

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Avaliação limnológica da estratificação e
qualidade da água em áreas aquícolas de
reservatórios hidrelétricos neotropicais do
sudeste brasileiro**

Paulo César Guimarães von Krüger

Jaboticabal, SP
2023

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Avaliação limnológica da estratificação e
qualidade da água em áreas aquícolas de
reservatórios hidrelétricos neotropicais do
sudeste brasileiro**

Paulo César Guimarães von Krüger

Orientador: Dr. Gianmarco Silva David

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

Jaboticabal, SP
2023

K96a Kruger, Paulo César Guimarães von
Avaliação limnológica da estratificação e qualidade da água em áreas aquícolas de reservatórios hidrelétricos neotropicais do sudeste brasileiro / Paulo César Guimarães von Krüger. -- Jaboticabal, 2023
ix, 87 p. :il. ; 29 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2023

Orientador: Gianmarco Silva David

Banca examinadora: Daercy Maria Monteiro de Rezende Ayzora, Flavia Tavares de Matos, Vander Bruno dos Santos, Eduardo de Medeiros Ferraz
Bibliografia

1. Reservatório. 2. Aquicultura em tanques-rede. 3. Estratificação térmica. 4. Qualidade da água. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aquicultura.

CDU 636.3:556.55

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Avaliação limnológica da estratificação e qualidade da água em áreas aquícolas de reservatórios hidrelétricos neotropicais do sudeste brasileiro

AUTOR: PAULO CEZAR GUIMARÃES VON KRUGER

ORIENTADOR: GIANMARCO SILVA DAVID

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Aquicultura, pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. GIANMARCO SILVA DAVID (Participação Virtual)
Polo Regional Centro Oeste / Agencia Paulista de Tecnologia do Agronegocio, Bauru-SP



Profa. Dra. DAERCY MARIA MONTEIRO DE REZENDE AYROZA (Participação Virtual)
Centro de Recursos Hídricos / Instituto de Pesca, São Paulo-SP



Profa. Dra. FLAVIA TAVARES DE MATOS (Participação Virtual)
Núcleo Temático de Pesca e Aquicultura / Embrapa Pesca e Aquicultura, Palmas-TO



Prof. Dr. VANDER BRUNO DOS SANTOS (Participação Virtual)
Centro de Recursos Hídricos / Instituto de Pesca, IP, São Paulo-SP



Prof. Dr. EDUARDO DE MEDEIROS FERRAZ (Participação Virtual)
Centro de Recursos Hídricos / Instituto de Pesca, São Paulo-SP

Jaboticabal, 29 de agosto de 2023

Agradecimentos

- Ao Prof. Dr. Gianmarco Silva David, pela paciência, ensinamentos, oportunidade do aprendizado, orientação ao estudo e confiança.
- Ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), pela oportunidade de desfrutar da estrutura física e intelectual oferecida pelo programa.
- À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (2013-50504-5) pelo incentivo à pesquisa e financiamento do amplo projeto de que o presente estudo fez parte.
- O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.
- Às novas amigas e todas aquelas pessoas que direta e indiretamente estiveram próximas durante essa trajetória de formação pessoal, profissional e intelectual.

Sumário

Agradecimentos	5
Lista de figuras	viii
Lista de tabelas	10
Resumo	12
Abstract	14
INTRODUÇÃO GERAL	16
OBJETIVO:	22
Objetivo geral	22
Objetivos específicos	22
CAPÍTULO 1:	23
Avaliação da estrutura vertical em áreas aquícolas de reservatórios hidrelétricos no estado de São Paulo para prevenção de riscos ambientais associados à estratificação térmica	23
Resumo	23
1. Introdução	25
2. Materiais e métodos	29
2.1 Local de estudo	29
2.2 Dados limnológicos	31
2.2.1 Perfil vertical da coluna de água.....	31
2.2.2 Termoclina	32
2.2.3 Análise das águas superficiais	33
2.2.4 Fitoplâncton.....	33
2.3 Dados hidrológicos.....	33
2.4 Análises estatísticas	34
3. Resultados	34
3.1 Avaliação da estrutura vertical da coluna de água: profundidade, temperatura e oxigênio dissolvido	34
3.2 Intensidade da termoclina (iT)	38
3.3 Avaliação de clorofila a (Chla) e ficocianina (BGA-PC).....	43
3.4 Avaliação limnológica de águas superficiais.....	44
3.5 Identificação microscópica do fitoplâncton.....	45
3.6 Dados hidrológicos.....	46
3.7 Análise de Componente Principal (PCA)	48
4. Discussão	49
CAPÍTULO 2:	57

Efeitos da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água em reservatórios neotropicais do sudeste brasileiro.	57
Resumo.....	57
1. Introdução.....	59
2. Materiais e métodos	61
3. Resultados	64
4. Discussão	73
5. Referências bibliográficas	78
6. Material Suplementar	93

Lista de figuras

- Figura 1:** 1 - Reservatório de Chavantes com a fazenda 1; 2 - Reservatório de Nova Avanhandava com as fazendas 2, 3 e 4; 3 - Reservatório de Ilha Solteira com as fazendas 5 e 6..... 30
- Figura 2:** Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficocianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos: M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um número (1 a 6) que identifica as fazendas.....35
- Figura 3:** Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficocianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos, que referem com as letras M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um numero de 1 a 6 que identifica as fazendas..... 37
- Figura 4:** Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficocianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos, que referem com as letras M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um numero de 1 a 6 que identifica as fazendas.....39
- Figura 5:** Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficocianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos, que referem com as letras M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um numero de 1 a 6 que identifica as fazendas.....40
- Figura 6:** Registros de vazão do reservatório de Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira de abril de 2014 a março de 2017. Fonte: OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS).
http://nos.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_vazoes.aspx.....47
- Figura 7:** Gráfico dos componentes principais PCA (PC1 X PC2)48
- Figura 8:** Gráfico dos componentes principais PCA (PC1 X PC2). UF = Montante a fazenda / F1 = fazenda 1 / F2 = fazenda 2 / F3 = fazenda 3 / F4 = fazenda 4 / F5 = fazenda 5 / DF = Jusante a fazenda / .1 = coleta 1 / .2 = coleta 3 / .4 = coleta 4 / .5 = coleta 5.....49
- Figura 9:** 1 - Reservatório de Chavantes e piscicultura/fazenda 1; 2 - Reservatório de Nova Avanhandava e pisciculturas/fazendas 2, 3 e 4; 3 - Reservatório de Ilha Solteira e pisciculturas/fazendas 5 e 6.62
- Figura 10:** Gráfico de análise de componentes principais (PCA) correspondente à variáveis limnológicas relacionadas à processos de eutrofização (pH, NH₄, PO₄ e Chla). As fazendas estão representadas de acordo com a legenda.65

Figura 11: Gráfico de análise de componentes principais (PCA) das áreas oligotróficas (PC1 X PC2), onde: U = montante; F= fazenda; D = jusante. As estações de amostragem estão representadas de acordo com a legenda (Sample)66

Figura 12: Gráfico de análise de componentes principais (PCA) das áreas mesotróficas (PC1 X PC2), onde: U = montante; F= fazenda; D = jusante. As estações de amostragem estão representadas de acordo com a legenda (Sample)67

Figura 13: Gráfico box-plot com o resultado dos testes de significância para as variáveis pH, oxigênio dissolvido, Total Sólidos Orgânicos dissolvidos e Clorofila a.69

Figure 14: Gráfico box-plot com o resultado dos testes de significância para as variáveis Nitrogênio Total, Fósforo Total, Total Nitrogênio Amoniacal e Ortofosfato.....72

Lista de tabelas

Tabela 1: Caracterização das fazendas estudadas: dados de produção apresentado como a faixa de valores mínimos e máximos. O número de tanques-rede inclui uma combinação de tamanhos e estoques permanente de animais independentemente do tamanho, uso de ração e taxa de conversão alimentar..... 31

Tabela 2: Descritores da estratificação térmica nos diversos reservatórios e áreas aquícolas incluídos no presente estudo. **IT (m)** = Profundidade de início da termoclina / **FT (m)** = Profundidade do final da termoclina / **ET (m)** = Espessura da termoclina / **T°C D** = temperatura em IT / **T°C B** = temperatura em FT / **Δt (°C)** = Variação entre a temperatura inicial e final da termoclina / **iT (°C/m)** = intensidade da termoclina / **F1** = Fazenda 1 / **F2** = Fazenda 2 / **F3** = Fazenda 3 / **F4** = Fazenda 4 / **F5** = Fazenda 5 / **F6** = Fazenda 6 / **M1** = Montante a F1 / **M2**= Montante a F2 / **M3**= Montante a F3 / **M5** = Montante a F5 / **M6** = Montante a F6 / **J1** = Jusante a F1 / **J2** = Jusante a F2 / **J4** = Jusante a F4 / **J5** = Jusante a F5 / **J6** = Jusante a F6 / **NO THERMOCLINE:** ausência de termoclina (valores abaixo do critério de gradiente estabelecido).....41 e 42

Tabela 3: Concentrações máximas de clorofila e ficocianina entre camadas de superfície e subsuperfície, locais de ocorrência e estações de amostragens. **F2** = fazenda 2 / **F3** = fazenda 3 / **F4** = fazenda 4 / **J2** = jusante a F2 / **J4** = jusante a F4 / **Chla:** Clorofila a / **BGA-PC:** ficocianina. OBS: Na primavera de 2015 foram destacados dois locais de amostragem devido às altas concentrações de fitoplâncton encontradas nesta estação.....44

Tabela 4: Caracterização das fazendas estudadas: tanto o grupo de fazendas oligotróficas quanto o grupo de fazendas mesotróficas incluíram 3 fazendas cada. Os dados de produção foram apresentados como o intervalo de valores mínimos e máximos durante todo o período do estudo. O número de tanques-rede inclui uma combinação de tamanhos e estoques permanente de animais independentemente do tamanho, uso de ração e taxa de conversão alimentar.63

Tabela 5. Parâmetros físicos e químicos avaliados com seus respectivos métodos utilizados para análise da água nos locais de estudo.....64

Resumo

No Brasil, os reservatórios construídos com a finalidade inicial de armazenar grandes volumes de água para a geração de energia elétrica, tinham entre seus objetivos secundários as demandas de multiusuários, tais como irrigação, lazer e produção de peixes. Muitas tentativas de repovoamento foram feitas, sem sucesso, até que no início dos anos 2000 foi introduzida a modalidade de engorda de tilápias em tanques-rede. Foi estabelecido um pacote tecnológico eficiente e lucrativo, possibilitando a produção de alimentos na extensa reserva de recursos hídricos constituída pelos reservatórios de hidrelétricas. Atualmente estes reservatórios vêm sendo amplamente utilizados para a instalação de projetos de aquicultura em tanques-rede, que se tornou uma atividade de grande interesse econômico e social para o país. Uma produção eficiente nesses ambientes depende de boas condições limnológicas, no entanto, a qualidade da água pode ser negativamente afetada por atividades antrópicas, como agricultura, pecuária e industrialização, além de fatores relacionados ao aquecimento global, como eventos climáticos extremos (secas de longa duração e tempestades). Um dos aspectos críticos relacionados ao aquecimento global é a estratificação térmica da coluna de água, formada a partir do aquecimento superficial das águas, que pode gerar déficit de oxigênio e eutrofização, com proliferação de fitoplâncton, cianobactérias e mortalidade de peixes. Além disso, o uso intensivo de ração e a diluição dos resíduos diretamente nos corpos d'águas levanta preocupações acerca da deterioração da qualidade da água nesses locais. Nesse sentido, o presente estudo buscou avaliar o fenômeno da estratificação térmica com o uso da fluorometria in vivo, além de avaliar os impactos da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água em áreas aquícolas de reservatórios neotropicais do sudeste brasileiro. O estudo foi dividido em dois capítulos e os reservatórios estudados foram Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira, locais considerados estratégicos para o desenvolvimento da aquicultura no estado de São Paulo. Os dados utilizados neste trabalho fizeram parte de um projeto temático de longa duração da Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo – Fapesp (2013-50504-5), que abrangeu os anos de 2014 a 2018. Neste trabalho são apresentadas informações sobre a limnologia de 6 fazendas amostradas durante o referido projeto, no intento de descrever e compreender as condições limnológicas nos trechos dos

reservatórios onde as fazendas estão instaladas, além de avaliar o grau de impacto das produções sobre a qualidade da água. No primeiro capítulo os padrões de estrutura vertical e estratificação térmica são descritos entre os reservatórios e estações de amostragem. Concentrações mais altas de pigmentos foram registradas em camadas subsuperficiais da coluna d'água, demonstrando a necessidade de coleta de dados nas diversas camadas verticais dos reservatórios para uma diagnose correta dos processos de eutrofização e riscos de eventos de anóxia. Neste estudo fica destacada a importância de novas tecnologias para o entendimento dos processos limnológicos que impactam a qualidade da água em reservatórios. No segundo capítulo, foi feita uma avaliação dos impactos da engorda de tilápias em tanques-rede sobre diversas variáveis limnológicas, sendo registrado aumento dos teores de nutrientes nas águas superficiais das pisciculturas e à jusante dos empreendimentos. No entanto, não foi registrado aumento correspondente em relação aos níveis de clorofila *a*, possivelmente devido à filtração promovida pelas tilápias e mexilhões dourados presentes nas fazendas.

Palavras-chave: reservatório; aquicultura em tanques-rede; estratificação térmica; qualidade da água.

Abstract

In Brazil, reservoirs initially constructed for the purpose of storing large volumes of water for electricity generation had among their secondary objectives multiple users demands, such as irrigation, recreation, and fish production. Many repopulation attempts were made without success until the early 2000s when the raising tilapia practice in cage tanks was introduced. An efficient and profitable technological package was established, enabling food production within the extensive water resources represented by the hydroelectric reservoirs. Currently, these reservoirs are widely used for cage aquaculture projects implementation, which has become an economically and socially significant activity for the country. Efficient production in these environments relies on favorable limnological conditions, however, water quality can be negatively impacted by anthropogenic activities such as agriculture, livestock farming, industrialization, as well as factors related to global warming, such as extreme climatic events (prolonged droughts and storms). One critical aspect related to global warming is the water column thermal stratification, resulted from reservoirs or lakes surface warming. This phenomenon can lead to oxygen depletion and eutrophication, promoting phytoplankton and cyanobacteria proliferation with potential fish mortalities. Additionally, concerns arise due to intensive feed usage and the direct dilution of waste into water bodies, which contributes to the deterioration of water quality in these locations. In this context, the present study aimed to evaluate the thermal stratification process and assess cage aquaculture impacts on water quality of aquaculture areas from neotropical reservoirs in southeastern Brazil. The study comprised two chapters and the studied reservoirs were Chavantes, Nova Avanhandava, and Ilha Solteira. All of them are considered strategic locations for aquaculture development in São Paulo state. The data used in this work were part of a long-term thematic project from São Paulo Research Foundation - Fapesp (2013-50504-5), covering the years from 2014 to 2018. This study presents information on the limnology of six farms sampled during the mentioned project, aiming to describe and understand the limnological conditions in the reservoir sections where the farms are located, as well as to evaluate the extent of the productions impact on water quality. The first chapter describes vertical structure patterns and thermal stratification among the reservoirs and sampling sites. Higher pigment concentrations were recorded in subsurface layers of the

water column, highlighting the need for data collection in various reservoirs vertical layers to accurately diagnose eutrophication processes and risks of anoxia events. This study underscores the importance of new technologies in understanding limnological processes that impact water quality in reservoirs. In the second chapter, an assessment of tilapia aquaculture impacts of cage aquaculture systems on various limnological variables is presented. An increase in nutrient levels was observed in the surface waters of the fish farms and downstream of the facilities, however, a corresponding increase in chlorophyll-a levels was not observed, possibly due to filtration by the tilapia and golden mussels present in the farms.

Key-words: reservoir; cage aquaculture; thermal stratification; water quality

INTRODUÇÃO GERAL

Diante do aumento da demanda de pescado promovida pelo crescimento populacional e mudanças dos hábitos alimentares, estima-se que até 2030 a produção total de animais aquáticos atinja 202 milhões de toneladas, projetando um aumento no consumo per capita de 20,2 kg em 2020 para 21,4 kg em 2030 (FAO 2022). Apesar desse cenário, a captura global de espécies aquáticas atingiu os limites sustentáveis de exploração e os recursos pesqueiros continuam a diminuir devido à sobrepesca, poluição e fatores antrópicos, o que torna a atividade de aquicultura como a única alternativa natural para atender essa crescente demanda por pescados.

Em 2020, a aquicultura contribuiu para uma produção global recorde de 87,5 milhões de toneladas de animais aquáticos, com um valor equivalente a US\$ 264,8 bilhões (FAO, 2022). No Brasil, a produção atingiu 860.355 toneladas em 2022, movimentando 8 bilhões de reais em 2021, conforme dados fornecidos pela Associação Brasileira de Piscicultores (Peixe BR, 2021; Peixe BR, 2022).

Além de um clima favorável, o Brasil detém mais de 5 milhões de hectares de lâmina de água em reservatórios destinados à produção de energia elétrica, tornando o país um local com grande potencial para atuar no mercado mundial de pescado (Scott, 2013; Saint-Paul, 2017). Nos últimos vinte anos, esses reservatórios antes destinados exclusivamente à produção de energia elétrica, vêm sendo utilizados para o desenvolvimento da aquicultura em tanques-rede (Saint-Paul, 2017; Valenti et al., 2021). Dentre algumas características favoráveis para o desenvolvimento desta modalidade nestes locais destacam-se a boa qualidade da água, os menores custos de implantação do empreendimento, maior facilidade operacional, além de maiores índices de produtividade em menores espaços físicos quando comparado a sistemas tradicionais de pisciculturas, como tanques escavados, resultando em melhores retornos financeiros (Taniguchi, Kato e Tardivo, 2014).

No sudeste brasileiro, a partir da instalação de indústrias de processamento de pescados nos anos 90, a aquicultura em tanques-rede ganhou grande destaque, se expandindo para as demais regiões e reservatórios brasileiros (Brandão et al., 2004; Valenti et al., 2021). Nesse sentido, a Agência Nacional de Águas (ANA)

autorizou a prática da aquicultura em tanques-rede em 71 reservatórios brasileiros, correspondendo a um potencial de produção de cerca de 4 milhões de toneladas de peixes por ano (Peixe BR, 2020; Valenti et al., 2021). Portanto, os reservatórios hidrelétricos têm desempenhado um papel essencial para o desenvolvimento dessa atividade.

A nível de aquicultura em tanques-rede, os fatores negativos enfrentados nesses ecossistemas estão relacionados a fatores ambientais, como a ocorrência de ventos fortes, qualidade e fluxo de água, ondas e presença de árvores submersas (Soemarwoto et al., 1990; Zoran et al., 1994), que podem dificultar operações e gerar elevação de custos, e por isso influenciam diretamente na seleção de áreas para a instalação de projetos. Além disso, outros fatores que demandam maior atenção estão relacionados ao aquecimento global e atividades antrópicas, que interferem negativamente nas características limnológica desses ambientes e potencializam estratificações térmicas, eutrofização e consequente proliferação de fitoplâncton, podendo causar prejuízos financeiros.

Portanto, a compreensão da hidrodinâmica desses ambientes, assim como as condições limnológicas, anteriormente negligenciada por muitos piscicultores, se torna fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos e a gestão dos empreendimentos de produção, o que permite maior sustentabilidade, redução de perdas e um maior compromisso com a segurança ambiental (Sampaio et al., 2013).

Os reservatórios são ambientes ecologicamente complexos e heterogêneos, apresentando características intermediárias entre rios e lagos naturais (Thornton et al., 1990). As principais finalidades para as quais são construídos incluem geração de energia elétrica, abastecimento urbano, navegação, controles de inundação e irrigação. Portanto, a localização das barragens é um resultado da inter-relação entre necessidades sociais e atributos regionais. As décadas de 60 e 70 foram um período de grandes construções de reservatórios de hidrelétricas, principalmente para fins de produção de hidroeletricidade e abastecimento humano (Tundisi, 2007).

O aumento do estado trófico desses ambientes tem origem através acúmulo de nutrientes (decomposição de matéria orgânica de fundo) ou lançados nos corpos d'água como consequência do desenvolvimento da indústria, da agricultura e

urbanização (Tundisi, 2003; Müller et al., 2012). Assim como as demais atividades de produção animal e vegetal, a aquicultura em tanques-rede também pode contribuir com a eutrofização desses ambientes, já que as altas densidades de estocagem e as altas taxas de arraçamento praticadas nesses sistemas de produção geram emissões diretas para água de nutrientes provenientes da ração e de metabólitos produzidos pelos animais (Pillay, 2008; Ross et al., 2013; White et al., 2013).

A eutrofização pode ser definida como o crescimento excessivo de fitoplâncton decorrente do excesso de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), resultando em um desequilíbrio na produtividade primária e secundária (Khan e Ansari, 2005). Esse fenômeno potencializa florações de cianobactérias (Paerl e Paul, 2012) e provoca mudanças na carga interna de nutrientes nesses ambientes (Verburg e Hecky, 2009), comprometendo a fauna aquática e podendo gerar prejuízos nos sistemas de cultivo, já que o desenvolvimento de populações muito densas de fitoplâncton influenciam na concentração de oxigênio dissolvido do meio, via processos fotossintéticos, respiração ou decomposição bacteriana (Paerl e Fulton, 2006; Américo et al., 2013).

Eventos de estratificação e desestratificação térmica são processos limnológicos importantes dos reservatórios que afetam a atividade aquícola, , que podem interferir diretamente na qualidade da água desses ecossistemas e causar mortalidade em massa de organismos aquáticos, incluindo animais confinados (Fearnside, 1995; Tundisi et al., 2010; Caraballo et al., 2014).

A estratificação térmica ocorre a partir do aquecimento superficial das águas, que quando aquecidas se tornam menos densa e mais leve, provocando o surgimento de camadas com diferentes temperaturas ao longo da coluna d'água em lagos e reservatórios, acarretando a compartimentalização vertical de massas de água. Com menores densidades, as camadas com maiores temperaturas ficam localizadas na parte superficial, bem misturada pelo contato com o ar atmosférico (epilímnio), enquanto que as menores temperaturas se localizam em zonas mais profundas, permanecem relativamente quiescente (hipolímnio). Estas duas camadas são relativamente uniformes e estáveis em relação a temperatura, no entanto, são separadas por uma terceira camada ou região caracterizada pelo

gradiente de temperatura, denominada metalímnia ou termoclina (Monismith e MacIntyre, 2009).

