperatura da água de subsuperfície e o fundo é suficiente para o estabelecimento de um gradiente vertical de densidade levando à estratificação térmica da coluna d'água.

Podemos notar que não existe um consenso entre os pesquisadores. De acordo com Kellner e colaboradores (2009), para regiões de clima tropical, com temperaturas da água superiores a 25 °C, pode ocorrer estratificação térmica com gradientes de temperatura inferiores a 0,6 °C.m⁻¹. Já para Henry e colaboradores (1997) diferenças de 0,3 °C.m⁻¹ são suficientes para promover a separação das massas d'água, desenvolvendo-se microestratificações na coluna.

Em meio a isso, é amplamente demonstrado que a estratificação térmica prolongada aumenta a depleção de oxigênio hipolimnético, pressionando os organismos aquáticos (WEIDER; LAMPERT, 1985; SEAGER et al., 2000). Quando a estratificação térmica acontece, o oxigênio não é distribuído para as camadas inferiores, e uma vez que, no hipolíminio acontece intensa decomposição aeróbia de matéria orgânica e a respiração dos organismos, estabelece-se um gradiente decrescente de OD, ou seja, uma estratificação química (ESTEVES, 2011; LAMPERT; SOMMER, 1997).

Para lagos tropicais e subtropicais, a estratificação térmica pode ser quebrada por eventos de tempestades, como precipitação e ventos fortes (ZHANG et al., 2003; TOWNSEND, 1998; DORJSUREN et al., 2018). Em reservatórios, a estratificação térmica é influenciada pelas condições climatológicas, topografia de captação, afluência, morfometria e tempo de residência (TOWNSEND, 1998; WILHELM; ADRIAN 2008).

Além disso, a temperatura da água nas camadas superiores é elevada e o gradiente é relativo durante a maior parte do verão, primavera e outono (BERTONE et al., 2015). As camadas formadas com diferentes temperaturas também podem

interferir na capacidade de retenção do reservatório e conseqüentemente, o tempo de retenção de epilímno ou hipolíminio diminui (KERIMOGLU; RINKE, 2013).

A capacidade de retenção rege as transformações biogeoquímicas dentro dos reservatórios. As taxas de reações químicas e bioquímicas (produção primária e decomposição) de ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais são continuamente altas à medida que prevalece a alta temperatura (BIANCHINI et al., 2019). Nessas regiões, a temperatura não se limita ao metabolismo interno do reservatório, assim este sistema aquático apresenta altas taxas de processamento ao longo do ano, regulando o balanço de carbono e nutrientes, por exemplo (SIRONIC et al., 2017).

Os próximos tópicos exemplificam processos biogeoquímicos que foram observados neste estudo, possivelmente em decorrência dos processos de estratificação.

2.3.1 Biogeoquímica do ferro e manganês

A qualidade da água é comprometida pela presença de metais, incluindo o ferro (Fe) e manganês (Mn) (MUNGER et al., 2017), que podem ser encontrados em muitos minerais em rochas e solos, pois são elementos comuns na crosta terrestre (DAVISON, 1993). Ambos são altamente sensíveis às condições redox e são relativamente móveis no ambiente aquático (BETANCOURT et al., 2010; DAVISON, 1993). Em sistemas aquáticos podemos encontrar esses elementos em duas formas principais: Mn (II) e Mn (IV), Fe (II) e Fe (III). A transição entre as duas formas ocorre em função do potencial redox, fatores microbiológicos e químicos (BETANCOURT et al., 2010).

Em reservatórios que apresentam estratificação sazonal, o Fe e Mn podem se acumular na coluna de água devido à condições redutoras próximas aos sedimentos. Então, observa-se aumento na concentração desses elementos principalmente na forma solúvel, na região bentônica do reservatório, devido ao fluxo difuso de sedimentos anóxicos. Com o final do período de estratificação, ocorre o turnover do reservatório, ou seja, quando a camada superficial e bentônica se misturam, levando para cima Fe e Mn contido em zonas mais profundas. Com a mistura, o OD pode levar a oxidação de metais solúveis em formas particuladas, que se depositam novamente nos sedimentos. Porém, os metais podem persistir na coluna de água, muito tempo após o término do período de estratificação, mesmo reestabelecida boas condições

de oxigenação. Em condições de mistura e oxigenação da coluna, Fe e Mn presente nos sedimentos devem ser estáveis (forma oxidadas e insolúveis), resultando em menores concentrações desses elementos na coluna de água (MUNGER et al., 2017, DAVISON, 1993).

No trabalho desenvolvido por Munger e colaboradores (2017) foi observado um aumento de Fe e Mn no hipolímnio no lago Leesville, Virgínia (EUA), que coincidiu com baixas concentrações para OD. Os autores também concluíram que a liberação sazonal de metais dos sedimentos para a coluna de água é influenciada pelo grau de estratificação, ou seja, depende se o lago esteve fortemente estratificado ou se a estratificação foi leve, e isso pode variar de ano para ano, influenciando diretamente nas concentrações de metais no ambiente aquático.

Betancourt e colaboradores (2010) relataram níveis elevados de Fe e Mn no reservatório de Paso Bonito-Cuba, possivelmente em consequência da mineração na bacia hidrográfica do reservatório, que ocorreu em meados do século XX. O intemperismo de pirita e a drenagem ácida de minas podem contaminar águas superficiais com metais, incluindo o Fe e o Mn, por décadas após o fim das atividades de mineração. O estudo mostrou que a reciclagem de Mn no reservatório apresenta um ciclo sazonal, com concentrações mais elevadas em águas profundas durante a estação chuvosa, quando a coluna de água apresentou estratificação térmica e a concentração de oxigênio dissolvido foi baixa.

Lemley e colaboradores (2005) relataram que Fe e Mn em altas concentrações em sistemas de água potável, com baixos níveis de OD no hipolímnio podem levar a uma gama de problemas. Esses metais conferem cor, sabor e odor na água, complicando o tratamento de água potável, aumentando a demanda por oxidantes químicos e sistemas de filtração (BETANCOURT et al., 2010).

2.3.2 Biogeoquímica do fósforo e nitrogênio

Uma importante fonte de nutrientes para os ecossistemas de água doce são os sedimentos. Há décadas, pesquisadores analisam a liberação de fósforo (P) e nitrogênio (N) de sedimentos (NÜRNBERG, 1987; GARDNER et al., 2001; NOWLIN et al., 2005).

Alguns estudos apontaram que a liberação de nutrientes dos sedimentos pode representar um processo ecológico mais importante do que as fontes externas. Isso

porque, o P liberado dos sedimentos contém uma porção de P imediatamente disponível (NÜRNBERG; PETERS, 1984). Søndergaard e colaboradores (1999) mencionaram que tentativas de restauração de lagos, reduzindo os insumos de P externo, em muitos casos falharam, por conta da grande contribuição dos sedimentos, para altas taxas de nutrientes, em lagos e reservatórios. Sendo assim, importante caracterizar as fontes de fósforo, internas e externas, para um efetivo gerenciamento (NOWLIN et al., 2005).

Muitos processos levam à liberação de P a partir de sedimentos (principalmente fosfato, PO_4^{3-}), como exemplo podemos citar: a dessorção e dissolução de P a partir de precipitados e material inorgânico (MOORE; REDDY, 1994) e a mineralização microbiana de matéria orgânica (GÄCHTER; MEYER, 1993). Processos esses que são regulados por variáveis ambientais: temperatura, OD, pH e Eh (NOWLIN et al., 2005).

De acordo com Boström e colaboradores (1988) após o início da estratificação de verão em ambientes temperados, ocorre a diminuição na concentração de OD e no pH hipolimnético, diminuindo então o potencial redox na interface água-sedimento, por conta da atividade biológica nos sedimentos e no hipolímnion. Com baixo potencial redox (< 200 mV), Fe (III) dos sedimentos é reduzido a sua forma mais solúvel Fe (II), levando a liberação de PO_4^{3-} e Fe (II) para a coluna de água.

Por outro lado, sob condições anóxicas, com altas concentrações de nitrato (NO_3^-) na interface água-sedimento, podem elevar o potencial redox, pela atividade de bactérias desnitrificantes, aumentando assim a oxidação de Fe e a sorção então de PO_4^{3-} nos sedimentos (BOSTRÖM et al., 1988). Em contraste, os altos níveis de NO_3^- pode estimular bactérias redutoras de Fe, levando a maiores taxas de decomposição de matéria orgânica e aumentando a liberação de PO_4^{3-} dos sedimentos (Boström et al., 1988). Processos esses que resultam da complexa interação entre processos bióticos e abióticos na interface água-sedimento (NOWLIN et al., 2005).

2.4 EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização de acordo com Esteves (2011) é o aumento da concentração de nutrientes nos sistemas aquáticos, principalmente P e N, levando a um aumento na produtividade primária do sistema. Esse processo é considerado natural, quando acontece de forma lenta e contínua, em decorrência do aporte de nutrientes ocasionado pelas chuvas. Porém, com a urbanização e o avanço das atividades agrícolas, o processo de eutrofização passou a acontecer prematuramente, devido a contribuição antropogênica (eutrofização artificial), que gera um excesso de matéria orgânica e redução da penetração de luz (AZEVEDO; FEITOSA; KOENING, 2008), levando a morte de organismos mais sensíveis (THOMAZ, 2002).

Von Sperling (2005) cita alguns efeitos da eutrofização, como por exemplo: problemas estéticos e recreacionais, por consequência da floração das algas, maus odores e mortandade de peixes. A eutrofização também pode levar a condições anaeróbias no hipolímnio, em decorrência da elevada concentração de bactérias heterotróficas, que consomem o oxigênio dissolvido no meio. Uma vez estabelecidas condições anaeróbias, o ambiente apresenta condições redutoras, assim, Fe e Mn passam para forma mais solúvel, comprometendo a qualidade da água.

Para determinar o grau de eutrofização de um ecossistema aquático Carlson (1977) propôs índice de estado trófico (IET) para ambientes temperados. No Brasil, esse índice foi modificado e adaptado para ambientes tropicais e subtropicais por Toledo Jr. et al. (1983), Salas e Martino (1991) e, por Lamparelli (2004). Atualmente, foi proposto uma atualização do IET por Cunha et al. (2013) para reservatório em ambientes tropicais e subtropicais. Estes últimos índices permitem classificar os ecossistemas aquáticos em diferentes graus de trofia, desde ultraoligotrófico, categoria com menores concentrações de nutrientes até o estado de maior trofia, hipereutrófico.

2.5 USO DA TERRA

O uso inadequado da terra e práticas antrópicas na bacia hidrográfica, como a urbanização, atividades agrícolas e industriais estão relacionadas a problemas à qualidade da água (NGOYE; MACHIWA, 2004). Inúmeros trabalhos têm reportado as influências dos padrões de uso da terra na deterioração de ecossistemas aquáticos (LEE et al., 2009, ROTHWELL et al., 2010, TRAN et al., 2010, KANG et al., 2010; BU et al., 2014; ZHOU et al., 2016).

Estudos relataram que áreas agrícolas têm forte influência no aporte de nutrientes, como N e P (BU et al., 2014; NGOYE; MACHIWA, 2004; PIETERSE et al., 2003). E áreas urbanas e industriais são relacionadas com poluição orgânica, por metais pesados e também nutrientes (LI et al., 2009; KANG et al., 2010).

Bu e colaboradores (2014) avaliaram as relações entre o uso da terra e a qualidade da água, durante a estação seca e chuvosa, na bacia do Rio Taizi, China. Os resultados demonstraram que áreas urbanas e industriais (áreas construídas) tiveram forte influência sobre o N e o P. Áreas agrícolas foram correlacionadas com a maioria das variáveis físico-químicas e tiveram forte relação com o N na estação chuvosa. Reconheceram que, as áreas avaliadas estão altamente poluídas, em consequência do escoamento agrícola, esgoto doméstico e descarga industrial.

No trabalho desenvolvido por Kang e colaboradores (2010) eles apontaram que áreas urbanas e industriais contribuíram para altas concentrações de *Escherichia coli* e *Enterococcus* na bacia do Rio Yeongsan na Coreia. Já áreas agrícolas, industriais e de mineração foram fontes significativas de metais pesados para o ambiente aquático (Al, Fe, Mn, Zn, Cu, and Ni).

Park e colaboradores (2014), demonstraram que a hidrogeomorfometria de reservatórios e os tipos de cobertura do solo dentro das bacias hidrográficas tem impacto considerável na qualidade da água, utilizando mapas auto-organizáveis (SOM). Os resultados apontaram que a qualidade da água dos reservatórios estudados foi fortemente dependente da altitude e morfometria (altura e largura, área de superfície, circunferência, entre outros), bem como, a sua deterioração teve forte relação com áreas urbanas, agrícolas e florestais.

Zhou e colaboradores (2016) desenvolveram uma abordagem utilizando a SOM para explorar a relação entre o uso da terra e a qualidade da água na bacia do Rio Minjiang, sudeste da China. A qualidade da água foi associada a seis categorias de

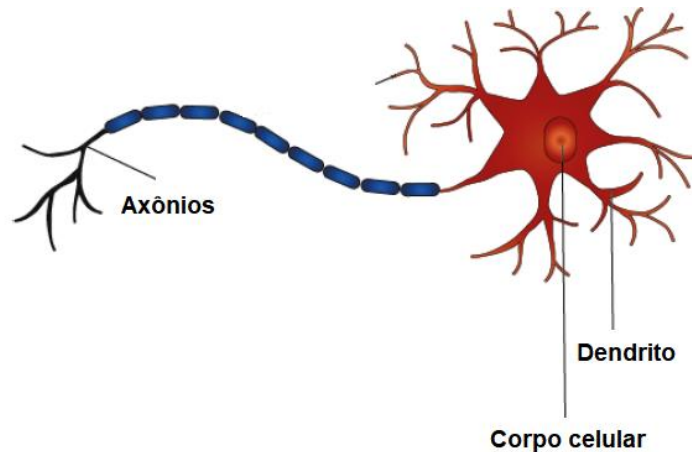
uso da terra: floresta, agricultura, pomar, área construída (urbana e industrial), terra não utilizada e água. Os parâmetros analisados foram amônio, nitrato, nitrogênio total, fosfato reativo solúvel, fosfato total e índice de permanganato de potássio. Os autores demonstraram como a poluição pontual pode mascarar a correlação entre o uso da terra e a qualidade da água. Uma vez que, quanto maior a poluição por fontes pontuais, menos significativas são as correlações entre qualidade da água e uso do terra. O método proposto pode ajudar a determinar se é a fonte pontual ou fonte não pontual (difusa) que exerce maior influência na qualidade da água.

2.6 REDES NEURAIS ARTIFICIAIS

As redes neurais é um campo da ciência da computação ligada a inteligência artificial (FERNEDA, 2006). Por meio de modelos matemáticos e algoritmos computacionais busca-se imitar algumas características únicas do cérebro humano, tais como, a habilidade de aprendizagem e a de restaurar informações de dados ausentes ou distorcidos. Desta forma, as redes neurais artificiais tentam repetir a maneira de organização e processamento de informação da rede neural biológica. (TAGLIARINI; CHRIST; PAGE, 1991;DESPAGNE; MASSART, 1998).

O cérebro é formado por um conjunto complexo de células, os neurônios, que emitem impulsos elétricos em resposta a estímulos. Eles são densamente interconectados, resultando em uma arquitetura altamente complexa que comandam o funcionamento e comportamento do corpo humano, bem como o raciocínio. Esses neurônios são células que possuem três partes com funções específicas e complementares: corpo central, dendritos e axônio. Os dendritos, que constituem um conjunto de terminais de entrada são responsáveis por captar os estímulos recebidos e transmitir ao corpo central do neurônio, onde serão processados. A transmissão dos estímulos para as células vizinhas ocorre por meio das sinapses, através do axônio, que são longos terminais de saída (Figura 1) (HAYKIN, 2001; FERNEDA, 2006).

Figura 1 – Representação de um neurônio biológico

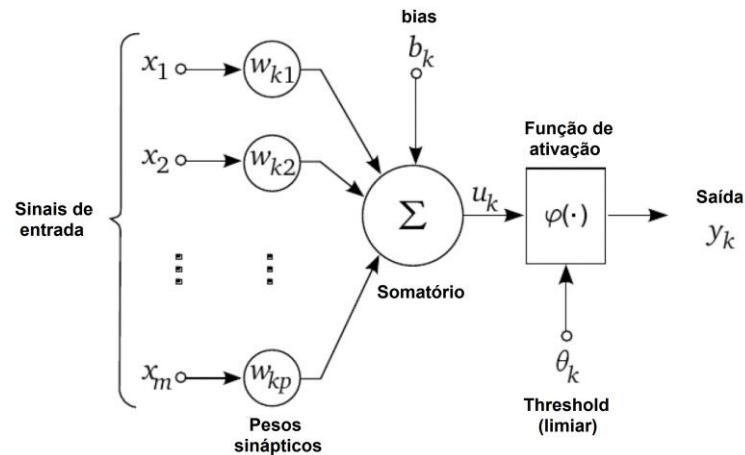


Fonte: adaptado de Furtado (2019).

O trabalho desenvolvido por McCulloch e Pitts (1943) na década de 40 marca o início da busca por um modelo matemático que simule o funcionamento das células do cérebro humano (PICCININI, 2004). O modelo, denominado neurônio MCP (McCulloch e Pitts), é descrito por um conjunto de n entradas, as quais são multiplicadas por um determinado peso e, em seguida, os resultados são somados e comparados a um limiar (NIED, 2007). Outros autores também contribuíram para o desenvolvimento e estabelecimento do que conhecemos hoje como redes neurais artificiais (ROSENBLATT, 1958; MINSKY e PAPERT, 1969; HOPFIELD, 1982)

O neurônio artificial (Figura 2) é uma estrutura lógico-matemática que busca simular a forma, comportamento e funções de um neurônio biológico. Os dendritos são substituídos por entradas, sendo as ligações com o corpo celular realizadas por elementos de peso, simulando as sinapses. Os estímulos são captados pelas entradas e processados pela função de soma e o “bias” (ajuste dos pesos) (GUYON, 1991).

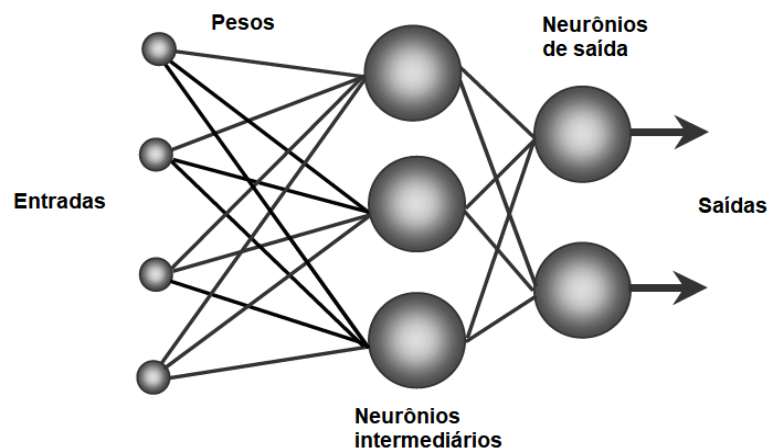
Figura 2 – Representação de um neurônio artificial, segundo McCulloch-Pits



Fonte: adaptado de Silva; Schimidt (2016).

Cada neurônio tem a função de realizar um processamento simples, porém uma rede com múltiplos neurônios é capaz de realizar operações bastante complexas (FURTADO, 2019). As redes neurais artificiais são constituídas por várias unidades de processamento (neurônios), formando uma rede de camada única ou multicamadas (HAYKIN, 2001). Uma arquitetura típica de rede neural (Figura 3) possui uma camada de entrada, cujo número de neurônios corresponde ao número de variáveis de entrada (variáveis independentes), ou seja, onde os padrões são apresentados a rede; uma camada intermediária, onde os dados são processados, através das conexões ponderadas; e uma camada de saída, onde o resultado final é concluído e apresentado e dependente da quantidade de respostas monitoradas (variáveis dependentes) (DESPAGNE; MASSART, 1998; HAYKIN, 2001);.

Figura 3 – Representação de uma rede neural artificial de múltiplas camadas



Fonte: adaptado de Furtado (2019).

Uma das propriedades mais importantes das redes neurais artificiais é a habilidade de aprender por intermédio de exemplos de seu ambiente e com isso melhorar gradativamente seu desempenho. O processo de aprendizagem se dá pela utilização de algoritmo de aprendizado, que são regras bem definidas para a solução de um problema, através do ajuste de peso de suas conexões. Existem muitos tipos de algoritmos de aprendizado e esses diferem entre si principalmente pelo modos como os pesos são modificados (BRAGA; CARVALHO; LUDEMIR, 2000).

Outro fator importante é como uma rede neural se relaciona com o ambiente. Neste contexto existem duas formas de aprendizado: supervisionado e não supervisionado. No aprendizado supervisionado, a rede neural é treinada com o auxílio de um agente externo, que apresenta à rede neural alguns conjuntos de entrada com seus correspondentes padrões de saída. Sendo assim, é necessário conhecimento prévio do comportamento que se espera da rede e o treino deverá ser repetido com todo o conjunto de treinamento (entrada e saída), para que ajustes sejam efetuados, até que a taxa de acerto esteja dentro de uma faixa considerada satisfatória. Já no aprendizado não supervisionado (auto-organização) não existe agente externo indicando a resposta desejada para os padrões de entrada. Neste tipo de aprendizagem somente os padrões de entrada são apresentados a rede neural, que processa as entradas, detecta suas regularidades e progressivamente estabelece representações internas que codificam características, classificando-as automaticamente (FERNEDA, 2006).

2.6.1 Mapas auto-organizáveis - SOM

Uma grande variedade de métodos estatísticos, como: análise de correlação, regressão múltipla e análise de redundância tem sido amplamente utilizados, para analisar a relação geral entre o uso da terra e a qualidade da água (BU et al. 2014, PARK et al., 2014; SHEN et al., 2015). Porém, como as fontes de poluição podem variar em toda a área de estudo, principalmente quando se tem vários padrões de uso da terra na bacia, a abordagem global, utilizando das estatísticas acima, podem perder a variação espacial e esconder algumas relações locais entre o uso da terra e a qualidade da água (ZHOU et al., 2016; KANG et al., 2010).

Para avaliar a estrutura, funções e como os ecossistemas aquáticos são impactados é necessário um conjunto mais amplo de variáveis individuais de resposta,

com o objetivo de refletir as propriedades complexas ou os fatores que controlam esta complexidade (PARK et al. 2014). Para isso, gera-se dados volumosos, não-lineares e complexos, com redundância, relações internas e outliers. Além disso, pode existir interações complexas entre as variáveis. Assim sendo, métodos não lineares são preferíveis para a compreensão dos dados (PARK et al., 2014). Para uma abordagem não linear, o uso de redes neurais artificiais tornou-se popular nos últimos anos, especialmente, o Mapa Auto-Organizável (SOM, KOHONEN, 2001).

O SOM é uma ferramenta versátil para extrair informações de dados complexos e de alta dimensão, podendo ser aplicada para classificar e associar amostras e suas variáveis (PARK et al., 2014; ZHOU et al., 2016). Trata-se de um modelo heurístico usado para explorar relações lineares e não-lineares. Os SOMs foram desenvolvidos na década de 1980 e aplicados primeiramente em estudo de reconhecimento da fala (KOHONEN, 1984). A primeira aplicação de SOM em estudos ecológicos foi para estudar a padronização de comunidades bentônicas em riachos, por Chon e seus colaboradores (1996). Então, passou a ser frequentemente utilizado para dados ecológicos e ambientais (FOODY, 1999; PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2008; Bae et al., 2013; ZHOU et al., 2016). Provando ser uma ferramenta prática na avaliação da qualidade da água e na gestão de recursos hídricos (SANCHEZ-MARTOS et al., 2002; AGUILERA et al., 2001).

3 OBJETIVOS

3.1 GERAIS

Verificar a aplicação de mapa auto-organizável (SOM) como ferramenta para investigar processos biogeoquímicos, qualidade da água para abastecimento público e suas relações com padrões de uso da terra no reservatório de Itupararanga (Ibiúna, SP – Brasil).

3.2 ESPECÍFICOS

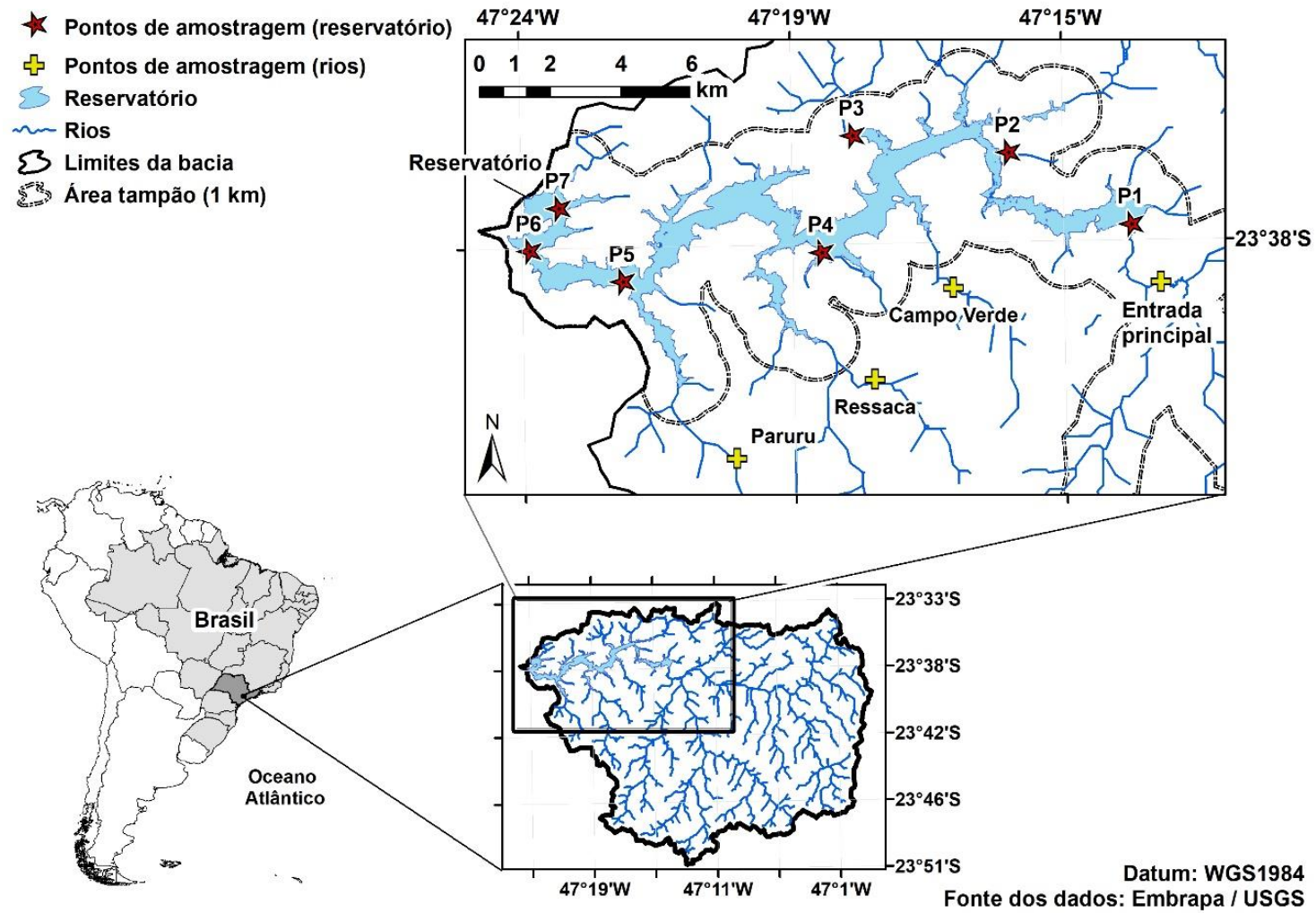
- Demonstrar o potencial da aplicação do SOM para a interpretação e discussão de variáveis de controle de qualidade da água;
- Estabelecer os padrões de uso da terra e suas influências na deterioração da qualidade da água;
- Compreender a dinâmica do reservatório;
- Analisar a heterogeneidade espacial e a sazonalidade do local de estudo;
- Investigar processos biogeoquímicos na interface água-sedimento;
- Verificar se as variáveis estudadas estão em concordância com os limites estabelecidos na legislação brasileira;

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO E LOCAIS DE AMOSTRAGEM

O reservatório de Itupararanga está localizado na parte alta da bacia do Rio Sorocaba, no estado de São Paulo, Brasil (Figura 4). Foi construído em 1912 para geração de energia hidrelétrica e atualmente é usado para abastecimento de água potável para aproximadamente um milhão de pessoas, para fins agrícolas e recreativos (CUNHA; CALIJURI, 2011; PEDRAZZI et al., 2013; RIBEIRO et al., 2014). O reservatório tem uma profundidade máxima de 21 m, profundidade média de 7,8 m e o seu canal principal tem 26 km de comprimento. O tempo de residência varia entre 95 e 270 dias e o reservatório tem um volume máximo de armazenamento de 286 milhões de m³ (Tabela 1) (FRASCARELI et al., 2018; RIBEIRO et al., 2014). O reservatório é alimentado pelos rios Sorocabaçu, Sorocamirim e Una como os principais afluentes e numerosos pequenos riachos (por exemplo, Paruru, Ressaca e Campo Verde) (SMITH; PETRERE, 2008).

Figura 4 - Locais de amostragem no reservatório de Itupararanga (estrelas) e alguns influxos (sinais de mais). Os mapas também mostram os limites da bacia do alto rio Sorocaba e da rede fluvial



Fonte: adaptado de MELO et al (2019).

De acordo com a classificação de Köppen (KOTTEK et al., 2006), o clima da bacia é subtropical e típico de uma região subtropical das terras altas. É caracterizada por uma estação chuvosa (geralmente entre outubro e março) e uma estação seca (entre abril e setembro). A temperatura média mensal varia entre 18 °C e 22 °C (PEDRAZZI et al., 2013).