Durante a estratificação térmica, a termoclina age como uma “barreira” à mistura da coluna de água (Moreno-Ostos et al., 2008), influenciando a distribuição e fluxo vertical de substâncias dissolvidas e particuladas (Yu et al., 2010), prejudicando a oxigenação nas camadas inferiores e causando déficit hipolimnético de oxigênio. Portanto, a estrutura térmica e a estratificação dos ambientes aquáticos são características físicas que exercem importantes papéis sobre a organização dos ecossistemas lacustres (Cantin et al. 2011). Dessa forma, há riscos de reservatórios descarregarem águas hipolimnéticas, mais frias e anóxicas, para rios a jusante conforme a profundidade da termoclina em relação à altura de funcionamento das turbinas (Winton, Calamita, e Wehrli, 2019).

Além das implicações quanto a disponibilidade de oxigênio dissolvido, nutrientes, luz e substratos microbianos, a estratificação térmica pode ter influência direta na distribuição vertical e migração de fitoplâncton e zooplâncton (Becker et al. 2010; Cantin et al. 2011), afetando o comportamento alimentar de organismos de nível trófico superior, como peixes (Cantin et al. 2011).

Os eventos de desestratificação, normalmente ocorrem diante de quedas bruscas de temperatura, associadas à passagem de frentes frias e intensas precipitações (Araujo et al., 2017). Após longos períodos de permanente estratificação, a mistura da coluna d’água desloca para a superfície águas hipolimnéticas anóxicas, ricas em nutrientes, ácido sulfídrico e metano (Brinkmann e Santos, 1974; Engle e Melack, 2000), podendo atingir grandes áreas e resultar em mortalidade em massa de peixes (Lawson e Anderson, 2007; Tundisi et al., 2010; Caraballo et al., 2014).

Apesar da sazonalidade reduzida em áreas tropicais, dados sobre regimes térmicos coletados no México (Alcocer et al., 2000), África (Chergui et al., 1999), Indonésia (Lehmusluoto et al., 1999) e Brasil (Henry, 1999) mostram que existe uma tendência para a mistura de água ocorrer durante o inverno, devido ao menor aquecimento das camadas superiores da coluna de água nesse período.

O acúmulo de nutrientes nos corpos d’água aumenta à medida que as chuvas se intensificam (Paerl et al., 2006; King et al., 2007) podendo promover a mistura das camadas de água, o que no curto prazo pode reduzir a estratificação

térmica, mas que no entanto, à medida que as descargas de água diminuem devido aos períodos de seca, a vazão dos reservatórios também diminui e conseqüentemente o tempo de residência aumenta, fazendo com que todo o material acumulado no período chuvoso se torne disponível para os organismos fitoplanctônicos, estabelecendo assim um ambiente ideal para a proliferação de algas e cianobactérias, com potencial para prejudicar a qualidade da água para a piscicultura e demais usos.

As cianobactérias possuem diversas adaptações ecofisiológicas que possibilitam sua adaptação nos mais variados habitats, garantindo sua sobrevivência em ambientes aquáticos (Paerl e Fulton, 2006; Paul, 2008). Dentre suas adaptações, destaca-se a capacidade de produzirem metabólitos secundários denominados cianotoxinas, de ampla atividade biológica (Méjean e Ploux, 2013; Smith et al. 2008;), que incluem hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), neurotoxinas (anatoxinas e saxitoxinas) e dermatotoxinas, que atuam no fígado, sistema nervoso central e pele respectivamente. Além disso, são promotoras de tumores e têm sido associadas a numerosos casos de intoxicação humana e animal (Carmichael, 1992; Briand et al., 2003; Griffiths e Saker, 2003; Van Apeldoorn et al., 2007; Smith et al. 2008).

Além da contaminação pela ingestão de água, moluscos filtrantes e peixes são capazes de bioacumular esses compostos em seus tecidos, incorporando essas toxinas na cadeia alimentar e conseqüentemente gerando riscos para o consumo humano (Rellán et al., 2009; Brand et al., 2010; Jonasson et al., 2010; Mondo et al., 2012). Outro fator relacionado à proliferação de cianobactérias e sua interferência negativa na aquicultura é o fato de elas também serem responsáveis pela produção dos metabólitos Geosmina e 2-methylisoborneol – MIB, associados a problemas de off-flavor ou sabor/odor de barro presentes nos pescados (Jüttner e Watson, 2007; Percival et al., 2008). O off-flavor não causa problemas em relação à saúde dos peixes, no entanto, afetam a qualidade para o consumo humano, prejudicando a comercialização e prolongando seu tempo de cultivo através de períodos de depuração, gerando grandes perdas econômicas (Tucker, Hanson e Kingsbury, 2001; Burr et al., 2012; Ma et al., 2013) e conseqüentemente afetando o desenvolvimento da indústria.

Ainda dentre as adaptações ecofisiológicas das cianobactérias, deve ser mencionada a presença de vesículas de gás que fornecem flutuabilidade (Walsby et al., 1997), permitindo migrações verticais passivas que favorecem a formação de densas florações superficiais, sombreando outras espécies de fitoplâncton, aumentando sua vantagem competitiva em relação aos demais organismos fotossintetizantes aquáticos (Huisman et al., 2018). Esta capacidade de posicionamento na coluna d'água otimiza a produção fotossintética na superfície e a aquisição de nutrientes próximo aos sedimentos (Reynolds, 1987).

Para mensurar a abundância fitoplanctônica em ambientes aquáticos a clorofila é um dos principais parâmetros (Vollenweider, 1974; Egna e Boyd, 1997). Sua concentração depende de uma série de variáveis, mas principalmente a disponibilidade de fitoplâncton, condicionada pela disponibilidade de nutrientes e luz (Hakanson et al., 2003), sendo um dos principais bioindicadores para avaliação do estado trófico em ambientes aquáticos.

A ficocianina (BGA-PC) é o pigmento presentes nas cianobactérias e em dois gêneros de algas eucariontes, as Rhodophytas e as Cryptophytas. Esse pigmento, assim como a clorofila e a ficoeritrina são fotoquimicamente ativos (MacIntyre et al., 2010) e constitui um marcador para a presença de cianobactérias em águas eutróficas (Simis, Peters e Gons, 2005).

Atualmente, através de equipamentos que utilizam a tecnologia de fluorescência com diodos emissores de luz (Light Emitting Diodes, LED) específicos e filtros ópticos, o monitoramento limnológico em ambientes aquáticos pode ser feito com maior resolução espacial e temporal. Tornou-se possível monitorar por fotoemissão de energia luminosa, pigmentos como a clorofila e ficocianina emitida pelos organismos fitoplanctônicos, com possibilidades de mensurar indiretamente a densidade total do fitoplâncton e de cianobactérias em tempo real, ainda que de forma menos precisa do que se obtém por métodos tradicionais baseados em análise microscópica (Gregor et al., 2007; Brient et al., 2008; Zamyadi et al., 2016). Dessa forma, métodos analíticos simples e precisos que possam medir parâmetros físico-químicos da água em alta frequência e em tempo real podem ser úteis no gerenciamento ambiental de empreendimentos aquícolas.

Portanto, o monitoramento limnológico periódico em áreas aquícolas permite auxiliar na tomada de decisões para eventuais intervenções no planejamento da produção que maximizem a eficiência e minimizem os riscos ambientais

OBJETIVO:

Objetivo geral

O presente estudo tem como objetivo avaliar a estrutura vertical da coluna d'água em áreas de cultivo de tilápias em tanques-rede, assim como impactos dessa atividade sobre as variáveis limnológicas superficiais nas áreas aquícolas estudadas.

Objetivos específicos

- Avaliar a estrutura vertical de temperatura, oxigênio, clorofila e ficocianina, quantificando a intensidade da estratificação térmica, verificando a presença de anóxia de fundo e caracterizando a distribuição vertical de pigmentos relacionados ao fitoplâncton ao longo da coluna d'água.
- Comparar as variáveis limnológicas à jusante, montante e interior das pisciculturas e diagnosticar os efeitos da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água nas áreas aquícolas.

CAPÍTULO 1:

Avaliação da estrutura vertical em áreas aquícolas de reservatórios hidrelétricos no estado de São Paulo para prevenção de riscos ambientais associados à estratificação térmica

Resumo

A produção eficiente em sistemas de aquicultura em tanques-rede em reservatórios hidrelétricos depende de condições limnológicas favoráveis. Um aspecto crítico é a estratificação térmica da coluna de água, que pode levar a mortalidade de peixes, eutrofização e proliferação de cianobactérias, principalmente no contexto do aquecimento global. Este estudo tem como objetivo avaliar processos de estratificação térmica em áreas de reservatórios neotropicais do sudeste brasileiro utilizadas para a atividade de aquicultura em tanques-rede. Foram estudados os padrões e intensidades da estratificação térmica por meio da identificação camada da termocline e ocorrência de anóxia no fundo, bem como a distribuição vertical de populações de fitoplâncton inferidas através da fluorometria. Adicionalmente, avaliamos a aplicabilidade da fluorometria *in vivo* como dispositivo para monitoramento na aquicultura e a potencial influência da profundidade e vazão sobre a estratificação térmica. O estudo foi conduzido em seis fazendas que utilizam sistemas de tanques-rede localizadas nos reservatórios de Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira no final das estações seca e chuvosa (primavera e verão, respectivamente) entre os anos de 2014 a 2016. Os dados foram coletados utilizando uma sonda multiparamétrica de alta resolução para avaliar variações de temperatura, oxigênio dissolvido, além dos teores *in vivo* de clorofila a e ficocianina. Amostras superficiais foram coletadas para quantificação e identificação do fitoplâncton através de análises microscópicas e para análise do conjunto de variáveis como vazão, profundidade e parâmetros limnológicos de superfície (pH, oxigênio dissolvido, condutividade, sólidos suspensos totais, clorofila a, nitrogênio e fósforo total) foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA). Os resultados mostraram que os padrões de estratificação térmica variaram entre os reservatórios e as estações de amostragem, no entanto, as duas situações mais críticas ocorreram no reservatório de Nova Avanhandava durante o verão de 2016, quando a concentração de oxigênio diminuiu de 9,06 mg/l para 1,23 mg/l a uma

profundidade de 6 m e de 8,07 mg/l para 1,13 mg/l a uma profundidade de 4,5 m, além de frequentes situações de anóxia de fundo, representando uma séria ameaça para a produção aquícola em tanques-rede. Além disso, as concentrações mais altas de pigmentos foram registradas em camadas subsuperficiais, especialmente durante a primavera de 2015 no reservatório de Nova Avanhandava, onde a clorofila a atingiu 51,35 µg/l e 49,29 µg/l a 2,62 e 4,37 m de profundidade, respectivamente. Os resultados sugerem que amostras coletadas convencionalmente na superfície para avaliar o estado trófico de ambientes aquáticos podem produzir resultados inconsistentes, demonstrando a utilidade da fluorometria in vivo para descrever a real condição limnológica de reservatórios e prevenir riscos ambientais associados à estratificação térmica que podem afetar a aquicultura em tanques-rede.

Palavras-chave: reservatório; perfil vertical; estratificação térmica; aquicultura em tanques-rede; fitoplâncton.

1. Introdução

Os estoques naturais de espécies aquáticas exploradas pela pesca atingiram seus limites sustentáveis, porém estima-se que o consumo de pescados deva seguir crescendo, devido ao aumento da renda, urbanização e mudanças nas tendências alimentares da população. Projeções indicam que o consumo *per capita* de pescados possa ultrapassar o recorde de 20,5 kg registrado em 2019, chegando a uma média de 21,4 kg até 2030 (FAO 2022). Portanto, a aquicultura se tornou a principal alternativa para suprir essa demanda, que em 2020 contribuiu para uma produção global recorde de 87,5 milhões de toneladas de animais aquáticos, equivalendo a um valor de US\$ 264,8 bilhões (FAO 2022). Este cenário torna a aquicultura mais atrativa e que resulta na ocupação de novas áreas para a instalação de novos projetos aquícolas.

Os reservatórios brasileiros foram projetados visando a produção de energia hidrelétrica, e prevê sua utilização por multiusuários, no entanto, nos últimos vinte anos têm sido cada vez mais utilizados para a aquicultura em tanques-rede (Valenti et al., 2021), principalmente para a produção de tilápias. Essa prática teve origem na China e Indonésia, representando atualmente a modalidade de aquicultura mais importante no Brasil, que vem se fortalecendo e se tornando mais competitiva (Roriz et al., 2017).

Os reservatórios são frequentemente considerados locais estratégicos para o desenvolvimento da aquicultura em tanques-rede, porém, as altas densidades de estocagem e taxas de alimentação utilizadas nessa prática resultam em emissões diretas de nutrientes provenientes da ração e dos metabólitos animais na água, o que pode potencialmente impactar o estado trófico do ambiente (Pillay, 2008; Santos et al., 2017). Essas emissões podem aumentar a frequência de florações de fitoplâncton e cianobactérias, que potencialmente podem produzir cianotoxinas, além de favorecer a produção de metabólitos que causam off flavor na carne dos peixes produzidos (Podduturi et al., 2023). As cianotoxinas possuem ampla atividade biológica, incluindo hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas, que são prejudiciais tanto para animais quanto para seres humanos (Huisman et al., 2018; Mullin et al., 2020). As florações de cianobactérias também são responsáveis pela produção de Geosmina e 2-metilisoborneol (MIB), metabólitos que causam off-flavor (sabor e odor indesejáveis) na carne do pescado, que afeta a qualidade da

carne e pode ter impactos negativos na cadeia de comercialização (Tucker, Hanson e Kingsbury, 2001; Burr et al., 2012; Ma et al., 2013).

Além da aquicultura em tanques-rede, eventos naturais como a estratificação térmica também influenciam diretamente o estado trófico e a qualidade da água em reservatórios (Tundisi et al., 2010; Caraballo et al., 2014; Santos et al., 2017). Sob intensa radiação solar, a temperatura da água superficial aumenta, o que diminui sua densidade. Enquanto isso, a água fria do fundo se torna mais densa, resultando em uma água mais pesada e de fundo, sem contato com as camadas superficiais, permanecendo estratificada. Este fenômeno é conhecido como estratificação térmica ou compartimentalização das massas de água, que tem como resultado camadas de água superficiais em contato com o ar atmosférico e luz solar, com temperaturas mais altas, mais oxigênio e relativamente bem misturadas (epilímnio), enquanto camadas mais profundas, sem contato com luz solar e ar atmosférico, possuem temperaturas mais baixas, menores teores de oxigênio e permanecem relativamente quiescentes (hipolímnio) (Yang et al., 2020)

Quando a água em lagos e reservatórios se estratifica em camadas distintas devido à temperatura, com formação de duas camadas relativamente uniformes e estáveis, elas são separadas por uma terceira camada conhecida como metalímnio ou termoclina (Monismith e MacIntyre, 2009). A termoclina atua como uma "barreira" para a mistura da coluna de água (Moreno-Ostos et al., 2008), afetando a distribuição e o fluxo vertical de substâncias dissolvidas e particuladas (Yu et al., 2010), levando ao acúmulo de nutrientes e déficit de oxigênio no hipolímnio. A duração ou períodos de estratificação térmica aumenta com o tempo de residência ou retenção do corpo de água, o que também aumenta a probabilidade de que águas hipolímnéticas fiquem isoladas do oxigênio atmosférico ou do contato com as águas superficiais oxigenadas (Elçi, 2008; Gantzer et al., 2009).

A mistura da coluna de água ou a desestratificação térmica, pode deslocar as águas anóxicas do fundo, ricas em nutrientes, além de substâncias potencialmente tóxicas como sulfeto de hidrogênio, amônia e metano, para a superfície (Brinkman e Santos, 1974; Engle e Melack, 2000), causando uma queda nos níveis de oxigênio dissolvido nas águas superficiais e levando à mortalidade de organismos aquáticos (Tundisi et al., 2010; Caraballo et al., 2014). Este processo afeta especialmente peixes estocados em sistemas de aquicultura em tanques-

rede, já que estão confinados em altas densidades e não possuem alternativas para buscar ambientes em melhores condições de sobrevivência. Na Indonésia, por exemplo, mortandade em massa de peixes ocorre quase todos os anos no Lago Batur durante a estação chuvosa devido a eventos de ressurgência, em um deles resultou na morte de 14,5 toneladas de tilápia criada em sistemas de aquicultura em tanques-rede (Wiradana et al., 2022). Da mesma forma, mais de 300.000 peixes abastecidos com águas hipolimnéticas profunda do Reservatório Camanche morreram durante um período de seca em um criadouro na Califórnia (Horne, 2019).

As mudanças nos padrões de estratificação vertical e na mistura da coluna de água em lagos e reservatórios estão associadas à passagem de frentes frias (Araujo et al., 2017). Diatomáceas e algas verdes são tipicamente dominantes durante períodos de mistura da coluna de água, enquanto cianobactérias tendem a dominar em períodos de estratificação estável (Tundisi et al., 2010).

Portanto, a estratificação térmica desempenha um papel fundamental em diversos processos físicos, químicos e biológicos nos ecossistemas aquáticos. Diante do aquecimento global, esses processos tendem a se intensificar, com o aumento da incidência de cianobactérias e períodos mais longos de estratificação térmica (Huisman, 2018; Mullin et al., 2020; Woolway et al., 2021).

No sudeste do Brasil, geralmente o período de seca ocorre durante o inverno, sendo acompanhado por altas taxas de evaporação e redução do fluxo de água nas bacias hidrográficas, aumentando o tempo de residência e o acúmulo de nutrientes nos reservatórios. Este cenário resulta na estratificação térmica e deterioração da qualidade da água (Santos et al., 2017; Yang et al., 2020), podendo causar prejuízos para a aquicultura, principalmente se os processos de estratificação térmica e formação de anóxia de fundo não forem considerados ou na ausência dos instrumentos necessários para o monitoramento limnológico. No reservatório de Três Marias, por exemplo, onde há muitos ribeirinhos que se tornaram piscicultores, 72,4% dos produtores relataram que processos relacionados à deterioração da qualidade da água, como a estratificação térmica estão entre os principais fatores relacionados à mortalidade de peixes em seus cultivos (Roriz et al., 2017).

A piscicultura é uma indústria significativa no Brasil, com produção de 860.355 toneladas em 2022; em 2021 movimentou 8 bilhões de reais, de acordo com a Associação Brasileira de Piscicultores (Peixe BR). Os reservatórios hidrelétricos têm sido essenciais para a engorda de tilápias, no entanto, são afetados diretamente pelo aquecimento global e atividades antrópicas. A necessidade de monitoramentos limnológicos que considerem a estrutura vertical da coluna da água em áreas de aquicultura, se torna essencial para uma produção sustentável, reduzindo os riscos de perdas financeiras e aumentando o compromisso com a segurança ambiental (Sampaio et al., 2013).

Recentes desenvolvimentos tecnológicos relacionados à sondas para monitoramento de qualidade da água passaram a incorporar sensores de fluorometria capazes de detectar teores de pigmentos “in vivo” em alta frequência e em tempo real. Especificamente, os teores de clorofila podem ser medidos como indicadores quantitativos da densidade total de fitoplâncton, enquanto os teores de ficocianinas indica a densidade total de cianobactérias. Esta tecnologia foi utilizada para estudar a estrutura vertical da coluna da água em resolução espacial inédita, dada a alta frequência de amostragem que permite maior resolução na descrição espacial das variáveis limnológicas ao longo da coluna da água (Zamiyadi et al., 2014).

Nesse sentido, buscando compreender melhor esses ecossistemas e contribuir para uma aquicultura sustentável, neste estudo foram avaliados os padrões de estratificação térmica em áreas aquícolas em reservatórios de hidrelétrica no estado de São Paulo, Brasil. O objetivo é caracterizar a intensidade e os padrões desse fenômeno explorando a termoclina, a ocorrência de anoxia de fundo e a presença e densidade de fitoplâncton. Além disso, avaliaremos o potencial da fluorometria in vivo como uma ferramenta eficaz para monitoramento ambiental em áreas aquícolas, visando assim contribuir para o desenvolvimento de práticas sustentáveis, reduzindo perdas financeiras e aumentando o compromisso com a segurança ambiental diante do aquecimento global e das atividades humanas que afetam esses ecossistemas.

2. Materiais e métodos

2.1 Local de estudo

O estudo ocorreu em seis fazendas de engorda de tilápia (*Oreochromis niloticus*) situadas em três reservatórios do sudeste brasileiro, região onde atualmente se concentram os principais focos de desenvolvimento da aquicultura em tanques-rede do país. Os reservatórios estudados foram Chavantes, com uma fazenda (F1: 23°7'33.70"S / 49°37'42.29"O), Nova Avanhandava, com três fazendas (F2: 21°11'30.62"S / 50°3'10,15"O; F3: 21° 3'33,83"S / 50° 5'34,53"O e F4: 21° 6'31,62"S / 50°6'5,58"O), e Ilha Solteira com duas fazendas (F5: 20°24'54,79"S / 51°15'45,34"O e F6: 20°2'28,91"S / 50°55'56,77"O) (Figura 1).

O reservatório de Chavantes é composto principalmente pelo Rio Paranapanema, abrangendo uma área de 400 km². Nova Avanhandava é formada pelo Rio Tietê e seus tributários, com uma área inundada de 210 km². Ilha Solteira é abastecido pelos Rio Paraná e Rio Grande, com uma extensão de 1.200 km². Todos eles possuem uma configuração dendrítica, com muitas enseadas ao longo de suas margens, o que é considerado como os melhores locais para a implantação dos sistemas de cultivo em tanques-rede.

Uma diferença relevante entre os reservatórios estudados está relacionada à hidrologia: Nova Avanhandava é uma hidrelétrica de fio d'água onde o nível da água não sofre variações significativas ao longo do ano, enquanto Ilha Solteira e Chavantes são bacias de acumulação, cujos níveis de água podem sofrer grandes variações sazonais.

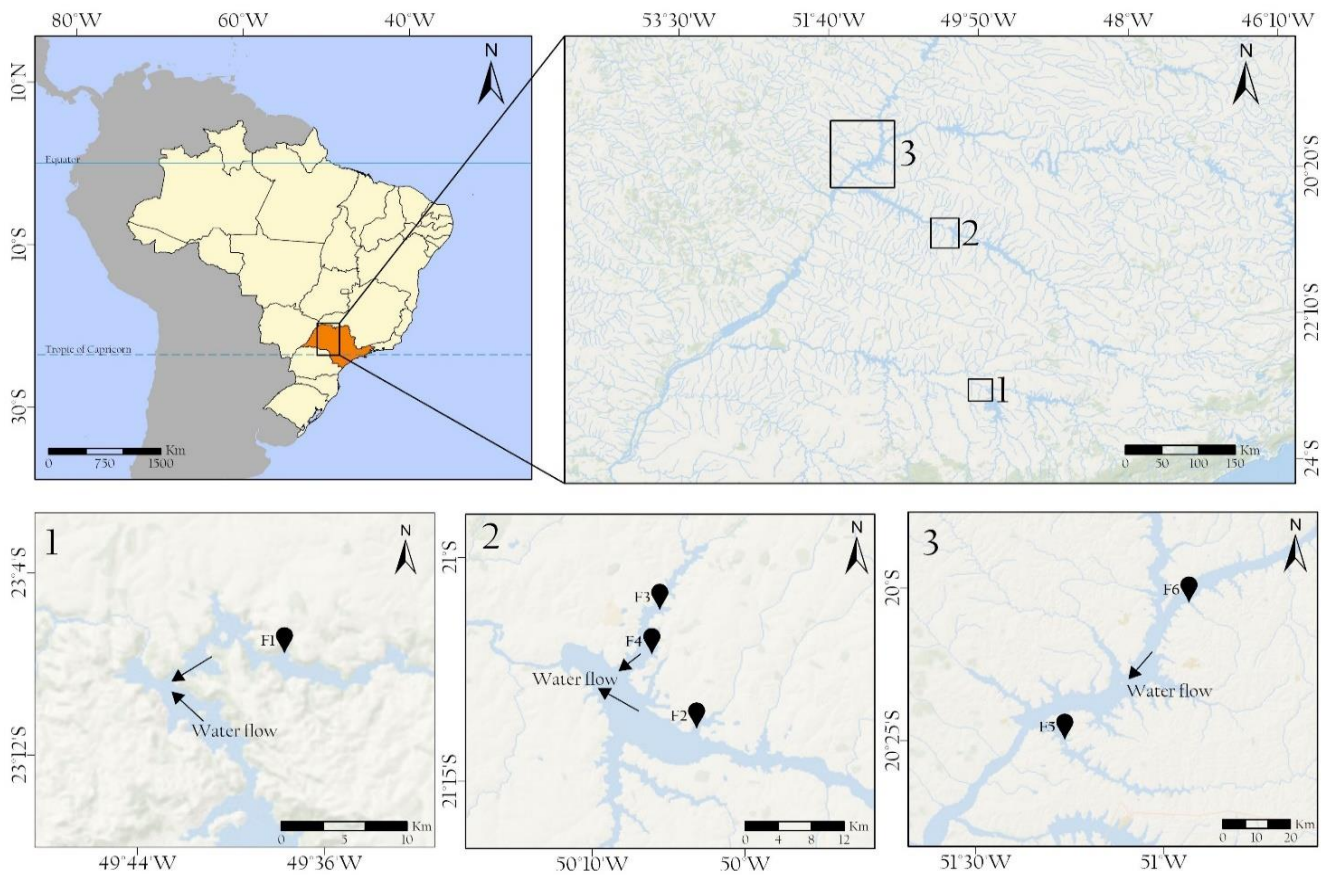


Figura 1: 1 - Reservatório de Chavantes com a fazenda 1; 2 - Reservatório de Nova Avanhandava com as fazendas 2, 3 e 4; 3 - Reservatório de Ilha Solteira com as fazendas 5 e 6.

Para definir os locais de amostragem, foi adotado um método semelhante ao utilizado por Mallasen et al. (2012) e Rosini et al. (2016), e adotado pelo sistema oficial de Meio Ambiente do Estado de São Paulo nas ações de monitoramento ambiental, onde as amostras são coletadas na área central da fazenda (F); em um ponto a montante (M), fora de qualquer interferência direta da área de produção; e em um local a jusante (J), que supostamente recebe a água homogeneizada proveniente da produção.

Uma vez que no reservatório de Nova Avanhandava foram incluídas duas pisciculturas vizinhas, para ambas foi estabelecido um único ponto de amostragem à montante e à jusante, além das amostras coletadas na região central de cada piscicultura. Portanto, os locais de amostragem foram estabelecidos de acordo com os reservatórios, da seguinte forma: Chavantes com três pontos de amostragem (M1, F1 e J1); Nova Avanhandava com sete pontos de amostragem (M2, F2, J2 / M3, F3, F4, J4); e Ilha Solteira com seis pontos de amostragem (M5, F5, J5 / M6, F6, J6).

As amostras foram coletadas entre 9h e 10h, e o estudo foi realizado no final das estações seca e chuvosa (primavera e verão, respectivamente) entre os anos de 2014 a 2016. É importante ressaltar que, com a dinâmica ambiental e operacional dos reservatórios, o local de ancoragem das tanques-rede pode sofrer alterações, resultando assim em diferentes profundidades entre as estações de amostragem.

Durante o estudo as fazendas possuíam procedimentos operacionais semelhantes, utilizando tanques-rede de 18 a 100 m³ e uma produção projetada para atingir as capacidades de carga ambiental máxima autorizada pelos órgãos oficiais da União. As principais características das unidades de produção estudadas estão detalhadas na tabela I.

Tabela 1: Caracterização das fazendas estudadas: dados de produção apresentado como a faixa de valores mínimos e máximos. O número de tanques-rede inclui uma combinação de tamanhos e estoques permanente de animais independentemente do tamanho, uso de ração e taxa de conversão alimentar.

Reservatório	Chavantes	Nova Avanhandava	Ilha Solteira
Fazenda	F1	F2, F3 e F4	F5 e F6
Número de tanques-rede	150 - 400	150 - 300	150 - 400
Estoque permanente de peixes (unidade)	700.000 - 1.300.000	300.000 - 600.000	700.000-1.300.000
Consumo de ração (Toneladas por dia)	3 a 10	2 a 5	3 a 10
Taxa de conversão alimentar	1.3 - 2.0	1.5 - 2.0	1.3 - 2.0

2.2 Dados limnológicos

2.2.1 Perfil vertical da coluna de água

O perfil vertical da coluna d'água foi avaliado utilizando uma sonda multiparâmetro YSI EXO II, equipada com sensores eletrométricos individuais para medir a profundidade (m), a temperatura (T°C) e o oxigênio dissolvido (OD) (mg/l), e sensores fluorométricos para medir os teores "in vivo" de ficocianina (BGA-PC)

($\mu\text{g/l}$) e clorofila a (Chla) ($\mu\text{g/l}$). A sonda foi programada para realizar uma amostragem do conjunto completo de sensores a cada 0,6 segundos e foi lentamente descida manualmente na velocidade aproximada de 0,25 m/s. A profundidade de coleta de cada linha de dados é medida pela sonda por sensores de pressão, com precisão de até 0,1 m, possibilitando a referência espacial das variáveis limnológicas. Apenas os dados obtidos durante o processo de descida da sonda foram utilizados; os dados coletados durante a subida foram descartados, pois o movimento do instrumento e seu cabo poderiam gerar perturbações na estrutura vertical da coluna d'água, interferindo nos resultados.

2.2.2 Termoclina

Para investigar a distribuição da termoclina, foi adotado um método similar ao utilizado por Zhang et al. (2014), em que inicialmente é necessário identificar as profundidades dos limites superiores e inferiores da termoclina. A profundidade do limite superior é definida como o início da termoclina ou profundidade da termoclina (IT), e a profundidade do limite inferior é definida como o fim da termoclina ou fundo da termoclina (FT). A espessura da termoclina (ET) corresponderá à diferença entre IT e FT, e a variação de temperatura entre IT e a FT é definida como Δt . Finalmente, a intensidade da termoclina (iT) é definida como a relação entre a diferença de temperatura e a espessura da termoclina (iT ($^{\circ}\text{C/m}$) = $\Delta t / ET$).

Para a detecção da termoclina adotou-se o critério de gradiente, um método amplamente utilizado, que também foi usado por Zhang et al. (2015) e Zhang et al. (2014). Nele é necessário que o gradiente vertical de temperatura seja maior que um valor fixo específico. O critério do gradiente é subjetivo e é escolhido artificialmente, variando de acordo com localidade, clima, profundidade e características físicas da região de estudo (Hao et al., 2012). O critério $0,2^{\circ}\text{C/m}$, por exemplo, é adequado para a plataforma chinesa (≤ 200 m), enquanto o critério de $0,05^{\circ}\text{C/m}$ é apropriado para a plataforma chinesa (> 200 m).

Devido à menor sazonalidade e menor variação de temperatura ao longo da coluna de água em reservatórios tropicais, no presente estudo foi adotado o critério de gradiente de $0,02^{\circ}\text{C/m}$. Portanto, o início da termoclina em condições de estratificação corresponderá à profundidade onde o gradiente vertical de

temperatura é igual ou superior a 0,02°C/m entre duas profundidades de medição consecutivas, não considerando termoclinas intermediárias.

2.2.3 Análise das águas superficiais

Para uma melhor interpretação dos resultados, bem como a possibilidade de identificar padrões entre os reservatórios, foram realizadas algumas análises limnológicas superficiais. Foram coletadas três amostras de cada ponto de amostragem a 1 metro de profundidade. As variáveis avaliadas com o uso da sonda multiparâmetro foram pH, OD (mg/L), Condutividade (Cond.) ($\mu\text{S/cm}$) e Sólidos Totais Suspensos (STS). As concentrações de clorofila a (Chla) ($\mu\text{g/L}$), Nitrogênio Total (NT) ($\mu\text{g/L}$) e Fósforo Total (PT) ($\mu\text{g/L}$) foram realizadas em laboratório pelo método colorimétrico (Golterman et al., 1978), método analítico (Valderrama, 1981) e método colorimétrico (Valderrama, 1981), respectivamente.

2.2.4 Fitoplâncton

A análise microscópica para quantificação e identificação do fitoplâncton começou na estação de amostragem do verão de 2015, portanto, apenas quatro períodos foram considerados para os resultados da análise do fitoplâncton. A análise quantitativa seguiu o método de Utermöhl (1958), utilizando um microscópio invertido e uma câmara de sedimentação de 10 ou 25 ml, dependendo da densidade de cada amostra. O tempo de sedimentação foi de 4 horas por centímetro (Lund et al., 1958), e um limite de contagem foi estabelecido através da curva de rarefação das espécies até atingir 100 indivíduos da espécie mais comum. O fitoplâncton foi identificado de acordo com Bicudo e Menezes (2017), Sant'Anna et al. (1989), Tucci et al. (2006) e suas referências. Cada célula, filamento ou colônia foi considerado como um indivíduo e estimado como organismos (org./ml) seguindo as diretrizes da UNESCO (2010).

2.3 Dados hidrológicos

Os registros operacionais das comportas dos reservatórios foram obtidos por meio do OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). Dessa forma, os dados de vazão de água dos reservatórios de Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira foram documentados entre abril de 2014 e março de 2017.

2.4 Análises estatísticas

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada para a análise dos parâmetros avaliados superficialmente, incluindo a profundidade e a vazão dos reservatórios, agrupando os locais de amostragem por meio do software estatístico Minitab 19.

3. Resultados

3.1 Avaliação da estrutura vertical da coluna de água: profundidade, temperatura e oxigênio dissolvido

As maiores profundidades foram observadas no reservatório de Chavantes, com uma média de 25,25 metros. A localização mais profunda foi em M1 no verão de 2016, com 56,24 metros (figura 2A), enquanto a menor profundidade foi de 4,02 metros em F1 na primavera de 2015 (figura 2B). Nova Avanhandava apresentou uma média de 13,51 metros, sendo que o local mais profundo foi observado no verão de 2015 em J2, com 21,67 metros (figura 2C), e o mais raso em M3, na primavera de 2014, com 3,76 metros (figura 2D). Ilha Solteira teve uma média de 17,75 metros, sendo que a profundidade máxima registrada foi em J5 no verão de 2016, com 34,13 metros (figura 2E), e a mínima em F6 no verão de 2015, com 4,01 metros (figura 2F).

Durante o estudo, as temperaturas médias dos reservatórios foram de 26,01°C em Chavantes, 26,84°C em Nova Avanhandava e 28,07°C em Ilha Solteira. A temperatura máxima foi registrada em F6, na primavera de 2014, quando a temperatura da água superficial atingiu 31,13°C e a temperatura do fundo foi de 28,24°C, uma variação de 2,89°C ao longo da coluna de água (figura 3A, tabela 2).

— Clorofila a (µg/l)
 — Ficocianina (µg/l)
 — Temperatura °C
 — Oxigênio Dissolvido (mg/l)

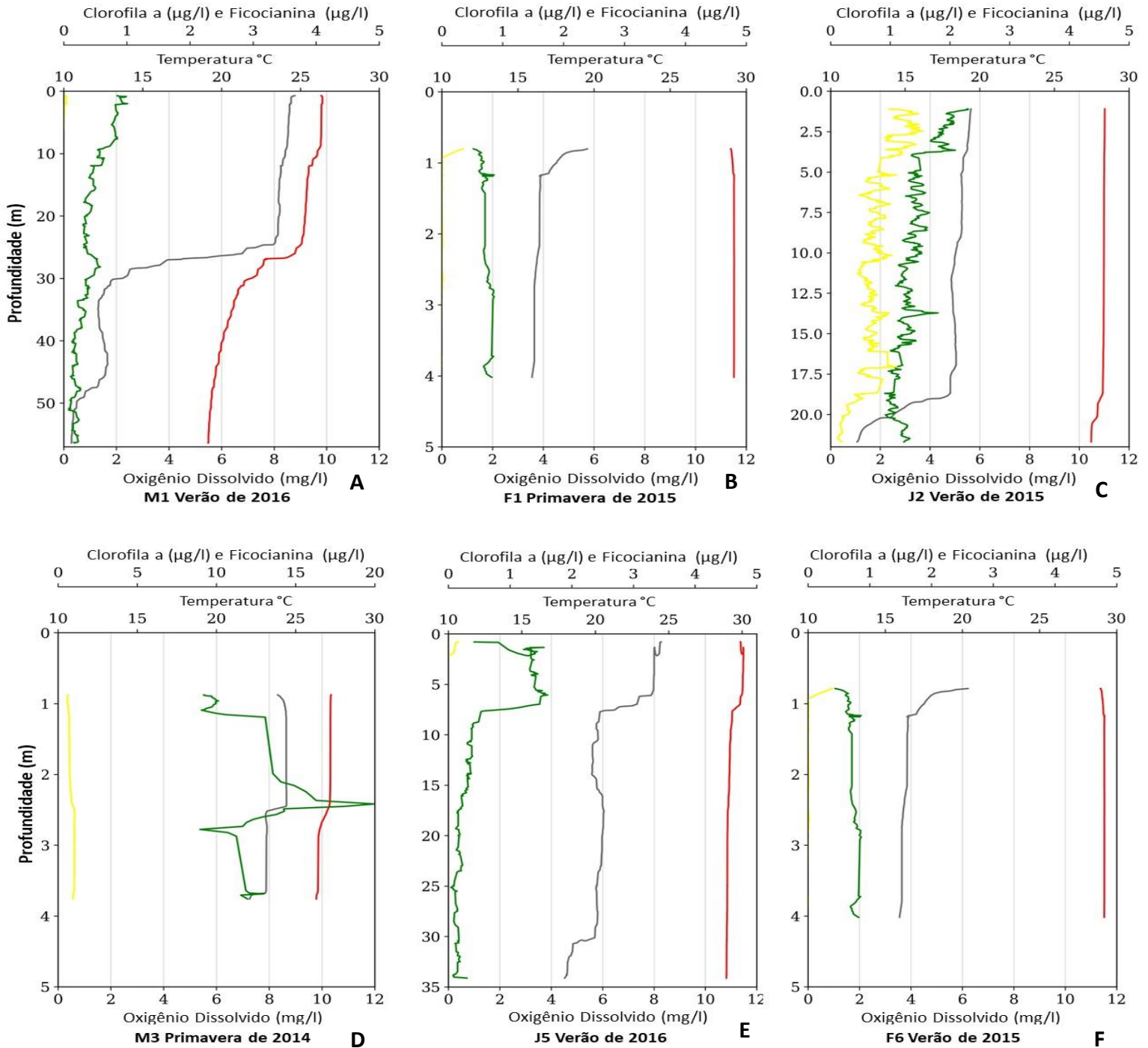


Figure 2: Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficocianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos: M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um número (1 a 6) que identifica as fazendas.

A temperatura mais baixa foi registrada no reservatório de Chavantes na primavera de 2016 em M1, onde a temperatura superficial foi de 20,31°C e a temperatura do fundo de 19,09°C, uma variação de temperatura de 1,22°C, com uma mudança de temperatura localizada principalmente perto do fundo do reservatório (figura 3B e tabela 2). Chavantes também apresentou as temperaturas mais altas na primavera de 2015, com uma média de 29,14°C, sem variações de temperatura ao longo da coluna de água (tabela 2). Nesta mesma estação de amostragem, os reservatórios de Nova Avanhandava e Ilha Solteira registraram temperaturas superficiais de 26,11°C e 27,12°C, respectivamente, porém, ambas com variações de temperatura ao longo da coluna de água e formação de termoclina.

Na maior parte do estudo, as concentrações de oxigênio dissolvido na superfície estiveram acima de 6 mg/l, com exceção do verão de 2015 em Nova Avanhandava e da primavera de 2015 em Chavantes, quando a média das concentrações de superfície foi de 5,34 mg/l e 5,14 mg/l, respectivamente. Em Chavantes, situações de anoxia hipolimnética foram registradas principalmente em J1 no verão de 2015 e em M1 no verão de 2016 (figuras 3C e 3D, respectivamente).

Nova Avanhandava apresentou anoxia no fundo em pelo menos um local em todas as estações de amostragem. Os níveis mais baixos de oxigênio associado a estratificações térmicas foram registrados em M3 e F3 no verão de 2016, quando a concentração de oxigênio diminuiu de 9,06 mg/l para 1,23 mg/l a uma profundidade de 6 m e de 8,07 mg/l para 1,13 mg/l a uma profundidade de 4,5 m, respectivamente (figuras 3E e 3F, respectivamente).

Ilha Solteira foi o reservatório que apresentou menos frequentemente estratificação térmica e ausência de condições de anoxia no fundo. A situação mais crítica foi observada em M6 no verão de 2016, onde a concentração de oxigênio a 22,9 m de profundidade foi de 1,38 mg/l; no entanto, a 18,9 m de profundidade, a concentração ainda era de 3,45 mg/l (figura 4A). Na maioria dos contextos amostrados a profundidade de início da termoclina foi próxima ou coincidente à profundidade de início da oxiclina.

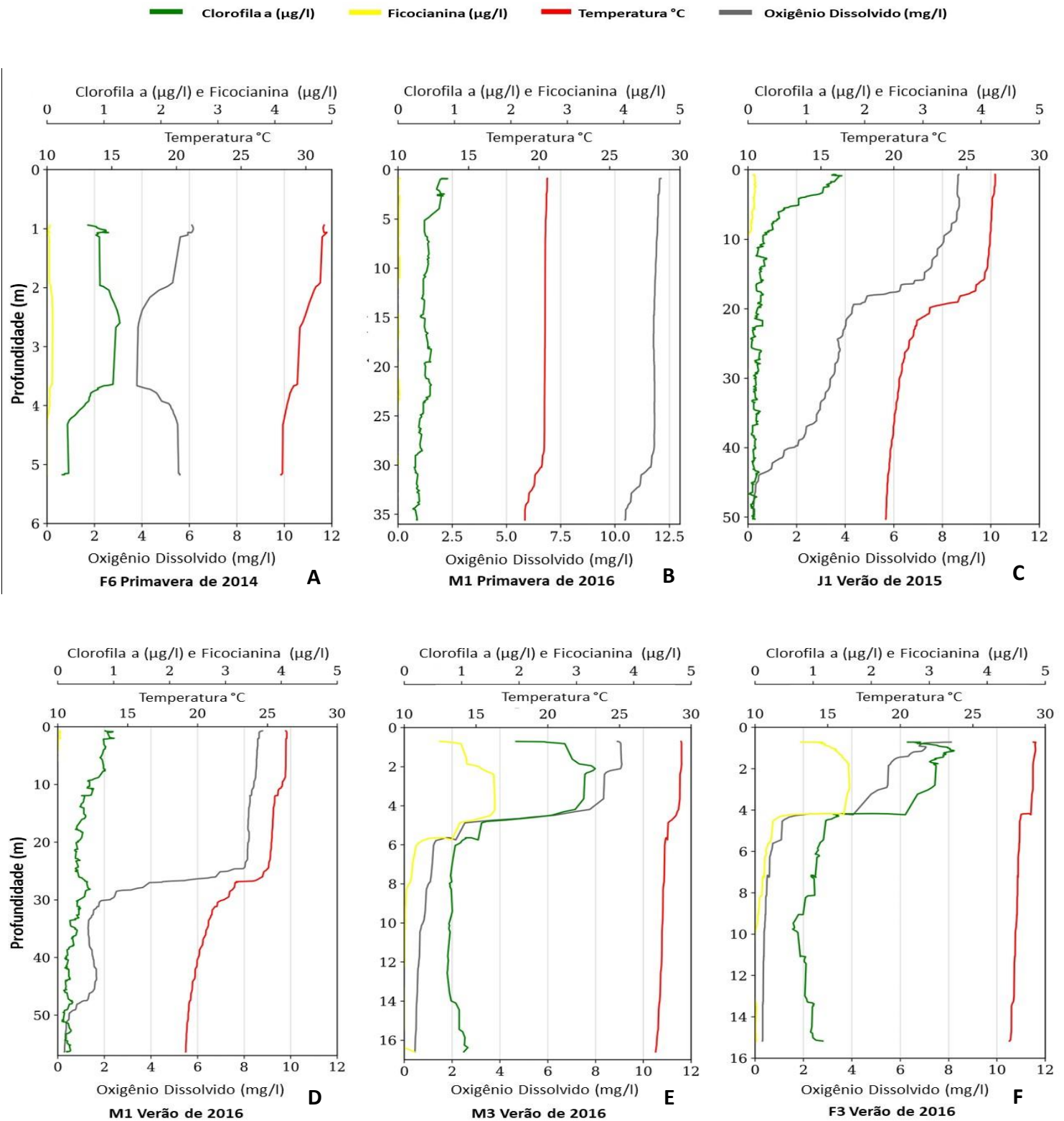


Figure 3: Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficocianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos, que referem com as letras M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um número de 1 a 6 que identifica as fazendas.

3.2 Intensidade da termoclina (iT)

O cálculo da intensidade da termoclina foi possível de ser efetuado somente nos locais onde foi possível a identificação do critério de gradiente. Características relacionadas a espessura, profundidade de início e final, bem como as temperaturas na zona da termoclina foram detalhadas na tabela 2, de acordo com local e estação de amostragens.

Em relação ao iT, não houve um padrão quanto às estações de amostragens e locais, no entanto, os maiores valores foram obtidos na Primavera de 2014, em M3 e F6, com 1,46°C/m e 1,20 °C/m respectivamente (tabela 2, figura 2C e 2F), que apesar de elevadas, não representaram uma estratificação térmica intensa com riscos ambientais para a aquicultura em tanques-rede.

No verão de 2015, o maior valor de iT foi observado em F1, com 0,79°C/m (tabela 2), mostrando uma termoclina localizada próxima ao fundo. Nessa estação, foi detectada termoclina apenas nos locais do reservatório de Chavantes e em J2 (tabela 2), onde J1 com 0,45°C/m, foi o único local que apresentou um cenário clássico de estratificação térmica com potenciais riscos (tabela 2, figura 3C).