Tabela 1 - Características morfométricas do reservatório de Itupararanga

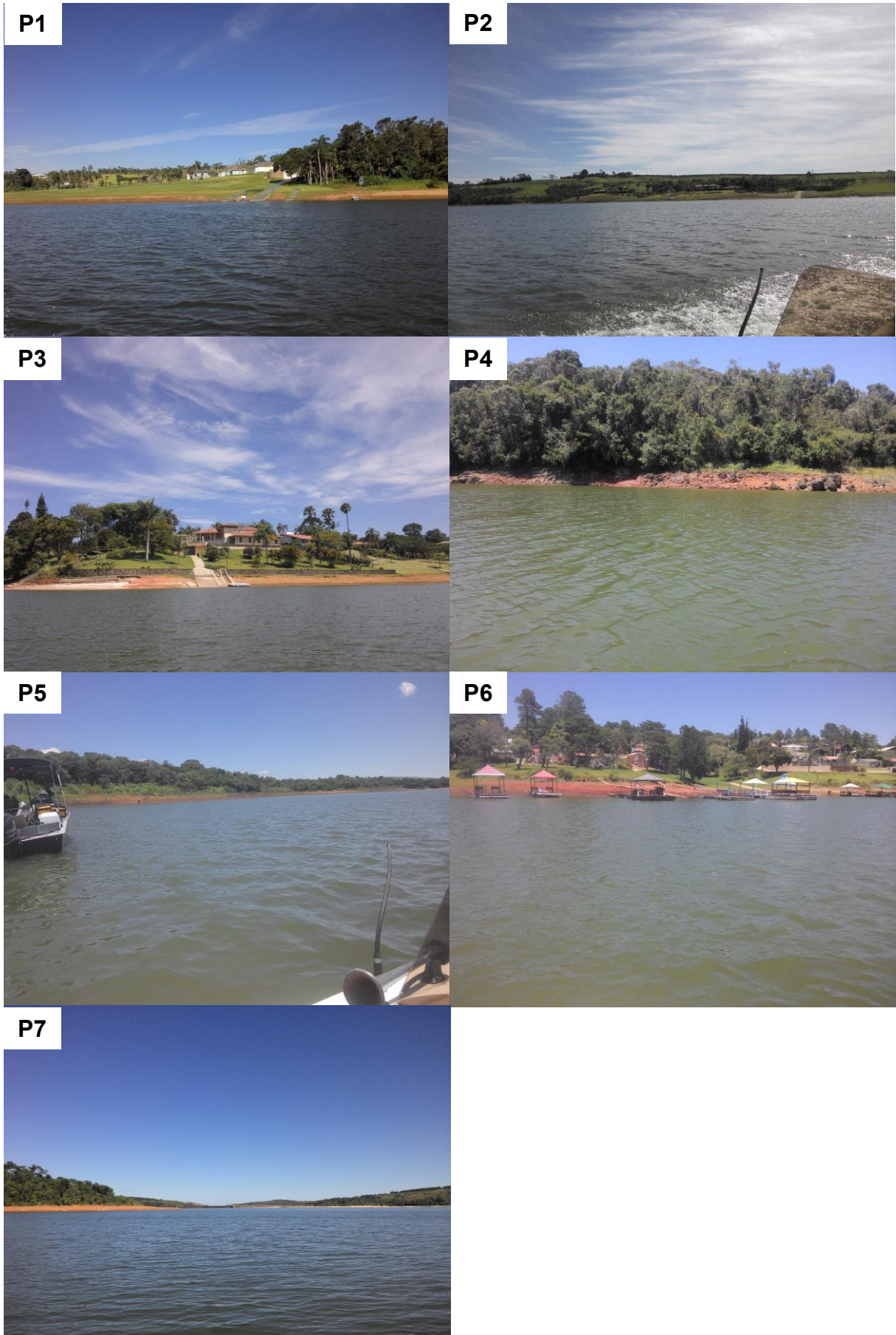
Construção*	Área de drenagem	Área do reservatório***	Volume*	Tempo residência**	Profundidade média**	Profundidade máxima***
Ano	km²	km²	m³	Dias	M	M
1912	934	20,9	2,6E+08	95-270	7,8	23

Fonte: Autoria própria.

*Smith e Petrere (2008); **Frascareli et al. (2015), ***Casali et al. (2017).

Sete locais de amostragem (P1-P7, Figura 4 e Figura 5) foram definidos com base em estudos anteriores realizados no Reservatório de Itupararanga (ROSA et al., 2015). Os critérios de seleção foram uso da terra, compartimentalização horizontal e influência de influxos (SMITH; PETRERE, 2008; THRELKELD, 1990). Alguns dos influxos (Paruru, Ressaca, Campo Verde e afluente principal, Figura 4) também foram amostrados para investigar sua influência na qualidade da água do reservatório.

Figura 5 - Locais de amostragem no reservatório de Itupararanga



Fonte: Autoria própria (2016).

A Tabela 2 descreve as características de cada ponto de amostragem:

Tabela 2 - Localização e descrição dos sete locais de amostragem no reservatório e dos quatro locais de amostragem nos tributários

Ponto de amostragem	Localização (UTM)	Descrição/características
P1	272381.63 / 7385956.73	Área ribeirinha* / próximo à foz do influxo principal / maior turbulência
P2	268931.10 / 7387956.60	Área ribeirinha / perto de áreas florestais e agrícolas
P3	264454.23 / 7388441.24	Área de transição / perto de uma área residencial
P4	263553.55 / 7385045.08	Área de transição / perto da área de pastagem e pequenas entradas
P5	257669.77 / 7384336.81	Área lacustre / perto de uma área de pastagem
P6	255397.27 / 7385070.05	Área lacustre / perto do clube de recreação
P7	256335.60 / 7386285.79	Área lacustre / local próximo à barragem
Influxo principal	273209 / 7384326	Local de amostragem após a confluência dos rios Una, Sorocabuçu e Sorocamirim
Campo Verde	267349 / 7384148	Local de amostragem no córrego Campo Verde
Ressaca	265135 / 7381553	Local de amostragem no córrego Ressaca
Paruru	261232 / 7379310	Local de amostragem no córrego Paruru

Fonte: Autoria própria.

* Áreas ribeirinhas, transicionais e lacustres de Itupararanga definidas por Smith e Petreire (2008).

4.2 AMOSTRAGEM

Amostras de água foram coletadas de sete locais de amostragem, por sete campanhas, em um período de 24 meses (dezembro de 2016; março, agosto, outubro e dezembro de 2017; março e novembro de 2018). As profundidades de amostragem no reservatório estavam sempre próximas à superfície (S) e próximo ao fundo (F). Um amostrador de água Van Dorn foi usado para coletar amostras perto do fundo (F) do reservatório (Figura 6). As profundidades específicas de coleta em F, para cada ponto de amostragem são mostradas na Tabela 3. Todas as amostras foram coletadas usando frascos de polietileno e garrafas de vidro ambar, previamente limpos.

Perfis físicos e químicos foram adquiridos em todos os locais de amostragem usando uma sonda multiparâmetros portátil, Horiba (U-50), que mediu simultaneamente temperatura (T, °C), pH, oxigênio dissolvido (OD, mg L⁻¹),

condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (STD, mg L^{-1} , fator de conversão pelos dados de condutividade), turbidez (TURB, NTU) e potencial redox (Eh, mV) em intervalos de profundidade de 1 m, da superfície ao fundo.

Figura 6 – Coleta de amostras no reservatório de Itupararanga



Fonte: Autoria própria.

Tabela 3 – Profundidade em que a água foi coletada em cada local de amostragem no reservatório de Itupararanga, próximo ao fundo (F)

Ponto	Coleta em profundidade (m)						
	Dezembro 2016 (T)	Março 2017 (U)	Agosto 2017 (V)	Outubro 2017 (W)	Dezembro 2017 (X)	Março 2018 (Y)	Novembro 2018 (Z)
P1	4	5	5	2,5	2,5	3	3
P2	4	6	6	3	4	5	3
P3	8	7	4	1,7	2	2	3
P4	2,5	4	10	6	7	10	8
P5	10	11	13	10	11	9	7
P6	10	14	13	13	13	12	8,5
P7	14	14	13	14	13	13	13

Fonte: adaptado de MELO et al (2019).

Os parâmetros laboratoriais (métodos descritos na seção 4.5) foram alcalinidade (Alc, $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), ânions dissolvidos (cloreto $[\text{Cl}^-]$ e sulfato $[\text{SO}_4^{2-}]$, mg L^{-1}), nutrientes (amônio $[\text{NH}_4^+]$, nitrito $[\text{NO}_2^-]$, nitrato, $[\text{NO}_3^-]$, fosfato $[\text{PO}_4^{3-}]$, nitrogênio total [NT] e fósforo total [PT], $\mu\text{g L}^{-1}$), os principais cátions dissolvidos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , mg L^{-1}), metais totais e dissolvidos (Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn, $\mu\text{g L}^{-1}$), carbono (carbono orgânico total [COT] e carbono orgânico dissolvido [COD], mg L^{-1}) e clorofila (Cl-a $\mu\text{g L}^{-1}$). As amostras para os parâmetros dissolvidos foram

filtradas em laboratório no mesmo dia da amostragem, usando filtros de tamanho de poro de 0,45 μm . Para Cl-a utilizou-se filtros 0,70 μm (AP40).

Todas as amostras para análise de carbono (COT e COD) foram preservadas com solução concentrada de ácido fosfórico (H_3PO_4). Para a determinação dos metais, as amostras foram preservadas com ácido nítrico (HNO_3). Todas as amostras foram mantidas no escuro e a 4 °C até as suas análises.

As águas superficiais dos influxos foram coletadas em março, junho, julho, agosto e novembro de 2018. Os mesmos parâmetros descritos para o reservatório foram medidos. O fluxo de água (Figura 7) foi medido usando um Perfilador de Corrente com Doppler Acústico, ADCP (do inglês, *Acoustic Doppler Current Profiler*) para o influxo principal e uma sonda de fluxo (Global Water) para os pequenos influxos (Campo Verde, Paruru e Ressaca).

Figura 7 – Medição do fluxo de água no principal tributário, utilizando o ADCP



Fonte: Autoria própria (2018).

Obs. Profundidade dos transdutores - 0,02m; declinação magnética (Ibiuna -20,7 °).

4.3 DADOS CLIMATOLÓGICOS

Os dados de precipitação e velocidade do vento foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, www.inmet.gov.br, acessado em janeiro de 2019) e do Departamento de Águas e Energia (DAAE, www.hidrologia.daae.sp.gov.br, acessado em janeiro de 2019) porque, essas variáveis climatológicas influenciam a dinâmica dos reservatórios (Boehrer & Schultze, 2008). As estações meteorológicas escolhidas estão localizadas próximas ao reservatório de Itupararanga (Tabela 4).

Tabela 4 - Localização das estações meteorológicas

Estação meteorológica	Localização (UTM)	Fonte
Piedade	7371232.22 / 246877.13	DAAE
Mairinque I	7393887.05 / 277127.69	DAAE
Mairinque II	7406704.43/ 270117.67	DAAE
Sorocaba	7401235.95/ 251807.10	INMET

Fonte: Autoria própria.

4.4 USO DA TERRA

A bacia hidrográfica e seus limites de sub-bacias, com seus sistemas de drenagem foram delineados usando dados da missão de topografia de radar de vaivém, SRTM (do inglês, *Shuttle Radar Topography Mission*) (1:250.000) baixados da Embrapa (de MIRANDA, 2005).

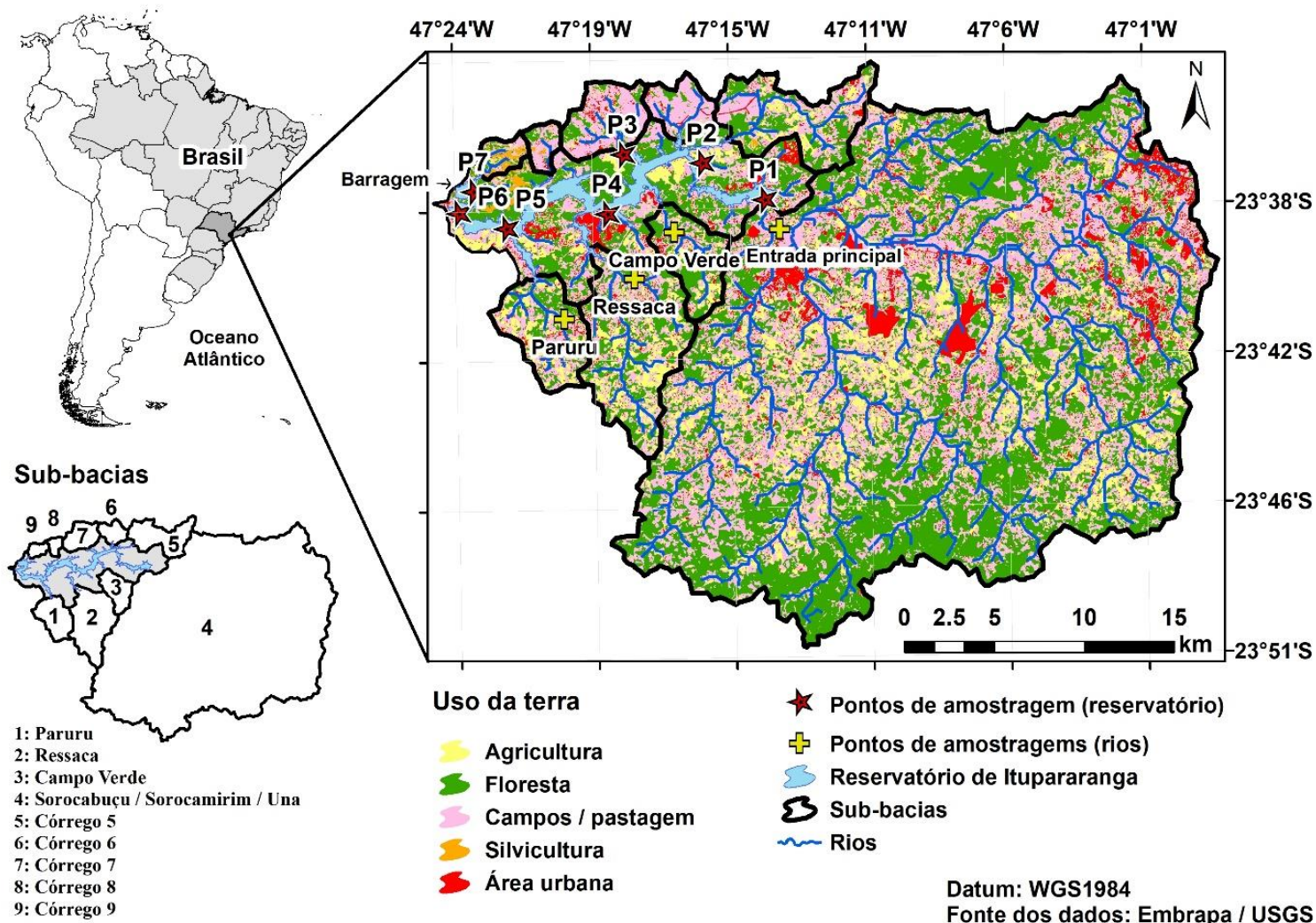
Os dados relativos à utilização do solo foram adquiridos através de uma classificação supervisionada das imagens Landsat 8 OLI/ TIRS (resolução 219/76 e 30 m, de 12 de setembro de 2017). A classificação foi realizada pelo algoritmo de máxima verossimilhança e toda a bacia foi categorizada em 5 classes diferentes: agricultura (áreas de cultivo), floresta, campos (gramíneas e pastos), silvicultura (eucalipto) e áreas urbanas (incluindo áreas industriais e residenciais). Imagens de RapidEye (resolução espacial de 5 m de 17 de julho e 30 de agosto de 2014) foram aplicadas para refinar essa classificação.

Uma zona tampão de um quilômetro ao redor do reservatório e parte inferior dos principais afluentes foi delineada para definição das áreas de uso da terra, com maior influência na qualidade da água, de cada local de amostragem. Esta zona de amortecimento (Figura 8), refere-se a terras adjacentes ao reservatório e porção

inferior dos principais tributários, que controlam a quantidade de poluentes que entram na água e podem ser usadas como preditor da qualidade da água (JOHNSON et al., 1997; SLIVA; DUDLEY WILLIAMS, 2001). Esta parte inferior dos principais afluentes (até aproximadamente oito km a montante de P1) também foi considerada, porque concentra a maior parte do fluxo da bacia, representando uma importante fonte de poluição (WHIPPLE, 1993).

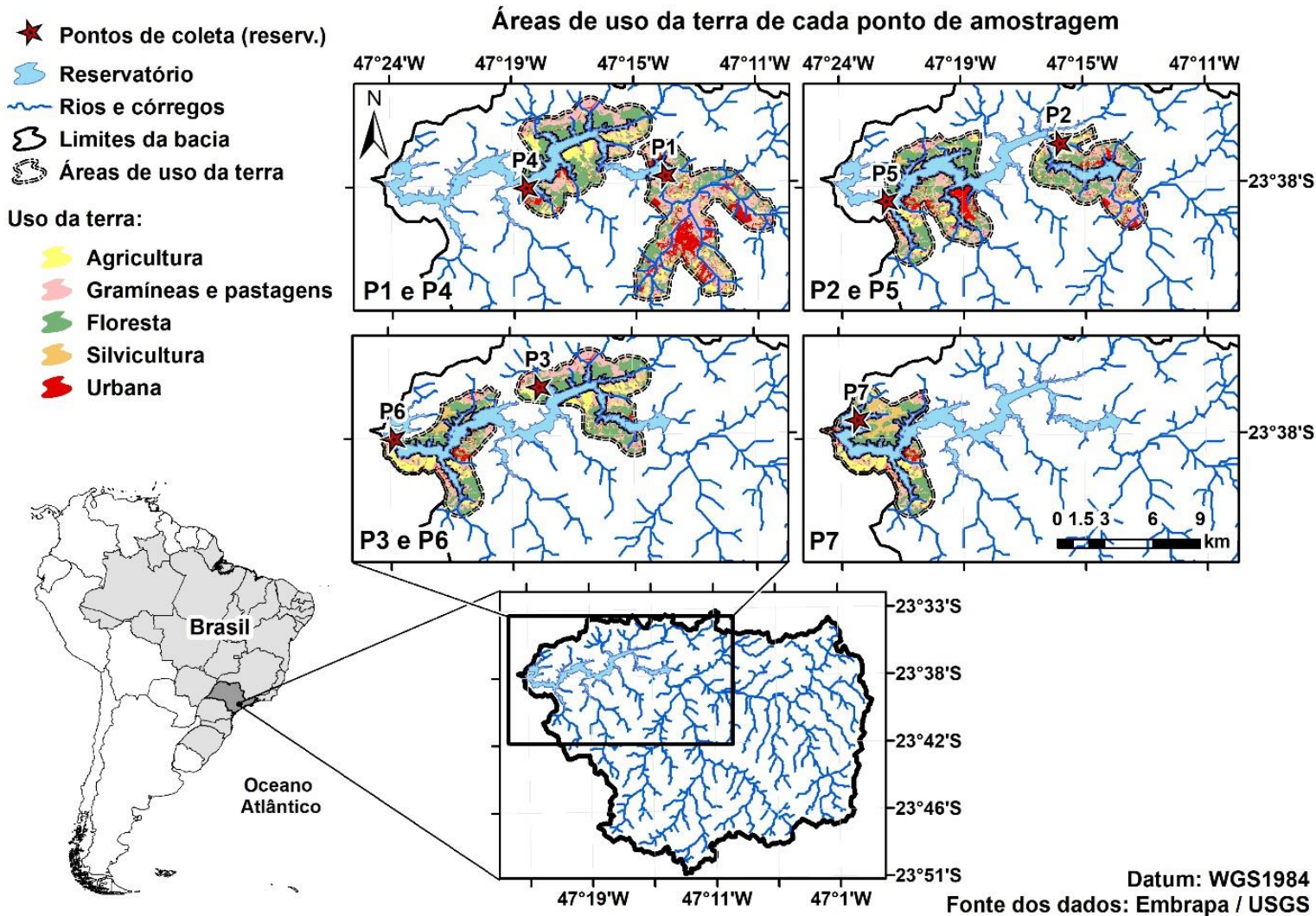
Em seguida, as áreas de uso da terra de cada local de amostragem (Figura 9) foram calculadas nessa zona de amortecimento, ao longo de ambas margens do reservatório até oito km a montante de cada local (esse comprimento corresponde à distância máxima entre dois pontos, de todos os locais de amostragem). Essa delimitação de oito km a montante, para cada ponto de amostragem, foi definido para que os efeitos cumulativos também fossem analisados. Desta forma, as delimitações das áreas de cada ponto se sobrepõe até o próximo ponto, como pode ser observado na Figura 6. Todas as análises, cálculos e processamentos foram realizados utilizando o software ArcGis 10.5 (ESRI, EUA) e os mapas foram projetados em um sistema de coordenadas comum (WGS 1984).

Figura 8 – Áreas de uso da terra delineadas para cada local de amostragem ao longo de ambas as margens do reservatório na zona tampão de um quilômetro



Fonte: Autoria própria.

Figura 9 – Áreas de uso da terra delimitadas para cada local de amostragem ao longo de ambas as margens do reservatório na zona tampão de um quilômetro, até oito km a montante de cada local



Fonte: Autoria própria.

4.5 VARIÁVEIS QUÍMICAS

A análise dos ânions (Cl^- e SO_4^{2-}) e dos principais cátions (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}) foi realizada utilizando um sistema de cromatografia iônica, Dionex ICS-300 e um ICP-OES Optima 7300DV Perkin Elmer, respectivamente.

Com relação aos nutrientes, os métodos utilizados para as análises foram de Koroleff (1976) para o NH_4^+ ; Strickland e Parsons (1960) para o PO_4^{3-} ; Valderrama (1981) para NT e PT; Mackereth et al. (1978) para NO_2^- e NO_3^- .

A alcalinidade foi determinada por titulação com ácido sulfúrico 0,01 N (H_2SO_4) para amostras de águas superficiais e de fundo (GREENBERG et al., 2005).

A clorofila-a (Cl-a, $\mu\text{g L}^{-1}$) das amostras de superfície foi determinada de acordo com o método de Wetzel e Likens (2000), usando solução alcalina de acetona 90 %, para extração da Cl-a dos filtros de 0,70 μm . A absorvância foi medida em 665 e 750 nm em um espectrofotômetro (Micronal – AJX-1900) para cálculo de Cl-a.

A análise dos metais totais e dissolvidos nas amostras de água (S e F) foi realizada após a digestão com HNO_3 e HCl em placa quente (USEPA, 1992), seguida de uma pré-concentração de 4 vezes para detectar elementos em menores concentrações. Posteriormente, as medições foram realizadas em um ICP-OES Agilent 700 Series. A calibração foi previamente realizada em todos os casos usando soluções de estoque padrão com grau de pureza analítica (SpecSol®). Todas as análises foram realizadas em triplicata.

O carbono (COT e COD) foi determinado em um analisador Analytik Jena 3100 COT através do método de combustão (GREENBERG et al., 2005, método 5310 B).

4.6 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

4.6.1 Mapa auto-organizável (SOM)

O algoritmo SOM foi utilizado para investigar os principais fatores que afetam a qualidade da água do reservatório de Itupararanga, bem como a influência do uso da terra, e as relações entre amostras e variáveis. O conjunto de dados foi organizado inicialmente em uma matriz com todas as amostras coletadas de P1 a P7 em duas profundidades (S e F) e 31 variáveis (variáveis analisadas em S e F, descritas nas seções 4.2 a 4.4), incluindo a porcentagem de uso da terra calculada por local de amostragem (seção 4.3). As variáveis NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ e PO_4^{3-} foram discutidas paralelamente, uma vez que, muitos dados estiveram abaixo do limite de quantificação. E Cl-a também não foi incluída no SOM, uma vez que, as amostragens ocorreram somente para a superfície.

O algoritmo de treinamento em lote foi usado para treinar o SOM com todo o conjunto de dados fornecido. Este algoritmo tem em sua estrutura uma camada de entrada e saída (também chamada de mapa de saída) feita de unidades de mapa (ou neurônios). Cada camada de entrada é um vetor de entrada m -dimensional ($X = [x_1, x_2, \dots, x_m]$), cujos elementos são os neurônios de entrada correspondentes às variáveis m do conjunto de dados (ÇINAR; MERDUN, 2009; LI et al., 2018). A camada de saída é composta por n neurônios (dispostos em rede hexagonal), cujo número e topologia são definidos pelo usuário. Cada neurônio de saída é conectado a todos os neurônios de entrada através de vetores de peso ($W_k = [W_{1k}, W_{2k}, \dots, W_{mk}]$, onde $k=1, 2, \dots, n$) cada dimensão corresponde ao número de variáveis (m) do conjunto de dados (ÇINAR; MERDUN, 2009).

Antes do processo de treinamento, todo o conjunto de dados foi padronizado (escore- z) ao longo de variáveis com média zero e desvio padrão, a fim de evitar a dominância de variáveis com números muito maiores (GARCIA et al., 2007). Posteriormente, iniciou-se o processo de treinamento da SOM, e os vetores de pesagem foram inicializados com pequenos números aleatórios. Em seguida, calculou-se a distância euclidiana entre um vetor de entrada (neste caso, os valores de 31 variáveis de uma amostra) e o vetor de peso de cada neurônio de saída. O neurônio de saída com a menor distância do vetor de entrada foi selecionado como o neurônio vencedor ou a unidade de melhor correspondência. Em seguida, os pesos

do neurônio vencedor e sua vizinhança foram atualizados usando uma função gaussiana.

O número de neurônios de saída neste estudo foi escolhido com base na distribuição das amostras no mapa, porque as propriedades de discriminação da rede de Kohonen estão relacionadas ao número total de neurônios. Isso significa que todas as amostras seriam agrupadas em mapas com um pequeno número de neurônios. Por outro lado, mapas com um grande número de neurônios terão amostras muito distantes umas das outras. Com ambos, baixo e alto número de neurônios, isso impediria a possibilidade de extrair informações (GARCIA et al., 2007; GONTIJO et al., 2017). Por essa razão, arquiteturas de 6×6 a 14×14 neurônios foram treinadas. A partir dos resultados, foi escolhida a mais informativa com a maior capacidade de discriminação.

Uma explicação mais detalhada sobre o método e algoritmo é encontrada em Gamble e Babbar-Sebens (2012), Li et al. (2018) e Vesanto et al. (2000). O software MatLab 2017b (MathWorks, Natick, MA) e o SOM toolbox 2.1 (freeware, disponível em <http://research.ics.aalto.fi/software/somtoolbox/>, acessado em dezembro de 2019) foram utilizados para realizar as análises (ALHONIEMI et al., 2000).

4.6.2 Tabela de Correlação de Spearman

A correlação de Spearman ($p < 0,05$) foi calculada entre todos os pares de variáveis analisados pelo SOM (seção 2.5.1) para identificar correlações entre variáveis ($> 0,4$) e avaliar a associação entre elas. Os dados foram previamente padronizados utilizando os escores z e o software PAST 2.7 foi utilizado para todos os cálculos (HAMMER et al., 2001).

4.6.3 Índice de estado trófico (IET) e limitação de nutrientes

O estado trófico do reservatório de Itupararanga foi avaliado através do cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Carlson (1977) e modificado para ambientes tropicais e subtropicais por Cunha et al. (2013) com base nas concentrações médias geométricas anuais de PT e Cl-a. O índice foi calculado usando as equações (1), (2) e (3).

$$IET(Cl - a) = 10 \left[6 - \frac{(-0.2512 * \ln Cl - a + 0.842257)}{\ln 2} \right] \quad (1)$$

$$IET (PT) = 10 \left[6 - \frac{(-0.27637 * \ln PT + 1.329766)}{\ln 2} \right] \quad (2)$$

$$IET = \frac{IET(Cl-a) + IET(PT)}{2} \quad (3)$$

onde IET (Cl-a) é o índice de estado trófico para Cl-a; IET (PT) é o índice de estado trófico para PT e IET é o índice de estado trófico para reservatórios tropicais/subtropicais.

A partir destas equações, o IET foi classificado em seis níveis: ultraoligotrófico ($IET \leq 51,1$), oligotrófico ($51,2 < IET \leq 53,1$), mesotrófico ($53,2 < IET \leq 55,7$), eutrófico ($55,8 < IET \leq 58,1$), supereutrófico ($58,2 \leq IET \leq 59$) e hipereutrófico ($IET > 59,1$) (CUNHA et al., 2013).

O método de Redfield et al. (1963) foi utilizado para analisar a ocorrência de uma limitação nutricional no processo de eutrofização no reservatório de Itupararanga, considerando os resultados das campanhas de monitoramento realizadas de dezembro de 2016 a novembro de 2018.

Segundo Von Sperling (2005), a limitação de nutrientes limita o crescimento de uma dada população de algas. Quando esse nutriente ocorre em baixas concentrações, o crescimento populacional também é baixo e vice-versa. A relação de Redfield et al. (1963) determina a constituição da biomassa algal, que indica que as algas normalmente requerem 16 vezes mais N do que P. As concentrações totais desses dois nutrientes devem ser divididas pelas respectivas massas atômicas (14 e 31), a fim de transformá-las em razões molares. Esta é a base para as relações NT: PT como nutriente limitante. Um resultado maior que 16 indica P como nutriente limitante, enquanto que, razões menores que este valor, indicam N como fator limitante.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 USO DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO RIO SOROCABA

Os resultados da classificação do uso da terra (Tabela 5) mostraram que toda a bacia hidrográfica do rio Sorocaba é dominada por gramíneas e pastagens (39,2 %) seguidas por áreas florestais (36,4 %). As áreas de uso da terra definidas para P1 e P2 também são dominadas por gramíneas e pastagens (campos) (Figura 10), mas as áreas de P3 a P7 são cobertas principalmente por florestas. Enquanto a maior proporção de áreas urbanas pertence ao setor P1 (18,4 %), os terrenos agrícolas e silviculturais afetam a maioria dos setores P6 (com 18,1 e 5,4 %, respectivamente) e P7 (com 17,2 e 10,1 %, respectivamente). As principais culturas cultivadas na bacia são milho, batata, tomate, vegetais e cana-de-açúcar (CONCEIÇÃO et al., 2011; SMITH et al., 2009).

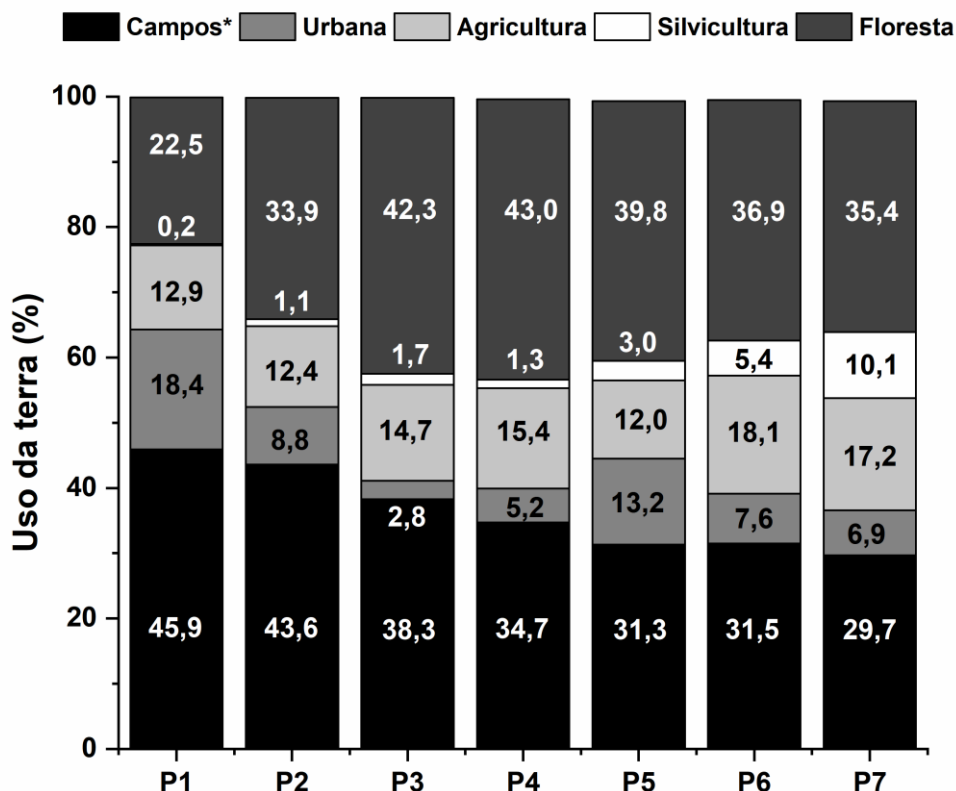
Tabela 5 - Distribuição do Uso da Terra na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Sorocaba

Uso da terra	Área (km ²)	%
Agricultura	129,7	13,9
Floresta	339,9	36,4
Campos*	366,1	39,2
Silvicultura	8,3	0,9
Urbana	70,1	7,5
Água	19,4	2,1

Fonte: Autoria própria.