Na primavera de 2015, o maior valor de iT foi em M6, com 0,50°C/m (tabela 2), não representando uma estratificação intensa. Nessa estação, o reservatório de Nova Avanhandava, apesar de não ter apresentado valores altos de iT, mostrou os piores cenários para a produção de aquicultura em tanques-rede, conforme mostrado nos perfis verticais em F2 e F3 (figuras 4D e 4E, respectivamente)

Vale ressaltar que também foram observadas termoclina discretas, abaixo dos padrões estabelecidos pelo critério do gradiente, mostrando estratificação de oxigênio com consequentes riscos ao ambiente e à aquicultura em tanques-rede, como nos casos de M3 e J4 (figuras 4B e 4C, respectivamente).

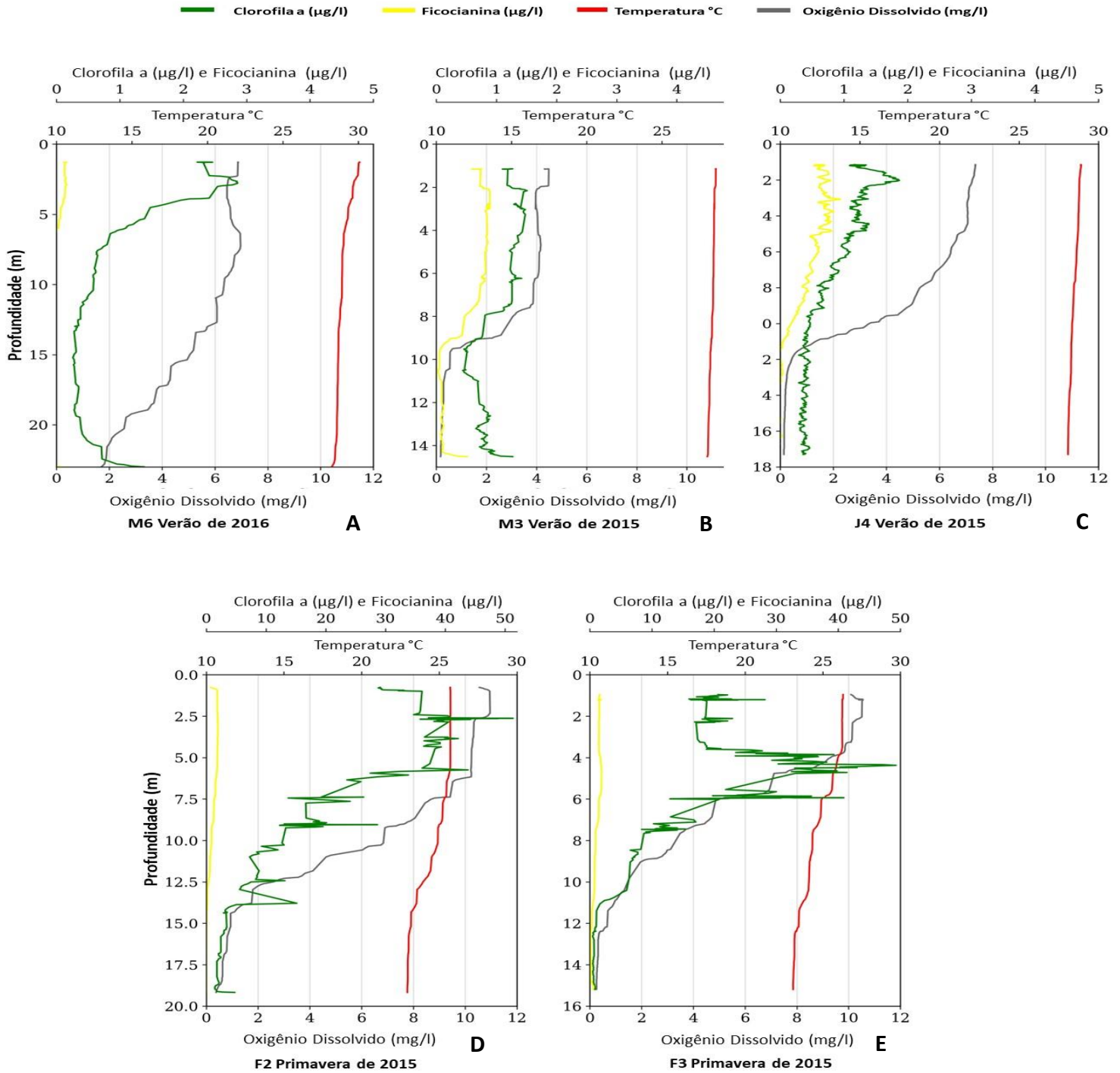


Figure 4: Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficusianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos, que referem com as letras M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um número de 1 a 6 que identifica as fazendas.

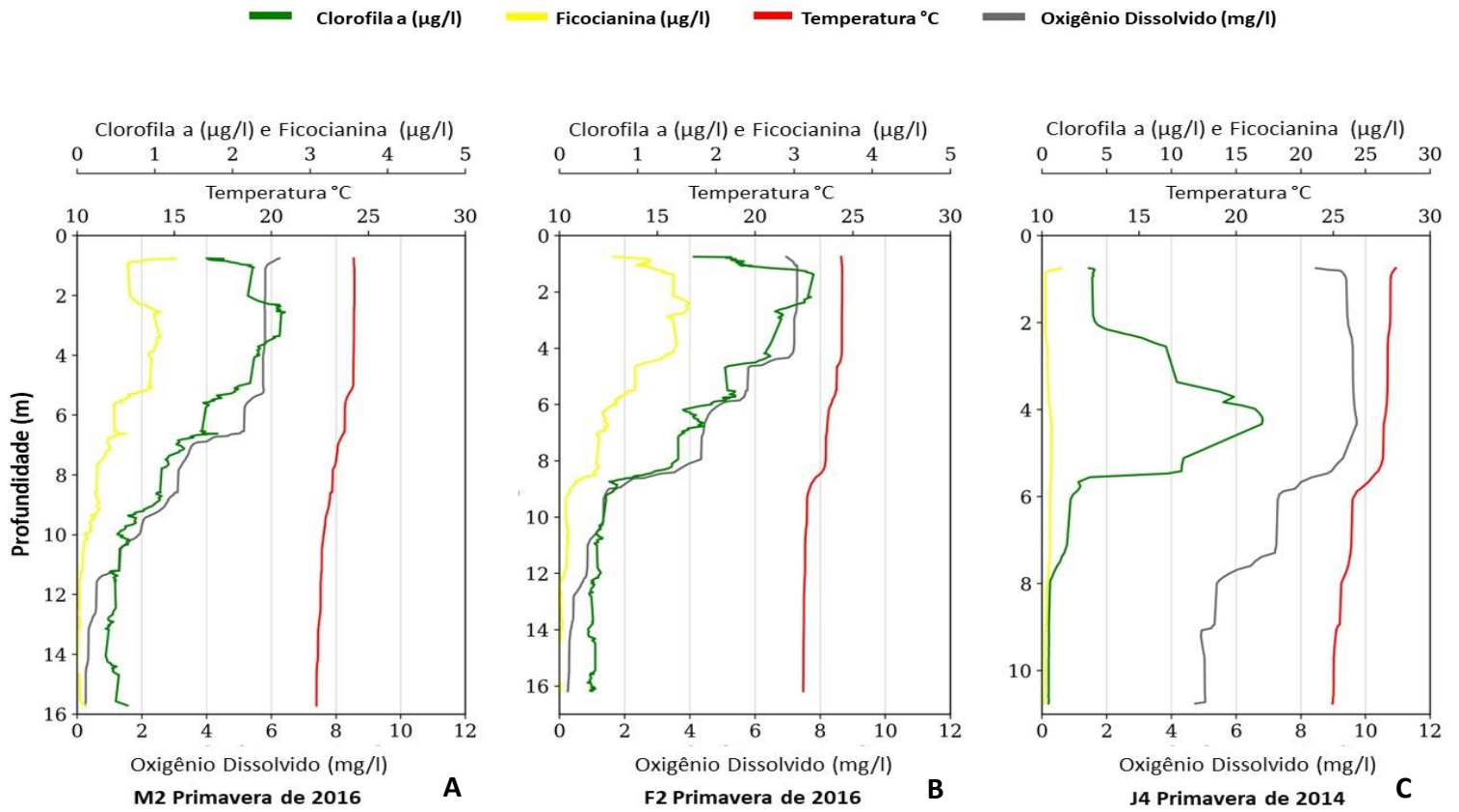


Figure 5: Exemplos de perfis verticais de Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Clorofila a e Ficocianina (BGA – PC) coletados nas áreas aquícolas estudadas. Os locais de coleta estão descritos pelos códigos, que referem com as letras M (montante), F (fazenda) e J (jusante), seguido de um número de 1 a 6 que identifica as fazendas.

Tabela 2: Caracterização da estratificação térmica nas áreas aquícolas dos reservatórios de Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira.

Primavera 2014																					
Zona da Termoclina	CHAVANTES			NOVA AVANHANDAVA							ILHA SOLTEIRA										
	M1	F1	J1	M2	F2	J2	M3	F3	F4	J4	M5	F5	J5	M6	F6	J6					
IT (m)	1,10	2,44	4,27	4,51	6,25	5,44	2,37	2,73	2,15	4,26	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	12,93	2,10	1,92	1,64					
FT (m)	31,85	11,46	7,24	7,77	8,70	7,80	2,87	9,74	7,80	9,28			14,23	11,96	4,33	12,28					
ET (m)	30,75	9,01	2,98	3,26	2,45	2,36	0,50	7,01	5,65	5,02			1,30	9,87	2,41	10,64					
T°C I	26,18	26,69	24,79	26,49	26,41	26,54	27,18	27,72	27,69	27,65			27,69	29,92	31,13	30,72					
T°C F	19,61	23,08	24,02	25,79	25,80	25,90	26,45	25,04	25,12	25,12			27,38	26,73	28,24	26,89					
Δt (°C)	6,57	3,61	0,77	0,71	0,62	0,64	0,73	2,68	2,58	2,53			0,31	3,19	2,89	3,82					
iT (°C/m)	0,21	0,40	0,26	0,22	0,25	0,27	1,46	0,38	0,46	0,50			0,24	0,32	1,20	0,36					
Verão 2015																					
Zona da Termoclina	CHAVANTES			NOVA AVANHANDAVA							ILHA SOLTEIRA										
	M1	F1	J1	M2	F2	J2	M3	F3	F4	J4	M5	F5	J5	M6	F6	J6					
IT (m)	13,31	15,58	14,62	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	19,06	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E					
FT (m)	22,42	20,25	27,14			20,53											2,47	28,07	27,56	0,51	0,35
ET (m)	9,11	4,68	12,52			1,47											28,07	27,56	0,51	0,35	
T°C I	26,39	26,15	26,32			28,07											27,56	0,51	0,35		
T°C F	21,44	22,47	20,75			27,56											0,51	0,35			
Δt (°C)	4,96	3,68	5,57			0,51											0,35				
iT (°C/m)	0,54	0,79	0,45			0,35											0,35				
Primavera 2015																					
Zona da Termoclina	CHAVANTES			NOVA AVANHANDAVA							ILHA SOLTEIRA										
	M1	F1	J1	M2	F2	J2	M3	F3	F4	J4	M5	F5	J5	M6	F6	J6					
IT (m)	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	7,80	5,74	2,55	4,82	3,72	2,80	4,27	8,91	6,75	7,92	7,59	N O T H E R M O C L I N E	9,11					
FT (m)				13,96	14,29	15,37	12,72	12,18	9,63	10,64	15,16	8,86	12,88	9,41		11,35					
ET (m)				6,15	8,54	12,82	7,90	8,46	6,83	6,37	6,25	2,11	4,96	1,83		2,24					
T°C I				25,38	25,69	25,86	25,97	26,20	26,16	25,77	26,76	27,02	26,83	26,52		26,64					
T°C F				23,21	23,22	23,18	23,28	23,41	24,73	24,21	24,86	26,28	25,11	25,61		25,90					
Δt (°C)				2,17	2,47	2,68	2,69	2,79	1,43	1,56	1,90	0,74	1,72	0,91		0,75					
iT (°C/m)				0,35	0,29	0,21	0,34	0,33	0,21	0,25	0,30	0,35	0,35	0,50		0,33					

IT (m) = Profundidade de início da termoclina / **FT (m)** = Profundidade do final da termoclina / **ET (m)** = Espessura da termoclina / **T°C D** = temperatura em IT / **T°C B** = temperatura em FT / **Δt (°C)** = Variação entre a temperatura inicial e final da termoclina / **iT (°C/m)** = intensidade da termoclina / **F1** = Fazenda 1 / **F2** = Fazenda 2 / **F3** = Fazenda 3 / **F4** = Fazenda 4 / **F5** = Fazenda 5 / **F6** = Fazenda 6 / **M1** = Montante a F1 / **M2** = Montante a F2 / **M3** = Montante a F3 / **M5** = Montante a F5 / **M6** = Montante a F6 / **J1** = Jusante a F1 / **J2** = Jusante a F2 / **J4** = Jusante a F4 / **J5** = Jusante a F5 / **J6** = Jusante a F6 / **NO THERMOCLINE**: ausência de termoclina (valores abaixo do critério de gradiente estabelecido).

Tabela 2: Continuação tabela 2.

Verão 2016																
Zona da Termoclina	CHAVANTES			NOVA AVANHANDAVA							ILHA SOLTEIRA					
	M1	F1	J1	M2	F2	J2	M3	F3	F4	J4	M5	F5	J5	M6	F6	J6
IT (m)	23,46	23,59	7,38	3,50	6,33	N O T H E R M O C L I N E	3,65	3,03	N O T H E R M O C L I N E	9,89	5,00	3,71	6,11	2,97	5,13	2,09
FT (m)	39,86	28,43	8,08	6,29	9,40		6,04	4,21		11,06	7,00	4,61	7,60	6,24	7,49	3,39
ET (m)	16,40	4,85	0,70	2,79	3,08		2,40	1,18		1,17	2,00	0,90	1,49	3,27	2,36	1,31
T°C I	25,13	25,21	26,13	28,44	28,60		29,22	29,15		28,31	29,98	29,75	29,97	29,66	29,40	29,99
T°C F	20,09	22,29	25,93	27,90	27,82		28,17	28,37		28,05	29,29	29,68	29,38	29,08	29,05	29,38
Δt (°C)	5,03	2,92	0,20	0,54	0,78		1,05	0,78		0,26	0,68	0,07	0,59	0,58	0,35	0,61
iT (°C/m)	0,31	0,60	0,29	0,19	0,25		0,44	0,66		0,22	0,34	0,08	0,39	0,18	0,15	0,47
Primavera 2016																
Zona da Termoclina	CHAVANTES			NOVA AVANHANDAVA							ILHA SOLTEIRA					
	M1	F1	J1	M2	F2	J2	M3	F3	F4	J4	M5	F5	J5	M6	F6	J6
IT (m)	28,86	N O T H E R M O C L I N E	29,69	5,05	4,39	9,94	6,59	6,72	4,65	N O T H E R M O C L I N E	4,19	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E	N O T H E R M O C L I N E
FT (m)	33,99		33,52	6,89	9,10	13,34	8,42	8,25	7,90		7,13					
ET (m)	5,13		3,83	1,84	4,71	3,41	1,83	1,53	3,25		2,94					
T°C I	20,31		20,27	24,21	24,40	23,20	22,98	22,94	22,98		24,30					
T°C F	19,10		19,18	23,51	22,75	22,53	22,62	22,63	22,63		23,97					
Δt (°C)	1,22		1,09	0,70	1,65	0,67	0,36	0,31	0,35		0,33					
iT (°C/m)	0,24		0,29	0,38	0,35	0,20	0,20	0,20	0,11		0,11					

IT (m) = Profundidade de início da termoclina / **FT (m)** = Profundidade do final da termoclina / **ET (m)** = Espessura da termoclina / **T°C D** = temperatura em TD / **T°C B** = temperatura em TB / **Δt (°C)** = Variação entre a temperatura inicial e final da termoclina / **iT (°C/m)** = intensidade da termoclina / **F1** = Fazenda 1 / **F2** = Fazenda 2 / **F3** = Fazenda 3 / **F4** = Fazenda 4 / **F5** = Fazenda 5 / **F6** = Fazenda 6 / **M1** = Montante a F1 / **M2** = Montante a F2 / **M3** = Montante a F3 / **M5** = Montante a F5 / **M6** = Montante a F6 / **J1** = Jusante a F1 / **J2** = Jusante a F2 / **J4** = Jusante a F4 / **J5** = Jusante a F5 / **J6** = Jusante a F6 / **NO THERMOCLINE**: ausência de termoclina (valores abaixo do critério de gradiente estabelecido).

O verão de 2016 foi a estação em que os cenários de estratificação térmica foram mais intensos. O maior valor de iT foi registrado em F3, com 0,66°C/m (tabela 2 e figura 3F), mostrando um perfil de estratificação térmica intensa com risco ambiental para a atividade. Além disso, os valores de iT de 0,31°C/m em M1 (tabela 2 e figura 3D) e 0,44°C/m em M3 (tabela 2 e figura 3E) também mostraram um cenário de estratificação térmica com potenciais riscos ambientais.

Na primavera de 2016, embora a maioria dos locais apresentasse termoclina dentro dos critérios de gradiente estabelecidos, apenas os locais M2 e F2, que apresentaram valores mais altos de iT, com 0,38°C/m e 0,35°C/m,

respectivamente, representaram riscos ambientais para a produção aquícola em tanques-rede (tabela 2, figuras 5A e 5B, respectivamente).

3.3 Avaliação de clorofila a (Chla) e ficocianina (BGA-PC)

Em todos os reservatórios, as concentrações máximas de pigmentos foram observadas na camada subsuperficial da coluna de água. Elas foram mais evidentes com maior intensidade na primavera de 2015, no reservatório de Nova Avanhadava, como mostrado na tabela 3. No local F2, enquanto a concentração superficial de Chla foi de 29,73 µg/l, a 2,62 m de profundidade atingiu 51,35 µg/l, e a partir de uma concentração superficial de 0,78 µg/l, BGA-PC alcançou 1,95 µg/l a 2,60 m (tabela 3 e figura 4D). No local F3, a concentração superficial de Chla variou de 20,83 µg/l para 49,29 µg/l a 4,37 m de profundidade, e de 1,59 µg/l para 1,92 µg/l a 4,63 m para BGA-PC (Tabela 3 e figura 4E).

Na primavera de 2014, M3 e J4 também apresentaram diferenças entre as concentrações de pigmentos na superfície e na subsuperfície. Em M3, a concentração de Chla aumentou de 13,09 para 19,99 µg/l a 2,4 m de profundidade, e nessa mesma profundidade, BGA-PC aumentou de 0,7 para 1,06 µg/l (figura 2D). Em J4, a concentração de Chla aumentou de 3,92 µg/l para 17,06 µg/l a 4,25 m de profundidade, e a concentração de BGA-PC aumentou de 0,29 µg/l para 0,75 µg/l a 4,33 m de profundidade (tabela 3 e figura 5C).

As concentrações de Chla e BGA-PC no verão de 2015 foram mais baixas, com os níveis mais altos observados em F4, onde a concentração de Chla aumentou de 2,6 µg/l para 3,96 µg/l a 1,87 m de profundidade. No verão de 2016 e na primavera de 2016, houve pequenas variações ao longo da coluna de água.

Tabela 3: Concentrações máximas de clorofila e ficocianina entre camadas de superfície e subsuperfície, locais de ocorrência e estações de amostragem. **F2** = fazenda 2 / **F3** = fazenda 3 / **F4** = fazenda 4 / **J2** = jusante a F2 / **J4** = jusante a F4 / **Chla**: Clorofila a / **BGA-PC**: ficocianina. OBS: Na primavera de 2015 foram destacados dois locais de amostragem devido às altas concentrações de fitoplâncton encontradas nesta estação.

PERÍODO DE AMOSTRAGEM	Local	Chla (µg/L) superficial	Chla (µg/L) máxima	Profundidade(m) Chla máxima	BGA-PC (µg/l) superficial	BGA-PC (µg/l) máxima	Profundidade(m) BGA-PC máxima
PRIMAVERA 2014	J4	3.92	17.06	4.25	0.29	0.75	4.33
VERÃO 2015	F4	2.60	3.96	1.87	0.64	1.01	1.19
PRIMAVERA 2015	F2	29.73	51.35	2.62	0.78	1.95	2.60
	F3	20.83	49.29	4.37	1.59	1.92	4.63
VERÃO 2016	J2	3.12	3.51	9.40	0.79	0.95	5.18
PRIMAVERA 2016	J2	1.83	3.34	3.94	0.37	0.71	4.06

3.4 Avaliação limnológica de águas superficiais

De todas as estações de amostragem, as temperaturas superficiais mais altas foram observadas no reservatório de Ilha Solteira, atingindo seus valores máximos no verão de 2016, com uma média de 29,86°C.

Os valores de pH mais altos foram registrados na primavera de 2015, no reservatório de Nova Avanhandava, com uma média de 9,05, sendo o valor observado em F4, com 9,35. Chavantes e Ilha Solteira registraram as médias mais altas na primavera de 2014, com 8,13 e 7,51, respectivamente.

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) na superfície tiveram médias mais altas na primavera de 2015 em todos os reservatórios. Chavantes registrou 10,05 mg/l, Nova Avanhandava 10,88 mg/l e Ilha Solteira 7,89 mg/l. Assim como para a variável pH, F4 foi o local onde foi observado a maior concentração de oxigênio dissolvido, com 12,58 mg/l.

O reservatório de Nova Avanhandava também apresentou as maiores condutividades elétricas (Cond.), com uma média de 236,20 µS/cm e um valor máximo de 252,50 µS/cm no verão de 2015 em F2. Os valores mais baixos foram observados em Chavantes, onde o máximo foi de 64,57 µS/cm, no verão de 2015. Em Ilha Solteira, a maior Cond. ocorreu no verão de 2016, com uma média de 115,97 µS/cm.

A Chla registrada em Nova Avanhandava sempre demonstrou valores superiores aos demais reservatórios. Na Primavera de 2015, em F3, foi observado uma concentração de 71,03 µg/L (figura 4E), enquanto a média nesta estação de amostragem foi de 36,6 µg/L. Em Chavantes e Ilha Solteira as maiores concentrações de Chla foram de 3,33 µg/L e 3,25 µg/L na Primavera de 2015 e Verão de 2015 respectivamente.

Os maiores níveis de Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT) foram registrados na primavera de 2015 e no verão de 2016, respectivamente, em todos os reservatórios. As médias de NT e PT foram de 1.708,02 µg/L e 31,81 µg/L em Chavantes, 1.961,95 µg/L e 36,84 µg/L em Nova Avanhandava e 1.878,04 µg/L e 31,55 µg/L em Ilha Solteira, respectivamente.

As concentrações de Sólidos Totais em Suspensão (STS) em Chavantes e Ilha Solteira foram observadas em níveis mais altos no verão de 2015, com 2,28 mg/l e 2,40 mg/l, respectivamente, enquanto Nova Avanhandava apresentou concentrações mais elevadas no verão de 2015 e na primavera de 2015, registrando 2,41 mg/l e 2,52 mg/l, respectivamente.

3.5 Identificação microscópica do fitoplâncton

Em Chavantes, 88,18 % do fitoplâncton identificado correspondeu às *Cryptophytas*, principalmente as espécies *Cryptomonas brasiliensis* e *Rhodomonas lacustres*, estando presentes em todas as estações de amostragens. As *Cyanophyceas* foram a segunda classe de maior concentração nesse reservatório, correspondendo a 9,5% da população fitoplanctônica e não sendo observada apenas na Primavera de 2016.

No reservatório de Nova Avanhandava as *Cyanophyceas* foi a classe de fitoplâncton mais abundante, com presença em todas as estações de amostragens e mais de 40 diferentes espécies identificadas, dentre elas, *M. aeruginosa*, *Planktothrix sp.* e *Cylindrospermopsis raciborskii*. As *Cryptophytas* foi a segunda classe mais encontrada e também estiveram presentes em todas as estações, no entanto, em concentrações superiores às *Cyanophyceas* somente na Primavera de 2016. As diatomáceas também estiveram presentes e foram dominantes durante a Primavera de 2015, com a espécie *Fragilaria sp.*

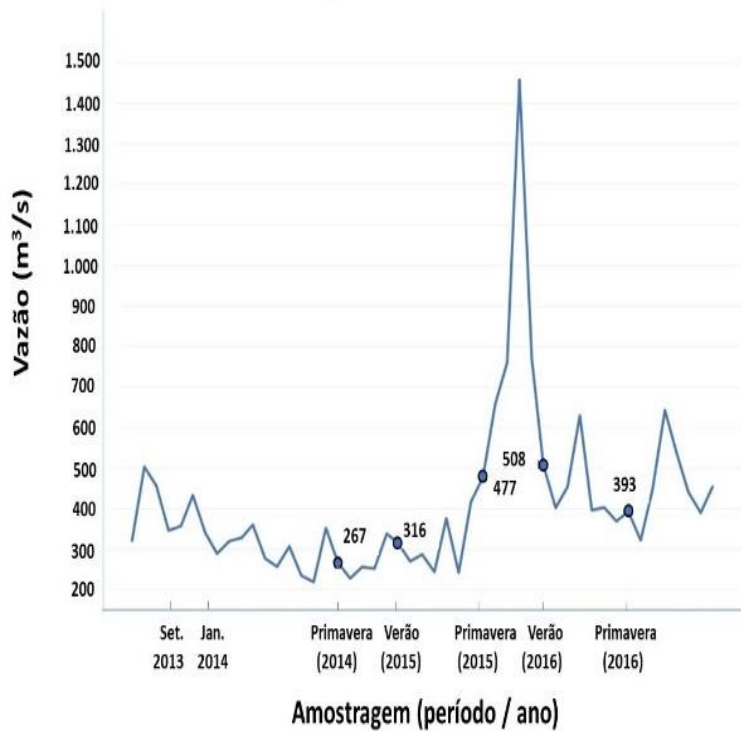
As *Cryptophytas* foram a classe com a maior concentração no reservatório de Ilha Solteira, correspondendo a 50,27% do fitoplâncton identificado. As *Cyanophyceas* corresponderam a 36,49%, com concentrações mais altas no verão de 2015 e na primavera de 2015. As *Chlorophyceaes* também estiveram presentes em todas as estações de amostragem, porém em concentrações mais baixas, representando 11,10% do fitoplâncton identificado

3.6 Dados hidrológicos

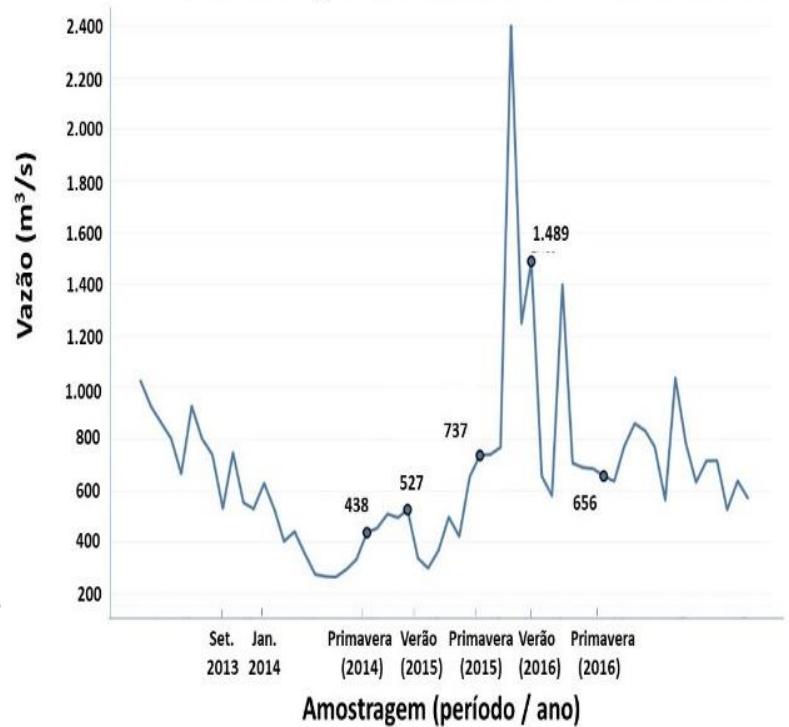
Durante as estações de amostragens, os reservatórios de Chavantes e Nova Avanhandava tiveram suas menores vazões na Primavera de 2014, com 267 m³/s e 438 m³/s respectivamente, enquanto Ilha Solteira registrou sua menor vazão na Primavera de 2015, com 2.892 m³/s (figura 6).

Em todos os reservatórios, as maiores vazões ocorreram no verão de 2016, quando Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira atingiram 508 m³/s, 1.489 m³/s e 4.797 m³/s, respectivamente. No entanto, foi registrado um pico de vazão no reservatório de Chavantes e Nova Avanhandava no período que antecede às amostragens do verão de 2016, como mostrado na figura 6.

Dados Hidrológicos do reservatório de Chavantes



Dados Hidrológicos do reservatório de Nova Avanhandava



Dados Hidrológicos do reservatório de Ilha Solteira

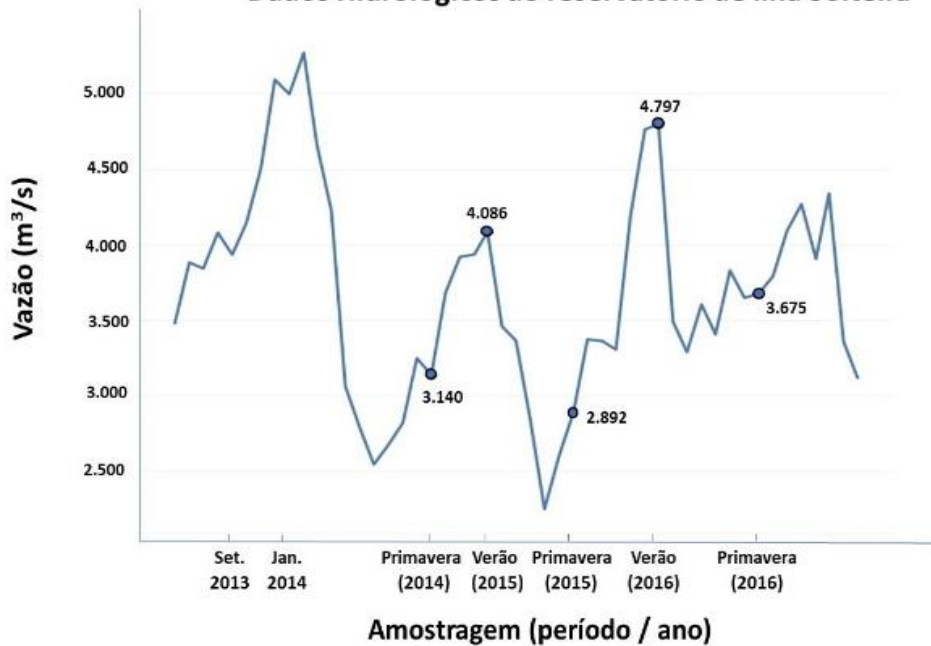


Figura 6: Registros de vazão dos reservatórios de Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira de abril de 2014 a março de 2017. Fonte: OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). http://nos.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_vazoes.aspx

3.7 Análise de Componente Principal (PCA)

A análise de Componentes Principais (PCA) mostrou que 51,05% da variação dos dados foi explicada por dois componentes principais (PC1 e PC2). De acordo com a análise, as principais variáveis que mais contribuíram para o PC1 foram pH, seguido por Chla e Cond., correspondendo a 31,86% da variância. As principais variáveis relacionadas a PC2 foram temperatura, seguida por vazão média e STS, contribuindo com 19,19% (figura 7).

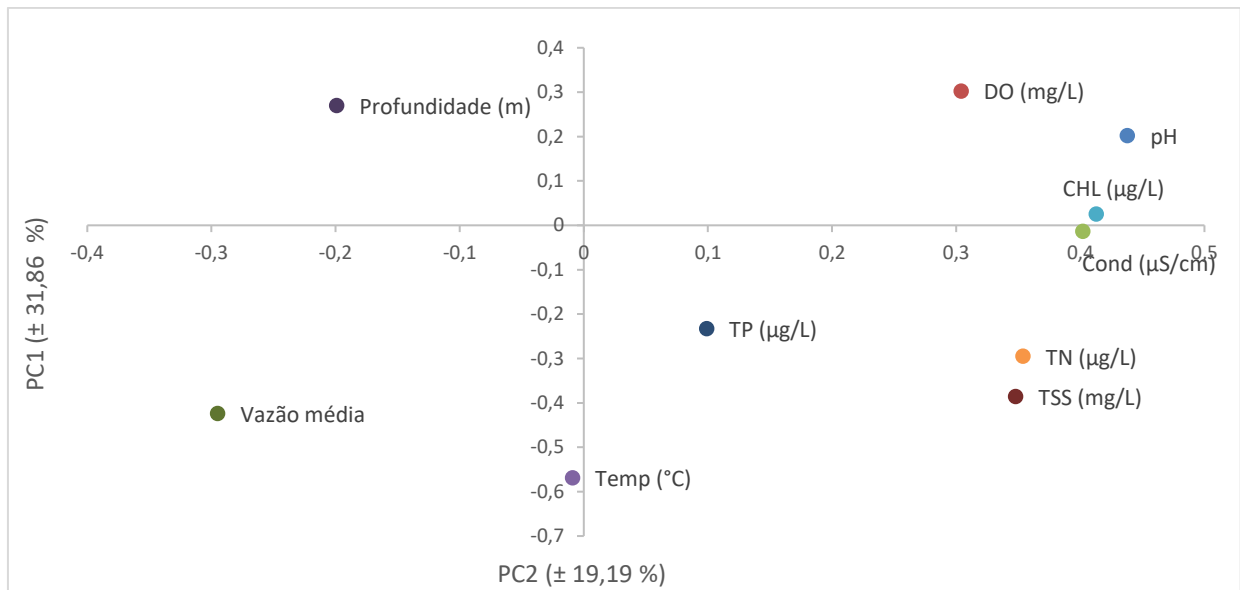


Figura 7: Gráfico dos componentes principais PCA (PC1 X PC2).

O gráfico com a distribuição dos locais gerados pela PCA mostrou que a maioria dos locais do reservatório de Nova Avanhandava, especialmente na primavera de 2015, está posicionada na área onde as principais variáveis relacionadas ao PC1 foram estabelecidas. Também é mostrado que a grande maioria dos locais de Nova Avanhandava está localizada positivamente em relação ao eixo do PC1, representando uma relação com as principais variáveis do PC1 (figura 8).

Os reservatórios de Chavantes e Ilha Solteira permaneceram em maior concentração na zona negativa do eixo do PC1 e bem distribuídos, tanto positiva quanto negativamente, ao longo do eixo do PC2 (figura 8).

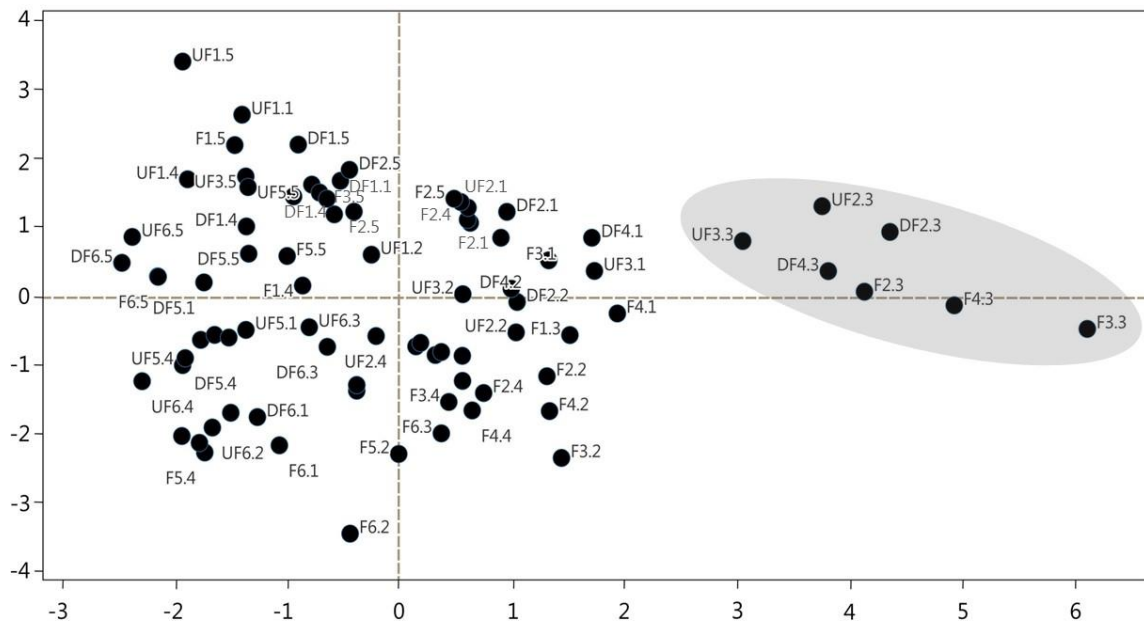


Figura 8: Gráfico dos componentes principais PCA (PC1 X PC2). UF = Montante a fazenda / F1 = fazenda 1 / F2 = fazenda 2 / F3 = fazenda 3 / F4 = fazenda 4 / F5 = fazenda 5 / DF = Jusante a fazenda / .1 = coleta 1 / .2 = coleta 2 / .3 = coleta 3 / .4 = coleta 4 / .5 = coleta 5.

4. Discussão

Com mais de 4 milhões de hectares em reservatórios, a aquicultura é uma atividade econômica de grande potencial para agregar sustentabilidade social e ambiental a diversas famílias no Brasil. Nesse sentido, recentemente, a Agência Nacional de Águas (ANA) autorizou a prática da aquicultura em tanques-rede em 71 reservatórios brasileiros, correspondendo a um potencial de produção de cerca de 4 milhões de toneladas de peixes por ano (Peixe BR, 2020, Valenti et al., 2021).

Uma das principais dificuldades enfrentadas nesse modelo de produção em reservatórios está relacionado ao aumento do aquecimento global, que inclui períodos prolongados de seca e consequentes reduções dos níveis e fluxo de água nesses ecossistemas (Valenti et al., 2021), além de eventos climáticos extremos, como tempestades e frentes frias com potencial de gerar danos ambientais e prejuízos à produção. Portanto, diante do cenário desenvolvimentista da aquicultura nacional, e em específico da aquicultura em tanques-rede em reservatórios, o presente estudo contribui para o conhecimento do comportamento e padrões desses ambientes, já que pouco se conhece sobre características limnológicas do perfil vertical da coluna d'água.

Os três reservatórios estudados estão localizados na região sudeste, onde se concentram os principais empreendimentos aquícolas do país. Uma diferença relevante entre eles é que enquanto Nova Avanhandava é uma hidrelétrica de fio d'água, Chavantes e Ilha Solteira são reservatórios do tipo bacias de acumulação. A principal diferença entre esses esquemas de operação está relacionada à estratégia de retenção-liberação de água: barragens operadas pelo sistema de bacia de acumulação retêm e liberam grandes quantidades de água de acordo com a demanda de energia e ou variação das chuvas, podendo sofrer grandes oscilações em seu nível de água ao longo do ano, já as barragens operadas sob o sistema de fio d'água praticamente liberam a mesma quantidade de água que recebem a montante em escala diária, resultando em variações pouco relevantes em seu nível da água (Baumgartner et al., 2020), o que favorece a implantação de projetos de aquicultura em tanques-rede.

Portanto, em consequência das estratégias de operação da usina hidrelétrica ou de fatores climáticos, que gerem piora nas concentrações de oxigênio na água, é comum que muitos cultivos se desloquem para locais com melhores condições limnológicas (Araujo et al., 2017). Dessa forma, durante o estudo nem sempre os cultivos permaneceram no mesmo local, ocorrendo assim variações de profundidades entre épocas de amostragens.

Essa capacidade dos piscicultores em tomar decisões diante de riscos relacionados ao clima e à dinâmica dos reservatórios onde estão inseridos foi descrita nos estudos de Lebel, Lebel e Lebel (2016) na Tailândia, onde foi demonstrado eficiência no curto prazo, mas que, no entanto, não permitia uma identificação precisa das condições limnológicas para um diagnóstico da condição ambiental do meio. Surtos de doenças em peixes cultivados geralmente estão associados a condições de stress, como por exemplo a combinação de temperaturas elevadas, baixos teores de oxigênio e diminuição de vazão, situação semelhante a que ocorre no final da estação seca (Chitmanat et al. 2016) e à descrita no reservatório de Três Marias em Roriz et al. (2017).

Situação atípica de seca foi registrada entre o final do ano de 2013 e início de 2015, onde parte do sudeste brasileiro enfrentou o período de seca mais intenso desde o ano de 1951, causando redução drástica na vazão de alguns dos principais reservatórios brasileiros. Os níveis de armazenamento atingiram 5% de sua

capacidade de 1,3 bilhão de m³ (Nobre et al., 2016), afetando a capacidade de carga e a diluição de nutrientes na água nesses ecossistemas. O cenário de seca cobriu todo o ano de 2014, com as chuvas voltando à normalidade no ano de 2015, podendo ser observado através do aumento gradual da vazão dos reservatórios ao longo do período do estudo (figura 6).

O padrão climático do sudeste brasileiro apresenta uma estação seca com temperaturas amenas, no outono e inverno, uma primavera caracterizada pelo final da seca, início das chuvas e aumento gradual da temperatura, e um verão com chuvas intensas e temperaturas atingindo seu máximo. No entanto, períodos anormais de baixa pluviosidade e eventos extremos como tempestades, inundações e ondas de frio vem se tornando cada vez mais frequentes e imprevisíveis devido ao aquecimento global (PBMC, 2013). Fenômenos meteorológicos como a passagem de frente frias e tempestades com intensidades atípicas, resulta em perda de calor das águas superficiais, podendo gerar distúrbios na coluna d'água e promover desestratificação térmica com consequente ressurgência de águas profundas pobres em oxigênio e ricas em compostos tóxicos, alterando significativamente a qualidade limnológica nos reservatórios (Araujo et al., 2017). Fenômeno este apontado com uma das principais causas de mortalidade em massa de peixes cultivados em tanques-rede.

Em regiões tropicais, como a estudada, a combinação de altos índices de radiação solar associado às baixas variações de temperatura durante o ano, geram menores diferenças entre as temperaturas do epilímnio e do hipolímnio (Xing et al., 2014), criando termoclinas mais variáveis, em comparação às encontradas em lagos temperados (Lewis, 1987). Termoclinas menos espessas (ET) tendem a ter maior intensidade (iT), no entanto, se tornam mais frágeis, fáceis de serem quebradas, aumentando os riscos. No estudo, no entanto, foi observado que uma iT elevada, não necessariamente significou uma estratificação térmica acompanhada de anoxia de fundo, como pode ser observado na Primavera de 2014 em M3, J4 e F6 (figuras 2D, 5C, 3A e tabela 2) e no Verão de 2015 em F1 (tabela 2).

Situações opostas, em que menores iT apresentaram cenários clássicos de estratificação de oxigênio, foram observadas em F3 e F4 na Primavera de 2014 (tabela 2), em J1 no Verão de 2015 (figura 3C, tabela 2) e no Verão de 2016 em

M1, M3 e F3 (figura 3D, 3E, 3F e tabela 2). Vale ressaltar ainda, que cenários de estratificação de oxigênio foram observados em locais onde não foi identificada termoclina dentro dos padrões estabelecido pelo critério de gradiente, como os casos de M3 e J4 no Verão de 2015 (figura 4B, 4C e tabela 2).

Em 1986, Meis e Tundisi concluíram que em regiões tropicais um gradiente de temperatura de 2°C entre as camadas superficiais e camadas de fundo seria suficiente para estabelecer condições de estratificação, no entanto, Foley et al. (2012), mostrou que mesmo em lagos temperados, uma pequena diferença de 0,5°C entre as camadas de água seria suficiente para promover um gradiente de temperatura e extinguir o transporte vertical de oxigênio dissolvido. No estudo foi constatado que diferenças abaixo de 0,9°C foram suficientes para estabelecer esse fenômeno e promover anoxia de fundo, como foi o caso de F3 e M6 no Verão de 2016 (figuras 4F e 4A) e M2 na Primavera de 2016 (figura 5A). Cenários que corroboram que o perfil vertical do oxigênio dissolvido em reservatórios tende a seguir o comportamento das estratificações térmicas (Rahman et al., 2005; Yoshimizu et al., 2010), mesmo que as diferenças entre temperaturas sejam muito pequenas.

No estudo foi observado situações de águas oxigenadas superficiais localizadas acima de uma ampla camada de água anóxica, mesmo sob condições hidrológicas de vazão favoráveis, como pôde ser observado no Verão de 2016 em Nova Avanhandava, onde foram registrados locais sem estratificação, com baixo risco para o cultivo, bem como locais com intensa estratificação, onde os níveis de oxigênio dissolvido a 6 m de profundidade atingiram 1,23 mg/l e a 4,5 m 1,13 mg/l em M3 e F3 respectivamente (figuras 3E e 4F), representando alto risco para a aquicultura em tanques-rede.