* Gramíneas e pastagens.

Figura 10 - Proporção do uso do solo nas áreas definidas para cada local de amostragem na zona tampão de um quilômetro



Fonte: adaptado de MELO et al (2019).

*Campos, corresponde a áreas de gramíneas e pastagens.

5.2 PERFIS FÍSICO-QUÍMICOS DA COLUNA D'ÁGUA

5.2.1 Temperatura

As máximas de temperatura (Figura 11 e Tabela 6) da água registradas durante as campanhas ocorreram em mar-18 (Y), com média de 25,6 °C para os sete pontos amostrados, seguido pelas campanhas de dezembro (dez-16 e dez-17, T e X), que tiveram média de temperatura igual (24,3 °C). A campanha de amostragem realizada no inverno (ago-17, V) teve média de 17,9 °C e as médias de out-17 (W) e nov-18 (Z) foram bastante similares (21,5 e 22,3 °C, respectivamente).

Na campanha de dez-16 (T), P3 e P4 foram os pontos que tiveram maiores variações de temperatura da superfície para o fundo (4,8 e 4,2 °C respectivamente). P1 e P2 também apresentaram diferença considerável (4,0 e 3,6 °C) e em P6 a diferença foi de apenas 2,2 °C. Desta forma, nesta campanha a coluna d'água apresentou-se estratificada de P1 a P6 (considerando uma diferença maior ou igual a 2 °C entre S e F). E em P7 foi observada microestratificação (diferença de 0,9 °C).

Uma importante observação é que as coletas, em todas as campanhas de amostragem, ocorreram de P7 a P1. Isto significa que, as amostragens em P7 ocorreram no período entre 8-10 h e em P1 entre 16-17 h. Isso, refletiu nos resultados demonstrados, como pode ser observado por exemplo na campanha T, aumento de temperatura de P7 a P1 (máximas 23,4; 24,2; 24,4; 27,0; 27,3; 27,3; 27,6 °C).

Na campanha de mar-17 (U), o valor máximo de diferença entre a temperatura de S e F foi de 1,4 °C (P4). Para os demais pontos observou-se tendência à isoterмия, visto que, a diferença de temperatura entre S e F foi inferior a 0,7 °C. Já em mar-18 (Y), os perfis de temperatura apresentaram um gradiente acentuado (variação entre S e F superior a 3,4 °C) para todos os pontos de amostragem (com exceção de P3), atingindo diferença máxima de 4,6 °C entre S e F (P2).

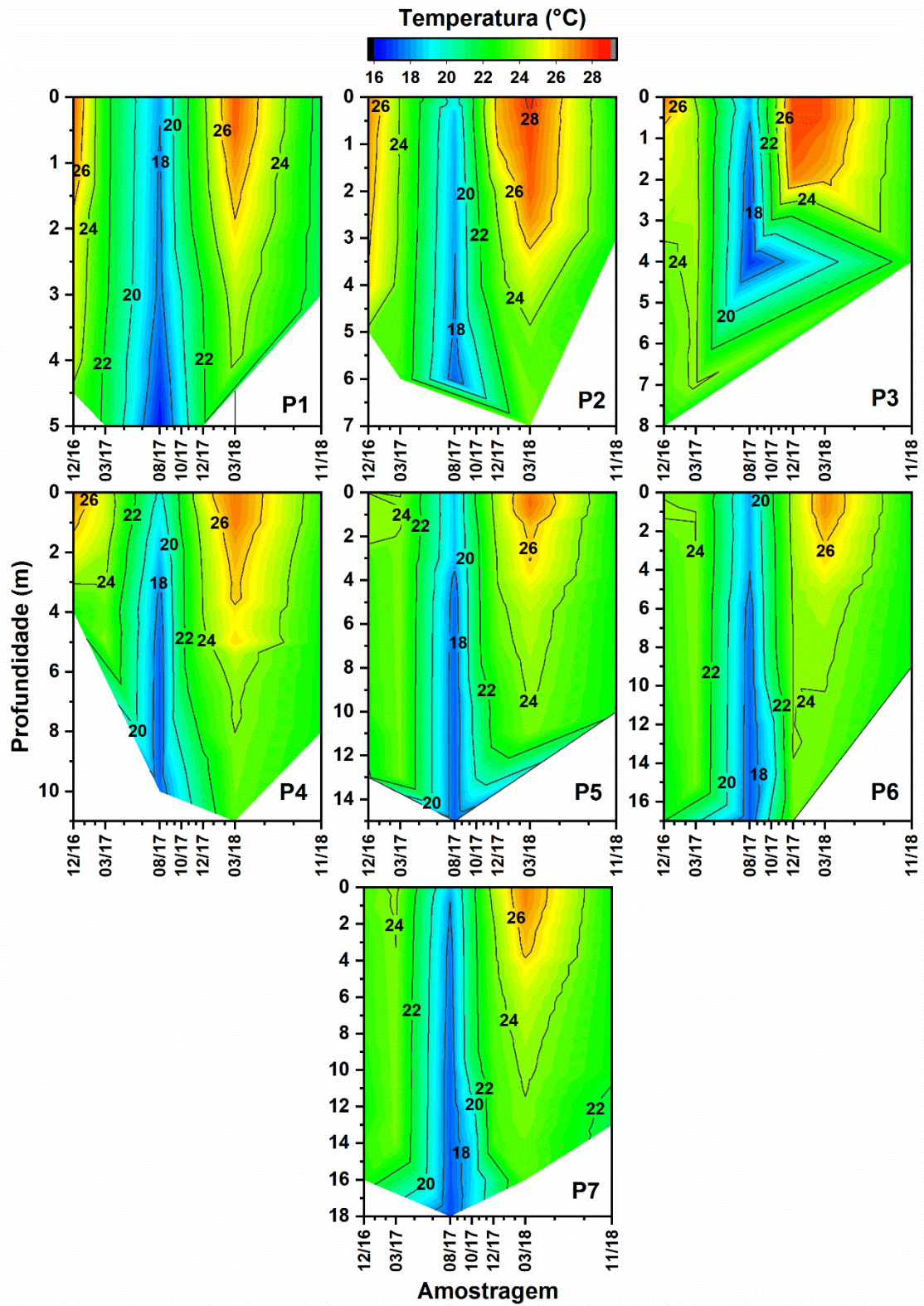
Em ago-17 (V), coleta realizada no inverno (período seco), o gradiente vertical de temperatura foi pouco acentuado, com pequenas diferenças de temperatura entre S e F, sendo a maior diferença entre temperatura mínima e máxima de 2,5 °C (P4).

Em out-17 (W) de P1 a P5 a diferença de temperatura entre a superfície e o fundo foi inferior a 1,6 °C. Já em P6 e P7 gradiente térmico mais acentuado foi observado, 2,8 e 2,9 °C de diferença entre S e F.

Na campanha de dez-18 (X) também observou-se microestratificações (diferença máxima entre a T de superfície e fundo de 1,9 tanto em P1 como em P5) e estratificações bem definidas (P2 e P4), atingindo diferença máxima de 3,8 °C em P4.

Novembro de 2018 foi a campanha de amostragem que demonstrou isoterмия na maior parte dos pontos, com exceção de P4 (0,7 °C de diferença entre S e F) e P7 (1,1 °C de diferença entre S e F).

Figura 11 - Perfil de temperatura para os sete pontos de amostragem no reservatório de Itapararanga



Fonte: Autoria própria.

Obs. Método de interpolação linear (OriginPro 2018).

Tabela 6 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de temperatura para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem

Ponto	T (° C)	Dez-16 (T)	Mar-17 (U)	Ago-17 (V)	Out-17 (W)	Dez-17 (X)	Mar-18 (Y)	Nov-18 (Z)
P1	Máxima	27,6	22,4	18,2	21,3	23,7	27,7	21,3
	Minima	23,6	21,7	16,3	19,8	21,9	24,3	21,3
	Média	25,6	22,2	17,7	20,7	22,8	25,9	21,3
	max-min	4,0	0,7	1,8	1,4	1,9	3,4	0,0
P2	Máxima	27,3	23,9	19,4	22,6	26,4	28,2	22,5
	Minima	23,7	23,3	17,2	21,6	23,6	23,6	22,3
	Média	26,0	23,7	18,4	22,1	24,8	25,8	22,4
	max-min	3,6	0,6	2,2	1,0	2,9	4,6	0,2
P3	Máxima	27,3	24,4	18,4	22,9	28,0	27,6	22,8
	Minima	22,6	23,9	16,7	22,1	27,1	26,3	22,7
	Média	24,3	24,2	17,7	22,6	27,7	27,1	22,7
	max-min	4,8	0,6	1,7	0,8	0,9	1,4	0,0
P4	Máxima	27,0	25,0	19,7	22,4	25,4	27,4	23,1
	Minima	22,8	23,5	17,2	21,7	21,7	23,6	22,5
	Média	25,1	24,4	18,4	21,9	23,7	25,2	22,7
	max-min	4,2	1,4	2,5	0,7	3,8	3,8	0,7
P5	Máxima	24,4	24,1	18,5	22,2	24,7	27,5	22,4
	Minima	21,9	23,8	17,3	20,6	22,8	23,8	22,3
	Média	23,1	23,9	18,0	21,6	23,7	25,2	22,4
	max-min	2,5	0,3	1,3	1,6	1,9	3,7	0,1
P6	Máxima	24,2	24,0	18,2	21,8	24,4	27,1	22,4
	Minima	22,0	23,8	17,2	19,1	23,7	23,7	22,4
	Média	22,9	23,9	17,8	21,0	24,1	24,9	22,4
	max-min	2,2	0,2	1,0	2,8	0,7	3,4	0,1
P7	Máxima	23,4	24,3	18,4	21,6	24,5	27,2	22,5
	Minima	22,5	23,7	17,0	18,7	23,2	23,6	21,4
	Média	23,0	24,0	17,6	20,7	23,6	24,9	22,3
	max-min	0,9	0,6	1,4	2,9	1,3	3,6	1,1
MÉDIA*		24,3	23,8	17,9	21,5	24,3	25,6	22,3

Fonte: Autoria própria.

* É a média da campanha de amostragem, ou seja, a média das médias de cada ponto de amostragem.

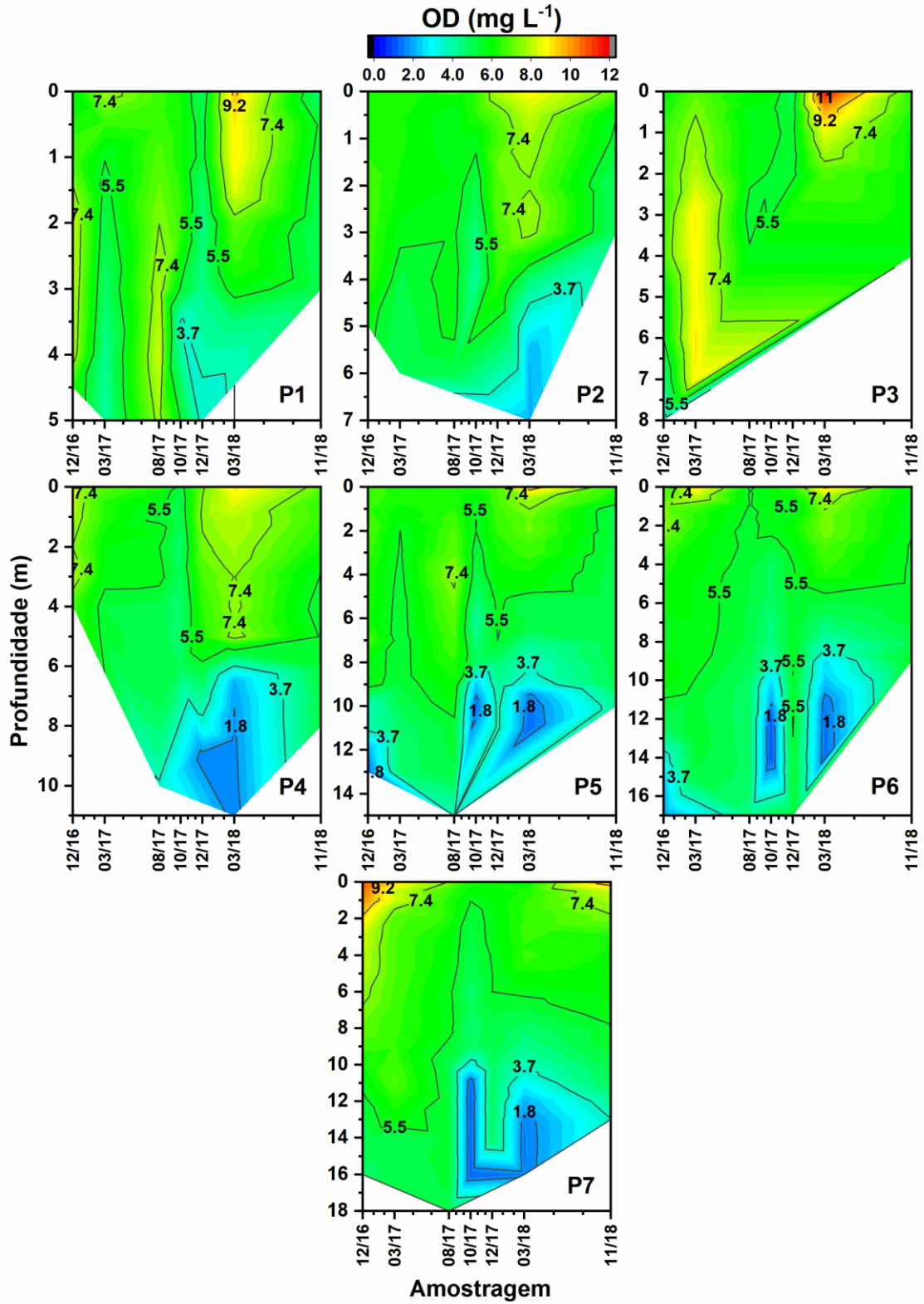
5.2.2 Oxigênio dissolvido (OD)

Nas campanhas de dez-16 (T) e mar-17 (U) foram observadas as maiores concentrações de OD (Figura 12 e Tabela 7) (média para a campanha de amostragem de 6,4 e 6,3 mg L⁻¹), sendo o P6 e P7 os pontos mais oxigenados na superfície d'água. As campanhas V, X, Y e Z apresentaram concentrações média bastante similares (5,5 a 5,9 mg L⁻¹). As menores concentrações de OD foram registradas na campanha de out-17 (W), com média para os pontos de 4,9 mg L⁻¹.

A campanha que apresentou maior variação na concentração de OD, entre a superfície e o fundo, foi mar-18 (Y), atingindo uma variação entre a máxima (S) e mínima (F) de 8,4 mg L⁻¹ (P5). Todos os pontos nesta campanha apresentaram variações na concentração de OD em S e F, P1 (5,6 mg L⁻¹), P2 (6,8 mg L⁻¹), P3 (4,7 mg L⁻¹), P4 (7,5 mg L⁻¹), P6 (8,0 mg L⁻¹) e P7 (5,0 mg L⁻¹). Esses dados corroboram com os encontrados para temperatura, por conta da estratificação bem definida, com gradiente acentuado.

Os pontos de amostragem P4, P5, P6 e P7 foram os que apresentaram as maiores variações na concentração de OD entre S e F, para todas as campanhas de amostragem. Atingindo mínima de 1,3 mg L⁻¹ em P5 na campanha de amostragem Y em F.

Figura 12 - Perfil de oxigênio dissolvido para os sete pontos de amostragem no reservatório de Itapararanga



Fonte: Autoria própria.

Obs. Método de interpolação linear (OriginPro 2018).

Tabela 7 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de oxigênio dissolvido para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem

Ponto	OD (mg L ⁻¹)	Dez-16 (T)	Mar-17 (U)	Ago-17 (V)	Out-17 (W)	Dez-17 (X)	Mar-18 (Y)	Nov-18 (Z)
P1	Máxima	8,2	7,8	8,2	6,6	5,3	9,5	5,4
	Minima	5,8	4,2	6,6	3,6	3,4	3,8	4,5
	Média	7,2	5,4	7,1	5,7	4,5	7,1	5,0
	max-min	2,4	3,6	1,7	3,0	1,9	5,6	0,8
P2	Máxima	6,7	6,4	7,3	6,5	7,9	8,9	7,1
	Minima	5,7	4,9	5,1	4,2	6,6	2,1	4,7
	Média	6,4	5,8	5,8	5,4	7,0	5,4	5,5
	max-min	1,0	1,5	2,2	2,4	1,4	6,8	2,4
P3	Máxima	6,8	9,0	6,3	5,9	5,4	11,6	6,6
	Minima	3,2	7,0	5,3	5,5	5,0	6,9	5,7
	Média	5,7	8,2	5,8	5,7	5,2	8,9	6,1
	max-min	3,6	2,0	1,1	0,4	0,4	4,7	0,9
P4	Máxima	8,0	7,0	7,0	5,3	7,5	9,1	7,1
	Minima	6,7	5,2	3,6	4,7	1,6	1,6	5,1
	Média	7,5	6,0	5,5	4,9	5,6	4,9	5,8
	max-min	1,3	1,8	3,4	0,6	6,0	7,5	1,9
P5	Máxima	6,9	6,3	7,6	6,5	6,8	9,8	6,5
	Minima	1,4	4,7	3,7	1,4	3,9	1,3	4,2
	Média	5,4	5,5	6,3	4,6	5,5	5,0	5,2
	max-min	5,5	1,6	3,9	5,1	3,0	8,4	2,4
P6	Máxima	7,6	9,3	5,5	6,0	6,5	9,4	5,9
	Minima	1,9	5,2	4,5	1,1	5,4	1,4	5,0
	Média	5,4	6,3	5,2	4,0	5,6	4,5	5,5
	max-min	5,7	4,1	1,1	4,9	1,2	8,0	0,8
P7	Máxima	10,9	9,1	7,3	6,3	6,2	6,6	9,9
	Minima	4,9	5,0	5,1	1,2	4,8	1,5	3,7
	Média	7,4	7,0	5,8	3,8	5,3	4,3	6,1
	max-min	6,0	4,1	2,2	5,1	1,4	5,0	6,2
MÉDIA*		6,4	6,3	5,9	4,9	5,5	5,7	5,6

Fonte: Autoria própria.

* É a média da campanha de amostragem, ou seja, a média das médias de cada ponto de amostragem.

5.2.3 Potencial redox (Eh)

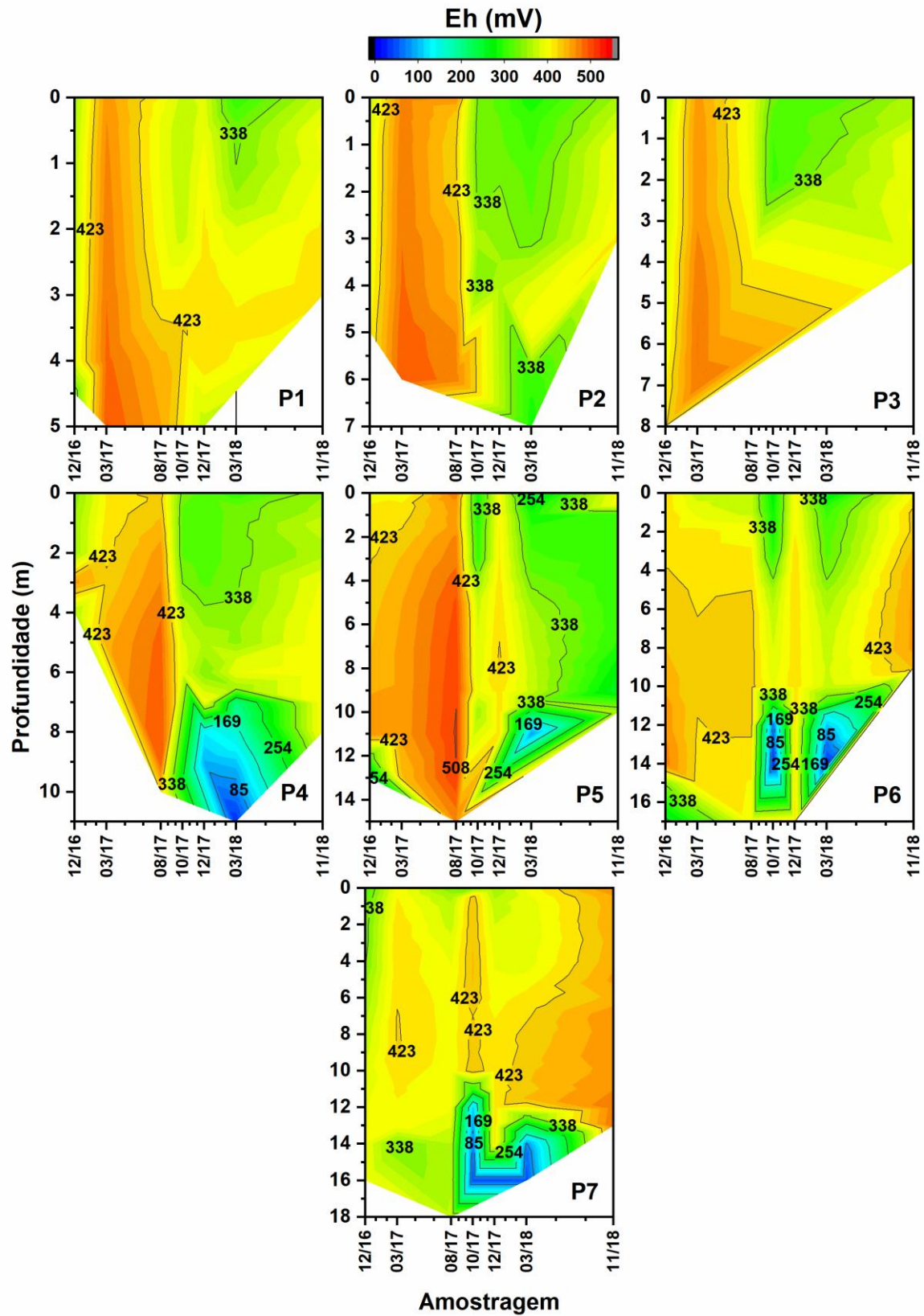
Com relação ao Eh (Figura 13 e Tabela 8), as campanhas que apresentaram as menores médias foram out-17 (W) e mar-18 (Y), com Eh médio de 332 e 318 mV, respectivamente. Na campanha W o Eh atingiu valores mínimos de 27 mV em P6 e 46 mV em P7, com uma diferença entre a S e o F de 367 e 393 mV, respectivamente. Valores baixos para o Eh na campanha Y ocorreram a partir de P4 (31 mV), seguindo a mesma tendência para os pontos a jusante, P5 (86 mV), P6 (25 mV) e P7 (47 mV), gerando uma grande variação entre a água de S e F, com diferença máxima de 392 mV para P7.

As campanhas de mar-17 (U) e ago-17 (V) apresentaram os maiores valores de Eh, atingindo máxima de 495 mV (P1) em U e de 510 mV (P5) em V. E as menores diferenças entre a água de superfície e fundo são observadas nestas campanhas, atingindo diferença de 88 mV (P7) na campanha U e de 69 mV (P4) na campanha V.

As campanhas de dez-16 (T) e dez-17 (X) apresentaram média similar para o Eh, 386 e 370 mV, respectivamente. Na campanha T, diferenças significativas no potencial redox, entre a água de S e F foram observadas em P5 (236 mV) e P6 (229 mV). Já na campanha de amostragem X, observou-se diferença considerável entre S e F somente no P4 (309 mV).

Na campanha de nov-18 (Z) a média para os pontos foi de 396 mV, os valores máximos foram encontrados em P6 e P7 (456 e 479 mV, respectivamente) e pequenas diferenças foram observadas no potencial redox comparando a água de superfície e fundo.

Figura 13 - Perfil do potencial de redução (Eh) adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem



Fonte: Autoria própria.

Obs. Método de interpolação linear (OriginPro 2018).

Tabela 8 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de potencial redox para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem

Ponto	Eh (mV)	Dez-16 (T)	Mar-17 (U)	Ago-17 (V)	Out-17 (W)	Dez-17 (X)	Mar-18 (Y)	Nov-18 (Z)
P1	Máxima	390	495	452	424	420	412	415
	Minima	323	461	393	367	372	297	375
	Média	365	476	409	387	403	370	399
	max-min	67	34	59	57	48	115	40
P2	Máxima	407	493	472	357	363	406	412
	Minima	373	472	424	329	321	285	356
	Média	391	480	445	338	340	333	388
	max-min	34	21	48	28	42	121	56
P3	Máxima	421	480	411	330	327	354	398
	Minima	358	458	389	306	313	310	360
	Média	385	469	395	316	320	333	384
	max-min	63	22	22	24	14	44	38
P4	Máxima	456	447	493	388	405	394	409
	Minima	342	411	424	320	96	31	351
	Média	375	423	454	347	295	254	388
	max-min	114	36	69	68	309	363	58
P5	Máxima	461	456	510	393	427	376	406
	Minima	225	392	457	286	402	86	255
	Média	410	433	482	340	415	310	316
	max-min	236	64	53	107	25	290	151
P6	Máxima	472	425	429	394	423	379	456
	Minima	243	371	372	27	407	25	407
	Média	421	410	403	274	416	285	440
	max-min	229	54	57	367	16	354	49
P7	Máxima	399	425	403	439	418	439	479
	Minima	310	337	342	46	354	47	442
	Média	358	409	380	321	400	341	457
	max-min	89	88	61	393	64	392	37
MÉDIA*		386	443	424	332	370	318	396

Fonte: Autoria própria.

* É a média da campanha de amostragem, ou seja, a média das médias de cada ponto de amostragem.

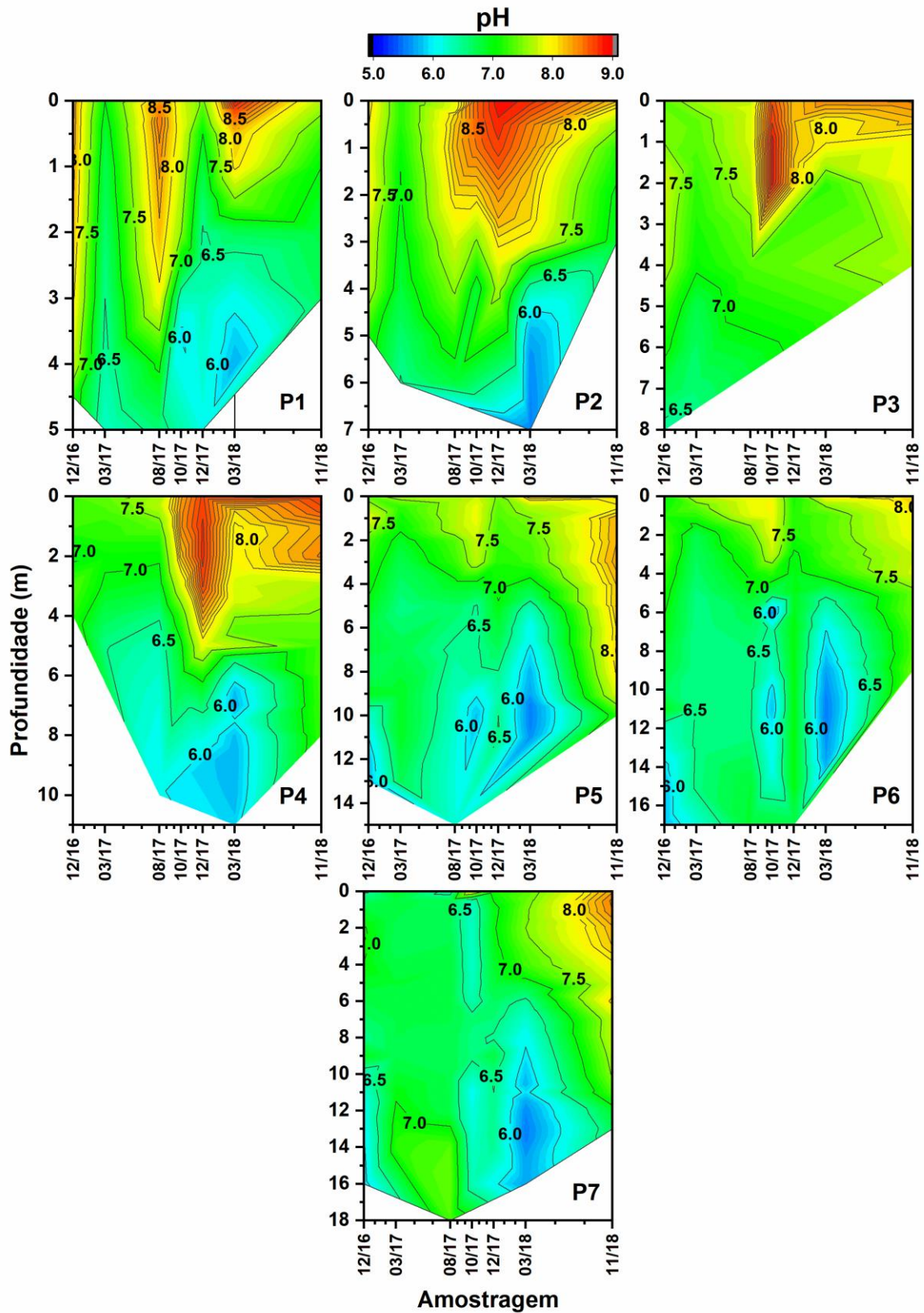
5.2.4 pH

De maneira geral, o pH (Figura 14 e Tabela 9) teve tendência de diminuição da superfície para o fundo em todas as campanhas de amostragem. Os menores valores encontrados para pH correspondem às amostras das campanhas de mar-17 (U) e mar-18 (Y), com média para os pontos de 6,9 para ambas as amostragens. Já as maiores médias, correspondem a nov-18 (Z) (média-pH de 7,7), atingindo pH de até 8,8 na superfície de P4.

As campanhas de dezembro de 2016 (T) e 2017 (X) apresentaram média similar para os pontos (7,2 e 7,3 respectivamente). Já nas campanhas de Ago-17 (V) e Out-17 (W) a variação ao longo dos pontos foi igual (média de pH 7,4).

A amostragem de mar-18 (Y) foi a que apresentou as maiores diferenças para pH ao longo da coluna d'água. No P2 a diferença no pH entre S e F foi de 3,3, seguido pelo P1 e P4 com diferença de 3,1 e 3,0, respectivamente. Os menores valores de pH também foram encontrados nesta amostragem, atingindo pH de 5,5 em P5, P6 e P7.

Figura 14 - Perfil de pH adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem



Fonte: Autoria própria.