A tilápia corresponde a 54% da produção do pescado nacional (Valenti et al., 2021) e embora seja resistente a baixos níveis de oxigênio, a exposição prolongada à hipóxia afeta diretamente seu desempenho, reduzindo o consumo de alimento, a digestibilidade e conseqüentemente o sistema imunológico dos animais (Abdel-Tawwab et al., 2015). Portanto, situações de anoxia hipolimnéticas próxima às pisciculturas representam um sério risco para o negócio e esse processo se torna mais intenso após longos períodos de estratificação, já que com o aumento da concentração de detritos orgânicos no fundo do reservatório, quando em

decomposição consomem grande quantidade de oxigênio, induzindo à anoxia (Santos et al., 2017). Perfis de qualidade da água obtidos antes e depois de um evento de mortalidade em massa de peixes cultivados em tanques-rede no Lago Cirata, Indonésia, demonstrou que as perdas foram devido à desestratificação térmica com consequente ressurgência de águas anóxicas de fundo (Effendie et al., 2005). Portanto, eventuais desestratificações podem expor os peixes a baixas concentrações de oxigênio dissolvido e compostos tóxicos como sulfetos de hidrogênio (Lebel et al., 2016).

Normalmente essa circulação completa das massas de água ocorrem nos meses mais frios ou com a passagem de frente frias (Araujo et al., 2017), no entanto, diferentes padrões de estratificação térmica já foram verificados em uma mesma região (Pagioro et al., 2005). Antenucci et al. (2013) concluíram que em áreas tropicais, a mistura completa do corpo d'água pode ocorrer várias vezes ao longo do ano, situação que pode ser comparada à encontrada no estudo, em que na mesma estação de amostragem foi possível detectar locais sem estratificação térmica, com fundo oxigenado e locais com estratificação, acompanhados de anoxia de fundo. Vale ressaltar ainda que a redistribuição horizontal de calor entre os braços laterais e o corpo principal dos reservatórios, associados às variáveis como volume, morfometria, profundidade e características particulares de cada reservatório podem exercer forte influência na dinâmica limnológica vertical (Tundisi et al., 2010; Caraballo et al. al., 2014; Xing et al., 2014; Kraemer et al., 2015; Yang et al., 2020).

Em lagos temperados já foi constatado a formação mais precoce e prolongada de estratificações na coluna d'água (Mullin et al., 2020; Woolway et al., 2021), ou seja, quanto maior o tempo de residência no reservatório, maior será o acúmulo de nutrientes e o confinamento de partículas inertes no hipolímnio, favorecendo a proliferação de fitoplâncton e cianobactérias (Yang et al., 2020; O'Neil et al., 2012).

Três estudos relacionados ao microbioma, realizados nos mesmos reservatórios, períodos e locais, demonstraram a onipresença do filo *Cyanobacteria*: Schultter et al. (2018), buscando validar métodos mais eficientes, rápidos e confiáveis para detecção de cianobactérias potencialmente tóxicas através da análise de pigmentos, demonstrou que elas estiveram presentes em

todas as estações de amostragens, constituindo em média 44% da biomassa fitoplanctônica em Ilha Solteira e 62% a 65% nos demais reservatórios. Ressaltando ainda que caso a floração de diatomáceas na Primavera de 2015 fosse desconsiderada, as cianobactérias corresponderiam em média a 70% da biomassa de Chla em Nova Avanhandava, local que apresentou as maiores abundâncias de fitoplâncton. As clorófitas e criptófitas também estiveram presentes e constituíram uma fração importante das populações fitoplanctônicas, particularmente em Ilha Solteira e Chavantes.

Lukassen et al. (2019), com o objetivo de identificar as principais fontes de microrganismos produtores do off-flavor em fazendas de tilápia em tanques-rede, revelaram a presença de uma comunidade bastante complexa, dominada por *Fusobacteria*, *Cyanobacteria*, *Bacteroidetes*, *Firmicutes*, *Actinobacteria* e *Proteobacteria*. No entanto, apesar da presença de diferentes gêneros, *Synechococcus* apresentou a maior concentração, podendo ser a potencial fonte produtora de Geosmina.

Falcone-Dias et al. (2020), avaliando os efeitos da produção aquícola na qualidade microbiana da água, mostrou que *Synechococcus* e *Microcystis* foram os gêneros mais abundantes e onipresentes. Esses estudos também identificaram outros gêneros potencialmente produtoras de toxinas como *Cylindrospermopsis*, *Snowella*, *Nostoc*, *Limnothrix* e *Planktothrix*, indicando riscos potenciais para a aquicultura, para os consumidores e um desafio para a gestão de serviços públicos de água. Diante destes cenários, assumimos que os níveis de ficocianina encontrados pela sonda multiparamétrica estão relacionados a esses organismos, além disso, os locais de detecção da ficocianina foram coerentes com os resultados da Chla.

O aumento da condição trófica do ambiente causado pela floração de diatomáceas (Hall et al., 1999) durante a Primavera de 2015 em Nova Avanhandava foi um evento que pode estar relacionado às consequências da seca histórica relatada por Nobre et al. (2016) e o posterior retorno das chuvas, que acompanhada de frentes frias podem ter promovido desestratificações e a consequente disponibilização de nutrientes que estavam acumulados no hipolímnio (Araujo et al., 2017). O índice de estado trófico para reservatórios tropicais/subtropicais sugerido por Cunha, do Carmo Calijuri e Lamparelli, (2013),

indica que Nova Avanhandava, nesse cenário específico, alcançou o maior nível trófico, com classificação de hipereutrófico, já para as demais estações de amostragens a classificação ficou entre oligotrófico a mesotrófico, enquanto que Chavantes e Ilha Solteira classificados como oligotróficos.

Através da fluorometria “in vivo” foi possível evidenciar que as maiores concentrações do fitoplâncton não estavam localizadas nos primeiros metros da coluna d'água, mas sim abaixo da camada de subsuperfície, confirmando a necessidade de considerar toda a estrutura vertical do reservatório para diagnóstico do estado trófico desses ambientes.

Os resultados da PCA referentes à avaliação limnológica de superfície, vazão e profundidades médias mostrou que as variáveis de maiores influências na variação dos dados foram o pH, a Chla, Cond., NT e STS. Os maiores registros do pH foram observados no reservatório de Nova Avanhandava, na Primavera de 2015, devido à floração de diatomáceas e sua alta taxa fotossintética, resultando em maiores concentrações de oxigênio, Chla, NT e STS nesse período. Chavantes e Ilha Solteira também apresentaram as maiores taxas de NT na Primavera de 2015, no entanto, SIS foi maior para ambos reservatórios no Verão de 2015, podendo estar relacionado à crise hídrica apresentada nos estudos de Nobre et al. (2016) e a baixa capacidade de diluição dos reservatórios, principalmente nas três primeiras estações de amostragens.

Nesse sentido, o gráfico de distribuição dos locais de amostragens mostrou que na Primavera de 2015 em Nova Avanhandava permaneceu separada devido à sua qualidade de água naquele período (hipereutrófica). No verão de 2016 foram observados os maiores valores médios de vazão e PT, potencialmente gerados pela estação chuvosa, que resultaram em maiores concentrações de fósforo no ambiente por meio da grande quantidade de nutrientes carregados pelos esgotos urbano e inundações de lavouras.

Portanto, diante do avanço das mudanças climáticas e seus potenciais efeitos negativos aos ecossistemas aquáticos, o estudo demonstra a importância do monitoramento limnológico vertical periódico para diagnóstico da qualidade ambiental em reservatórios, e assim possibilitar os produtores a ajustarem suas estratégias de produção, como por exemplo, densidade de estocagem, taxas de arraçamento e níveis de investimentos financeiros, fazendo com que medidas de

gestão ambiental passe a fazer parte da rotina e de boas práticas de manejo (BMPs) em sistemas de aquicultura em tanques-rede (Mallasen et al., 2012). Melhores métodos de monitoramento ambiental possibilitam aos piscicultores melhor eficiência produtiva, melhores resultados econômicos e mais sustentabilidade na atividade, minimizando problemas como eventos de anoxia, proliferação de cianobactérias e consequentes danos à produção.

Vale ressaltar ainda que a aquicultura apresenta riscos ambientais bastante significativos, portanto em situações emergenciais que demandam um diagnóstico ambiental, amostras coletadas a campo para posterior análise em laboratório podem perder a utilidade pela demora dos processos de coleta, transporte e análise, além de nem sempre serem compatíveis com o tempo necessário para que se tome medidas adequadas de contenção de danos nas produções.

Nesse sentido, o monitoramento limnológico vertical e a descrição do estado ambiental em reservatórios de hidrelétricas para prevenção de riscos associados a aquicultura em tanques-rede mostrou-se bastante eficaz, permitindo agilidade e detalhamento de resultados, que possibilitam coletas de informações em escala de tempo compatível com a necessidade da tomada de decisão para redução de riscos relacionados à atividade.

Portanto, pode se concluir que amostras coletadas convencionalmente na superfície de reservatórios para avaliar o estado trófico de ambientes aquáticos podem produzir resultados inconsistentes, sendo necessário avaliar toda a estrutura vertical da coluna da água para um diagnóstico preciso que permita prevenir riscos ambientais associados à estratificação térmica, que podem afetar a aquicultura em tanques-rede. Além disso, fica destacado a importância do uso de novas tecnologias para o entendimento dos processos limnológicos que impactam a qualidade da água em reservatórios.

CAPÍTULO 2:

Efeitos da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água em reservatórios neotropicais do sudeste brasileiro.

Resumo

Entender os impactos ambientais da aquicultura em tanques-rede nos grandes reservatórios hidrelétricos permite melhor estimativa da capacidade suporte ecológica nesses ambientes, tornando esse tipo de sistema de produção de peixes mais sustentável. Reservatórios são ecossistemas complexos e podem ser afetados diretamente pela aquicultura intensiva, principalmente pelo enriquecimento de nutrientes e consequente elevação do estado trófico. Neste estudo examinamos o impacto da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água em reservatórios neotropicais do sudeste brasileiro através da comparação de parâmetros limnológicos amostrados na região central das pisciculturas, à montante e à jusante das mesmas. Foram estudadas seis pisciculturas instaladas em três reservatórios (Chavantes, Nova Avanhandava e Ilha Solteira) em cinco diferentes períodos de amostragem entre os anos de 2014 a 2016. As variáveis limnológicas para avaliar diferenças entre os locais de amostragem foram Oxigênio Dissolvido (OD), pH, Sólidos Dissolvidos Orgânicos Totais (SDOT), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Fósforo Total (PT), Ortofosfato (PO_4) e Clorofila-a (Chla) a 1 m de profundidade, com três repetições para cada local de amostragem. A Análise de Componentes Principais (PCA) e testes utilizando a ANOVA foram utilizados para agrupar as pisciculturas de acordo com seu estado trófico e período de amostragem. Os resultados demonstraram que muitas variáveis limnológicas não sofrem impacto do cultivo de peixes, porém foi registrado aumento significativo do teor de nutrientes (hiper-nutrição) dentro das pisciculturas e locais à jusante, sem aumento correspondente em relação aos níveis de Chla. A qualidade da água oscilou simultaneamente em todas as bacias dos rios estudados, com efeitos relevantes provocados pela seca histórica registrada durante o estudo. Como conclusão, podemos afirmar que as pisciculturas promoveram um aumento dos níveis de nutrientes da água, mas sem desencadear eutrofização local, pois populações fitoplanctônica dentro das pisciculturas possivelmente estão sendo

controladas através da filtragem promovida pelas tilápias e mexilhões dourados instalados nas áreas aquícolas estudadas.

Palavras-chave: Reservatório, aquicultura em tanque-rede, hiper-nutrição.

1. Introdução

O aumento do consumo de pescado promove intensificação do uso de recursos hídricos para a produção de alimentos em escala global (Tacon e Halwath, 2007). Enquanto o consumo de pescado per capita em 2020 foi de 20,2 kg, com a urbanização, o aumento da renda e as mudanças nas tendências alimentares, estima-se que o consumo atinja uma média de 21,4 kg em 2030 (FAO 2022), impulsionando a ocupação de novos espaços anteriormente desvalorizados para fins de aquicultura, como os vários grandes reservatórios de água doce que se encontram no Sudeste do Brasil.

Nos últimos cinquenta anos os principais rios dessa região foram represados para geração de energia hidrelétrica, resultando em mais de cinco milhões de hectares de reservatórios de água doce, que não atenderam às expectativas de produção pesqueira. Em vez disso, os reservatórios hidrelétricos têm se mostrado semelhantes a desertos biológicos, pois a biota aquática anteriormente dominante nos rios não foi capaz de se adequar nesses ecossistemas artificiais (Agostinho et al., 20016; Tundisi e Straskraba, 1999).

Para sistemas de aquicultura em tanques-rede os reservatórios são considerados locais estratégicos, pois possuem profundidade e qualidade de água adequadas. A produção significativa nesses ambientes começou há cerca de 20 anos, representando atualmente a principal modalidade de aquicultura no Brasil (Roriz et al., 2017; Valenti et al., 2021). Há muitas projeções otimistas para o crescimento da aquicultura brasileira com base na disponibilidade de ingredientes para rações (Hubbard et al., 2017) e disponibilidade de água de boa qualidade (Scott, 2013). No sudeste brasileiro, a indústria da tilápia vem crescendo e se intensificando com a uso de tecnologias, como por exemplo o uso de rações e material genético de alta qualidade. Detalhes sobre sistemas de produção em uso no Brasil descritos por Rojas e Wadsworth (2007) ainda são válidos.

A implantação de sistemas de engorda de tilápias em grandes reservatórios, com uso intensivo de ração e a diluição de resíduos diretamente nas águas, levanta preocupações acerca de eutrofização e deterioração da qualidade da água nesses locais. A legislação do governo brasileiro regulamenta a implantação de projetos aquícolas em reservatórios hidrelétricos, impondo um limite de no máximo 1% da área total do reservatório. Além disso, os órgãos governamentais responsáveis

usam estimativas de capacidade suporte de carga para orientar projetos de novas instalações ou expansões (Scott, 2013).

A gestão adequada da produção aquícola depende do conhecimento da estrutura e do funcionamento desses ecossistemas, bem como dos impactos ambientais da atividade e das “mudanças aceitáveis” que podem ocorrer em função da atividade (Ross et al, 2013). Devido à relevância de mensurar tais impactos, os efeitos da aquicultura em tanques-rede sobre variáveis limnológicas em reservatórios hidrelétricos têm sido avaliados por diversos autores. Mallasen et al. (2012^{a,b}) não encontrou efeitos negativos significantes da aquicultura em tanques-rede sobre a capacidade de diluição dos reservatórios de Nova Avanhandava e Ilha Solteira, no entanto, considerando o monitoramento limnológico frequente da água como fundamental para que o produtor possa ajustar manejos (densidade de peixes ou taxas alimentação) de acordo com as condições ambientais para mitigar a deterioração da qualidade do ambiente. Venturotti et al. (2016) demonstrou baixo poder de diluição de fósforo e nitrogênio amoniacal no reservatório de Palminhas. Da Silva Cacho et al. (2020) relatou que a aquicultura em tanques-rede eleva as taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado, podendo acelerar processos de eutrofização e dificultando a própria atividade. Podduturi et al. (2023) relatou fortes indícios de que a alta concentração de nutrientes relacionados à eutrofização nos reservatórios, estejam relacionados à produção de metabólitos responsáveis pelo off-flavor na carne da tilápia cultivada em tanques-rede.

Portanto, pesquisas ambientais relacionadas a aquicultura em tanques-rede se tornam instrumentos valiosos de apoio e controle ambiental para uma atividade sustentável. Nesse sentido, no presente estudo o objetivo foi avaliar os impactos da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água em três grandes reservatórios hidrelétricos, além de relatarmos os efeitos de uma seca severa e histórica sobre a qualidade da água nas pisciculturas e áreas circundantes.

A hipótese é que a atividade afeta esses ecossistemas através do enriquecimento de nutrientes e outras cargas oriundas da produção, elevando seu estado trófico. Este estudo fornecerá elementos sobre potenciais consequências ambientais da intensificação da aquicultura em tanques-rede nos grandes reservatórios, auxiliando assim em políticas públicas e estratégias de manejo para garantir o crescimento sustentável da indústria aquícola nacional.

2. Materiais e métodos

O estudo concentrou-se em áreas de criação de aquicultura em tanques-rede no sudeste do Brasil, que foram selecionadas com base em sua importância no desenvolvimento da aquicultura regional e nacional. Um total de seis fazendas foram selecionadas, seguindo critérios experimentais propostos por Underwood (1997): uma fazenda localizada no reservatório de Chavantes (F1: 23° 7'33.70"S / 49°37'42.29"O), três fazendas no reservatório de Nova Avanhandava (F2: 21°11'30.62"S / 50° 3'10,15"O; F3: 21° 3'33,83"S / 50° 5'34,53"O e F4: 21° 6'31,62"S / 50° 6'5,58"O) e duas fazendas no reservatório de Ilha Solteira (F5: 20°24'54,79"S / 51°15'45,34"O; F6: 20° 2'28,91"S / 50°55'56,77"O) (figura 9).

O reservatório de Chavantes é formado principalmente pelo Rio Paranapanema, Nova Avanhandava pelo Rio Tietê e Ilha Solteira pelo Rio Paraná, abrangendo uma área inundada de 400 km², 210 km² e 1.200 km² respectivamente (Figura 9). Todos os reservatórios são dendríticos, possuindo enseadas ao longo de suas margens, sendo os principais locais para a implantação dos sistemas de cultivo. Uma diferença relevante entre os reservatórios estudados está relacionada à hidrologia: enquanto Nova Avanhandava é uma hidrelétrica de fio d'água onde o nível da água não varia significativamente ao longo do ano, Ilha Solteira e Chavantes são bacias de acumulação, cujos níveis de água podem sofrer grandes variações sazonais.

As pisciculturas estudadas possuíam procedimentos operacionais semelhantes, utilizando tanques de 18 a 100 m³ e uma produção total projetada para não atingir os limites de capacidade suporte ambiental autorizada pelos órgãos responsáveis pela gestão e operação da atividade em águas públicas. As características das áreas de cultivo são detalhadas na tabela 4.

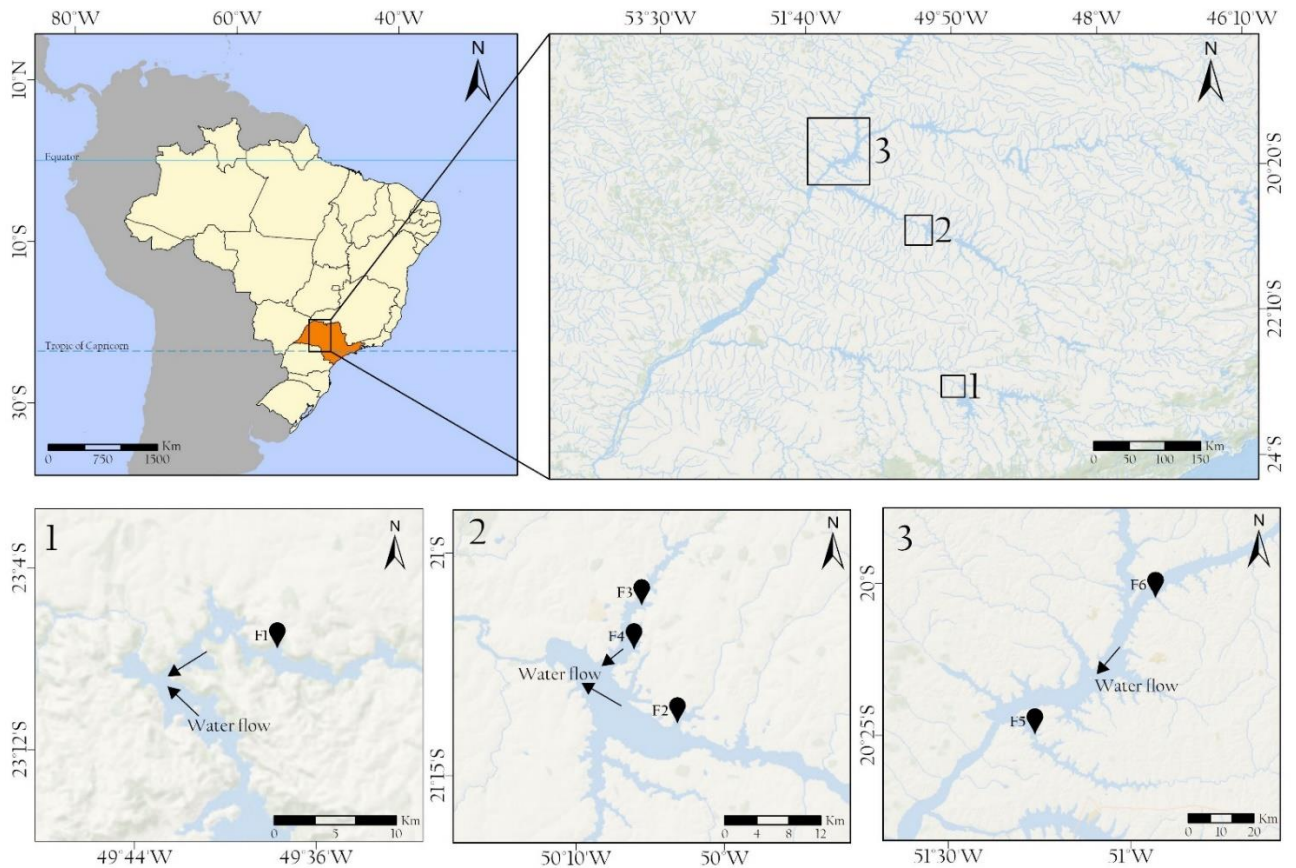


Figura 9: 1 - Reservatório de Chavantes e piscicultura/fazenda 1; 2 - Reservatório de Nova Avanhandava e pisciculturas/fazendas 2, 3 e 4; 3 - Reservatório de Ilha Solteira e pisciculturas/fazendas 5 e 6.

No presente estudo os efeitos da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água foram avaliados comparando variáveis limnológicas coletadas na área central da piscicultura com amostras colhidas em locais de referência estabelecidos à montante, fora da área de interferência direta da piscicultura; e o outro local à jusante, supostamente recebendo toda água homogeneizada que sai da produção, em um desenho amostral semelhante ao adotado por Mallasen et al. (2012), Rosini et al. (2016) e órgão ambientais estaduais e federais brasileiros no processo de avaliação do impacto ambiental de pisciculturas em tanques-rede sobre a qualidade da água no entorno. Este desenho amostral foi replicado para as seis pisciculturas e as amostras foram realizadas em cinco momentos entre outubro de 2014 e outubro de 2016, abrangendo estações de final de chuva e final de seca, relatadas pelos produtores como mais críticas em relação à problemas relacionados à qualidade da água nos reservatórios.

Os dados limnológicos avaliados incluíram as variáveis Oxigênio Dissolvido (OD) e pH, medidos a campo usando uma sonda multiparamétrica YSI EXO2. As variáveis Sólidos Dissolvidos Orgânicos Totais (SDOT), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Fósforo Total (PT), Ortofosfato (PO_4) e Clorofila-a (Chla) foram avaliadas através da coleta de água de subsuperfície, a 1 m de profundidade, com três repetições para cada local de amostragem e encaminhadas para laboratório. Todas as variáveis avaliadas foram listadas na tabela 5 com seus respectivos métodos.