Obs. Método de interpolação linear (OriginPro 2018).

Tabela 9 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de pH para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem

Ponto	pH	Dez-16 (T)	Mar-17 (U)	Ago-17 (V)	Out-17 (W)	Dez-17 (X)	Mar-18 (Y)	Nov-18 (Z)
P1	Máxima	8,4	7,0	8,5	7,9	7,4	8,9	7,7
	Minima	7,2	6,3	6,6	6,0	6,1	5,8	6,7
	Média	8,0	6,6	8,0	7,2	6,6	7,0	7,1
	max-min	1,2	0,8	1,9	1,9	1,3	3,1	1,0
P2	Máxima	8,1	7,2	8,2	8,6	8,9	8,8	8,2
	Minima	7,2	6,5	6,8	6,8	7,6	5,6	6,9
	Média	7,8	6,9	7,8	8,0	8,3	7,0	7,3
	max-min	0,9	0,7	1,4	1,8	1,3	3,3	1,3
P3	Máxima	7,8	7,6	7,8	8,9	8,2	8,4	8,4
	Minima	6,4	6,6	7,3	8,7	8,1	7,2	7,7
	Média	7,3	7,1	7,7	8,8	8,2	7,9	8,0
	max-min	1,4	1,0	0,5	0,2	0,1	1,2	0,8
P4	Máxima	7,4	7,4	7,7	8,4	8,8	8,7	8,8
	Minima	6,9	6,5	6,0	6,9	5,9	5,8	7,3
	Média	7,2	7,0	6,9	7,8	7,7	6,8	7,8
	max-min	0,5	0,9	1,7	1,6	2,9	3,0	1,5
P5	Máxima	7,9	7,6	7,7	7,9	7,4	8,2	8,3
	Minima	5,8	6,5	6,2	5,8	6,4	5,5	7,2
	Média	6,8	6,9	7,0	7,0	6,9	6,5	8,0
	max-min	2,1	1,1	1,5	2,1	1,1	2,7	1,1
P6	Máxima	7,4	7,7	7,9	7,9	7,2	8,0	8,2
	Minima	5,8	6,5	6,5	5,6	6,8	5,5	7,3
	Média	6,7	6,8	7,2	6,7	7,0	6,3	7,7
	max-min	1,6	1,2	1,4	2,3	0,4	2,5	0,9
P7	Máxima	7,1	7,2	7,4	8,0	7,1	7,5	8,5
	Minima	5,9	6,7	6,4	6,1	6,5	5,5	6,7
	Média	6,6	6,9	6,9	6,4	6,7	6,4	7,8
	max-min	1,2	0,5	1,0	1,9	0,7	2,0	1,8
MÉDIA*		7,2	6,9	7,4	7,4	7,3	6,9	7,7

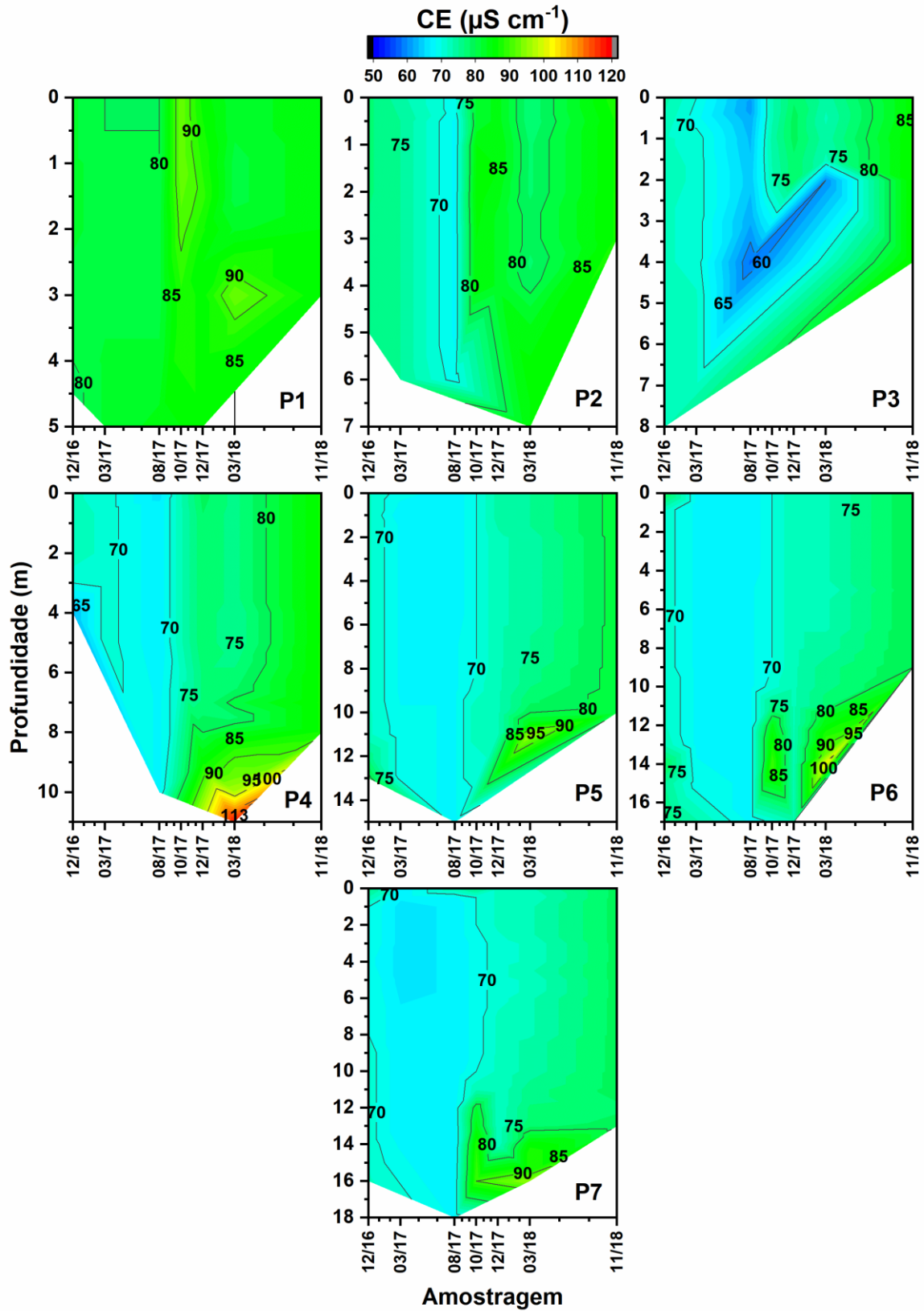
Fonte: autoria própria.

* É a média da campanha de amostragem, ou seja, a média das médias de cada ponto de amostragem.

5.2.5 Condutividade elétrica (CE)

Com relação a CE (Figura 15 e Tabela 10), todas as campanhas apresentaram média similares, variando de $69 \mu\text{S cm}^{-1}$ em ago-17 (V) a $84 \mu\text{S cm}^{-1}$ em nov-18 (Z) e pequenas variações entre a água de superfície e fundo foram observadas. Na campanha de out-17 (W) em P6 e P7 a diferença entre a máxima e a mínima foi de 20 e $21 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. Já na coleta de mar-18 (Y) as diferenças na CE podem ser notadas a partir de P4 ($43 \mu\text{S cm}^{-1}$), seguindo a mesma tendência a jusante, P5 ($22 \mu\text{S cm}^{-1}$), P6 ($30 \mu\text{S cm}^{-1}$) e P7 ($23 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Figura 15 - Perfil para condutividade elétrica (CE) adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem



Fonte: Autoria própria.

Obs. Método de interpolação linear (OriginPro 2018).

Tabela 10 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de CE para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem

Ponto	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Dez-16 (T)	Mar-17 (U)	Ago-17 (V)	Out-17 (W)	Dez-17 (X)	Mar-18 (Y)	Nov-18 (Z)
P1	Máxima	82	82	84	93	89	93	85
	Minima	79	80	80	88	85	81	85
	Média	81	81	81	91	87	85	85
	max-min	3	2	4	5	4	12	0
P2	Máxima	77	75	69	86	85	86	88
	Minima	76	74	68	82	83	77	87
	Média	77	75	68	84	84	81	87
	max-min	1	1	1	4	2	9	1
P3	Máxima	74	72	64	74	79	74	87
	Minima	72	69	58	73	78	60	86
	Média	73	71	62	73	78	71	87
	max-min	2	3	6	1	1	14	1
P4	Máxima	73	71	68	73	86	118	87
	Minima	63	71	66	72	77	75	87
	Média	70	71	67	73	79	83	87
	max-min	10	0	2	1	9	43	0
P5	Máxima	81	69	68	73	74	96	81
	Minima	72	67	67	70	73	74	81
	Média	73	68	67	70	73	76	81
	max-min	9	2	1	3	1	22	0
P6	Máxima	79	69	68	90	73	102	80
	Minima	71	68	67	70	73	72	80
	Média	73	68	67	74	73	77	80
	max-min	8	1	1	20	0	30	0
P7	Máxima	76	68	73	90	72	95	79
	Minima	69	66	67	69	71	72	78
	Média	71	67	68	75	72	76	79
	max-min	7	2	6	21	1	23	1
MÉDIA*		74	72	69	77	78	78	84

Fonte: autoria própria.

* É a média da campanha de amostragem, ou seja, a média das médias de cada ponto de amostragem.

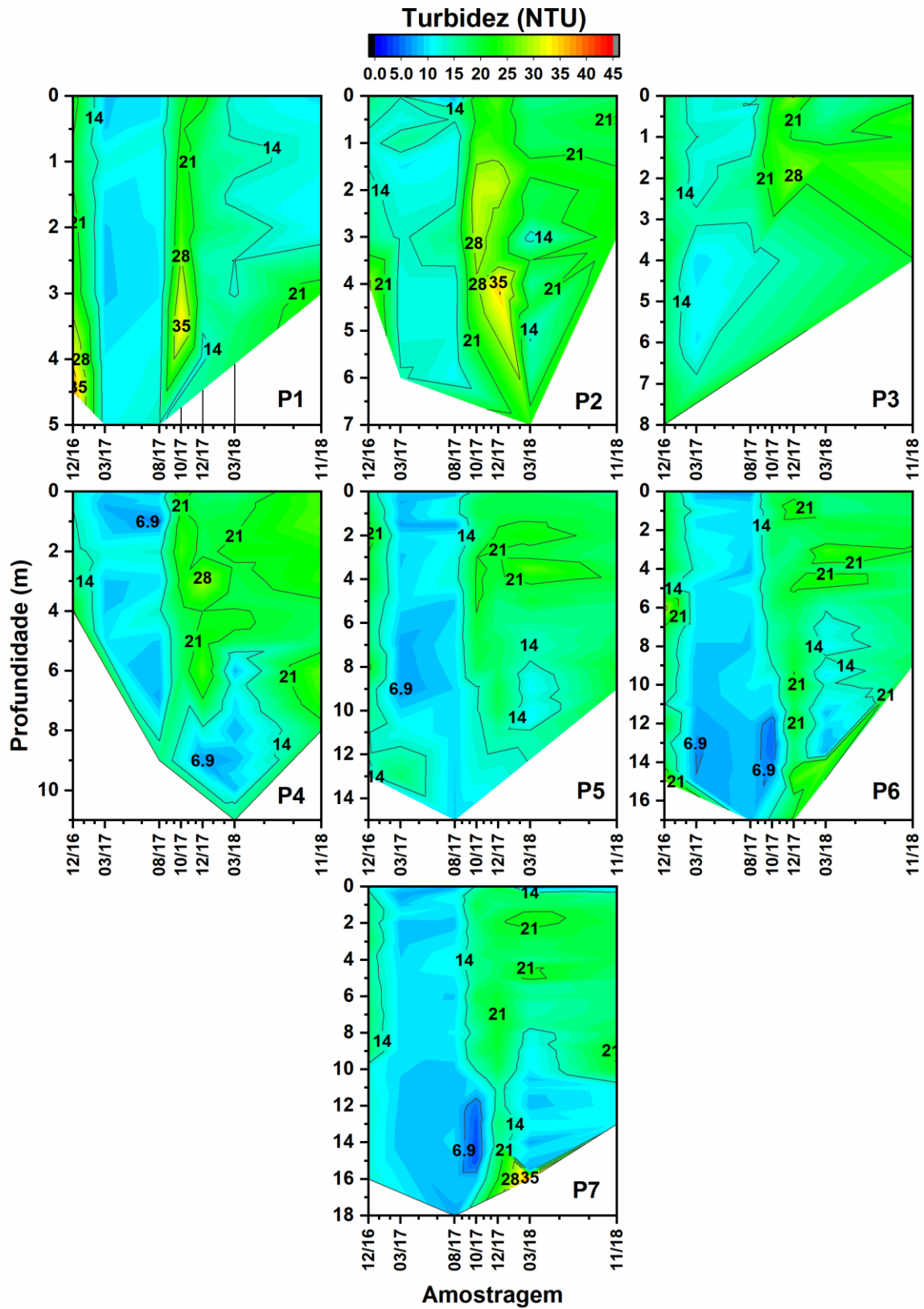
5.2.6 Turbidez (TURB)

As campanhas de amostragem de mar-17 (U) e ago-17 (V) foram as campanhas que apresentaram os menores valores para TURB (< 18 NTU), com diferença de no máximo 10-11 NTU entre a camada de superfície e o fundo (Figura 16 e Tabela 11)

Valores similares foram encontrados nas campanhas de dez-16 (T), out-17 (W), dez-17 (X) e nov-18 (Z), com médias de 19 a 21 NTU. Na campanha T, os valores máximos encontrados ocorreram em P1 (39 NTU) e P6 (30 NTU). E diferenças entre a água de S e F (> 15 NTU) foram observadas em P1, P2 e P6. Na campanha W, os valores máximos ocorreram em P1 (35 NTU) e P2 (31 NTU) e pequenas diferenças na TURB entre S e F foram notadas (P1, P6 e P7). Em X o valor máximo aconteceu em P2 (36 NTU) e diferença significativa entre S e F só aconteceu em P4 (22 NTU de diferença entre a máxima e mínima).

Com relação a campanha de mar-18 (Y), que apresentou estratificação térmica e química bem definidas, a TURB atingiu valor máximo de 39 NTU no P7 e neste mesmo ponto, ocorreu a maior diferença entre a água de S e F (32 NTU).

Figura 16 - Perfil para turbidez adquirido no reservatório de Itupararanga nos sete pontos de amostragem



Fonte: Autoria própria.

Obs. Método de interpolação linear (OriginPro 2018).

Tabela 11 - Valores máximos, mínimos, médios e diferença entre o máximo e mínimo de turbidez para os pontos amostrados, nas sete campanhas de amostragem

Ponto	TURB (NTU)	Dez-16 (T)	Mar-17 (U)	Ago-17 (V)	Out-17 (W)	Dez-17 (X)	Mar-18 (Y)	Nov-18 (Z)
P1	Máxima	39	12	13	35	23	17	24
	Minima	20	9	10	20	12	12	10
	Média	27	10	11	26	17	14	14
	max-min	20	3	4	15	10	5	14
P2	Máxima	29	16	17	31	36	24	23
	Minima	13	10	9	21	24	12	18
	Média	18	13	12	26	27	18	21
	max-min	16	6	8	10	12	12	5
P3	Máxima	21	15	17	24	28	24	27
	Minima	17	10	10	20	20	15	19
	Média	19	12	13	22	25	18	23
	max-min	4	5	7	4	8	9	7
P4	Máxima	21	12	17	25	29	23	26
	Minima	13	8	6	18	7	8	18
	Média	16	10	10	21	19	15	23
	max-min	8	4	10	7	22	15	8
P5	Máxima	24	18	13	21	22	26	20
	Minima	13	7	7	13	15	11	17
	Média	18	10	10	18	18	17	18
	max-min	11	11	5	8	6	15	4
P6	Máxima	30	13	11	20	25	26	21
	Minima	14	7	7	5	17	8	17
	Média	20	10	9	14	20	15	18
	max-min	16	6	4	15	8	19	4
P7	Máxima	19	11	12	19	21	39	21
	Minima	12	7	8	4	15	6	9
	Média	15	9	9	13	18	14	16
	max-min	7	4	4	16	6	32	12
Média		19	10	11	20	21	16	19

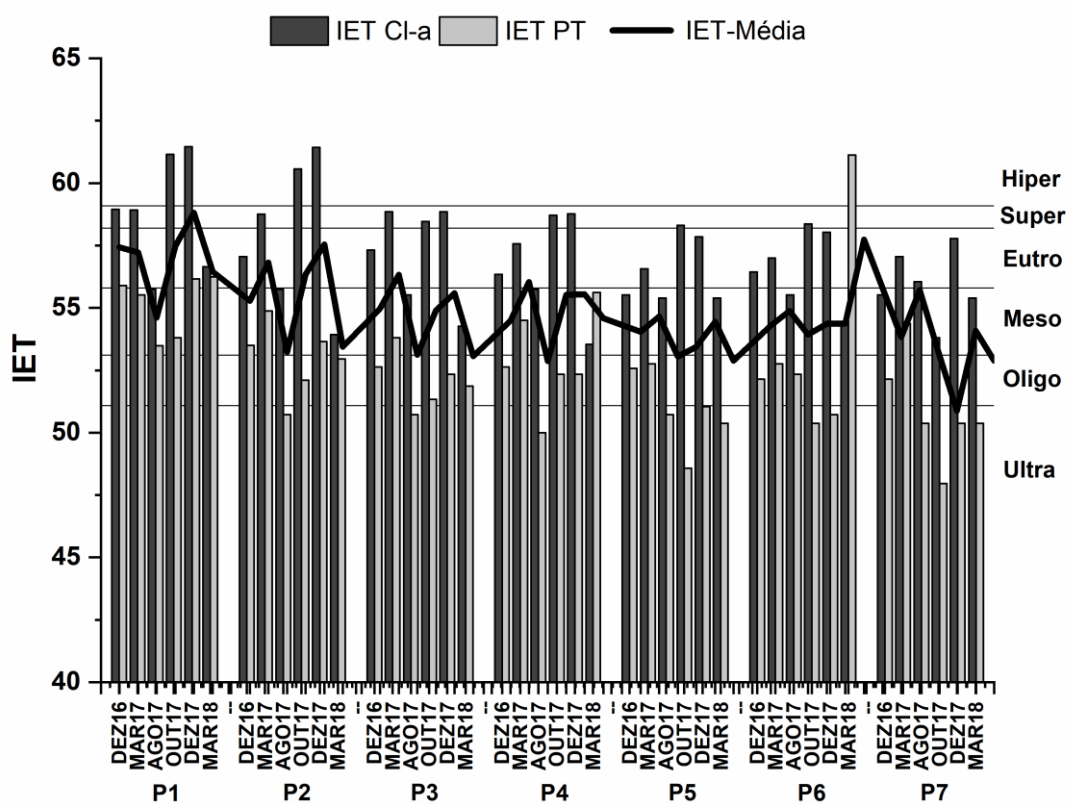
Fonte: autoria própria.

* É a média da campanha de amostragem, ou seja, a média das médias de cada ponto de amostragem.

5.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

O IET médio calculado para todos os locais de amostragem (S) e os resultados para CI-a e PT são apresentados na Figura 17. Observou-se que, em geral, o IET diminuiu de P1 para P7. A maioria das amostras P1 e P2 se encontram na classificação eutrófica ou supereutrófica, diferente dos pontos P5, P6 e P7 que foram classificados predominantemente como mesotróficos ou oligotróficos.

Figura 17 - Índice de estado trófico (IET) para os sete locais de amostragem no Reservatório de Itupararanga



Fonte: adaptado de MELO et al (2019).

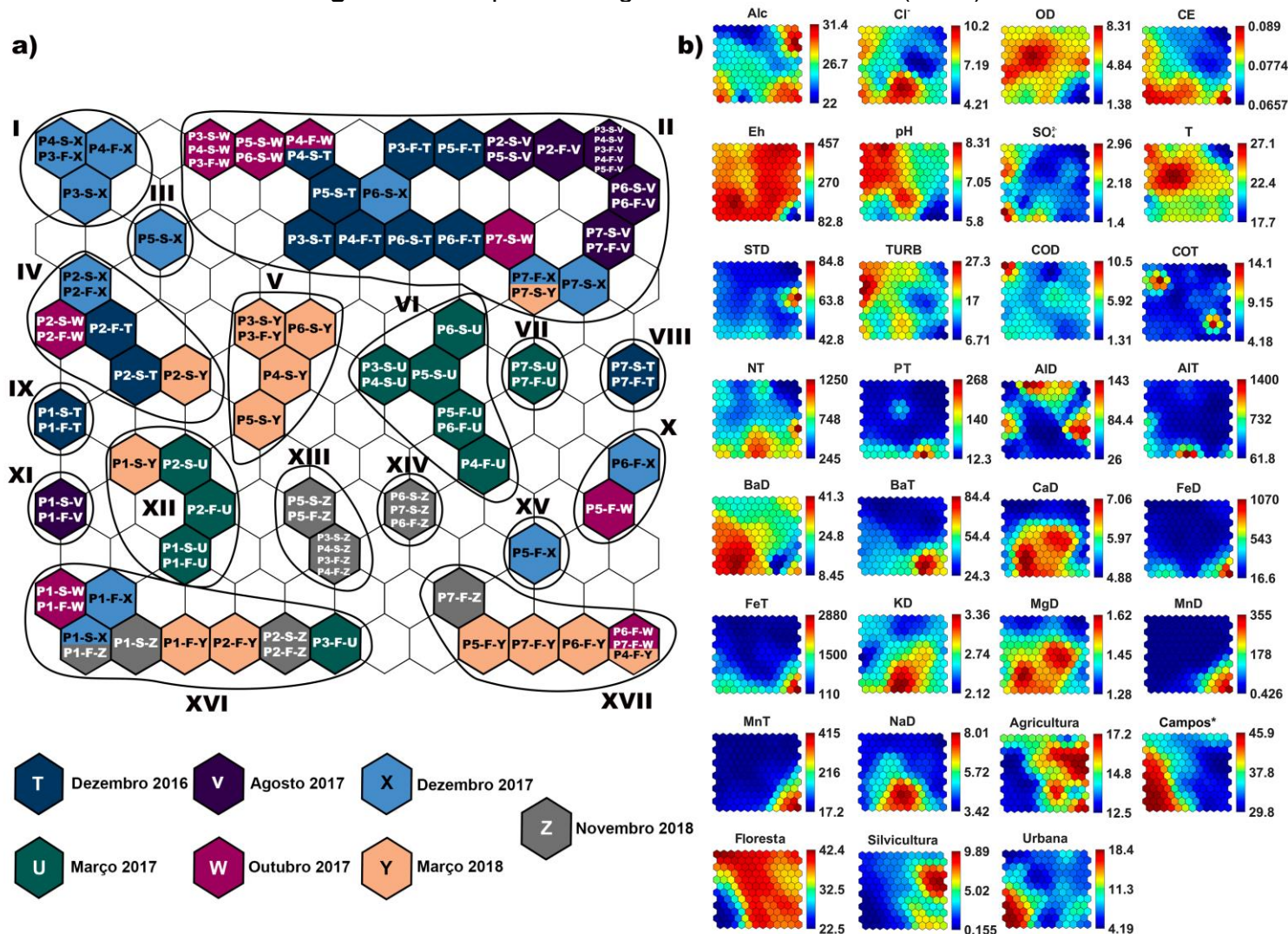
Calculado pela equação (1) para IET-CI-a, equação (2) para IET-PT e equação (3) para IET médio para estado trófico de reservatórios tropicais/subtropicais (seção 4.5.3). Os dados para cálculo dos índices de novembro de 2018 não estão disponíveis

5.4 MAPA AUTO-ORGANIZÁVEL E QUALIDADE DA ÁGUA

A Figura 18 mostra o SOM, onde as amostras com características semelhantes (localizadas nos mesmos neurônios ou vizinhos) foram agrupadas em 17 grupos diferentes (I a XVII, circulados no mapa de amostras, Figura 18a). A arquitetura 12 x 12 foi a mais informativa, com a melhor distribuição dos dados nos neurônios.

A descrição das amostras nos neurônios inclui o local de amostragem (P1-P7) seguido da profundidade de amostragem (S ou F) e finalmente o mês em que as amostras foram coletadas (T - dezembro 2016; U - março 2017; V - agosto 2017; W - outubro de 2017; X - dezembro de 2017; Y - março de 2018; Z - novembro de 2018). As amostras localizadas nos mesmos neurônios ou vizinhos (dentro de um grupo nos mapas das amostras, Figura 18a) tendem a ser similares e amostras em diferentes grupos são consideradas diferentes (quanto mais distantes umas das outras, mais dissimilares). A influência das variáveis nos grupos formados (Figura 18a) é mostrada nos mapas das variáveis (Figura 18b). As cores vermelha e azul nesses mapas indicam que uma variável específica tem importância maior ou menor para uma amostra ou grupo de amostras, respectivamente (GARCIA et al., 2007; GONTIJO et al., 2014). A Figura 19 apresenta a distribuição das amostras segundo a profundidade (S ou F – Figura 19a) e de acordo com os pontos de amostragem (P1 a P7 – Figura 19b).

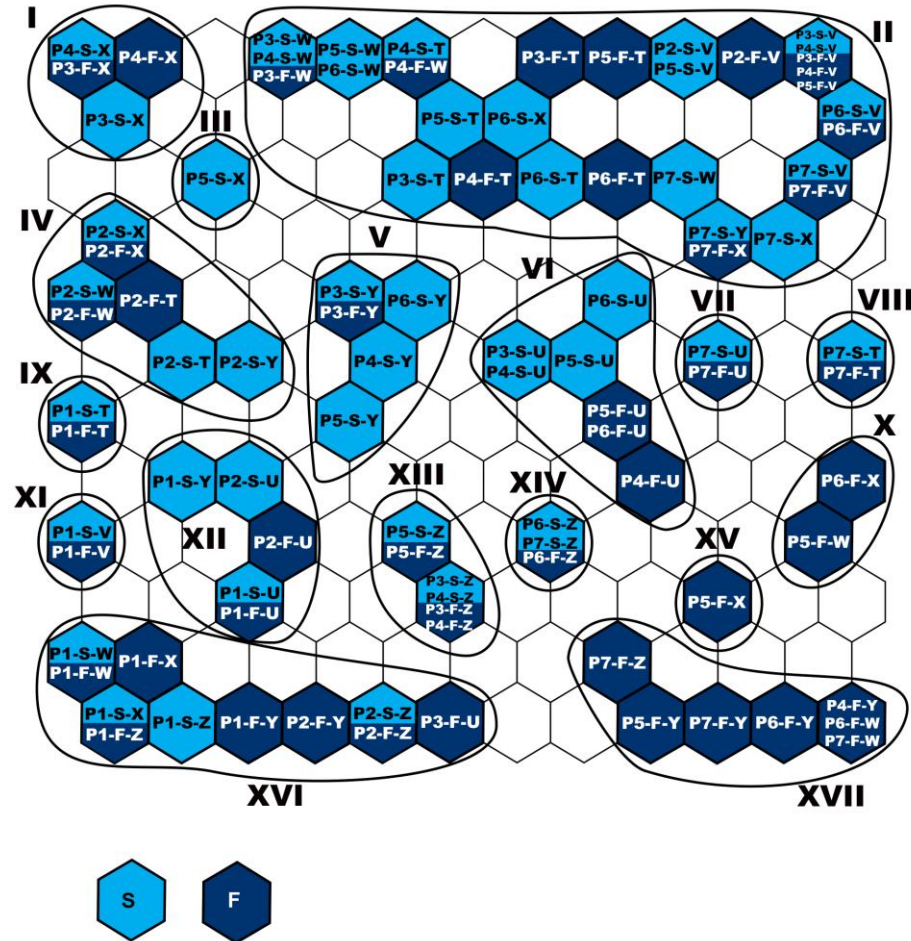
Figura 18 - Mapa auto-organizável de Kohonen (SOM)



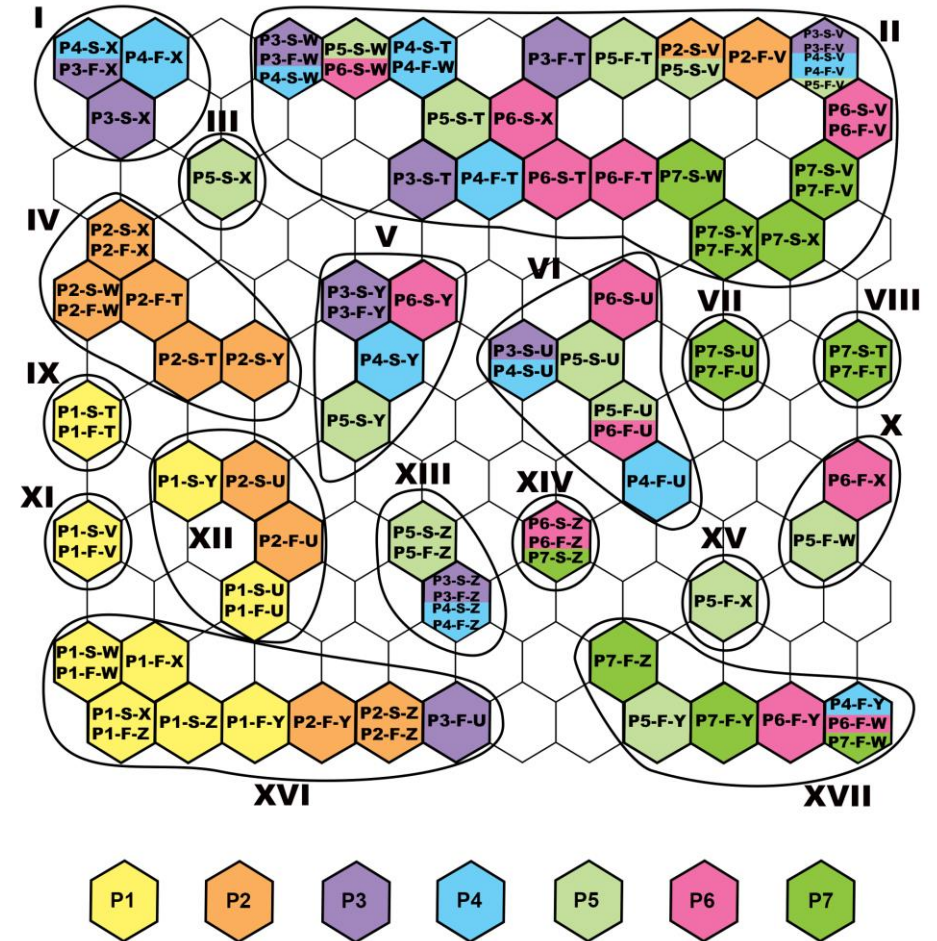
Fonte: adaptado de MELO et al (2019). a) mapa das amostras, divididas em 17 grupos distintos (I-XVII). A descrição das amostras nos neurônios inclui o local de amostragem (P1-P7) seguido da profundidade de amostragem (S - superficial e F - fundo) e finalmente o mês em que as amostras foram coletadas b) Mapas de variáveis, em que as barras ao lado indicam a intensidade das variáveis. As variáveis totais e dissolvidas são representadas pelas letras T (por exemplo, AIT e BaT) e D (por exemplo, AID e BaD), respectivamente. * Campos, corresponde a áreas de gramíneas e pastagens.

Figura 19 - Mapas das amostras por profundidade de coleta e pontos de amostragem, usando diferentes cores

a)

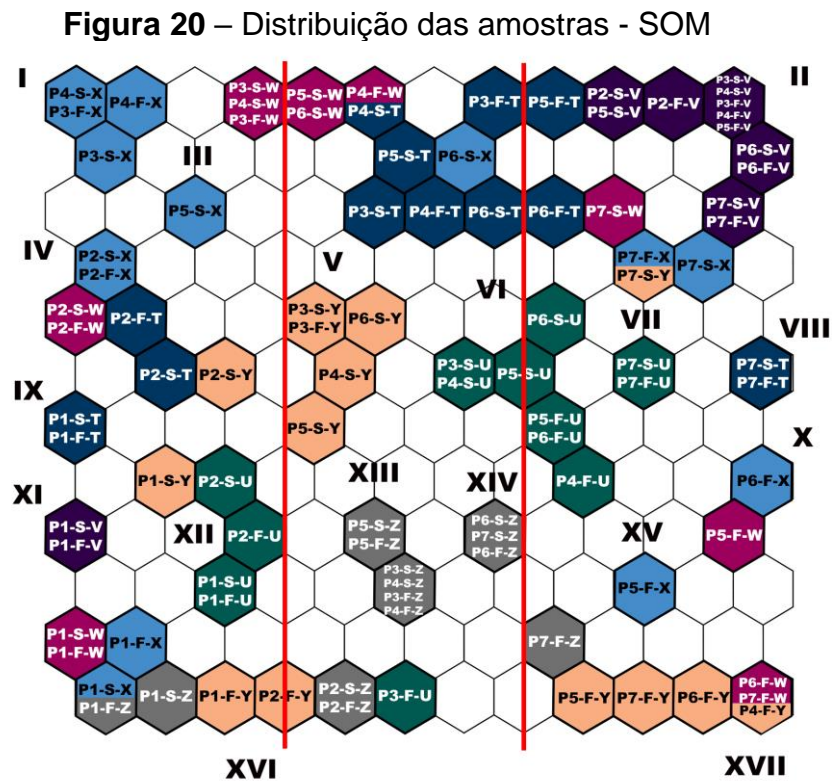


b)



Fonte: Autoria própria. a) S - superfície e F - fundo; b) Pontos de amostragem (P1-P7).

A distribuição dos grupos no mapa de amostras (Figura 20, Tabela 12 e Figura 21) refletiu a heterogeneidade horizontal (de montante para jusante) e a sazonalidade no reservatório de Itupararanga. A maioria das amostragens em P1 e P2, estão reunidas nos grupos da esquerda (grupos IV, IX, XI, XII e XVI, Figura 18a e detalhamento visual Figura 20), enquanto um grande número de amostras em P3, P4 e P5 estão localizadas nos grupos centrais (por exemplo, grupos V, VI e XIII) e as amostras em P6 e P7 estão principalmente no lado direito (como nos grupos VII, VIII, X, XV e XVII) do mapa. A sazonalidade foi expressa no grupo II, pois compreende a maioria das amostras (exceto P1) coletadas na estação mais fria (V).



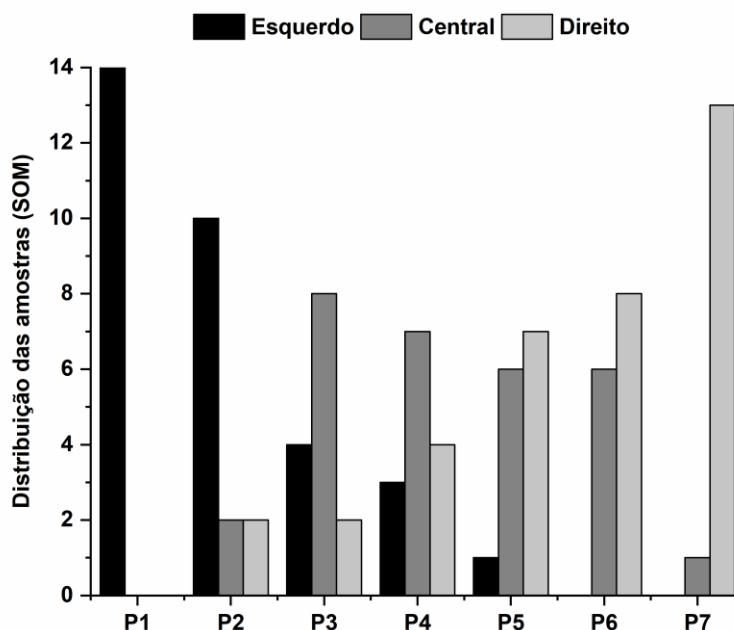
Fonte: Autoria própria.

Tabela 12 - Número de amostras (para cada local de amostragem) distribuídas nos grupos do lado esquerdo e direito, e parte central do mapa de amostras (SOM)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	Grupos*
Lado esquerdo	14	10	4	3	1	0	0	I, II, III, IV, IX, XI, XII, XVI
Central	0	2	8	7	6	6	1	II, V, VI, XIII, XIV, XVI
Lado direito	0	2	2	4	7	8	13	II, VI, VII, VIII, X, XV, XVII

Fonte: Autoria própria. * O mapa das amostras (Figura 5a) foi dividido em três regiões (esquerda, central e direita) do mesmo tamanho. Alguns grupos são muito grandes e, portanto, estão localizados simultaneamente em duas ou três regiões (esquerda, central e direita).

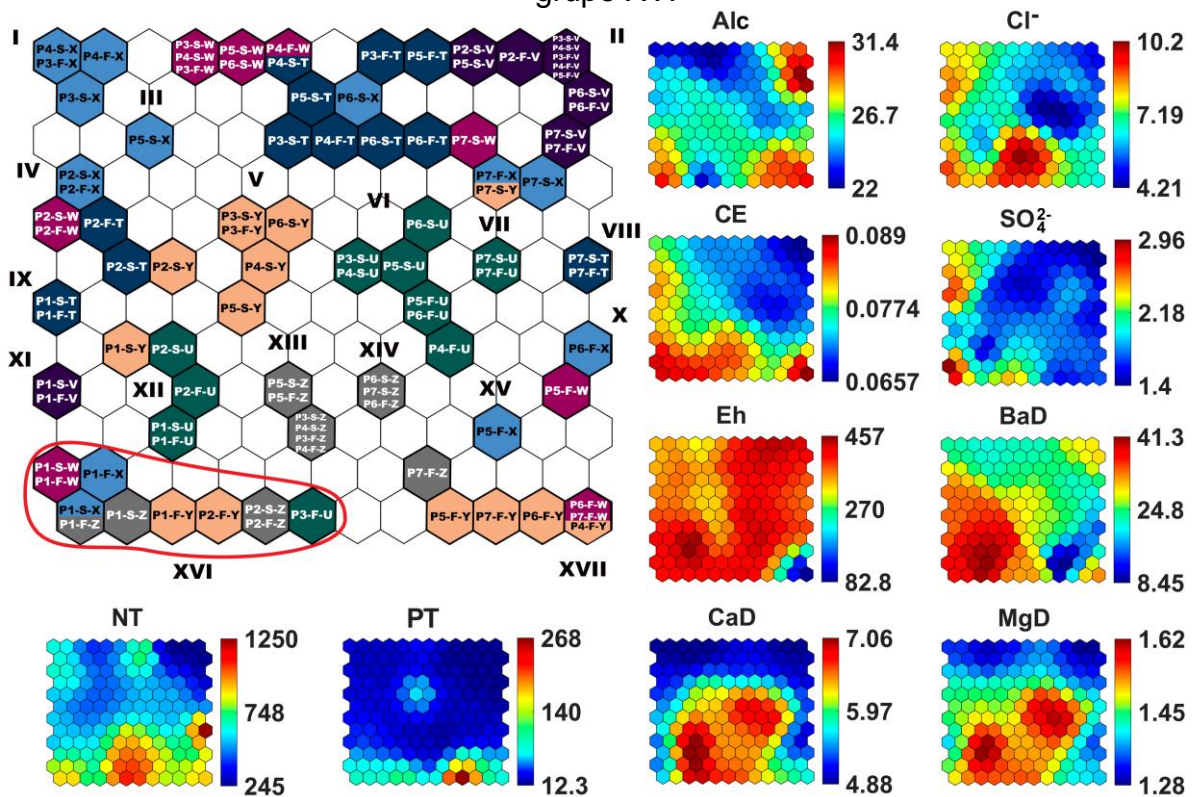
Figura 21 - Número de amostras (para cada local de amostragem) distribuídas nos grupos do lado esquerdo e direito, e parte central do mapa de amostras (SOM)



Fonte: Autoria própria.

Informações sobre a qualidade da água de cada grupo podem ser extraídas com base na inspeção visual da SOM (Figura 18, a e b, Figura 19, a e b). O grupo XVI, por exemplo, apresentou os maiores teores de Ba, Ca e Mg dissolvidos (BaD, CaD e MgD, respectivamente), Alc, Cl⁻, CE, Eh, SO₄²⁻, (ver cor vermelha para essas variáveis na Figura 18b, correspondendo à posição do grupo XVI na Figura 18a – ver também detalhamento visual do grupo XVI na Figura 22). As variáveis NT e PT também influenciaram este grupo, porém em menor intensidade. Os altos níveis de nutrientes provavelmente estão contribuindo para o crescimento de algas em P1 e P2, refletindo níveis mais altos de Cl-a (Tabela 13) nesses pontos, atingindo 42,8 µg L⁻¹ em dezembro de 2017 em P1 (P1-S-X). As variáveis com maiores e menores intensidades para cada grupo formado na análise de SOM são mostradas na Tabela 14.

Figura 22 – Detalhamento visual das variáveis que influenciaram a formação do grupo XVI



Fonte: Autoria própria.

Tabela 13 - Cl-a medida a partir de amostras de água superficial (S) no reservatório de Itupararanga

Ponto de amostragem	Cl-a (µg L ⁻¹)					
	Dezembro 2016 (T)	Março 2017 (U)	Agosto 2017 (V)	Outubro 2017 (W)	Dezembro 2017 (X)	Março 2018 (Y)
P1	21,4	21,3	8,8	39,3	42,8	11,4
P2	12,7	20,3	8,8	33,4	42,4	5,4
P3	13,6	20,9	8,3	18,7	20,8	5,9
P4	10,4	14,6	8,8	20,1	20,3	4,8
P5	8,3	11,1	8,0	17,9	15,8	8,0
P6	10,7	12,5	8,3	18,2	16,6	6,0
P7	8,3	12,7	9,6	5,2	15,5	8,0

Fonte: Autoria própria.

*ND= não disponível.

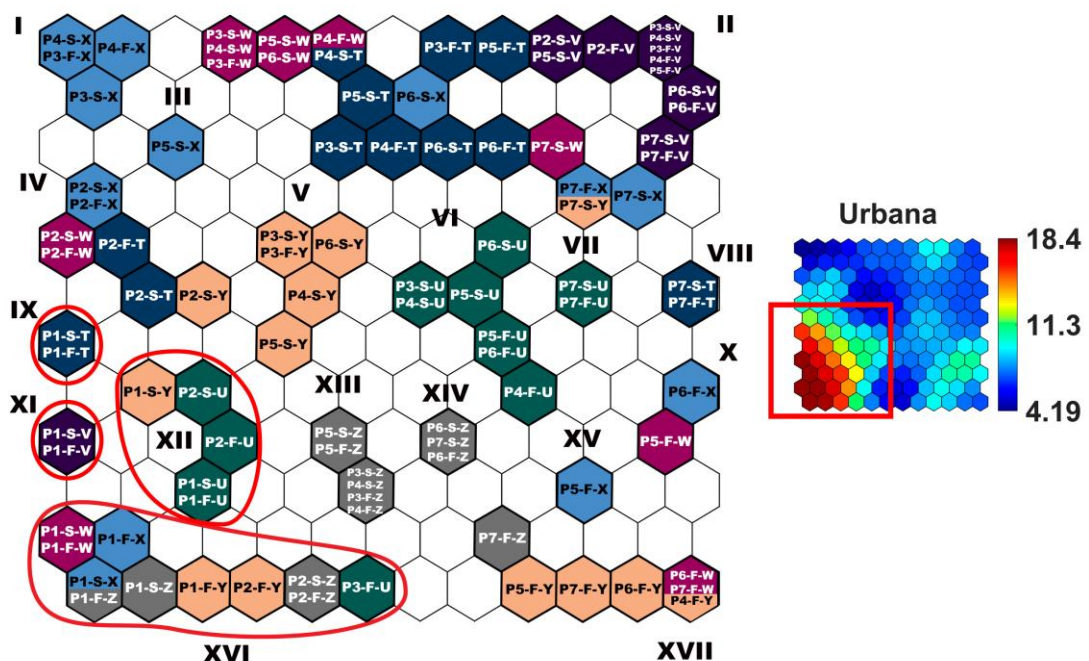
Tabela 14 - Variáveis com intensidades mais altas e mais baixas – SOM

Grupo	Amostras	Alta intensidade (vermelho)	Baixa intensidade (azul)
I	P3-S-X, P3-F-X, P4-S-X, P4-F-X	Eh, pH, T, TURB, COD, Floresta	Alc, STD, NT, PT, AID, AIT, BaT, CaD, FeD, FeT, KD, MgD, MnD, MnT, NaD, Silvicultura, Urbana
II	P2-S-V, P2-F-V, P3-S-T, P3-F-T, P3-S-V, P3-F-V, P3-S-W, P3-F-W, P4-S-T, P4-F-T, P4-S-V, P4-F-V, P4-S-W, P4-F-W, P5-S-T, P5-F-T, P5-S-V, P5-F-V, P5-S-W, P6-S-T, P6-F-T, P6-S-V, P6-F-V, P6-S-X, P6-S-W, P7-S-V, P7-F-V, P7-S-X, P7-F-X, P7-S-W, P7-S-Y	Alc*, Eh, AID, Floresta	Alc*, Cl-, CE, SO ₄ ²⁻ , T, STD, TURB, COD, COT, NT, PT, AIT, BaT, CaD, FeD, FeT, KD, MgD, MnD, MnT, NaD, Campos, Silvicultura, Urbana
III	P5-S-X	OD, Eh, pH, T, TURB, COT, Floresta	STD, PT, AID, AIT, BaT, CaD, FeD,, FeT, MgD, MnD, MnT, NaD, Agricultura, Silvicultura
IV	P2-S-T, P2-F-T, P2-S-W, P2-F-W, P2-S-X, P2-F-X, P2-S-Y	Cl-, OD, CE, Eh, pH, SO ₄ ²⁻ , T, TURB, BaD, Campos	STD, COT, PT, AIT, BaT, CaD, FeD, FeT, KD, MnD, MnT, NaD, Agricultura, Silvicultura
V	P3-S-Y, P3-F-Y, P4-S-Y, P5-S-Y, P6-S-Y	OD, Eh, pH, T, Floresta	SO ₄ ²⁻ , STD, COD, COT, NT, PT, AID, AIT, BaT, FeD, FeT, MnD, MnT, Silvicultura, Urbana
VI	P3-S-U, P4-S-U, P4-F-U, P5-S-U, P5-F-U, P6-S-U, P6-F-U	Eh, CaD, MgD, Floresta	Alc, Cl-, CE, SO ₄ ²⁻ , STD, TURB, COT, PT, AID, AIT, BaT, FeD, FeT, MnD, MnT, NaD, Campos, Urbana
VII	P7-S-U, P7-F-U	OD, Eh, CaD, MgD, Agricultura, Floresta, Silvicultura	Alc, Cl-, CE, SO ₄ ²⁻ , TURB, COT, PT, AIT, BaT, FeD, FeT, MnD, MnT, NaD, Campos, Urbana
VIII	P7-S-T, P7-F-T	OD, Eh, STD, AID, Agricultura, Floresta, Silvicultura	Alc, Cl-, CE, pH, SO ₄ ²⁻ , COT, NT, PT, AIT, BaT, CaD, FeD, FeT, KD, MnD, NaD, Campos, Urbana
IX	P1-S-T, P1-F-T	OD, Eh, pH, T, TURB, AID, BaD, Campos, Urbana	STD, COT, PT, BaT, FeD, FeT, KD, MnD, MnT, NaD, Agricultura, Floresta, Silviculture
X	P5-F-W, P6-F-X	Eh, NT, AID, Floresta	pH, SO ₄ ²⁻ , COT, PT, AIT, BaD, CaD, FeD, MgD, NaD, Campos
XI	P1-S-V, P1-F-V	Alc, Cl-, OD, CE, Eh, pH, BaD, Campos, Urbana	T, STD, COT, PT, BaT, CaD, FeD, FeT, KD, MnD, MnT, NaD, Agricultura, Floresta, Silvicultura
XII	P1-S-U, P1-F-U, P1-S-Y, P2-S-U, P2-F-U	Eh, BaD, CaD, MgD, Campos	SO ₄ ²⁻ , STD, COT, PT, AID, AIT, FeD, FeT, MnD, MnT, Agricultura, Silvicultura
XIII	P3-S-Z, P3-F-Z, P4-S-Z, P4-F-Z, P5-S-Z, P5-F-Z	Cl-, CE, Eh, pH, NT, BaD, CaD, KD, MgD, NaD, Floresta	STD, COD, COT, PT, AID, AIT, FeD, FeT, MnD, MnT, Silvicultura
XIV	P6-S-Z, P6-F-Z, P7-S-Z	Cl-, CE, Eh, pH, CaD, KD, MgD, NaD, Agricultura, Floresta	SO ₄ ²⁻ , STD, COD, COT, PT, AID, AIT, FeD, FeT, MnD, MnT, Campos, Urbana
XV	P5-F-X	Alc, Eh, COT, BaT, Floresta	OD, pH, SO ₄ ²⁻ , STD, COD, PT, AID, AIT, BaD, FeD, NaD, Campos
XVI	P1-S-W, P1-F-W, P1-S-X, P1-F-X, P1-F-Y, P1-S-Z, P1-F-Z, P2-F-Y, P2-S-Z, P2-F-Z, P3-F-U	Alc*, Cl-, CE, Eh, SO ₄ ²⁻ , BaD, CaD, MgD, Campos, Urbana	Alc*, COT, PT, AID, MnD, MnT, Agricultura, Floresta, Silvicultura
XVII	P4-F-Y, P5-F-Y, P6-F-Y, P6-F-W, P7-F-W, P7-F-Y, P7-F-Z	Alc, CE, PT, BaT, FeD, FeT, MnD, MnT, Agricultura, Floresta	OD, Eh, pH, SO ₄ ²⁻ , STD, TURB, COD, COT, AID, AIT, Campos, Urbana

Fonte: Autoria própria. * parte do grupo possui neurônios com alta intensidade e outra parte com baixa;

Curiosamente, todas as amostras coletadas em P1 na camada superior e inferior do reservatório estão nos grupos localizados no canto inferior esquerdo (grupos IX, XI, XII e XVI na Figura 18a e detalhamento visual Figura 23). Isso pode ter sido causado pela influência do afluente principal, localizado próximo a esse local de amostragem. A análise de nutrientes deste tributário mostrou que ele contribui substancialmente com os maiores níveis de NT no reservatório, alcançando $2,23 \text{ mg L}^{-1}$ em julho de 2018 (Tabela 15). Outros afluentes apresentaram a mesma tendência. Por exemplo, o NT foi de $5,39 \text{ mg L}^{-1}$ no afluente Paruru, em agosto de 2018, porém, seu fluxo é muito menor, afetando o reservatório em menor escala. Os compostos de N transportados para o reservatório foram principalmente NH_4^+ e NO_3^- , que atingiram 2064 e $107 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ no afluente principal em julho de 2018, respectivamente. Indicando descargas de efluentes domésticos e/ou industriais não tratados ao longo das bacias a montante dos rios Sorocabuçu, Sorocamirim e Una e seus afluentes associados, que apresentaram o maior percentual de áreas urbanas ($18,4 \%$ da área de P1, que inclui a entrada principal, Figura 4; também visualizadas por cores vermelhas no mapa correspondente a esta variável, Figura 18b e detalhamento visual Figura 23). De fato, alguns autores relataram que as cidades da parte superior da bacia do rio Sorocaba não tratam a maioria de seus esgotos, que são descartados in natura em rios e córregos (FRASCARELI et al., 2015; CUNHA; CALIJURI, 2011; SALLES et al., 2008).

Figura 23 – Detalhamento visual grupos IX, XI, XII, XVI e influência urbana



Fonte: Autoria própria

Tabela 15 - Variáveis físico-químicas e hidrológicas medidas nos principais tributários

Mês/ano	Tributário	Fluxo m ³ s ⁻¹	Alc.*	NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	NT (µg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)	NaD (mg L ⁻¹)	KD (mg L ⁻¹)	FeD (mg L ⁻¹)	AID (mg L ⁻¹)	MnD (µg L ⁻¹)
03/2018	Principal	ND	36	8	179	490	994	314	524	5,6	3,4	1,3	0,5	40
	C. Verde	ND	24	5	90	353	851	30	58	2,7	2,6	1,3	0,5	38
	Ressaca	ND	44	3	65	528	928	19	41	4,3	3,6	0,8	0,3	74
	Paruru	ND	72	149	1347	2414	ND	27,7	ND	9,4	3,8	1,0	0,1	345
06/2018	Principal	5,680	32	8	179	277	891	26,7	57	ND	ND	ND	ND	ND
	C. Verde	1,053	25	3	45	523	893	4,6	15	ND	ND	ND	ND	ND
	Ressaca	0,040	42	2	55	570	998	326,8	559	ND	ND	ND	ND	ND
	Paruru	1,645	55	89	2202	2275	4789	23,8	62	ND	ND	ND	ND	ND
07/2018	Principal	1,670	32	21	107	2064	2233	89,0	137	54,4	4,2	0,1	<LQ	19
	C. Verde	0,012	25	3	80	175	811	18,8	37	3,6	2,2	0,0	<LQ	26
	Ressaca	0,013	39	1	49	271	910	14,9	35	ND	ND	ND	ND	ND
	Paruru	0,045	76	55	989	4317	5372	21,3	134	12,7	4,4	0,1	<LQ	186
08/2018	Principal	2,100	27	15	101	1678	1897	17,7	99	ND	ND	ND	ND	ND
	C. Verde	0,385	24	3	77	517	823	3,3	26	ND	ND	ND	ND	ND
	Ressaca	0,019	35	5	57	324	989	23,3	47	ND	ND	ND	ND	ND
	Paruru	0,426	74	54	1219	4107	5388	25,7	342	ND	ND	ND	ND	ND
11/2018	Principal	3,400	34	ND	576	<LQ	1530	32,0	97	6,7	3,4	0,7	0,0	27
	C. Verde	0,002	34	ND	<LQ	<LQ	843	3,0	13	ND	ND	ND	ND	ND
	Ressaca	0,090	49	ND	679	<LQ	1360	3,0	14	ND	ND	ND	ND	ND
	Paruru	0,010	83	ND	717	2510	4120	3,0	46	11,6	4,4	0,1	<LQ	199

Fonte: Autoria própria.

* mg de CaCO₃ L⁻¹; ND = não disponível; LQ = limite de quantificação.

Os altos níveis de Na^+ e PT nos tributários, também podem estar associados à descarga de esgoto (MARTINELLI et al., 1999), chegando a até 54 mg L^{-1} de Na^+ em julho de 2018 e $524 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de PT em março de 2018 no afluente principal. A maior parte do PT corresponde a PO_4^{3-} com concentrações até $314 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ no afluente principal e $327 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ em Ressaca (Tabela 15). As concentrações de PT e NT também podem ser associadas à atividades agrícolas (uso de fertilizantes) ao longo da bacia, bem como ao carreamento de partículas das áreas de pastagem. Isso é plausível porque essas variáveis foram registradas em áreas com uso predominantemente agrícola, campos e urbana (ver cores vermelhas nos mapas de NT e PT em neurônios na mesma posição de alta intensidade em mapas de áreas agrícolas, de campos/pastagens e urbana, Figura 18b).

O PT apresentou valores superiores aos limites definidos pela legislação brasileira ($30 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ para águas doces da Classe 2, Resolução CONAMA N° 357/2005) em campanhas de amostragem, especialmente em amostras de P1 coletadas na superfície (por exemplo, $92 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ em P1-S-Z no grupo XVI, Figura 18a). Isso também se aplica às amostras coletadas na camada inferior dos locais P5, P6 e P7. Por exemplo, um valor de $560 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ foi encontrado em P5-F-Y no grupo XVII (Figura 18a, ver também Tabela 16, valores em negrito ultrapassaram o limite estabelecido pelo CONAMA).

Tabela 16 - Nutrientes em amostras colhidas na superfície (S) e fundo (F)

Ponto	NT ($\mu\text{g L}^{-1}$)		NO ₂ ($\mu\text{g L}^{-1}$)		NO ₃ ($\mu\text{g L}^{-1}$)		NH ₄ ⁺ ($\mu\text{g L}^{-1}$)		PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)		PO ₄ ³⁻ ($\mu\text{g L}^{-1}$)		N/P (razão)		Nutriente limitante	
	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F
P1-T	688	ND	7,7	ND	38,3	ND	6,3	ND	44	ND	<LQ	ND	34,7	-	P	-
P2-T	403	ND	3,1	ND	<LQ	ND	9,2	ND	24	ND	<LQ	ND	37,1	-	P	-
P3-T	364	ND	1,7	ND	<LQ	ND	4,4	ND	19	ND	<LQ	ND	41,5	-	P	-
P4-T	622	ND	1,7	ND	<LQ	ND	13,4	ND	19	ND	<LQ	ND	71	-	P	-
P5-T	745	ND	1,6	ND	<LQ	ND	<LQ	ND	19	ND	<LQ	ND	86,4	-	P	-
P6-T	416	ND	2,1	ND	<LQ	ND	<LQ	ND	17	ND	<LQ	ND	53,7	-	P	-
P7-T	166	ND	1,9	ND	<LQ	ND	<LQ	ND	17	ND	<LQ	ND	21,5	-	P	-
P1-U	642	756	6,1	ND	141	ND	87,5	ND	40	53	21	ND	35,5	31,6	P	P
P2-U	515	441	1,5	ND	ND	ND	<LQ	ND	34	20	<LQ	ND	33,5	48,8	P	P
P3-U	551	1050	2,7	ND	54,4	ND	28,6	ND	26	69	<LQ	ND	46,9	33,7	P	P
P4-U	531	562	1,3	ND	7,9	ND	<LQ	ND	31	24	<LQ	ND	37,9	51,9	P	P
P5-U	580	519	1,7	ND	ND	ND	112	ND	20	24	<LQ	ND	64,2	47,9	P	P
P6-U	566	508	1,6	ND	<LQ	ND	30,2	ND	20	19	<LQ	ND	62,7	59,2	P	P
P7-U	544	516	1,4	ND	<LQ	ND	93,6	ND	30	16	<LQ	ND	40,2	71,4	P	P
P1-V	532	474	10,8	3,1	296	382	<LQ	93,3	24	37	25,4	<LQ	49,1	28,4	P	P
P2-V	240	225	3,8	3,6	89,1	<LQ	<LQ	90,7	12	16	<LQ	<LQ	44,3	31,1	P	P
P3-V	184	216	2,1	1,9	52	<LQ	<LQ	31,1	12	16	<LQ	0,2	34	29,9	P	P
P4-V	250	328	1,6	2,5	42	<LQ	89,4	411	10	13	<LQ	<LQ	55,4	55,9	P	P
P5-V	223	270	1,7	1,3	29,6	<LQ	104	416	12	13	<LQ	<LQ	41,1	46	P	P
P6-V	179	290	1,7	1,6	34,4	<LQ	73,2	320	18	10	25,4	<LQ	22	64,2	P	P
P7-V	228	249	1	0,7	32,9	<LQ	ND	191	11	9	<LQ	ND	45,9	61,3	P	P
P1-W	687	682	7,2	ND	231	<LQ	<LQ	ND	26	86	8,8	ND	58,5	17,6	P	P
P2-W	378	545	2,5	ND	17,9	<LQ	18,5	ND	17	28	<LQ	ND	49,2	43,1	P	P
P3-W	381	395	ND	ND	ND	59	<LQ	ND	14	44	<LQ	ND	60,3	19,9	P	P
P4-W	443	324	0,4	ND	ND	<LQ	<LQ	ND	18	94	ND	ND	54,5	7,6	P	N
P5-W	401	288	0,6	ND	<LQ	<LQ	<LQ	ND	7	39	<LQ	ND	127	16,4	P	P
P6-W	355	592	0,6	ND	<LQ	<LQ	ND	ND	11	32	ND	ND	71,5	41	P	P
P7-W	240	701	0,4	ND	<LQ	<LQ	<LQ	ND	<LQ	83	<LQ	ND	-	18,7	-	P
P1-X	715	840	3,5	ND	116	247	<LQ	ND	47	43	60,4	ND	33,7	43,3	P	P
P2-X	708	808	0,6	ND	<LQ	<LQ	<LQ	ND	25	39	12,7	ND	62,7	45,9	P	P
P3-X	679	718	0,8	ND	ND	179	23,4	ND	18	45	3,8	ND	83,5	35,3	P	P
P4-X	585	601	0,7	ND	34,1	<LQ	ND	ND	18	19	<LQ	ND	72	70	P	P
P5-X	558	777	0,5	ND	ND	<LQ	<LQ	ND	13	17	<LQ	ND	95	101	P	P
P6-X	1210	2150	3,9	ND	<LQ	1500	25,3	ND	12	19	<LQ	ND	223	251	P	P
P7-X	454	785	ND	ND	ND	<LQ	ND	ND	11	23	ND	ND	91,4	75,6	P	P
P1-Y	565	529	<LQ	<LQ	<LQ	49	<LQ	<LQ	48	85	<LQ	21	26,1	13,8	P	N
P2-Y	412	467	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	17	10	21	<LQ	<LQ	ND	43,4	-	P	-
P3-Y	416	428	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	16	29	<LQ	<LQ	57,6	32,7	P	P
P4-Y	493	1500	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	957	41	124	<LQ	12	26,6	26,8	P	P
P5-Y	479	772	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	12	328	11	560	<LQ	<LQ	96,4	3,1	P	N
P6-Y	577	914	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	55	449	163	59	<LQ	3	7,8	34,3	N	P
P7-Y	425	705	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	10	336	11	143	<LQ	15	85,6	10,9	P	N
P1-Z	1270	1270	<LQ	ND	621	<LQ	<LQ	<LQ	92	186	24	13	30,6	15,1	P	N
P2-Z	1230	ND	<LQ	ND	<LQ	<LQ	130	103	188	<LQ	73	68	14,5	-	N	-
P3-Z	1130	1150	<LQ	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	23	30	<LQ	<LQ	109	84,9	P	P
P4-Z	988	1110	<LQ	ND	<LQ	<LQ	<LQ	200	17	23	<LQ	<LQ	129	107	P	P
P5-Z	898	930	<LQ	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	15	30	<LQ	<LQ	133	68,6	P	P
P6-Z	901	911	<LQ	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	13	17	<LQ	<LQ	154	119	P	P
P7-Z	862	921	<LQ	ND	617	620	<LQ	127	13	71	<LQ	<LQ	147	28,7	P	P

Fonte: Autoria própria. ND = não disponível; LQ = limite de quantificação.