Tabela 4: Caracterização das fazendas estudadas: tanto o grupo de fazendas oligotróficas quanto o grupo de fazendas mesotróficas incluíram 3 fazendas cada. Os dados de produção foram apresentados como o intervalo de valores mínimos e máximos durante todo o período do estudo. O número de tanques-rede inclui uma combinação de tamanhos e estoques permanente de animais independentemente do tamanho, uso de ração e taxa de conversão alimentar.

Estado trófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Reservatório	Chavantes	Nova Avanhandava	Ilha Solteira
Fazenda	F1	F2, F3 e F4	F5 e F6
Número de tanques-rede	150 - 400	150 - 300	150 - 400
Estoque permanente de peixes (unidade)	700.000 - 1.300.000	300.000 - 600.000	700.000-1.300.000
Consumo de ração (Toneladas por dia)	3 a 10	2 a 5	3 a 10
Taxa de conversão alimentar	1.3 - 2.0	1.5 - 2.0	1.3 - 2.0

Utilizando apenas variáveis relacionadas a processos de eutrofização (pH, NAT, PO_4 e Chla), a primeira abordagem estatística para a análise dos dados foi uma Análise de Componentes Principais (PCA). Para o processamento da PCA foi utilizado o software PRIMER v6.0 e para a classificação do estado trófico ambiental (Índice de Estado Trófico - ISI) foi adotado o modelo proposto por Cunha et al. (2013).

Tabela 5. Parâmetros físicos e químicos avaliados com seus respectivos métodos utilizados para análise da água nos locais de estudo.

Parâmetros	Unidade	Método	Referencia
Oxigênio dissolvido (OD)	mg.l ⁻¹	Electrometric	¹
pH	-	Electrometric	¹
Sólidos Dissolvidos Orgânicos Totais (SDOT)	mg.l ⁻¹	Gravimetric	AOAC (1984)
Nitrogenio Total (NT)	µg.l ⁻¹	Analytic	Valderrama (1981)
Nitrogenio ammoniacal total (NAT)	µg.l ⁻¹	Analytic	Koroleff (1976)
Fósforo Total (PT)	µg.l ⁻¹	Colorimetric	Valderrama (1981)
Ortofosfato (PO ₄)	µg.l ⁻¹	Colorimetric	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Clorofila a (Chla)	µg.l ⁻¹	Colorimetric	Golterman et al (1978)

¹Sonda Multiparamétrica YSI EXO II,: especificações em <https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Manuals/EXO-User-Manual-Web.pdf>;

Os resultados da PCA levaram à separação dos reservatórios de Ilha Solteira e Chavantes (oligotróficos) do reservatório de Nova Avanhandava (mesotrófico) (figura 10). Esta opção foi baseada no estado trófico e funcionamento hidrológico desses reservatórios, nesse sentido, os testes de significância foram realizados agrupando os resultados das pisciculturas 1, 5 e 6, separadamente das pisciculturas 2, 3 e 4, de modo que, todas as comparações foram feitas separadamente para cada estação sazonal de amostragem após os resultados das PCAs apontarem diferenças relevantes entre as amostragens.

As análises estatísticas comparativas foram realizadas utilizando ANOVA unidirecional após testar os dados para normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov) e heterocedasticidade (teste de Bartlett); e se necessário, transformados logaritmicamente e testados novamente. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparações de dados heterocedásticos e/ou não normalmente distribuídos e testes post hoc, como o Student's T paramétrico e teste de Mann-Whitney não paramétrico.

3. Resultados

A primeira PCA reuniu os dados das seis fazendas e seus locais de referência, evidenciando que as pisciculturas 2, 3 e 4, localizadas no reservatório mesotrófico de Nova Avanhandava, formaram um grupo distinto, com tendência de

direções opostas em relação às fazendas 1, 5, e 6, localizadas nos reservatórios oligotróficos de Chavantes e Ilha Solteira (Figura 10). Além do estado trófico, a outra diferença relevante entre esse grupo de fazendas está relacionada à hidrologia dos reservatórios onde estão inseridas, conforme mencionado anteriormente: enquanto Nova Avanhandava é uma hidrelétrica a fio d'água, Ilha Solteira e Chavantes são bacias de acumulação.

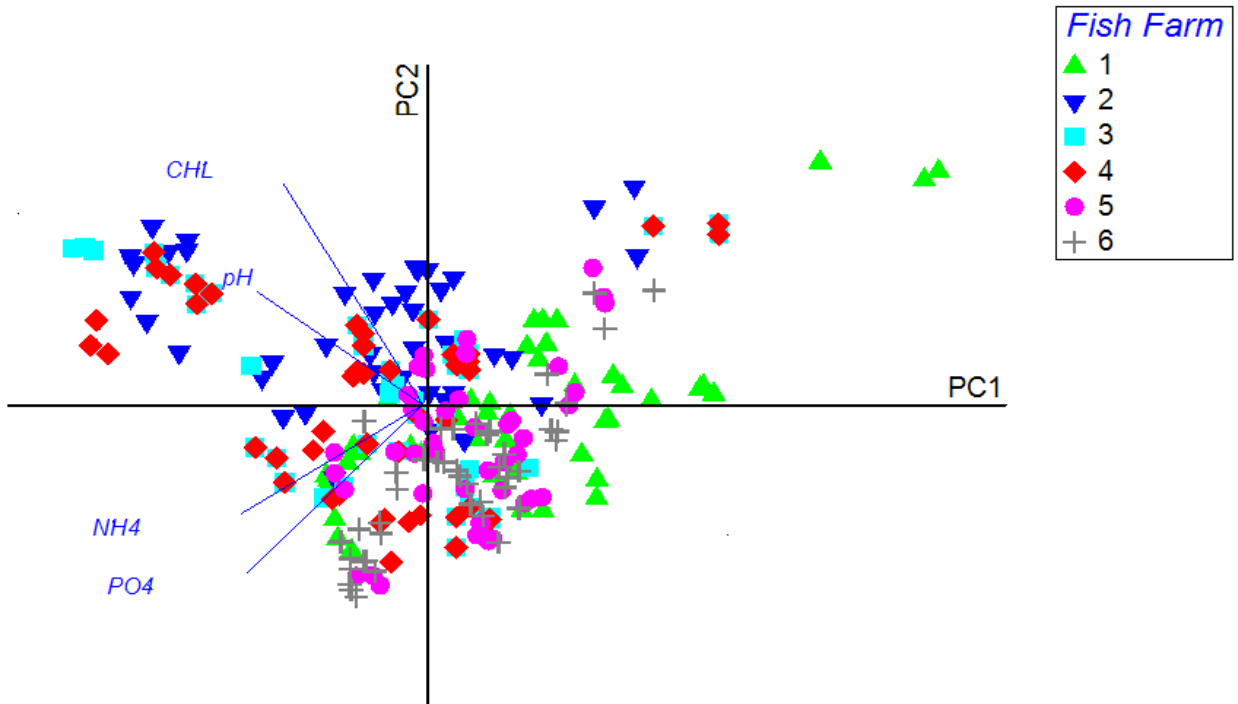


Figura 10: Gráfico de análise de componentes principais (PCA) correspondente à variáveis limnológicas relacionadas à processos de eutrofização (pH, NH₄, PO₄ e Chl_a). As fazendas estão representadas de acordo com a legenda.

A PCA para as áreas oligotróficas explicou 65,3% da variação dos dados, com PC1 representando 38,6% e PC2, 26,7%. A primeira e segunda estação de amostragem se posicionaram tanto negativamente, quanto positivamente em relação ao eixo PC1 e PC2, no entanto, a primeira estação demonstrou maior associação aos parâmetros pH e Chl_a, enquanto que a segunda se associou mais aos parâmetros PO₄ e NH₄. A terceira coleta foi plotadas positivamente em relação ao eixo PC1, mostrando maior associação aos parâmetros PO₄ e NH₄, ou seja, foi a estação que demonstrou as piores condições limnológicas durante o estudo nos reservatórios oligotróficos. As amostragens da quarta coleta demonstram melhora na qualidade da água, indo em um sentido contrário aos parâmetros PO₄ e NH₄. Na

quinta estação de amostragem foi demonstrado o que vinha sendo constatado, ou seja, uma melhora nas condições limnológicas, indo em direção oposta aos parâmetros relacionados à eutrofização (figura 11).

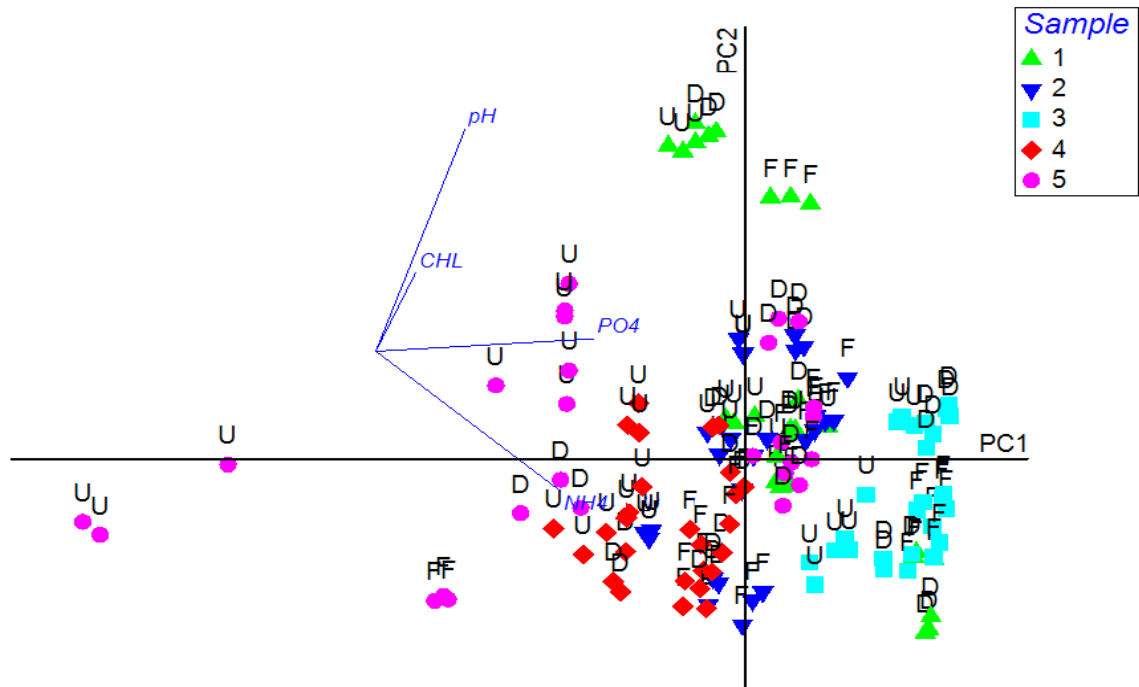


Figura 11: Gráfico de análise de componentes principais (PCA) das áreas oligotróficas (PC1 X PC2), onde: U = montante; F= fazenda; D = jusante. As estações de amostragem estão representadas de acordo com a legenda (Sample).

Na PCA das áreas mesotróficas (figura 12), 72,1% da variabilidade dos dados foi explicada pelos eixos PC1 correspondendo a 47,9% e PC2 a 24,2%. O comportamento das variações limnológicas nas áreas mesotróficas foram semelhantes à oligotróficas. A primeira época de amostragem apresentou um distanciamento entre os locais a montante, das fazendas e locais a jusante, estes mais próximos aos parâmetros PO_4 , pH e NH_4 . Apesar da segunda época de amostragem apresentar melhora nas condições limnológicas relacionados à eutrofização, na terceira estação de amostragem foram registrados os piores cenários, com os locais de amostragem estando diretamente relacionados aos parâmetros avaliados na PCA, principalmente NH_4 e Chla. As amostragens da quarta coleta demonstram melhora na qualidade da água, indo em um sentido contrário aos parâmetros pH, NH_4 e Chla. Enquanto isso, na quinta estação de

amostragem foi evidenciado melhora nas condições limnológicas do reservatório, com os locais de amostragem indo em direção oposta aos parâmetros relacionados à eutrofização (figura 12).

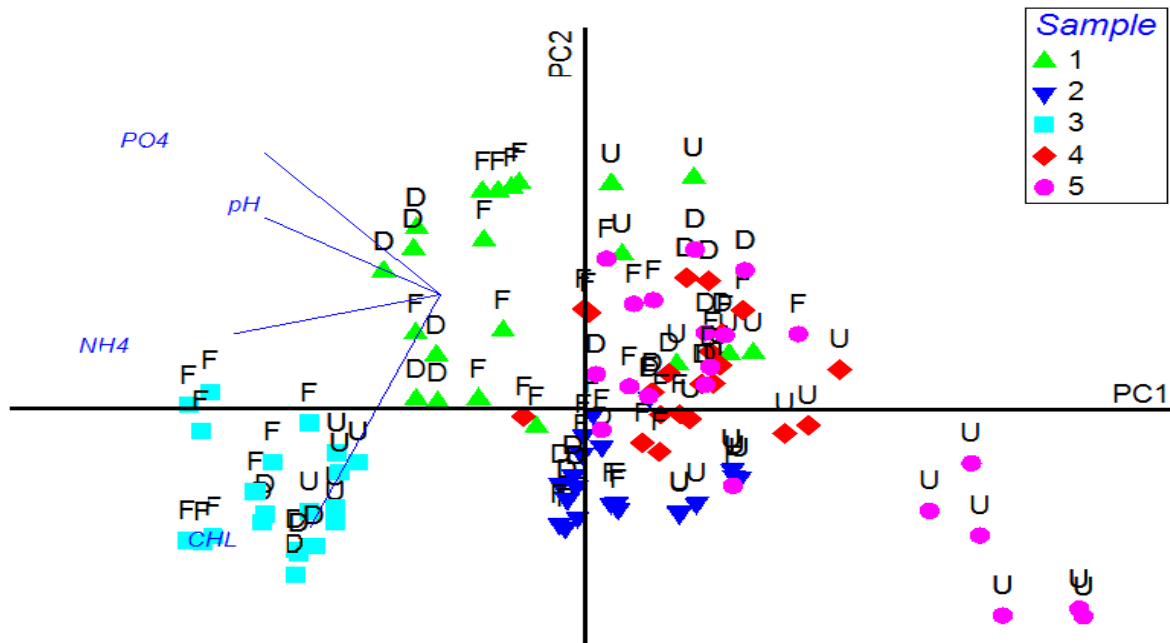


Figura 12: Gráfico de análise de componentes principais (PCA) das áreas mesotróficas (PC1 X PC2), onde: U = montante; F= fazenda; D = jusante. As estações de amostragem estão representadas de acordo com a legenda (Sample).

As PCAs realizadas separadamente para áreas oligotróficas e mesotróficas mostraram que a época/estação de amostragem teve grande influência nos resultados, nesse sentido os testes de significância foram realizados para cada época de amostragem separadamente.

Comparações dos valores de pH em áreas oligotróficas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas (figura 13A). Em todos os locais, a água apresentou-se ligeiramente alcalina, variando entre 7 e 8. Nas áreas mesotróficas, o pH predominante foi acima de 8, com diferenças significativas entre os locais de amostragens nas comparações de março/2015, outubro/2015 e março/2016 (Figura 13B). Esses resultados sugerem que em condições de elevação do estado trófico o pH da água pode ser afetado significativamente, e que diferenças de pH

podem ser observadas ao longo do tempo em diferentes locais dentro do mesmo ecossistema.

Nas áreas oligotróficas, o oxigênio dissolvido (OD) se manteve consistente acima de 6 mg/L, com valores máximos registrados em outubro/2015, mas sem diferenças estatisticamente significativas entre os locais (figura 13C). Nas áreas mesotróficas o nível mais baixo do OD foi registrado na área central das fazendas em março/2015, com uma média aproximada de 4 mg/L, enquanto que as maiores concentrações foram registradas em outubro de 2015, sendo a única estação que não houve diferenças estatísticas entre os locais de amostragem (figura 13D).

Em relação aos sólidos totais dissolvidos orgânicos (STDO), as áreas oligotróficas apresentaram níveis mais baixos dentro das fazendas apenas na primeira temporada de amostragem (novembro/2014) e níveis mais altos em todas as outras temporadas, não havendo diferença estatisticamente significativa apenas na última amostragem (out/2016) (Figura 13E). Nas áreas mesotróficas, apenas a primeira e a última estação de amostragem não apresentaram diferenças estatisticamente significativas. As outras mostraram níveis mais altos de STDO dentro das fazendas em comparação com os locais de referência a montante e a jusante (Figura 13F).

Nas áreas oligotróficas os valores médios de Chla foram abaixo de 5 µg/l em todas as estações de amostragens, sendo que somente em outubro/2015 foram encontradas diferenças significativas, com a área da fazenda apresentando níveis mais baixos do que os locais de referência, que não diferiram entre si (Figura 13G). Nos locais mesotróficos, os níveis de Chla foram abaixo de 5 µg/L em nov./ 2014, março de 2016 e outubro de 2016. Em março de 2015, todos os locais apresentaram níveis acima de 8 µg/L e, em outubro de 2015, os níveis estiveram acima de 20 µg/L, atingindo um máximo de 47 µg/L em locais a jusante, no entanto, sem diferenças significativas entre os resultados das amostras (Figura 13H).

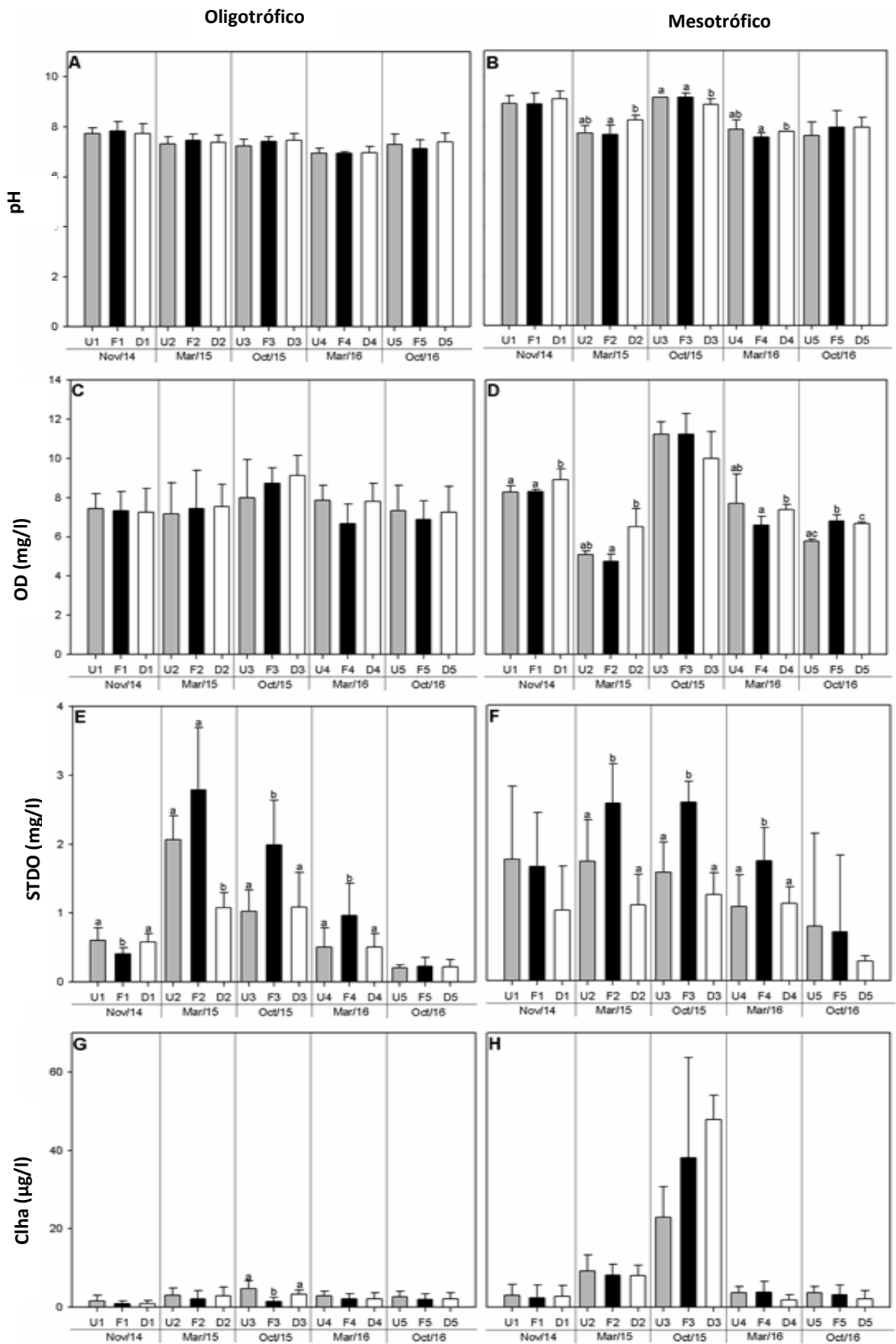


Figure 13: Gráfico box-plot com o resultado dos testes de significância para as variáveis pH, oxigênio dissolvido, Total Sólidos Orgânicos dissolvidos e Clorofila a.

O nitrogênio total (NT) apresentou poucas diferenças entre as áreas oligotróficas e mesotróficas. Ambas apresentaram níveis de NT entre 500 a 1000 µg/l em novembro/2014, aumentando progressivamente até outubro/2015, quando atingiu níveis máximos, acima de 2000 µg/l, retornando a níveis iniciais em março/2016 e out/2016 (Figuras. 14I e 14J). Em ambas as áreas, os níveis de NT a montante foram sempre inferiores às áreas das fazendas e aos locais a jusante (Figuras 14I e 14J).

O fósforo total (PT) também apresentou poucas diferenças entre as áreas oligotróficas e mesotróficas. Os níveis de PT ficaram na faixa de 20 µg/L em novembro de 2014, aumentando progressivamente até outubro de 2015, quando atingiram o pico acima de 30 µg/L em março de 2016, e retornando em outubro de 2016 a níveis semelhantes aos da primeira e segunda estação de amostragem (Figuras 14K e 14L). Nas áreas oligotróficas os níveis de fósforo a montante foram sempre menores do que dentro das fazendas, além disso, os locais a montante diferiram significativamente dos locais a jusante em todas as comparações, exceto Nov/2014. Nas áreas mesotróficas, os níveis de fósforo dentro das fazendas foram significativamente maiores do que a montante, porém os níveis a jusante diferiram significativamente dos níveis a montante apenas em março/2016 e outubro/2016 (Figs. 14K e 14L).