As amostras coletadas nas camadas superior (S) e inferior (F) do reservatório durante os eventos de amostragem de outubro de 2017 e março de 2018, de P5 a P7 (e P4 em março de 2018), estão em diferentes grupos (por exemplo, amostras P4, P5 e P6 colhidas na S em março de 2018 estão no grupo V e as amostras coletadas nos mesmos locais em F estão no grupo XVII, Figura 18a e detalhamento visual Figura 24). Isso sugere que não ocorreu mistura vertical nesses locais. De fato, eventos de estratificação também foram confirmados pelos perfis de temperatura e OD (detalhamento visual, Figura 25) de P5 a P7 em outubro de 2017 e de P4 a P7 em março de 2018. Nesses momentos, o conteúdo de OD foi muito baixo (aproximadamente 1 mg L^{-1} em outubro de 2017 para P4-P7 e março de 2018 para P5-P7, Figura 25) sob condições geralmente redutoras no hipolímnio (rever, Figura 13). A diferença de temperatura entre as camadas superior e inferior foi de 4°C (outubro de 2017 e março de 2018 em P4, P5, P6 e P7), o suficiente para caracterizar estratificação. A estratificação com baixa diferença de temperatura entre a camada superior e inferior é explicada por gradientes de densidade mais acentuada, por grau centígrado, em temperaturas mais altas, típicas de reservatórios tropicais e subtropicais, quando comparados com os temperados (LEWIS JR, 2000).

Figura 24 – Detalhamento visual períodos de estratificação - SOM

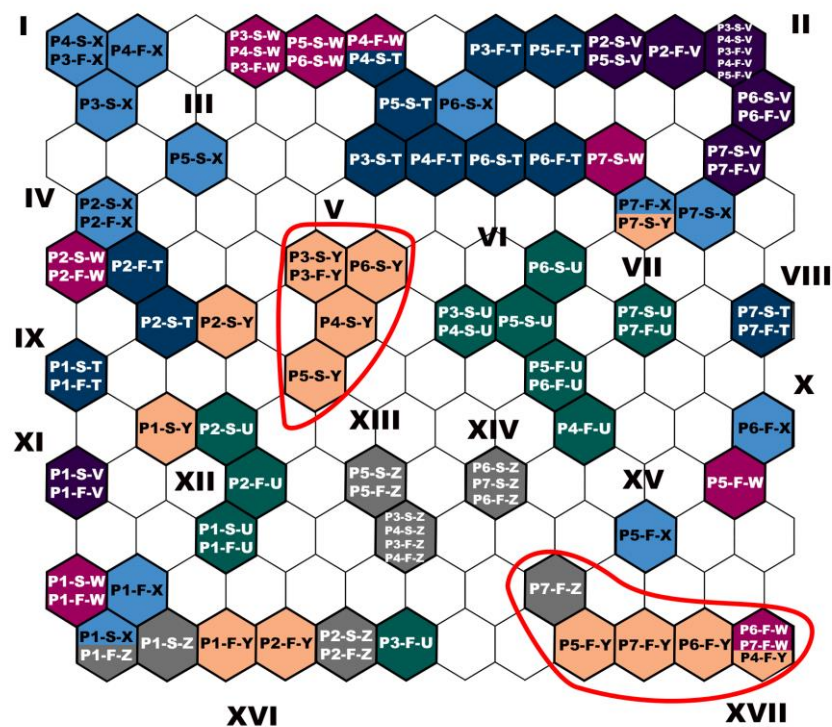
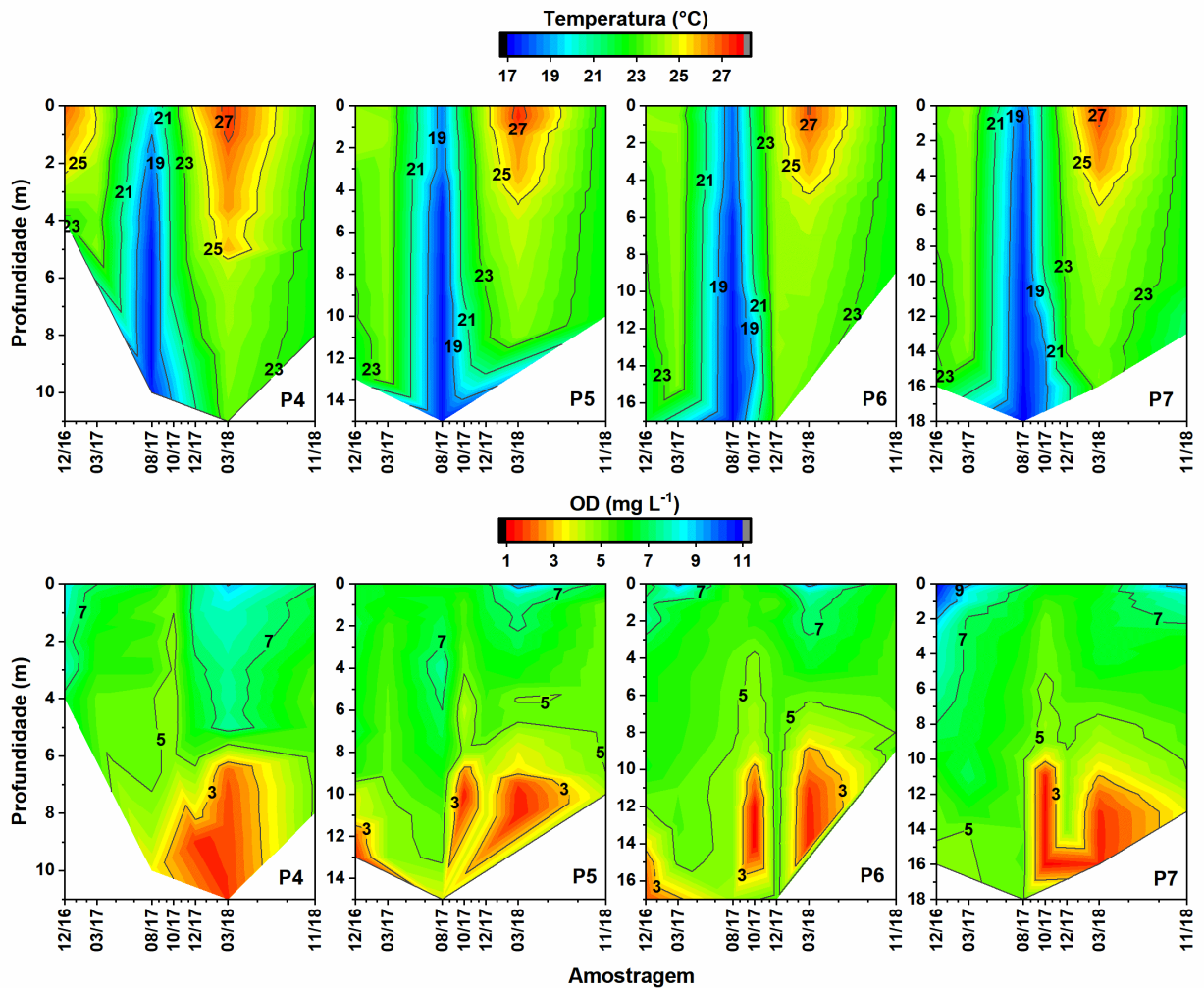


Figura 25 – Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (DO, mg L⁻¹) no reservatório de Itupararanga (P4 a P7, onde foi observada estratificação).

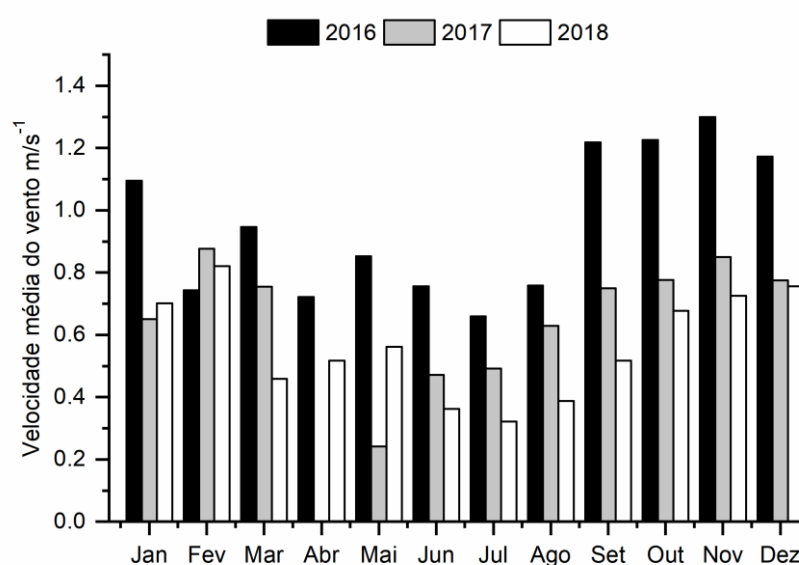


Fonte: adaptado de MELO et al (2019).

A estratificação sazonal observada foi quebrada no período quente, conforme documentado pelo aumento dos níveis de OD nas camadas inferiores em dezembro de 2016 e 2017. Essa homogeneização ocorreu apesar de que, menores conteúdos de OD (cerca de 3,8 mg L⁻¹) e pequenas diferenças de temperatura entre a camada superior e inferior em P4 e P5 ainda estavam presentes (microestratificações). Observou-se que as estratificações podem ser facilmente quebradas quando a diferença de temperatura entre epilímnio e o hipolímnio é pequena e eventos climáticos como ventos e tempestades mais fortes podem promover a mistura vertical e enfraquecer ou perturbar a estratificação (CHEN & SANFORD, 2009; PERELLO et al., 2017). Tais eventos geralmente ocorrem com maior frequência na estação chuvosa. Por exemplo, ventos médios mais fortes com valores entre 0,7 e 1,4 m s⁻¹

foram observados durante a estação chuvosa. Isso é muito maior quando comparado com valores em torno de 0,2 a 0,8 m s⁻¹ registrados entre maio e setembro (Figura 26). Observou-se que, dependendo das condições climáticas, a estratificação no reservatório pode não mostrar exatamente os mesmos padrões de um ano para outro. Isso também foi observado nesta investigação, ao comparar, por exemplo, os perfis de temperatura do P7 em março de 2017 e 2018 (rever, Figura 11 ou Figura 25) e conforme apontado por outros autores (BOEHRER; SCHULTZE, 2008).

Figura 26 - Velocidade média do vento na estação meteorológica de Sorocaba



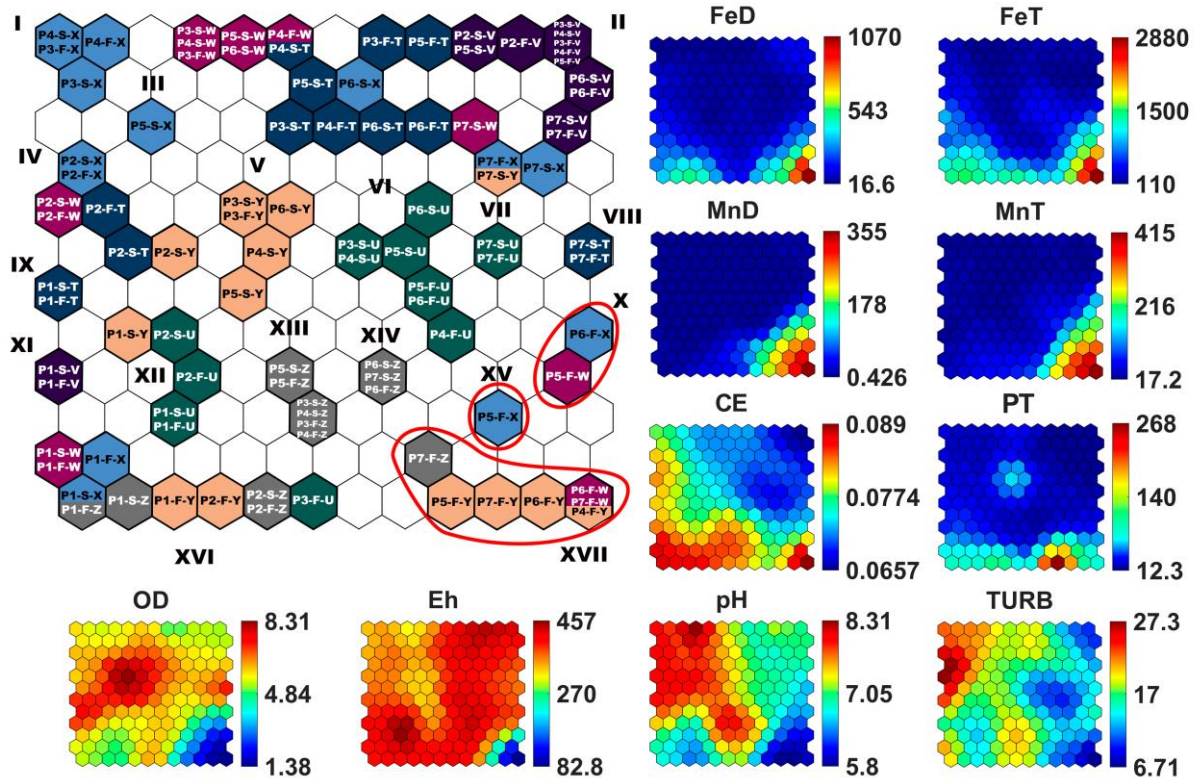
Fonte: Autoria própria.

Os grupos no canto inferior direito (X, XV e XVII) do mapa de amostras (Figura 18a e detalhamento visual Figura 27) apresentaram altos teores de Fe, Mn, CE, PT (cor vermelha, Figura 18b e Figura 27) e os menores valores de OD, Eh, TURB e pH (cores azuis, Figura 18b Figura 27). Todas as amostras desses grupos foram coletadas na camada inferior (F), quando o reservatório apresentou-se estratificado termicamente. Estes níveis mais baixos de OD podem ser atribuídos ao consumo de matéria orgânica e OD no hipolímnio. Como resultado, os valores de pH e Eh diminuíram (rever, Figuras 13 e 14 e detalhamento visual Figura 27), uma vez que, o oxigênio não foi renovado pela fotossíntese ou pela mistura da coluna, devido à estratificação do reservatório. A diminuição do pH pode ser atribuída ao acúmulo de CO₂, liberado pela decomposição da matéria orgânica, combinado ao baixo consumo

desse gás pelas plantas, via fotossíntese (devido a indisponibilidade de luz na camada inferior) (ELÇI, 2008).

Sob tais condições redutoras, Fe e Mn são reduzidos a formas mais solúveis e móveis (Fe (II) e Mn (II)). Isso explica os níveis mais altos desses metais registrados nessas amostras (DAVISON, 1993; LUTHER et al., 2003). Essas relações são suportadas pela correlação negativa (-0,45, ver Tabela 17) observada entre MnT e OD, indicando também que concentrações mais altas de Mn estavam presentes em baixos níveis de OD. Estes exemplos, demonstram que as análises de SOM podem servir para explicar processos biogeoquímicos, tais como, a dessorção de metais (isto é, Fe e Mn).

Figura 27 – Detalhamento visual das variáveis que influenciaram a formação dos grupos X, XV e XVII



Fonte: Autoria própria.

Tabela 17 - Tabela de Correlação de Spearman entre todas as variáveis analisadas por SOM

	CaD	NaD	KD	MgD	AID	AIT	BaD	BaT	FeD	FeT	MnD	MnT	PT	NT	Alc	COT	COD	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	T	OD	pH	CE	STD	Eh	TURB	Cam. ¹	Urb. ²	Agri. ³	Silv. ⁴	Flor. ⁵				
CaD																																			
NaD	0.81																																		
KD	0.52	0.63																																	
MgD	0.94	0.79	0.54																																
AID	0.03	-0.02	-0.37	-0.02																															
AIT	0.33	0.28	0.03	0.35	0.47																														
BaD	0.02	-0.25	-0.30	0.11	0.06	0.31																													
BaT	-0.01	-0.28	-0.24	0.10	0.05	0.23	0.90																												
FeD	0.29	0.12	-0.02	0.21	0.38	0.32	0.18	0.24																											
FeT	0.39	0.21	0.18	0.40	0.15	0.56	0.42	0.52	0.68																										
MnD	-0.11	-0.19	-0.12	-0.16	0.14	-0.02	0.20	0.29	0.53	0.37																									
MnT	0.30	0.15	0.35	0.35	-0.10	0.19	0.28	0.45	0.34	0.71	0.42																								
PT	0.31	0.33	0.29	0.28	-0.14	0.20	0.07	0.07	0.29	0.39	0.09	0.18																							
NT	0.32	0.56	0.58	0.38	-0.26	0.16	-0.18	-0.13	0.08	0.30	0.00	0.32	0.58																						
Alc	-0.01	-0.02	0.04	-0.05	0.05	-0.01	-0.15	-0.12	0.40	0.08	0.21	0.00	0.06	0.20																					
COT	0.21	0.25	0.26	0.31	-0.28	0.24	0.15	0.11	0.01	0.26	-0.18	0.16	0.26	0.39	-0.05																				
COD	0.12	0.11	0.31	0.17	-0.35	0.04	0.14	0.12	0.11	0.18	-0.04	0.18	0.27	0.24	0.11	0.34																			
SO ₄ ²⁻	-0.33	0.07	0.16	-0.26	-0.21	-0.04	-0.14	-0.15	-0.19	-0.07	0.00	-0.03	0.10	0.26	-0.07	0.16	0.20																		
Cl ⁻	-0.04	0.41	0.35	-0.03	-0.17	0.01	-0.33	-0.33	-0.12	-0.05	-0.03	-0.05	0.22	0.46	0.04	0.15	0.12	0.84																	
T	0.39	0.46	0.09	0.42	0.26	0.28	-0.07	-0.07	-0.05	0.07	-0.19	-0.04	0.08	0.16	-0.22	0.19	-0.01	-0.08	-0.06																
OD	0.17	0.17	-0.07	0.17	0.22	0.27	-0.02	-0.15	-0.08	-0.15	-0.36	-0.45	-0.05	-0.13	-0.09	0.19	-0.04	-0.09	-0.11	0.46															
Ph	-0.09	0.12	0.03	-0.08	-0.11	0.03	-0.13	-0.26	-0.35	-0.32	-0.33	-0.48	-0.09	-0.01	-0.13	0.10	0.02	0.27	0.26	0.57															
CE	0.26	0.47	0.31	0.24	-0.07	0.22	-0.03	-0.09	0.20	0.36	0.06	0.24	0.45	0.54	0.11	0.24	0.22	0.43	0.61	0.02	-0.17	0.01													
STD	0.35	0.49	0.31	0.37	-0.02	0.30	0.00	0.01	0.16	0.41	-0.05	0.24	0.43	0.50	-0.02	0.32	0.16	0.29	0.48	0.16	0.00	-0.06	0.73												
Eh	0.15	-0.08	-0.08	0.21	0.03	0.16	0.25	0.25	0.06	0.12	-0.04	0.15	-0.16	-0.08	0.17	0.16	0.11	-0.29	-0.28	-0.24	-0.04	-0.36	-0.22	-0.21											
TURB	-0.20	0.14	-0.04	-0.10	0.01	0.17	-0.04	-0.09	-0.42	-0.20	-0.25	-0.23	-0.04	0.13	-0.37	0.14	0.04	0.56	0.50	0.28	0.26	0.49	0.29	0.26	-0.22										
Cam. ¹	0.09	0.11	-0.15	0.07	0.13	0.46	0.29	0.17	0.32	0.43	0.02	-0.01	0.34	0.07	0.00	0.32	0.25	0.23	0.21	0.03	0.15	0.20	0.46	0.31	0.08	0.29									
Urb. ²	0.09	0.03	-0.08	0.11	0.10	0.08	0.20	0.20	0.23	0.29	0.17	0.25	0.11	0.11	0.15	0.12	-0.02	0.07	0.08	-0.13	-0.09	-0.15	0.34	0.15	0.15	-0.02	0.25								
Agri. ³	-0.02	-0.04	0.08	0.00	-0.09	-0.24	-0.15	-0.14	-0.12	-0.25	-0.08	-0.15	-0.03	0.03	0.00	-0.15	-0.16	-0.13	-0.11	-0.01	0.03	-0.12	-0.20	-0.07	-0.07	-0.18	-0.36	-0.54							
Silv. ⁴	-0.10	-0.11	0.15	-0.07	-0.12	-0.44	-0.28	-0.17	-0.29	-0.43	-0.08	-0.05	-0.32	-0.07	0.00	-0.32	-0.25	-0.23	-0.21	-0.01	-0.09	-0.17	-0.48	-0.29	-0.10	-0.26	-0.93	-0.36	0.54						
Flor. ⁵	-0.10	-0.06	0.12	-0.13	-0.08	-0.06	-0.26	-0.18	-0.22	-0.22	-0.02	-0.01	-0.19	-0.06	-0.20	-0.12	0.01	-0.08	-0.12	0.14	0.02	0.15	-0.40	-0.34	-0.12	0.01	-0.33	-0.70	0.16	0.26					

Fonte: Autoria própria. Obs. Células em negrito: correlação positiva ou negativa significativa; ¹ Campos; ² Urbana; ³ Agricultura; ⁴ Silvicultura; ⁵ Floresta.

Concentrações de Fe e Mn medidas em outubro de 2017 e março de 2018 em F foram superiores aos padrões de água doce de classe 2 ($300 \mu\text{g L}^{-1}$ para Fe dissolvido, FeD; $100 \mu\text{g L}^{-1}$ para Mn total, MnT) definidos na legislação brasileira (CONAMA 357/2005), atingindo $507 \mu\text{g L}^{-1}$ de FeD em P6-F-W, $483 \mu\text{g L}^{-1}$ de MnT em P7-F-W, $2730 \mu\text{g L}^{-1}$ de FeD em P4-F-Y e $370 \mu\text{g L}^{-1}$ de MnT em P4-F-Y (Tabela 18). Essas altas concentrações sazonais de Fe e Mn no hipolímnio são típicas de lagos eutróficos e podem aparecer mesmo em concentrações mais altas em outros lagos subtropicais (BETANCOURT et al., 2010; DAVISON, 1993). Betancourt et al. (2010), por exemplo, registraram níveis superiores a 8 mg L^{-1} para Mn e 30 mg L^{-1} para Fe na água de fundo do reservatório de Paso Bonito, em Cuba, durante a estratificação de verão.

A liberação de Fe e Mn pode ser tóxica para a biota aquática e problemática para a qualidade da água, afetando sua cor, sabor e odor. Desta forma, dificultando e encarecendo sistemas de tratamento de água para abastecimento público (GERHARDT, 1995; MUNGER et al., 2017).

Aumentos observados para PT nas amostras dos grupos XV e XVII (detalhamento visual, Figura 27) também podem ser atribuídos à dessorção e dissolução de P (especialmente PO_4^{3-}) de sedimentos com potencial redox mais baixo (NOWLIN et al., 2005).

Tabela 18 - Al, Fe e Mn dissolvido, e PT medidos no reservatório de Itupararanga

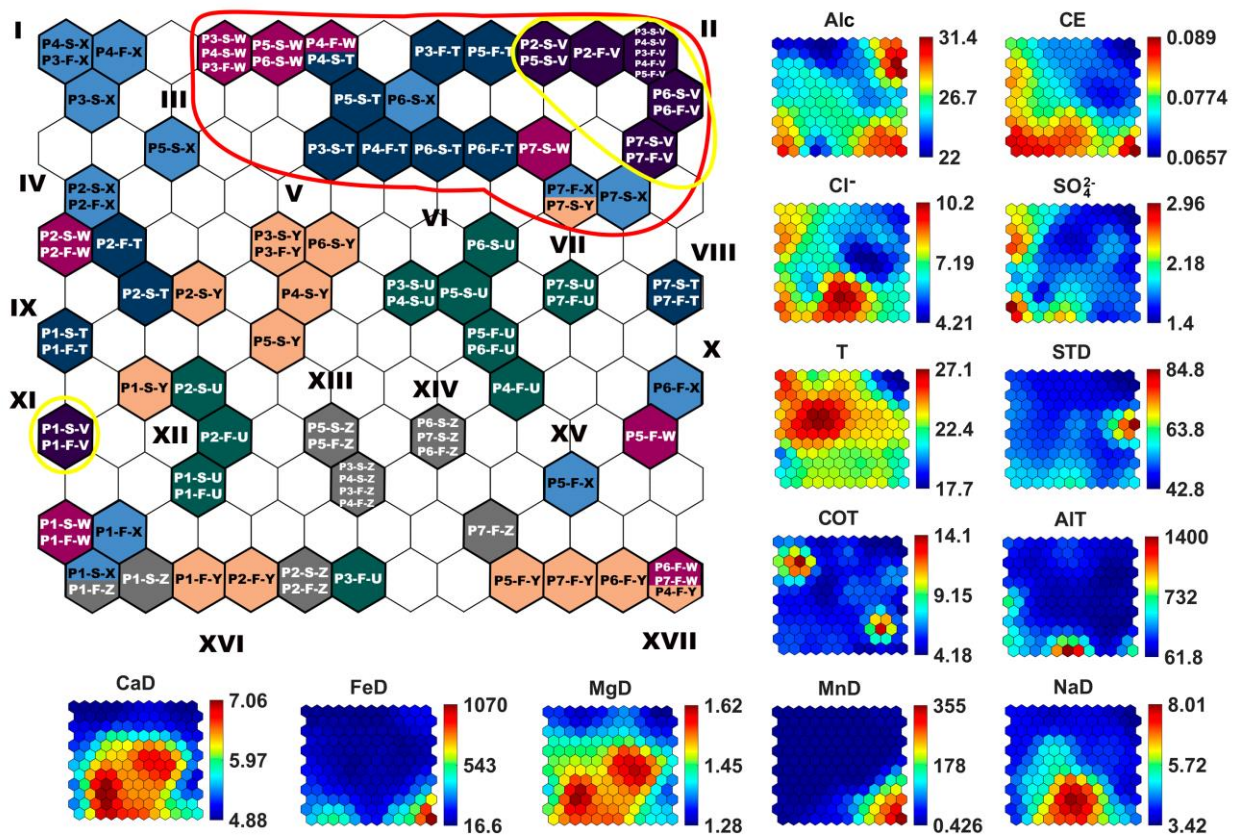
Ponto	Fundo (m)	AID ($\mu\text{g L}^{-1}$)		FeD ($\mu\text{g L}^{-1}$)		MnD ($\mu\text{g L}^{-1}$)		PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	
		S	F	S	F	S	F	S	F
P1-T	4	117	127	166	149	27	37	44	ND
P2-T	4	96	89	68	52	22	28	24	ND
P3-T	8	100	76	48	9	145	24	19	ND
P4-T	2.5	168	79	26	14	18	19	19	ND
P5-T	10	98.3	94	21	13	16	51	19	ND
P6-T	10	105	69	83	8	19	13	17	ND
P7-T	14	106	100	91	18	ND	171	17	ND
P1-U	5	ND	ND	147	229	44	60	40	53
P2-U	6	ND	ND	45	69	36	44	34	20
P3-U	7	ND	ND	74	112	31	90	26	69
P4-U	4	ND	ND	87	67	28	107	31	24
P5-U	11	ND	ND	48	30	57	76	20	24
P6-U	14	ND	ND	20	49	34	57	20	19
P7-U	14	ND	ND	19	32	23	32	30	16
P1-V	5	ND	99	249	207	12	16	24	37
P2-V	6	151	31	190	115	10	15	12	16
P3-V	4	ND	40	202	115	12	14	12	16
P4-V	10	ND	19	157	120	19	35	10	13
P5-V	13	178	12	93	45	31	50	12	13
P6-V	13	ND	21	117	117	20	29	18	10
P7-V	13	ND	ND	77	ND	16	20	11	9
P1-W	2.5	ND	14.93	90	185	29	36	26	86
P2-W	3	ND	ND	ND	ND	33	36	17	28
P3-W	1.7	ND	ND	ND	ND	16	19	14	44
P4-W	6	ND	ND	ND	ND	15	20	18	94
P5-W	10	ND	ND	ND	371	21	241	7	39
P6-W	13	ND	ND	ND	507	23	442	11	32
P7-W	14	ND	ND	ND	380	20	483	ND	83
P1-X	2.5	45	19	485	499	41	44	47	43
P2-X	4	23	ND	141	71	27	30	25	39
P3-X	2	ND	ND	9	16	19	23	18	45
P4-X	7	ND	ND	ND	ND	18	30	18	19
P5-X	11	ND	ND	ND	138	27	280	13	17
P6-X	13	ND	146	ND	235	28	233	12	19
P7-X	13	ND	ND	ND	ND	16	50	11	23
P1-Y	3	ND	72	147	840	14	54	48	85
P2-Y	5	30	36	41	340	13	76	21	ND
P3-Y	2	28	40	43	52	18	19	16	29
P4-Y	10	33	57	21	2730	14	370	41	124
P5-Y	9	24	35	15	597	17	263	11	560
P6-Y	12	39	29	15	672	16	351	163	59
P7-Y	13	28	34	17	235	12	ND	11	143
P1-Z	3	ND	ND	ND	ND	46	ND	92	186
P2-Z	3	44	ND	517	ND	60	ND	188	ND
P3-Z	3	26	ND	98	111	23	25	23	30
P4-Z	8	ND	ND	24	23	23	161	17	23
P5-Z	7	ND	ND	ND	ND	32	30	15	30
P6-Z	8.5	ND	ND	ND	ND	22	26	13	17
P7-Z	13	ND	ND	ND	ND	16	ND	13	71

Fonte: Autoria própria. ND = não disponível; LQ = limite de quantificação.

Obs. Os numeros em negrito indicam valores acima dos padrões definidos na legislação brasileira: AID: $100 \mu\text{g L}^{-1}$; FeD: $300 \mu\text{g L}^{-1}$; MnT: $100 \mu\text{g L}^{-1}$; PT: $30 \mu\text{g L}^{-1}$. Os limites correspondem as águas CODEs de classe 2, que podem ser utilizadas para abastecimento após tratamento convencional, recreação, pesca e irrigação.

Quase todas as amostras (exceto P1) tomadas no período seco (agosto de 2017) pertencem ao grupo II (Figura 18a e detalhamento visual Figura 28), que mostra maior alcalinidade, mas menores valores de CE, T, COT, STD, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Al, Fe e Mn. Os níveis mais baixos, da maioria dessas variáveis, provavelmente, estão relacionados à baixa precipitação na bacia, durante este período, que foi inferior a 15 mm em julho e a 100 mm em agosto (Tabelas 19 e 20).

Figura 28 – Detalhamento visual de algumas variáveis que influenciaram a formação do grupo II, onde se encontram as amostras coletadas no inverno de 2017, exceto as coletadas no P1



Fonte: Autoria própria. Obs. Amostras coletadas no inverno (agosto de 2017) que pertencem ao grupo II foram destacadas em amarelo.

Tabela 19 - Dados médios de precipitação (1986-2016) na área ao redor do reservatório de Itupararanga

Estação meteorológica	Precipitação média (mm)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Piedade	261	181	149	73	81	66	68	44	87	129	127	212
Mairinque	290	199	168	79	87	62	64	43	99	135	144	220
Mairinque II	283	184	145	70	70	59	53	32	75	119	128	188
Sorocaba*	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Fonte: Autoria própria.

* Dados de precipitação não estavam disponíveis (ND) para todo o período (1986-2016).

Tabela 20 - Dados de precipitação mensal (mm) de 2016 a 2018 na área em torno do reservatório de Itupararanga

ANO	Estação meteorológica: Piedade												Total
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2016	263	262	216	28	143	149	14	88	45	186	99	121	1613
2017	250	115	200	155	114	160	0	63	ND*	ND	ND	ND	ND
2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ANO	Estação meteorológica: Mairinque												Total
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2016	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	88,6	123,2	173,4	215,6	ND
2017	ND	112	151	162	159	145	0	93	19	146	132	135	ND
2018	258,6	100,9	152,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ANO	Estação meteorológica: Mairinque II												Total
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2016	273	242	157	14	123	182	9	74	51	100	140	239	1604
2017	310	189	ND	190	187	169	0	80	17	119	ND	ND	ND
2018	235,1	75,3	168,6	29,4	7,9	-	-	-	-	-	-	-	-
ANO	Estação meteorológica: Sorocaba												Total
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2016	205	141	208	23	126	181	0	67	76	174	75	146	1424
2017	256	243	148	93	168	189	0	55	15	112	163	157	1598
2018	170	9,3	203,1	43,1	14,5	20,6	10	58,5	77	135,4	98,3	106,6	870,4

Fonte: Autoria própria.

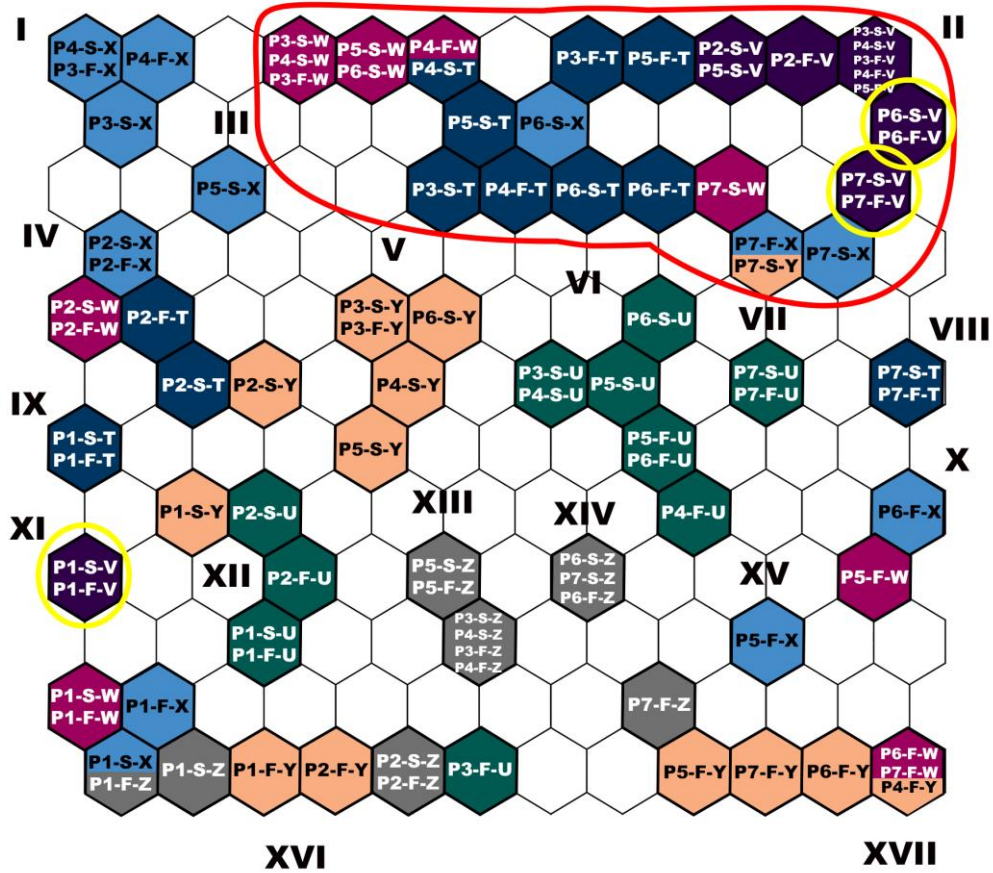
* ND = não disponível; Dados do INMET e DAAE.

Como resultado da baixa precipitação, o fluxo do principal tributário diminuiu de $5,68 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ em junho de 2018 para $1,67$ e $2,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ em julho e agosto, respectivamente. Além disso, as concentrações de Fe e Mn dissolvidos também diminuíram de $1,3$ e $39,9 \text{ mg L}^{-1}$ em março de 2018 para $0,1$ e $19,1 \text{ mg L}^{-1}$ em julho de 2018, respectivamente (Tabela 18). O Al dissolvido foi de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ em março de 2018 e ficou abaixo do limite de detecção em julho de 2018, seguindo a mesma tendência. A baixa precipitação diminuiu os fluxos de água dos rios e, com isto, a lixiviação de partículas finas dos solos da bacia. Quantidades menores de carga

suspensa, geralmente, também significam menos transporte de Al, Fe, K e Mn presentes em minerais argilosos, típicos dos solos da bacia do alto rio Sorocaba. Estes foram descritos como utisols, oxisols e lithosols (SARDINHA et al., 2010).

O fato de as amostras de ambas as profundidades durante o mês de agosto de 2017 estarem no mesmo grupo (grupo II para P2-P7; XI para P1, Figura 18a e detalhamento visual Figura 28) e algumas vezes no mesmo neurônio (ex. P6-S-V e P6-F-V, P7-S-V e P7-F-V, grupo II, Figura 18a e detalhamento visual Figura 29) indica que a qualidade da água na camada de superfície e de fundo foram semelhantes, indicando o processo de mistura da coluna d'água. Em agosto de 2017, os perfis de temperatura e OD (rever Figura 11 e 12 ou Figura 25) apresentaram praticamente os mesmos valores ao longo da coluna d'água (aprox. 18 °C) e a camada inferior foi muito mais oxigenada (OD 4-5 mg L⁻¹) quando comparados com a estação mais quente. Casali et al. (2017) também relataram um curto período de mistura no reservatório de Itupararanga, que durou apenas de junho a agosto. Uma observação semelhante foi feita para P1, onde as amostras estão no mesmo grupo (por exemplo, P1-S-V e P1-F-V, grupo XI; Figura 18a e detalhamento visual Figura 29). No entanto, a mistura em P1 provavelmente foi desencadeada pelo afluente principal. No geral, a pior qualidade da água do rio está afetando o reservatório, especialmente em P1, como discutido acima. Os perfis OD, Eh e temperatura de P1 suportam a hipótese de que a mistura é desencadeada pela entrada principal (Figuras 11-13 e Tabela 21).

Figura 29 – Detalhamento visual grupo II, onde se encontram as amostras coletadas no inverno de 2017, exceto as coletadas no P1 (grupo XI)



Fonte: Autoria própria.

Obs. Amostras coletadas no inverno (agosto de 2017) foram destacadas em amarelo, demonstrando processo de mistura da coluna d'água, amostras coletadas na superfície e fundo (S e F) se encontram no mesmo neurônio.

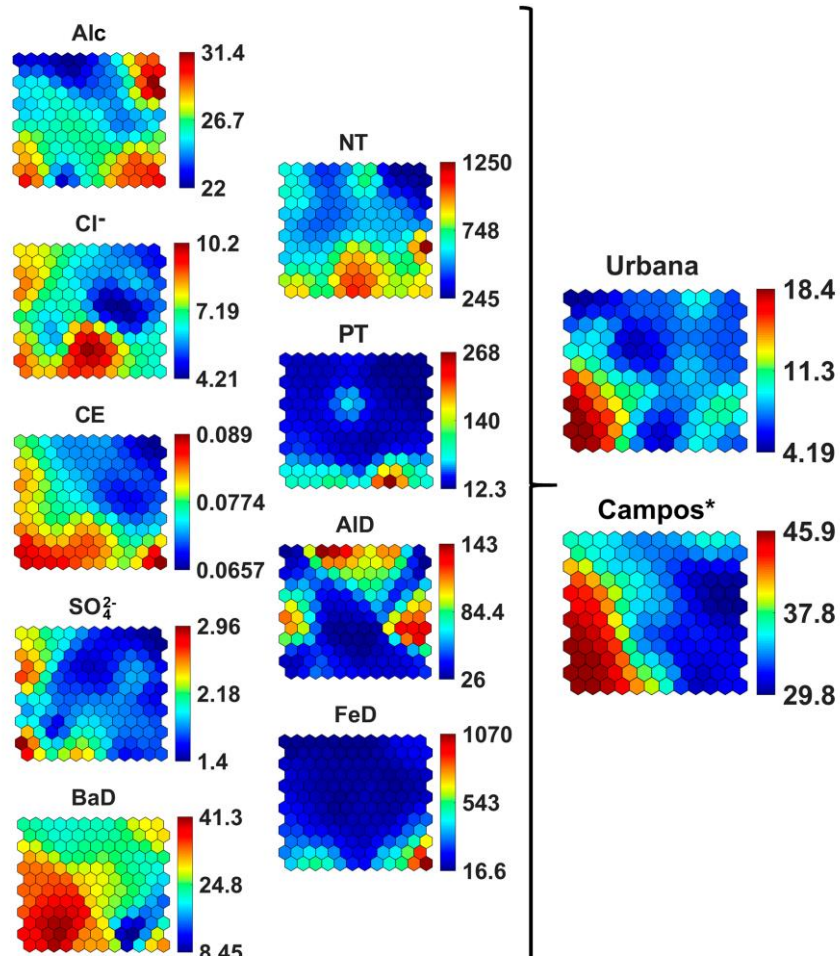
Tabela 21 - Dados dos perfis verticais medidos com sonda multiparâmetro

Ponto	F ¹	T (° C)		pH			DO (mg L ⁻¹)		EC (µS cm ⁻¹)		TURB (NTU)		Eh (mV)	
	(m)	S ²	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	
P1-T	4	27,1	24,7	8,3	7,8	6,8	7,8	82	80	19,6	33,4	369	390	
P2-T	4	26,8	25,9	7,9	7,7	6,3	6,6	77	76	12,5	28,7	388	397	
P3-T	8	25,4	22,6	7,5	6,4	6,6	3,2	72	73	17,8	21,0	371	421	
P4-T	2,5	26,2	24,1	7,3	7,4	7,8	7,9	73	70	14,3	16,7	355	456	
P5-T	10	24,3	22,9	7,9	6,2	6,5	3,8	72	72	19,5	16,4	414	456	
P6-T	10	24,2	22,9	7,2	6,7	1,0	6,1	71	72	20,3	17,2	418	447	
P7-T	14	23,4	23,0	6,8	6,0	10,2	5,1	70	71	16,7	12,4	325	395	
P1-U	5	22,4	21,7	6,7	6,3	5,6	4,2	81	82	12,2	11,0	471	495	
P2-U	6	23,9	23,3	7,1	6,5	6,3	4,9	75	75	16,2	14,3	475	493	
P3-U	7	24,3	24,2	7,4	6,6	7,6	8,9	71	72	13,9	14,9	463	479	
P4-U	4	24,9	23,5	7,2	6,7	6,4	5,2	71	71	9,2	9,1	414	437	
P5-U	11	24,1	23,8	7,1	6,9	6,0	4,7	67	69	8,5	12,0	416	456	
P6-U	14	24,0	23,8	7,2	6,5	6,72	5,4	68	68	12,6	6,6	391	421	
P7-U	14	24,1	23,7	6,8	7,2	8,3	5,0	66	68	8,9	8,5	413	337	
P1-V	5	17,9	16,3	8,4	6,6	6,9	7,7	80	84	10,6	13,4	393	452	
P2-V	6	18,3	17,2	8,2	6,8	5,6	5,1	68	69	10,8	10,9	424	472	
P3-V	4	17,7	16,7	7,8	7,3	5,9	5,7	63	58	11,4	12,4	390	411	
P4-V	10	19,0	17,4	7,4	6,0	5,4	3,6	66	68	6,3	ND	440	424	
P5-V	13	18,5	17,3	7,7	6,2	6,5	5,2	67	68	12,5	ND	458	507	
P6-V	13	18,2	17,3	7,8	6,5	5,5	4,7	67	68	9,9	9,1	375	427	
P7-V	13	17,9	17,3	6,7	7,3	6,4	5,3	67	67	10,3	9,4	371	366	
P1-W	2,5	21,3	19,9	7,8	6,3	6,2	5,5	93	88	22,8	31,4	367	413	
P2-W	3	22,3	21,6	8,5	7,5	5,7	4,5	85	85	24,9	29,9	329	357	
P3-W	1,7	22,7	22,1	8,9	8,9	5,7	5,5	74	73	23,9	22,5	310	306	
P4-W	6	22,2	21,7	8,4	6,9	5,0	4,9	73	72	22,9	18,2	320	388	
P5-W	10	22,0	20,6	7,9	5,8	5,5	1,4	70	73	18,9	13,6	291	356	
P6-W	13	21,8	19,4	7,9	6,0	5,7	1,1	70	87	16,8	4,6	281	46	
P7-W	14	21,5	18,9	6,3	6,3	5,6	1,2	70	88	19,3	3,7	436	70	
P1-X	2,5	23,5	22,5	6,8	6,4	5,3	4,5	88	85	16,7	14,4	402	415	
P2-X	4	26,1	23,6	8,7	7,6	6,7	6,6	85	83	24,1	35,5	328	363	
P3-X	2	27,9	27,1	8,2	8,1	5,3	5,4	79	78	20,1	28,0	319	327	
P4-X	7	24,6	22,9	8,8	6,6	7,5	4,3	78	77	19,6	20,4	314	405	
P5-X	11	24,6	22,9	7,3	6,5	6,7	3,9	74	73	19,5	15,4	408	416	
P6-X	13	24,4	24,1	7,2	7,0	5,5	5,5	73	73	23,0	17,5	407	417	
P7-X	13	24,2	23,3	6,9	6,5	5,9	4,8	72	72	16,9	17,6	375	416	
P1-Y	3	27,0	24,7	8,1	6,1	8,9	5,9	81	93	15,4	13,4	338	407	
P2-Y	5	27,8	23,8	8,4	5,7	7,8	3,0	78	84	17,4	13,0	307	406	
P3-Y	2	27,6	27,1	8,0	8,0	9,7	8,5	73	74	16,0	19,1	333	329	
P4-Y	10	27,3	23,7	8,0	5,8	8,0	1,7	76	97	20,1	8,7	332	72	
P5-Y	9	27,2	24,2	7,5	5,7	7,4	3,1	75	77	19,4	10,9	288	376	
P6-Y	12	27,0	23,8	7,3	5,6	7,5	1,5	73	85	16,4	10,1	306	110	
P7-Y	13	27,1	23,9	7,5	5,5	6,4	1,6	73	78	17,6	10,6	386	238	
P1-Z	3	21,3	21,3	7,0	6,7	5,2	5,0	85	85	11,7	23,5	395	415	
P2-Z	3	22,4	22,5	7,2	6,9	5,4	4,8	87	87	19,1	23,4	397	412	
P3-Z	3	22,8	22,7	7,9	7,8	6,1	6,0	87	87	21,3	23,4	394	398	
P4-Z	8	23,0	22,5	8,3	7,3	6,6	5,1	87	87	25,9	18,7	375	409	
P5-Z	7	22,4	22,3	8,2	8,1	5,1	5,1	81	81	18,5	17,9	303	293	
P6-Z	8,5	22,4	22,4	7,9	7,4	5,7	5,5	80	80	18,0	18,4	429	439	
P7-Z	13	22,5	21,4	8,4	6,7	7,8	3,7	79	79	17,8	10,7	446	479	

Fonte: Autoria própria. Onde: ¹ Fundo, amostras coletadas na camada inferior; ² Superfície.

A distribuição do SOM no mapa de variáveis (Figura 18b) também fornece informações sobre as relações entre a qualidade da água e as proporções de uso da terra. CE, alcalinidade, Cl^- , SO_4^{2-} e Ba (também NT, PT, Al e Fe, com concentrações médias), por exemplo, podem ser relacionados às áreas de campo ou áreas urbanas (ver cores vermelhas no mapa dessas variáveis, correspondentes a intensidades mais elevadas para esses usos da terra, Figura 18b e detalhamento visual Figura 30). A maioria dessas variáveis estão relacionadas à descarga de esgoto em áreas urbanas. Além disso, Al e Fe também podem originar-se da lixiviação dos solos da bacia. Particularmente, Al e Fe dissolvidos (AID e FeD) estavam acima dos limites definidos na legislação brasileira ($100 \mu\text{g L}^{-1}$ e $300 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente) em algumas amostras dos pontos P1, P2, P4, P5, P6 e P7 (por exemplo, $485 \mu\text{g L}^{-1}$ na camada superior em P1 em dezembro de 2017; Tabela 18). Alguns altos valores desses metais na camada inferior (F) foram relacionados à dissolução sob condições redutoras.

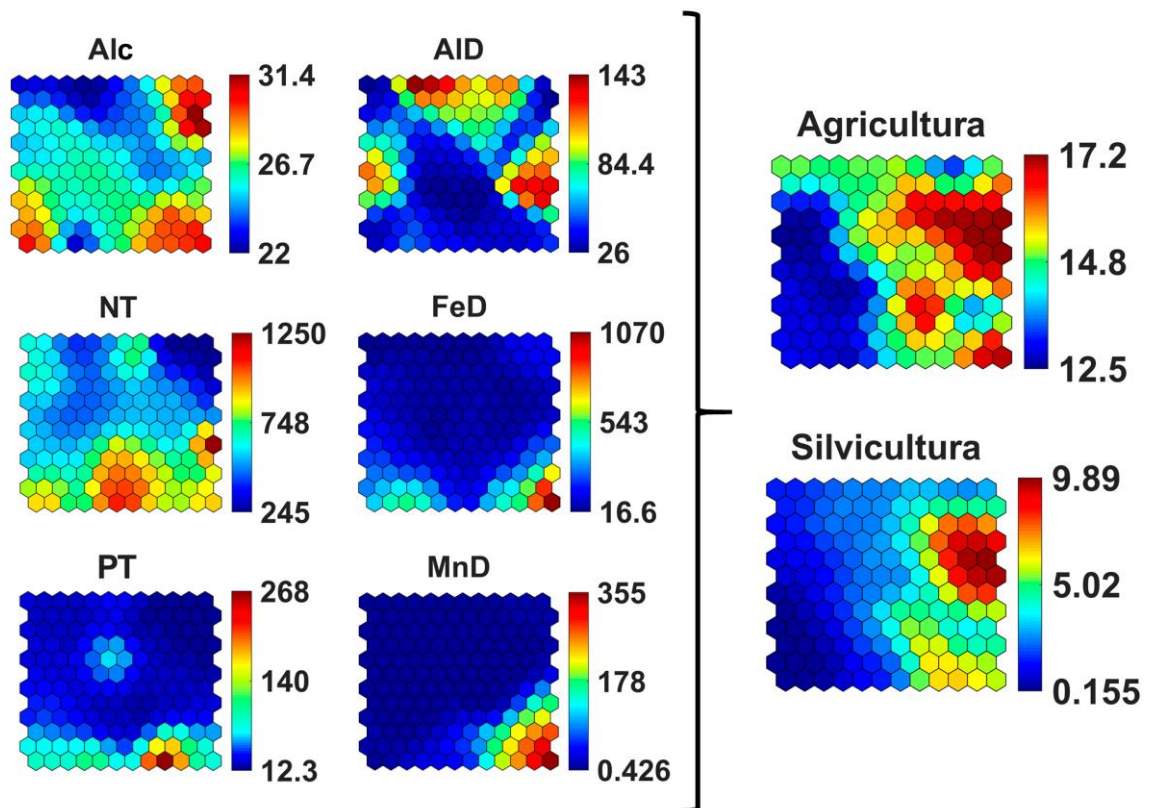
Figura 30 – Detalhamento visual - relações entre qualidade da água e proporções de uso da terra - SOM



Fonte: Autoria própria.

Alcalinidade, NT, PT, Al, Fe e Mn também estão relacionados às áreas agrícolas e de silvicultura (Figura 18b e detalhamento visual Figura 31). Além disso, NT e PT podem estar relacionados à aplicação de fertilizantes e à subsequente lixiviação dos solos para o reservatório (especialmente em P1, P5, P6 e P7). Salles et al. (2008) relataram que o aumento do desmatamento na bacia pode aumentar a lixiviação desses solos, apoiando assim os resultados do SOM, apresentado aqui. As áreas desmatadas podem ser convertidas em novas pastagens (campos) ou áreas agrícolas, contribuindo para esse processo. Este fato é apoiado por uma correlação positiva entre gramíneas/pastagens, AIT e FeT (0,46 entre gramíneas/pastagens e AIT e 0,43 entre gramíneas/pastagens e FeT, Tabela 17).

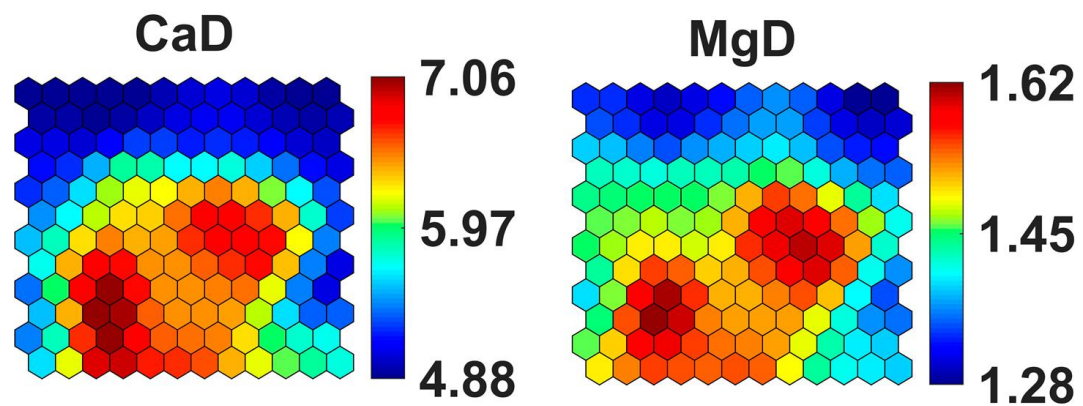
Figura 31 – Detalhamento visual - relações entre qualidade da água e proporções de uso da terra - SOM



Fonte: Autoria própria.

Algumas das relações observadas na SOM também indicaram uma correlação entre as variáveis. Por exemplo, CaD e MgD foram altamente correlacionados (0,94, Tabela 17) e o mapa das variáveis de ambos os metais são semelhantes, indicando essa relação (Figura 18b e detalhamento visual, Figura 32). Essa forte correlação, provavelmente, decorre de uma origem litológica semelhante (GONTIJO et al., 2014).

Figura 32 – Detalhamento visual – correlação entre variáveis - SOM



Fonte: Autoria própria.

Outros metais como Cu, Cr e Zn (Tabela 22) também podem ser problemáticos para a qualidade da água, mas foram quantificados em baixas quantidades em todos os locais durante todos os períodos investigados (Cu <5 $\mu\text{g L}^{-1}$; Cr <15 $\mu\text{g L}^{-1}$; Zn <25 $\mu\text{g L}^{-1}$).

Tabela 22 - Dissolvido (D) e total (T) Cu, Cr e Zn, medidos em Itupararanga

Ponto	Fundo ¹ (m)	CuD ($\mu\text{g L}^{-1}$)		CuT ($\mu\text{g L}^{-1}$)		CrD ($\mu\text{g L}^{-1}$)		CrT ($\mu\text{g L}^{-1}$)		ZnD ($\mu\text{g L}^{-1}$)		ZnT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	
		S ²	F ¹	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F
P1-T	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3,5	<LQ	4,7	5,2	3,0	15,3	10,7	10,1
P2-T	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3,2	<LQ	5,3	4,5	5,8	<LQ	17,3	<LQ
P3-T	8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3,4	<LQ	5,3	3,8	<LQ	<LQ	<LQ	2,8
P4-T	2,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4,8	<LQ	4,4	4,0	9,9	3,2	13,4	5,2
P5-T	10	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	5,9	3,9	<LQ	2,2	<LQ	11,6
P6-T	10	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4,0	<LQ	4,1	4,0	<LQ	8,1	<LQ	7,2
P7-T	14	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3,7	3,4	4,1	4,2	4,0	<LQ	6,4	<LQ
P1-U	5	2,5	<LQ	4,2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	6,0	2,6	7,7	3,9
P2-U	6	<LQ	2,6	<LQ	3,8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	6,0	7,7	11,7	24,8
P3-U	7	<LQ	<LQ	<LQ	4,1	<LQ	<LQ	<LQ	1,9	<LQ	12,7	6,0	14,7
P4-U	4	<LQ	<LQ	<LQ	3,4	<LQ	<LQ	0,4	1,9	<LQ	7,8	3,3	19,2
P5-U	11	2,7	<LQ	2,7	2,6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	5,1	<LQ	11,9	18,6
P6-U	14	<LQ	<LQ	<LQ	2,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,4	2,6	13,3
P7-U	14	2,4	2,9	2,7	4,7	<LQ	<LQ	0,2	<LQ	3,3	<LQ	3,9	7,7
P1-V	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,8	<LQ	12,5	9,0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P2-V	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,5	<LQ	0,7	0,2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P3-V	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P4-V	10	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P5-V	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,9	<LQ	1,1	0,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P6-V	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	2,3	<LQ	1,1	1,0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P7-V	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	2,2	<LQ	1,2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P1-W	2,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	2,6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P2-W	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,7	11,6
P3-W	1,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P4-W	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P5-W	10	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,7	<LQ	<LQ	3,9	<LQ	2,8
P6-W	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P7-W	14	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P1-X	2,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,2
P2-X	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P3-X	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P4-X	7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	10,7	<LQ	6,1
P5-X	11	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P6-X	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P7-X	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P1-Y	3	ND	ND	0,9	1,2	ND	ND	0,5	0,6	0,01	0,02	<LQ	<LQ
P2-Y	5	ND	ND	1,5	1,3	ND	ND	0,5	0,4	0,02	0,04	<LQ	0,03
P3-Y	2	ND	ND	1,4	1,0	ND	ND	0,7	0,4	0,02	0,02	<LQ	0,01
P4-Y	10	ND	ND	0,5	1,6	ND	ND	0,5	0,9	0,07	0,06	0,01	0,01
P5-Y	9	ND	ND	0,6	4,7	ND	ND	0,3	0,6	0,05	0,12	<LQ	0,02
P6-Y	12	ND	ND	<LQ	1,4	ND	ND	0,3	0,6	0,05	0,09	0,01	0,01
P7-Y	13	ND	ND	<LQ	ND	ND	ND	0,3	1,5	0,05	0,08	<LQ	ND
P1-Z	3	ND	ND	1,0	ND	ND	ND	0,8	ND	ND	ND	0,02	ND
P2-Z	3	ND	ND	1,3	ND	ND	ND	0,6	ND	0,01	ND	0,01	ND
P3-Z	3	ND	ND	0,9	0,7	ND	ND	<LQ	0,6	<LQ	<LQ	<LQ	0,04
P4-Z	8	ND	ND	0,5	0,6	ND	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,03
P5-Z	7	ND	ND	0,6	1,4	ND	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P6-Z	8,5	ND	ND	0,9	0,8	ND	ND	<LQ	0,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P7-Z	13	ND	ND	0,5	ND	ND	ND	<LQ	ND	<LQ	<LQ	<LQ	ND

Fonte: Autoria própria. Onde: ¹ Fundo, amostras coletadas na camada inferior; ² Superfície.

Legislação Brasileira: CuD: $9 \mu\text{g L}^{-1}$; CrT: $50 \mu\text{g L}^{-1}$; ZnT: $180 \mu\text{g L}^{-1}$. Os limites estão relacionados às águas da classe 2, que podem ser utilizadas para o abastecimento de água após tratamento convencional, recreação, pesca e irrigação (BRASIL 2005).

Estudos anteriores mostraram que o reservatório de Itupararanga enfrentou uma deterioração progressiva na qualidade de suas águas nas últimas duas décadas (BEGHELLI et al., 2016; TANIWAKI et al., 2013). Com base no índice de estado trófico (IET), o reservatório foi classificado como oligotrófico em 2007, mesotrófico em 2008, supereutrófico em 2011 e eutrófico em 2018 (FRASCARELI et al., 2018; ROSA et al., 2015; TANIWAKI et al., 2011). O IET médio deste estudo apresentou valores maiores em locais próximos ao principal tributário (P1-P2), onde o IET variou de 53,2 a 58,8. Isso corresponde a condições eutróficas ou supereutróficas para a maioria das amostras. Uma tendência decrescente do IET para a barragem (P7) (Figura 17) também foi observado neste estudo. No geral, o estado trófico do reservatório apresentou-se mais próximo de condições mesotróficas para a maioria das amostras (por exemplo, IET atingiu um mínimo de 50,9 no P7 em outubro 2017). Essa observação indica que particularmente P1 recebe insumos orgânicos, apoiando a discussão anterior de que alguns influxos são, provavelmente, impactados pela descarga de esgoto. No entanto, a diminuição do IET na extensão longitudinal do reservatório de Itupararanga mostra que ele possui uma função de autodepuração (sedimentação). De fato, alguns autores apontam que os reservatórios geralmente têm uma heterogeneidade espacial na produtividade do fitoplâncton devido a um influxo substancial de entrada, contribuindo para o maior IET em áreas ribeirinhas como P1 (KIMMEL; GROEGER, 1984).

A limitação de P tem sido comumente relatada em águas tropicais/subtropicais, pelo menos desde 1980 (GIANESELLA-GALVÃO, 1985). Beghelli et al. (2016) mostraram que, ao longo de 15 anos (2000 a 2014) o NT do reservatório de Itupararanga foi menor quando comparado aos lagos naturais tropicais e subtropicais. Além disso, NT foi o nutriente limitante com uma co-limitação pelo PT para o crescimento do fitoplâncton até 2010. Após essa limitação, o PT foi dominante nos últimos 5 anos analisados. Isso foi confirmado por nosso estudo, que a aplicação do método Redfield mostrou que para 92% das amostras coletadas no reservatório, P resultou como nutriente limitante.

6 CONCLUSÕES

Este estudo analisou a qualidade da água do reservatório de Itupararanga usando a análise de SOM. Processos biogeoquímicos ocorrendo no reservatório, tais como a dessorção de Fe, Mn e P de sedimentos para águas hipolimnéticas e crescimento de algas (apoiado por dados de Cl-a) puderam ser explicados com a interpretação do SOM. Além disso, o SOM apontou possíveis fatores que contribuem para a eutrofização acelerada do reservatório com o apoio dos dados do IET. As amostras foram divididas em 17 grupos diferentes, onde a heterogeneidade espacial e sazonalidade nas características das amostras puderam ser extraídas. A técnica suportada pelos perfis físico-químicos indicou que o reservatório apresentou estratificação sazonal bem definidas em outubro e março e microestratificações que podem ser facilmente quebradas pelo vento e nos períodos mais frios (em julho e agosto). Isto foi claramente visualizado nos mapas de Kohonen e é aplicável a outros reservatórios.

Análises de SOM apoiadas por dados do fluxo principal indicaram que as áreas urbanas estão impactando a qualidade da água dos locais a montante no reservatório (P1 e P2). Esses locais foram classificados como eutróficos e tendendo à oligotrofia em direção à barragem (P7). No entanto, o SOM apresentado aqui, com o apoio de dados do IET, também indicou sinais de eutrofização em locais próximos à barragem (P5, P6, P7). Fe, Mn e P foram detectados em maiores concentrações em F durante os períodos de estratificação. Aportes orgânicos mais elevados provenientes de influxos menores também podem ter contribuído para a degradação dessas áreas.

Além das influências das áreas urbanas, o SOM indicou que gramíneas e áreas de pastagem, também podem contribuir para insumos de metais, como Al e Fe no reservatório. Isso resulta em concentrações acima dos limites definidos pela legislação brasileira (BRASIL, 2005). As terras agrícolas ao redor do Reservatório de Itupararanga, provavelmente, contribuem para a entrada de NT e PT em grandes quantidades, em alguns locais (P5, P6 e P7) afetando a qualidade da água em áreas próximas à barragem.

No geral, os resultados mostraram que a técnica de SOM pode auxiliar na análise de processos biogeoquímicos que ocorrem nos reservatórios, além de relações entre variáveis de uso da terra e qualidade da água. Essa técnica pode delinear as áreas e os problemas mais críticos que são responsáveis por comprometer

a qualidade da água nos reservatórios, o que pode contribuir para as políticas de manejo e conservação. As análises de SOM apresentadas aqui também forneceram informações sobre o comportamento sazonal do reservatório, contribuindo assim para uma melhor compreensão dos padrões de estratificação e dos processos biogeoquímicos relacionados. Deve ser mencionado que a base para interpretações precisas e significativas de SOM para gerenciamento de reservatórios é um monitoramento regular e ajustado da qualidade da água.

7 REFERÊNCIAS

- AFED ULLAH, K., JIANG, J., & WANG, P. (2018). Land use impacts on surface water quality by statistical approaches. *Global Journal of Environmental Science and Management*, v. 4(2), p. 231-250. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.02.010>
- AGUILERA, P.A., FRENICH, A.G., TORRES, J.A., CASTRO, H., VIDAL, J.L.M., CANTON, M. (2001). Application of the Kohonen neural network in coastal water management: methodological development for the assessment and prediction of water quality. *Water Research*, v. 35, p. 4053–4062. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00151-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00151-8)
- ALHONIEMI, E., HIMBERG, J., PARHANKANGAS, J., & VESANTO, J. (2000). SOM Toolbox. Retrieved from <http://www.cis.hut.fi/>
- AZEVEDO, A. C. G; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L. (2008). Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, n. 3, p. 870-877. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000300022>.
- BAE, M. J., LI, F., VERDONSCHOT, P. F. M., PARK, Y. S. (2013). Characterization of ecological exergy based on benthic macroinvertebrates in lotic ecosystems. *Entropy*, v. 15, p. <https://doi.org/10.3390/e15062319>
- BAXTER, R. M. (1977). Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 8, p. 255-283.
- BECKER, V.; CARDOSO, L. S.; HUSZAR, V. L. M. (2009). Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Ecology*, v. 43, p. 285–293. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9164-0>
- BEGHELLI, F. G. S., FRASCARELI, D., POMPÊO, M. L. M., & MOSCHINI-CARLOS, V. (2016a). Trophic State Evolution over 15 Years in a Tropical Reservoir with Low Nitrogen Concentrations and Cyanobacteria Predominance. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 227(3), p. 95. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2795-1>
- BEGHELLI, F. G. S., POMPÊO, M. L. M., PÁSCOLI, M., LIRA, V. S., LIMA, R. D., & MOSCHINI-CARLOS, V. (2016b). Can a one-sampling campaign produce robust results for water quality monitoring? A case of study in Itupararanga reservoir, SP, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 28. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X3115>
- BERTONE, E.; STEWART, R.A.; ZHANG, H.; O'HALLORAN, K. (2015) Analysis of the mixing processes in the subtropical Advancetown Lake, Australia. *Journal of Hydrology*, v. 522, p. 67-79. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.12.046>
- BIANCHINI, I., FUSHITA, Â. T., & CUNHA-SANTINO, M. B. (2019). Evaluating the retention capacity of a new subtropical run-of-river reservoir. *Environmental monitoring and assessment*, v. 191(3), p.161. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7295-5>

- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. (2013). Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>
- BETANCOURT, C., JORGE, F., SUÁREZ, R., BEUTEL, M., & GEBREMARIAM, S. (2010). Manganese sources and cycling in a tropical eutrophic water supply reservoir, Paso Bonito Reservoir, Cuba. *Lake and Reservoir Management*, v. 26(3), p. 217-226. <https://doi.org/10.1080/07438141.2010.519856>
- BOEHRER, B.; SCHULTZE, M. (2008). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, v. 46(2). <https://doi.org/10.1029/2006rg000210>
- BOSTRÖM, B.; ANDERSEN, J.; FLEISCHER, S.; JANSSON, M. (1988). Exchange of phosphorus across the sediment–water interface. *Hydrobiologia*, v. 170, p. 229–244
- BRAGA, A.; LUDERMIR, T. B.; CARVALHO, A. C. P. de L. F. (2000). Redes Neurais Artificiais teoria e aplicações, Rio de Janeiro: LTC – Livros Técnicos e Científicos Editora S.A.
- BRANCO, C. W. C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; SOUSA-FILHO, I. F.; GUARINO, A. W. S.; ROCHA, R. J. (2009). Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, v. 14(3), p. 175-191. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2009.00403.x>
- BRASIL (2005). CONAMA Resolution No 357 from 17th March 2005. Retrieved from <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; & WAN, J. (2014). Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, v. 41, p. 187-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.003>
- CARLSON, R. E. (1977). A trophic state index for lakes1. *Limnology and Oceanography*, v. 22(2), p. 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- CASALI, S. P.; SANTOS, A. C. A. D.; FALCO, P. B. D.; CALIJURI, M. D. C. (2017). Influence of environmental variables on saxitoxin yields by *Cylindrospermopsis raciborskii* in a mesotrophic subtropical reservoir. *Journal of Water & Health*, v. 15(4), p. 509-518. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.266>
- CASAMITJANA, X.; SERRA, T.; COLOMER, J.; BASERBA, C.; PÉREZ-LOSADA, J. (2003). Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. *Hydrobiologia*, v. 504(1), p. 21-28. <https://doi.org/10.1023/b:hydr.0000008504.61773.77>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo, 2016. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasInteriores_2017_02-06_VF.pdf >. Acesso em: 22 Jul. 2019.

CHEN, S. N.; SANFORD, L. P. (2009). Axial Wind Effects on Stratification and Longitudinal Salt Transport in an Idealized, Partially Mixed Estuary. *Journal of Physical Oceanography*, v. 39(8), p. 1905-1920. <https://doi.org/10.1175/2009jpo4016.1>

CHON, T. S.; PARK, Y. S.; MOON, K. H.; CHA, E. Y. (1996). Patternizing communities by using an artificial neural network. *Ecological Modelling*, v. 90, p. 69-78. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00148-4](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00148-4)

ÇINAR, O.; MERDUN, H. (2009). Application of an unsupervised artificial neural network technique to multivariant surface water quality data. *Ecological Research*, v. 24(1), p. 163-173. <https://doi.org/10.1007/s11284-008-0495-z>

CONCEIÇÃO, F. T. D.; SARDINHA, D. D. S.; NAVARRO, G. R. B.; ANTUNES, M. L. P.; ANGELUCCI, V. A. (2011). Composição química das águas pluviais e deposição atmosférica anual na bacia do Alto Sorocaba (SP). *Química Nova*, v. 34, p. 610-616. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000400011>

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. D. (2011). Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. *Lake and Reservoir Management*, v. 27(2), p. 162-172. <https://doi.org/10.1080/07438141.2011.574974>

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. D. C. (2011). Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, p. 822-831. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000400009>

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. D. C.; LAMPARELLI, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

DAVISON, W. (1993). Iron and manganese in lakes. *Earth-Science Reviews*, v. 34(2), p. 119-163. [https://doi.org/10.1016/0012-8252\(93\)90029-7](https://doi.org/10.1016/0012-8252(93)90029-7)

de MIRANDA, E. E. (2005). Brasil em Relevo. Retrieved from www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/

DESPAGNE, F.; MASSART, D. L. (1998). Neural networks in multivariate calibration. *Analyst*, v. 123, p. 157-178. <https://doi.org/10.1039/A805562I>

DORJSUREN, B.; YAN, D.; WANG, H.; CHONOKHUU, S.; ENKHBOLD, A.; YIRAN, X.; GIRMA, A.; GEDEFAW, M.; ABIYU, A. (2018). Observed Trends of Climate and River Discharge in Mongolia's Selenga Sub-Basin of the Lake Baikal Basin. *Water*, v. 10, p. 1436. <https://doi.org/10.3390/w10101436>

ELÇI, Ş. (2008). Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology*, v. 9(2), p. 135-142. <https://doi.org/10.1007/s10201-008-0240-x>

ESPÍNDOLA, E. L. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; TUNDISI, J. G. (2000). Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Brazilian Journal of Biology*, v. 60, n. 2, p. 179-194. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71082000000200001>

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de Limnologia, Rio de Janeiro: Interciência, 3ª ed., 2011.

FERNEDA, E. (2006). Redes neurais e sua aplicação em sistemas de recuperação de informação. *Ciência da Informação*, Brasília, v. 35, n. 1, p. 25-30. <https://doi.org/10.1590/S0100-19652006000100003>

FILIK ISCEN, C.; EMIROGLU, Ö.; ILHAN, S.; ARSLAN, N.; YILMAZ, V.; AHISKA, S. (2008). Application of multivariate statistical techniques in the assessment of surface water quality in Uluabat Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 144(1), p. 269-276. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9989-3>

FOODY, G.M. (1999). Applications of the self-organising feature map neural network in community data analysis. *Ecological Modelling*, v. 120(2-3), p. 97–107. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00094-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00094-0)

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. D. S.; SILVA, S. C. D.; CARLOS, V. M. (2015). Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, p. 770-781. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1715>

FRASCARELI, D., CARDOSO-SILVA, S., DE OLIVEIRA SOARES-SILVA MIZAE, J., ROSA, A. H., POMPEO, M. L. M., LOPEZ-DOVAL, J. C., & MOSCHINI-CARLOS, V. (2018). Spatial distribution, bioavailability, and toxicity of metals in surface sediments of tropical reservoirs, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190(4), p.190-199. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6515-8>

GÄCHTER, R.; MEYER, J. S. (1993). The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, v. 253, p. 103–121. <https://doi.org/10.1007/BF00050731>

GAMBLE, A.; BABBAR-SEBENS, M. (2012). On the use of multivariate statistical methods for combining in-stream monitoring data and spatial analysis to characterize water quality conditions in the White River Basin, Indiana, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184(2), p. 845-875. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2005-y>

- GARCIA, J. S.; DA SILVA, G. A.; ARRUDA, M. A. Z.; & POPPI, R. J. (2007). Application of Kohonen neural network to exploratory analyses of synchrotron radiation x-ray fluorescence measurements of sunflower metalloproteins. *X-Ray Spectrometry*, v. 36(2), p. 122-129. <https://doi.org/10.1002/xrs.950>
- GARDNER W. S.; YANG L.; COTNER J. B.; JOHENGEN T. H.; LAVENTYEV P. J. (2001). Nitrogen dynamics in sandy freshwater sediments (Saginaw Bay, Lake Huron). *Journal of Great Lakes Research*, v. 27, p. 84–97. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(01\)70624-7](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(01)70624-7)
- GERHARDT, A. (1995). Joint and single toxicity of Cd and Fe related to metal uptake in the mayfly *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta). *Hydrobiologia*, v. 306(3), p. 229-240. <https://doi.org/10.1007/bf00017693>
- GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. (1985). Primary production in ten reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 122(1), p. 81-88. <https://doi.org/10.1007/bf00018962>
- GONTIJO, E. S. J.; OLIVEIRA, F. S. D.; FERNANDES, M. L.; DA SILVA, G. A.; ROESER, H. M. P.; FRIESE, K. (2014). Application of a multivariate exploratory analysis technique in the study of dissolved organic matter and metal ions in waters from the eastern quadrilátero ferrífero, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 25, p. 208-218. <http://dx.doi.org/10.5935/0103-5053.20130285>
- GONTIJO, E. S. J.; WATANABE, C. H.; MONTEIRO, A. S. C.; DA SILVA, G. A.; ROESER, H. M. P.; ROSA, A. H.; FRIESE, K. (2017). Effects of Fe(III) and quality of humic substances on As(V) distribution in freshwater: Use of ultrafiltration and Kohonen neural network. *Chemosphere*, v. 188, p. 208-217. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.143>
- GONZÁLEZ, E. J.; ORTAZ, M.; PEÑAHERRERA, C.; DE INFANTE, A. (2004). Physical and chemical features of a tropical hypertrophic reservoir permanently stratified. *Hydrobiologia*, v. 522(1), p. 301-310. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000029983.53568.d2>
- GREENBERG, A. E.; CLERESCI, L. S.; EATON, A. D. (Eds.). (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21^a ed.). Washington, D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- GUYON, I. (1991). Neural networks and applications tutorial. *Physics Reports*, v. 17, n. 3, p. 215-259. [https://doi.org/10.1016/0370-1573\(91\)90146-D](https://doi.org/10.1016/0370-1573(91)90146-D)
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletrônica*, v. 4(1), p. 1-9.
- HAYKIN, S. *Redes Neurais - Princípios e prática*. 2 ed.; BOOKMAN: PORTO ALEGRE, 2001.

HENRY, R. A variabilidade de alguns fatores físicos e químicos da água e implicações para amostragem: estudos de caso em quatro represas do estado de São Paulo. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Amostragem em limnologia. São Carlos: RiMa. (2004). p. 245-262.

HENRY, R.; TUNDISI, J.G.; CALIJURI, M. C.; IBAÑEZ, M.S.R. (1997). A comparative Study of Thermal Structure, Heat Content and Stability of Stratification in There Lakes. In: Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil. São Paulo: *Brazilian Academy of Science*, p. 528.

HOPFIELD, J. J. (1982). Neural networks and physical systems with emergent collective computational abilities. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA*. v. 79, n. 8, p. 2554-2558. <https://doi.org/10.1073/pnas.79.8.2554>

HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. F.; ROLAND, F.; COLE, J. (2006). Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? In L. A. Martinelli & R. W. Howarth (Eds.), *Nitrogen Cycling in the Americas: Natural and Anthropogenic Influences and Controls* (pp. 239-250). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5517-1_11

JOHNSON, L.; RICHARDS, C.; HOST, G.; ARTHUR, J. (1997). Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, v. 37(1), p. 193-208. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-539.x>

KALTEH, A. M.; HJORTH, P.; BERNDTSSON, R. (2008). Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: Analysis, modelling and application. *Environmental Modelling & Software*, v. 23(7), p. 835-845. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.10.001>

KANG, J. H.; LEE, S. W.; CHO, K. H.; KI, S. J.; CHA, S. M.; KIM, J. H. (2010). Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Research*, v. 44, p. 4143-4157, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.009>

KELLNER, E.; MOREIRA, J. F. V.; PIRES, E. C. (2009). Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teorica. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 1, p. 129–138. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522009000100014>

KERIMOGLU, O.; RINKE, K. (2013). Stratification dynamics in a shallow reservoir under different hydro-meteorological scenarios and operational strategies. *Water Resources Research*, v. 49, p. 7518-7527. <https://doi.org/10.1002/2013WR013520>

KIMMEL, B. L.; GROEGER, A. W. (1984). Factors controlling primary production in lakes and reservoirs: a perspective. *Lake and Reservoir Management*, v. 1(1), p. 277-281. <https://doi.org/10.1080/07438148409354524>

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F.E. Reservoir limnology: ecological perspectives. New York: John Wiley, 1990, p.133-193.

KOHONEN, T., (2001). *Self-Organizing Maps*. Springer, Berlin.

KOHONEN, T., MAKISARA, K., SARAMAKI, T., 1984. Phonotopic maps - insightful representation of phonological features for speech recognition. In: Proceedings of 7ICPR, International Conference on Pattern Recognition, CA. IEEE Computer Soc. Press, Los Alamitos, pp. 182–185.

KOROLEFF, F. (1976). Determination of Nutrients. In: Grasshof, E. and Kremling, E., Eds., *Methods the Seawater Analysis*, Verlag Chemie Weinhein, New York.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15(3), p. 259-263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 238f. *Tese (Doutorado)* - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LAMPERT, W. and SOMMER, U., 1997. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. New York: Oxford University Press. 382p.

LEE, S. W.; HWANGS, S. J.; LEE, S. B.; HWANGS, H. S.; SUNG, H. C. (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, v. 92, p. 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.02.008>

LEMLEY, A. T.; SCHWARTZ, J. J.; WAGENET, L. P. (2005). Iron and manganese in household drinking water. *Water Treatment Notes*, Cornell Cooperative Extension, College of Human Ecology, Fact Sheet 6, January 1999.

LEWIS JR, W. M. (1987). Tropical Limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 18(1), p. 159-184. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.001111>

LEWIS JR, W. M. (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, v. 5(1), p. 35-48. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2000.00091.x>

LI, T.; SUN, G.; YANG, C.; LIANG, K.; MA, S.; HUANG, L. (2018). Using self-organizing map for coastal water quality classification: Towards a better understanding of patterns and processes. *Science of the Total Environment*, v. 628-629, p. 1446-1459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.163>

LUTHER, G. W.; GLAZER, B.; MA, S.; TROUWBORST, R.; SHULTZ, B. R.; DRUSCHEL, G.; KRAIYA, C. (2003). Iron and Sulfur Chemistry in a Stratified Lake: Evidence for Iron-Rich Sulfide Complexes. *Aquatic Geochemistry*, v. 9(2), p. 87-110. <https://doi.org/10.1023/b:aqua.0000019466.62564.94>

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. (1978). *Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists*. (Vol. 36): Freshwater Biological Association.

MARTINELLI, L. A.; KRUSCHE, A. V.; VIGORIA, R. L.; DE CAMARGO, P. B.; BERNARDES, M.; FERRAZ, E. S.; et al. (1999). Effects of Sewage on the Chemical Composition of Piracicaba River, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 110(1), p. 67-79. <https://doi.org/10.1023/a:1005052213652>

MCCULLOCH, W. S.; PITTS, W. H. (1943). A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, n. 5, p.115-133. <https://doi.org/10.1007/BF02478259>.

MEIS, M. R. M.; TUNDISI, J. G. (1986). Geomorphological and Limnological Process as a Base for Lake Typology: The Middle Rio Doce Lake System. *Anais Academia Brasileira de Ciências*, v. 58, p. 103–120.

MELO, D. S., GONTIJO, E. S. J., FRASCARELI, D., SIMONETTI, V. C., MACHADO, L. S., BARTH, J. A. C., et al (2019). Self-organizing maps for evaluation of biogeochemical processes and temporal variations in water quality of subtropical reservoirs. *Water Resources Research*, 55. <https://doi.org/10.1029/2019WR025991>

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. (2002). Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, Porto Alegre, v. 3, p. 33-38.

MINSKY, M. L.; PAPERT, S. A. (1969). *Perceptrons*, MIT Press, Cambridge, MA.

MOORE P.A. & REDDY K.R. (1994). Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *Journal of Environmental Quality*, v. 23, p. 955–964.

MUNGER, Z. W.; SHAHADY, T. D.; SCHREIBER, M. E. (2017). Effects of reservoir stratification and watershed hydrology on manganese and iron in a dam-regulated river. *Hydrological Processes*, v. 31(8), p. 1622-1635. <https://doi.org/10.1002/hyp.11131>

NGOYE, E.; MACHIWA, J. F. (2004). The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 29, p. 1161-1166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2004.09.002>

NIED, A. (2007). Treinamento de redes neurais artificiais baseado em sistemas de estrutura variável com taxa de aprendizado adaptativa. Belo Horizonte, MG. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, Universidade Federal de Minas Gerais.

NOWLIN, W. H.; EVERTS, J. L.; VANNI, M. J. (2005). Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*, v. 50(2), p. 301-322. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01316.x>

- NÜRNBERG, G. K. (1987). A comparison of internal phosphorus loads in lakes with anoxic hypolimnia: laboratory incubation versus in situ hypolimnetic phosphorus accumulation. *Limnology and Oceanography*, v. 32, p. 1160–1164. <https://doi.org/10.4319/lo.1987.32.5.1160>
- NÜRNBERG, G. K.; PETERS, R. H. (1984). Biological availability of soluble reactive phosphorus in anoxic and oxic freshwaters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 41, p. 757–765.
- PADIAL, P. R.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (2009). Heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água do reservatório Rio das Pedras (Complexo Billings, São Paulo). *Revista Ambiente & Água*, v. 4(3), p. 35-53.
- PAERL, H. W.; PAUL, V. J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, v. 46(5), p. 1349-1363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>
- PARK, Y.-S.; CÉRÉGHINO, R.; COMPIN, A.; LEK, S. (2003). Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling*, v. 160, p. 265–280. [doi:10.1016/S0304-3800\(02\)00258-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00258-2)
- PARK, Y.-S.; KWON, Y.-S.; HWANG, S.-J.; PARK, S. (2014). Characterizing effects of landscape and morphometric factors on water quality of reservoirs using a self-organizing map. *Environmental Modelling & Software*, v. 55, p. 214-221. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.031>
- PEDRAZZI, F. J. D. M.; CONCEIÇÃO, F. T. D.; SARDINHA, D. D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; & POMPÊO, M. (2013). Spatial and Temporal Quality of Water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 5(1), p. 64-71. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.51008>
- PERELLO, M. M.; KANE, D. D.; GOLNICK, P.; HUGHES, M. C.; THOMAS, M. A.; CONROY, J. D. (2017). Effects of Local Weather Variation on Water-Column Stratification and Hypoxia in the Western, Sandusky, and Central Basins of Lake Erie. *Water*, v. 9(4), p. 279. <https://doi.org/10.3390/w9040279>
- PICCININI, G. (2004). The First Computational Theory of Mind and Brain: A Close Look at McCulloch and Pitts's "Logical Calculus of Ideas Immanent in Nervous Activity". *Synthese*, v. 141, p. 175-215. <https://doi.org/10.1023/B:SYNT.0000043018.52445.3e>
- PIETERSE, N. M.; BLEUTEN, W.; JORGENSEN, S. E. (2003). Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology*, v. 271(1-4), p. 213-225. [doi:10.1016/S0022-1694\(02\)00350-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00350-5)
- PORTO, M. A. F. Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro. *Tese livre CODência*. USP, São Paulo, 2002. 131p.

REDFIELD, A. C.; KETCHUM, B. H.; RICHARDS, F. A. (1963). The Influence of organisms on the composition of sea water. In M. N. Hill (Ed.), *The sea* (Vol. 2). New York: Interscience.

RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. (2014). Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 104, p. 404-412. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-476620141044404412>

ROSA, A. H.; SILVA, Â. A. M. J.; MELO, C. D. A.; MOSCHINI-CARLOS, V.; GUANDIQUE, M. E. G., et al. (2015). Diagnóstico ambiental e avaliação de uso e ocupação do solo visando a sustentabilidade da represa de Itupararanga, importante área da bacia do médio Tietê *Ecologia de reservatórios e interfaces* (pp. 213-231). São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

ROSENBLATT, F. (1958). The perceptron: A probabilistic model for information storage and organization in the brain. *Psychological Review*, v. 65, n. 6, p. 386-408. <https://doi.org/10.1037/h0042519>

ROTHWELL, J. J.; DISE, N. B.; TAYLOR, K. G.; ALLOTT, T. E. H.; SHCOLEFIELD, P.; DAVIES, H.; NEAL, C. (2010). A special and seasonal assessment of river water chemistry across North West England. *Sciences of the Total Environment*, v. 408, p. 841-855. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.041>

SALAS, H. J.; MARTINO, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-watertropical lakes. *Water Research*, v. 25 (3), p. 341-350. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90015-l](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(91)90015-l)

SALLES, M. D. H.; CONCEIÇÃO, F. T.; ANGELUCCI, V. A.; SIA, R.; PEDRAZZI, F. J. M.; CARRA, T. A.; et al. (2008). Avaliação simplificada de impactos ambientais na Bacia do Alto Sorocaba (SP). *Revista de estudos ambientais*, v. 10(1), 6-20.

SANCHEZ-MARTOS, F.; AGUILERA, P.A.; GARRIDO-FRENICH, A.; TORRES, J.A.; PULIDOBOSCH, A. (2002). Assessment of groundwater quality by means of self-organizing maps: application in a semiarid area. *Environmental Management*, v. 30, p. 716–726. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2746-z>

SARDINHA, D. S.; BONOTTO, D. M.; DA CONCEIÇÃO, F. T. (2010). Weathering rates at Alto Sorocaba basin, Brazil, using U-isotopes and major cations. *Environmental Earth Sciences*, v. 61(5), p. 1025-1036. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0424-7>

SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MORETTO, E. M. (2009). Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 1, p. 1-18. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000100002>

SEAGER, J.; MILNE, I.; MALLETT, M.; SIMS, I. (2000). Effects of short-term oxygen depletion on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.19, p. 2937–2942. <https://doi.org/10.1002/etc.5620191214>

SHEN, Z.; HOU, X.; LI, W.; AINI, G.; CHEN, L.; GONG, Y. (2015). Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: a case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators*, v. 48, p. 417-427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>

SILVA, S. R.; SCHIMIDT, F. (2016). Redução de variáveis de entrada de redes neurais artificiais a partir de dados de análise de componentes principais na modelagem de oxigênio dissolvido. *Química Nova*, v. 39, n. 3, p. 273-278. <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20160024>

SIRONIĆ, A.; BAREŠIĆ, J.; HORVATINČIĆ, N.; BROZINČEVIĆ, A.; VURNEK, M., KAPELJ, S. (2017). Changes in the geochemical parameters of karst lakes over the past three decades—The case of Plitvice Lakes, Croatia. *Applied geochemistry*, v. 78, p. 12-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.11.013>

SLIVA, L.; DUDLEY WILLIAMS, D. (2001). Buffer Zone versus Whole Catchment Approaches to Studying Land Use Impact on River Water Quality. *Water Research*, v. 35(14), p. 3462-3472. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00062-8)

SMITH, W.; PETRERE JR. M.; BARRELLA, W. (2009). The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, p.1015-1025. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000500005>.

SMITH, W. S.; PETRERE, M., JR. (2008). Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, v. 56(4), p. 2005-2020.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN J. P.; JEPPESEN, E. (1999). Internal loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, v. 408/409, p. 145-152.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos – vol.9: Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC/IIIE. 2000. 208p.

STRICHLAND, J. D. H., & PARSONS, T. R. (1960). *A manual of sea water analysis* (Vol. 125). Ottawa: Fisheries Research Board of Canada.

TANIWAKI, R.; ROSA, A. H.; DE LIMA, R.; MARUYAMA, C.; SECCHIN, L., CALIJURI, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (2013). A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. *Interciência*, v. 38(3), p. 164-170.

TAGLIARINI, G. A.; CHRIST, J. F.; PAGE, E. W. (1991). Optimization using neural network. *IEEE Transactions on Computers*, v. 40, n.12, p. 1347-1358.

TANIWAKI, R. H.; ROSA, A. H.; CALIJURI, M. D. C.; CARLOS, V. M. (2011). Spatial variation of trophic status and phytoplanktonic biomass in Itupararanga Reservoir (São Paulo, Brazil). *HOLOS Environment*, v. 11(2), p. 170-179.

TERFLOTH, L.; GASTEIGER, J. (2001). Neural networks and genetic algorithms in drug design. *Drug Discovery Today*, v. 6, p. 102-108. [https://doi.org/10.1016/S1359-6446\(01\)00173-8](https://doi.org/10.1016/S1359-6446(01)00173-8)

THOMAZ, S. M. (2002). Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, v. 20, p. 21-33. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582002000400003>

THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F.E. Reservoir limnology: ecological perspectives. New York: John Wiley, 1990.

THRELKELD, S. T. (1990). Reservoir limnology; Ecological perspectives (K. W. Thornton, B.L. Kimmel, and F. E. Payne [eds.]). *Limnology and Oceanography*, v. 35(6), p. 1411-1412. doi: 10.4319/lo.1990.35.6.1411

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983, Camboriú. Anais... Camboriú: ABES, 1983. 34p.

TOWNSEND, S.A. (1998). The influence of retention time and wind exposure on stratification and mixing in two tropical Australian reservoirs. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 141, p. 353-371. Doi: 10.1127 / archiv-hydrobiol / 141/1998/353

TRAN, C. P.; BODE, R. W.; SMITH, A. J.; KLEPPEL, G. S. (2010). Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, v. 10, p. 727-733. Doi: 10.1016 / j.ecolind.2009.12.002

TUNDISI, J.G. Reservoirs as complex systems. *Ciência e cultura Journal of the Brazilian association for the advancement of science*, v. 48, n.5/6, p.383-387, 1996.

USEPA. (1992). *Method 3005A: Acid Digestion of Waters for Total Recoverable or Dissolved Metals for Analysis by Flaa or ICP Spectroscopy*. Retrieved from <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3005a.pdf>

VALDERRAMA, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v. 10(2), p. 109-122. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)

FURTADO, M. I. V. (2019). Redes neurais artificiais [recurso eletrônico] : uma abordagem para sala de aula. – Ponta Grossa (PR): Atena Editora. DOI 10.22533/at.ed.262191504

VESANTO, J., HIMBERG, J., ALHONIEMI, E., & PARHANKANGAS, J. (2000). *SOM Toolbox for Matlab 5 Report A57 (951-22-4951-0)*. Retrieved from <http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox>

VON SPERLING, M. (2005) Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol 1. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p

WEIDER, L. J.; LAMPERT, W. (1985). Differential response of *Daphnia* genotypes to oxygen stress: respiration rates, hemoglobin content and low-oxygen tolerance. *Oecologia*, v. 65, p. 487-491.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. (2000). *Limnological Analyses*: Springer-Verlag New York.

WETZEL, R. G. *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press. 2001. 1006p.

WHIPPLE, W. (1993). Buffer Zones around Water-Supply Reservoirs. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 119(4), p. 495-499.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1993\)119:4\(495\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1993)119:4(495))

WILHELM, S.; ADRIAN, R. (2008). Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology*, v. 53, p. 226–237. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01887.x>

ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (2002). Longitudinal processes in Salto Grande Reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 2, p. 347-361.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842002000200019>

ZHANG, H.; CHAN, E.-S. (2003). Modeling of the turbulence in the water column under breaking wind waves. *Journal of Oceanography*, v. 59, p. 331–341.

ZHANG, L.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A.; HARRINGTON, R. (2008). Assessment of the Nutrient Removal Performance in Integrated Constructed Wetlands with the Self-organizing Map. *Water Research*, v. 42(13), p. 3519-3527.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.027>

ZHOU, P.; HUANG, J.; PONTIUS, R. G.; HONG, H. (2016). New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: Does point source pollution weaken it? *Science of the Total Environment*, v. 543, p. 591-600. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.063>