Os níveis de NAT apresentaram um padrão semelhante tanto em áreas oligotróficas quanto em áreas mesotróficas. Os níveis atingiram o pico acima de 400 µg/l em outubro de 2015 e diminuíram no final do período de estudo. Em todas as estações de amostragem, as comparações resultaram em níveis significativamente mais altos de NAT dentro das fazendas em relação à montante em ambas as áreas. Quando comparado à jusante, nas áreas oligotróficas, os níveis de NAT dentro das fazendas foram inferiores à jusante em novembro de 2014 e outubro de 2016, sem diferenças significativas. Por outro lado, nas áreas mesotróficas, os níveis de NAT dentro das fazendas foram significativamente inferiores à jusante em novembro de 2014, enquanto que em março de 2016 e outubro de 2016, embora os níveis de NAT dentro das fazendas fossem mais altos, não houve diferença significativa em comparação com a jusante (figuras 14M e 14N).

Os níveis de PO_4 oscilaram de forma semelhante em áreas oligotróficas e mesotróficas, com valores mínimos abaixo de 5 $\mu\text{g/l}$ registrados à montante na última estação de amostragem (Out/16) e valores máximos no centro das fazendas em Out/2015. Se comparados a montante, os pontos a jusante apresentaram níveis de PO_4 significativamente maiores em todas as amostragens, exceto em nov./14 e mar/2016 nas áreas mesotróficas, quando os níveis a jusante foram maiores, mas sem diferenças significativas (figuras 14O e 14P).

Em geral, os resultados sugerem que as atividades de cultivo têm um impacto significativo nos níveis de nutrientes em ecossistemas aquáticos, especialmente PT e NAT, e que a intensidade desse impacto tende a variar dependendo do estado trófico da área estudada.

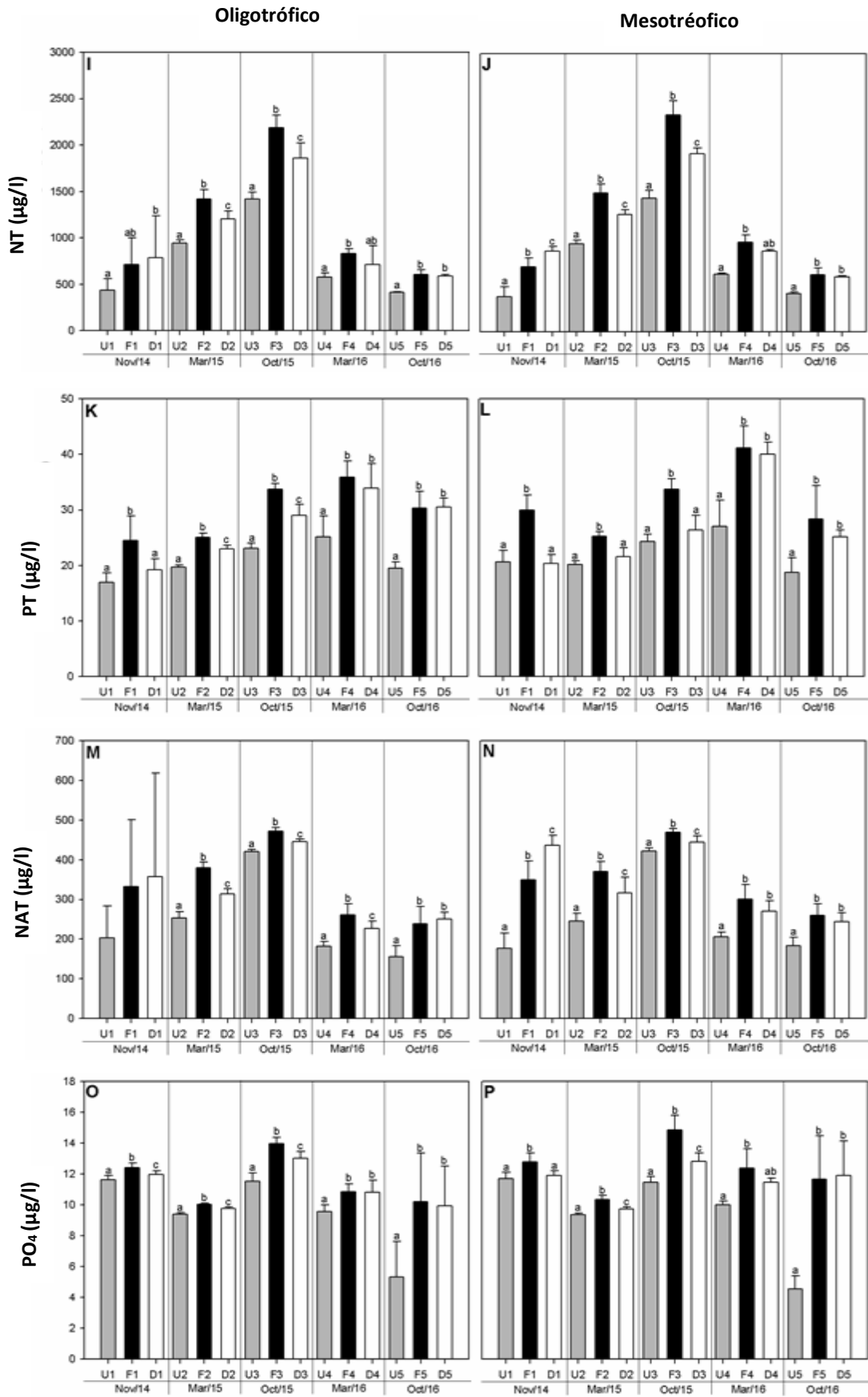


Figura 14: Gráfico box-plot com o resultado dos testes de significância para as variáveis Nitrogênio Total, Fósforo Total, Total Nitrogênio Amoniaco e Ortófosfato.

4. Discussão

No presente estudo a abordagem inicial foi utilização de uma Análise de Componentes Principais (PCA) no sentido de identificar quais reservatórios poderiam estar mais intimamente relacionados às variáveis limnológicas pH, Chla, PO₄ e NH₄, ou seja, as principais variáveis relacionadas à processos de eutrofização e crescimento do fitoplâncton, que anteriormente já haviam sido identificadas como importantes indicadores de qualidade da água e estado trófico dos ecossistemas aquáticos (Pillay, 2004; Herrero et al., 2001).

Os resultados da PCA foram um guia para os testes estatísticos quanto à qualidade da água e o estado trófico do ecossistema aquático, agrupando separadamente os reservatórios oligotróficos e mesotróficos. Portanto, os reservatórios foram agrupados de acordo com o estado trófico e o sistema de operação para geração de energia, especificamente quanto às variações do nível da água. A PCA também mostrou um agrupamento claro quanto à sazonalidade e as estações de amostragens, dessa forma, todas as comparações foram realizadas separadamente de cada estação.

Durante o estudo houve uma das secas mais severas nos últimos anos (Nobre et al. 2016), e que afetou todo o sudeste do Brasil. O nível da água no reservatório de Nova Avanhandava foi mantido uniforme durante todo o período do estudo devido ao seu regime de operação, enquanto os reservatórios de Ilha Solteira e Chavantes ficaram cerca de 8 metros abaixo dos níveis normais de fevereiro de 2014 a outubro de 2015, voltando a se recuperar na temporada chuvosa do verão de 2015/2016.

Embora a situação de seca reduza drasticamente o volume de água nos reservatórios, e, embora a vazão também seja afetada a proporções abaixo do normal, a previsibilidade é que em reservatórios do tipo bacia de acumulação (Chavates e Iha Solteira) o tempo de residência seja menos afetado do que em reservatórios de fio d'água (Nova Avanhandava). Dessa forma, um ponto relevante do estudo foi que as três pisciculturas localizadas no reservatório de Nova Avanhandava apresentaram um aumento considerável nos níveis de Chla logo após a seca histórica, enquanto que os reservatórios oligotróficos não.

A intensificação excessiva da aquicultura em tanques-rede aumenta a tendência de impactos ambientais negativos sobre a qualidade da água em

reservatórios tropicais e subtropicais (Costa Pierce, 2002; Ning e Gu, 2004; Ning et al., 2006; Sun et al., 2005), por isso há uma crescente preocupação em relação à prática da aquicultura em tanques-rede nesses ecossistemas. Grande parte dos estudos relacionados ao tema foram conduzidos no Brasil, e embora alguns deles não tenham encontrado impactos significativos (Mallasen et al., 2012^{a,b}; Bartozek et al., 2014; Lopes e Henry Silva, 2014), estas pesquisas geralmente amostraram um único local repetidamente, em áreas no centro, a montante e a jusante de pisciculturas. Esses desenhos amostrais foram identificados como pseudo-replicação e descartado para testes de hipóteses por estatística inferencial há algum tempo por Hurlbert (1984, p. 205). Portanto, a questão ecológica básica sobre os efeitos da aquicultura em tanques-rede nos corpos d'água ainda não foi adequadamente respondida. Muitos estudos utilizam a análise multivariada, no entanto, as interpretações a partir dos resultados desse tipo de análise de dados não estão sujeitas às mesmas restrições dos estudos que apresentam interpretações baseadas em testes de hipóteses.

No presente estudo, o efeito da aquicultura em tanques-rede foi a hiper-nutrição, ou seja, um aumento no teor de nutrientes na água, sem uma resposta proporcional na produção primária. Fato que pode ser explicado pela capacidade de alimentação por filtragem da tilápia do Nilo, que pode estar reduzindo a densidade do fitoplâncton. Além disso, todos os reservatórios estudados foram invadidos na última década pelo mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) em densidades suficientemente altas para também exercer pressão sobre as comunidades fitoplanctônica, o que resultou em baixos níveis de clorofila na maior parte do tempo. Em relação aos nutrientes na água, frequentemente foi observado níveis mais altos dentro das pisciculturas e a jusante quando comparado aos locais de referência a montante, rejeitando a hipótese de que não haja nenhum efeito das cargas de nutrientes da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água.

Em um dos estudos realizados no mesmo período e locais, Podduturi et al. (2023) avaliou a presença de potenciais compostos (geosmina e o 2-MIB) causadores de off-flavor no filé de tilápias cultivadas em tanques-rede. Seus resultados demonstraram uma correlação positiva de geosmina com PO₄-P e STDO, enquanto que o 2-MIB correlacionou positivamente com nutrientes como NT; NH₄-N, PO₄-P, STDO e com a abundância de cianobactérias. Concluindo que,

além das cianobactérias, a hiper-nutrição da água parece ter um impacto significativo na presença do off-flavor no pescado cultivado, já que há grande liberação de nutrientes oriundas dos cultivos para o ambiente aquático.

Em pesquisas realizadas no continente africano, Onyie et al. (2014) não encontraram efeitos significativos da aquicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água, no entanto, é esperado que espécies carnívoras, como o bagre africano, traga diferentes interações ambientais quando comparado à tilápia, um peixe filtrador (Cripps e Kumar, 2003; Schimittou, 2003). Em estudos de impactos sobre populações de zooplâncton e peixes selvagens, Zanata (2010) e Borges et al. (2010) não encontraram impactos relevantes sobre o zooplâncton, no entanto, em Dias et al. (2011) observaram pequenas diferenças na comunidade zooplânctônica. Já em Dias et al. (2012) foi concluído que a aquicultura em tanques-rede passa a ser um fator estressante para essas comunidades. Além disso, a dieta dos peixes selvagens que circundam as tanques-rede também foi impactada pela atividade. De acordo com Ramos et al. (2008) e Demétrio et al. (2012) há um consumo relevante das perdas de ração à deriva pelos peixes selvagens, afetando o fator de condição desses animais (Ramos et al., 2013) e seus parâmetros populacionais (Brandão, 2012).

Portanto, é razoável assumir que os efeitos da aquicultura em tanques-rede nos níveis superiores da cadeia alimentar sejam mais facilmente mensuráveis do que para as variáveis relacionadas à qualidade da água, produção primária e eutrofização. Há situações em que os impactos da aquicultura em tanques-rede se espalham por toda a cadeia alimentar, mas também existem bons exemplos de sistemas sustentáveis e lucrativos, quando as características e vulnerabilidade do ecossistema são levadas em consideração para o planejamento e gestão por parte dos governos e produtores (David et al., 2015).

Em Xie et al. (2022) foi demonstrado que a remoção de tanques-rede em locais anteriormente destinados ao cultivo de peixes, levou a um surto de proliferação de algas e cianobactérias em curto prazo. Com a retirada das tanques-rede, a quantidade de nutrientes na água diminuiu, o que diminuiu a eutrofização do corpo d'água ao longo do tempo, no entanto, acredita-se que a principal razão para o aumento de curto prazo na clorofila seja o desaparecimento repentino de um

grande número de peixes, portanto, nesse estudo o recomendado foi eventuais remoções sejam feitas gradualmente.

A disponibilidade hídrica no Brasil está diretamente relacionada às estações chuvosas de verão, que afetam a agricultura e a qualidade da água dos reservatórios, dessa forma as secas severas causam grandes impactos à economia (Marengo et al 2017). A precipitação no sudeste do Brasil está sob a influência do sistema de monções da América do Sul (Raia e Cavalcanti, 2008), possuindo uma forte influência de sistemas climáticos globais como o El Niño-Oscilação Sul (ENSO; Grimm et al., 2000).

No final do ano de 2013 e se estendendo até o ano de 2015, o Sudeste do Brasil sofreu a pior seca em 55 anos. Foram dois anos de verões secos na região, que resultaram em uma das secas mais severas desde 1961, durante os verões austrais de 2013/2014 e 2014/2015 (Seth et al., 2015). Uma anomalia persistente de aumento de temperatura da superfície do mar no oeste do Oceano Pacífico tropical foi um importante impulsionador da seca nas duas estações de dezembro a fevereiro. Em janeiro de 2015, alguns dos principais reservatórios hidrelétricos atingiram níveis de armazenamento de 5% de sua capacidade média (Nobre et al., 2016). Os déficits de precipitação em 2013-2014 foram mais concentrados no estado de São Paulo, enquanto que em 2014-2015 déficits moderados foram observados em uma região mais ampla (Seth et al., 2015).

A maior variabilidade temporal encontrada para variáveis limnológicas neste estudo pode ser considerada como o efeito das condições de seca quando os reservatórios tiveram seus níveis drasticamente reduzidos. No verão de 2015/2016 houve precipitação acima do normal no sudeste do Brasil, o que permitiu a recuperação dos níveis de armazenamento de água, sendo que os reservatórios de Chavantes e Ilha Solteira chegaram a um mínimo de cerca de 8 metros abaixo do nível médio de seca em boa parte do período do estudo (de fevereiro de 2014 até a terceira estação de amostragem, em outubro de 2015). Após o restabelecimento da precipitação usual, a partir de novembro de 2015, os níveis de água nos reservatórios oligotróficos de Ilha Solteira e Chavantes se recuperaram, de modo que da terceira estação de amostragem (out/2015) para a quarta (mar/2016) os níveis da água já haviam se reestabelecidos.

Chavantes e Ilha Solteira são grandes reservatórios dendríticos que armazenam água para regulação de um sistema mais amplo de hidrelétricas em cascata, portanto, são mais suscetíveis a mudanças no nível da água. Durante as condições de seca nesses reservatórios, o fluxo de água também foi reduzido, mas a redução do volume devido ao menor nível de água manteve o tempo de residência não muito diferente das condições normais. Situação diferente se comparado ao reservatório mesotrófico de Nova Avanhandava, onde foram monitoradas 3 fazendas. Nesse caso não houve variação significativa do nível d'água, e embora este reservatório tenha tamanho e morfologia semelhantes aos outros dois, sua operação não requer oscilação do nível da água, pois a cascata onde está inserido é regulada por outros reservatórios. Essa estabilidade durante a estiagem fez com que o fluxo de água seja significativamente reduzido, tornando assim o tempo de residência muito maior do que em condições normais, o que explica o declínio da qualidade da água, reportado principalmente em out/2015, quando houve um incremento significativo dos níveis de Chla (Figuras 4D e 4E).

Embora seja esperado que o aquecimento global torne as condições climáticas extremas mais frequentes, Otto et al. (2015) encontraram pouca conexão entre as condições de seca que ocorreram no sudeste do Brasil nos verões austrais de 2013-2014 e 2014-2015 e o aquecimento antropogênico. A maior variabilidade de eventos climáticos extremos causada pelo aquecimento global representa um desafio adicional para a aquicultura em tanques-rede, que depende de água limpa para uma produção eficiente.

O ponto mais importante deste estudo foi a comparação das variáveis da água entre os locais a montante e a jusante, o que pode ajudar a determinar o impacto da aquicultura em tanques-rede na qualidade da água do ambiente circundante, além de possibilitar auxílio na avaliação da eficácia de soluções ambientais implementadas pela indústria aquícola no sentido de manter um ambiente equilibrado e a atividade sustentável. Sendo ainda importante ressaltar a importância de considerar outros fatores que possivelmente podem influenciar a qualidade da água, como fenômenos naturais, atividades antropogênicas e outras fontes de poluição, o que reforça ainda mais a necessidade do monitoramento limnológico periódico.

Como conclusão, podemos afirmar que foram registradas diferenças estatisticamente significativas nos níveis de nutrientes entre as áreas à montante e à jusante das fazendas, indicando a existência de impactos do cultivo de tilápias em tanques rede sobre as águas adjacentes às fazendas.

5. Referências bibliográficas

- Alcocer, J., Lugo, A., Escobar, E., Sánchez, M. D. R., & Vilaclara, G. (2000). Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(5), 3166-3169.
- A.O.A.C., 1984. *Official Methods of Analysis*. Association of the Official Analytical Chemists, Arlington, Virginia, 1141 p.
- Abdel-Tawwab, M., Hagra, A. E., Elbaghdady, H. A. M., & Monier, M. N. (2015). Effect of dissolved oxygen and fish size on Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.): growth performance, whole-body composition, and innate immunity. *Aquaculture International*, 23(5), 1261-1274.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C., Ortega, J. C., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impact and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36.
- Américo, J. H. P.; Torres, N. H.; Machado, A. A.; de Carvalho, S. L. Piscicultura em tanques-rede: impactos e consequências na qualidade da água. *Revista Científica ANAP Brasil*, 6 (7), 2013.
- Antenucci, J. P., Tan, K. M., Eikaas, H. S., & Imberger, J. (2013). The importance of transport processes and spatial gradients on in vivo estimates of lake metabolism. *Hydrobiologia*, 700(1), 9-21.
- Araújo, C. A., Sampaio, F. G., Alcântara, E., Curtarelli, M. P., Ogashawara, I., & Steh, J. L. (2017). Effect of atmospheric cold fronts on stratification and water quality of a tropical reservoir: implications for aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, 9, 385-403.
- Bartozek, ECR, Bueno, NC, & Rodrigues, LC. (2014). Influence of fish farming in net cages on phytoplankton structure: a case study in a subtropical Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 74(1), 145-155. <https://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.21912>

- Baumgartner, M. T., Piana, P. A., Baumgartner, G., & Gomes, L. C. (2020). Storage or run-of-river reservoirs: exploring the ecological effects of dam operation on stability and species interactions of fish assemblages. *Environmental Management*, 65, 220-231.
- Becker, V., Caputo, L., Ordóñez, J., Marcé, R., Armengol, J., Crossetti, L. O., & Huszar, V. L. (2010). Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water research*, 44(11), 3345-3354.
- Bicudo CEM, Menezes M (2017) Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições, 3rd edn. Rima, São Carlos
- Borges, P. A., Train, S., Dias, J. D., & Bonecker, C. C. (2010). Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. *Hydrobiologia*, 649(1), 279-291.
- Brand, L. E., Pablo, J., Compton, A., Hammerschlag, N., & Mash, D. C. (2010). Cyanobacterial blooms and the occurrence of the neurotoxin, beta-N-methylamino-L-alanine (BMAA), in South Florida aquatic food webs. *Harmful algae*, 9(6), 620-635.
- Brandão, F. R., de Carvalho Gomes, L., Chagas, E. C., & de Araújo, L. D. (2004). Densidade de estocagem de juvenis de tambaqui durante a recria em tanques-rede. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 39(4), 357-362.
- Brandão, H., Lobón-Cerviá, J., Ramos, I. P., Souto, A. C., Nobile, A. B., Zica, É. D. O. P., & Carvalho, E. D. (2012). Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24, 438-448.
- Briand, J. F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J. F. (2003). Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary research*, 34(4), 361-377.
- Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., ... & Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2), 248-255.
- Brinkmann, W. L. F., & Santos, U. D. M. (1974). The emission of biogenic hydrogen sulfide from Amazonian floodplain lakes. *Tellus*, 26(1-2), 261-267.

- Burr, G. S., Wolters, W. R., Schrader, K. K., & Summerfelt, S. T. (2012). Impact of depuration of earthy-musty off-flavors on fillet quality of Atlantic salmon, *Salmo salar*, cultured in a recirculating aquaculture system. *Aquicultural Engineering*, 50, 28-36.
- Cantin, A., Beisner, B. E., Gunn, J. M., Prairie, Y. T., & Winter, J. G. (2011). Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(2), 260-276.
- Caraballo, P., Forsberg, B. R., Almeida, F. F. D., & Leite, R. G. (2014). Diel patterns of temperature, conductivity and dissolved oxygen in an Amazon floodplain lake: description of a fringing phenomenon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(3), 318-331.
- Carmichael, W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. *Journal of applied bacteriology*, 72(6), 445-459.
- Chergui, H., Pattee, E., Essafi, K., & Mhamdi, M. A. (1999). Moroccan limnology. *Limnology in developing countries*, 2, 235-330.
- Chitmanat, C., Lebel, P., Whangchai, N., Promya, J., & Lebel, L. (2016). Tilapia diseases and management in river-based cage aquaculture in northern Thailand. *Journal of Applied Aquaculture*, 28(1), 9-16.
- Costa-Pierce, B.A., 2002. Sustainability of cage culture ecosystems for large scale resettlement from hydropower dams: an Indonesian case study. In: Costa-Pierce, B.A., ed. *Ecological aquaculture – the evolution of the blue revolution*. Blackwell Science, Oxford. 286-313.
- Cripps, S. and Kumar, M., 2003. Environmental and other impacts of aquaculture. In: Lucas, J.S. and Southgate P.C., eds. *Aquaculture – farming aquatic animals and plants*. Blackwell Publishing. 74-99.
- Cunha, D. G. F., do Carmo Calijuri, M., & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (ISI_{TS}). *Ecological Engineering*, 60, 126-134.
- da Silva Cacho, J. C., de Moura, R. S. T., & Henry-Silva, G. G. (2020). Influence of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fish farming in net cages on the nutrient and particulate matter sedimentation rates in Umari reservoir, Brazilian semi-arid. *Aquaculture Reports*, 17, 100358.

- David, G. S., Carvalho, E. D. D., Lemos, D., Silveira, A. N., & Dall'Aglio-Sobrinho, M. (2015). Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. *Aquicultural Engineering*, 66, 30-40.
- Demétrio, J. A., Gomes, L. C., Latini, J. D., & Agostinho, A. A. (2012). Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, 330, 172-178.
- Dević, G., Sakan, S., & Đorđević, D. (2016). Assessment of the environmental significance of nutrients and heavy metal pollution in the river network of Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 282-297.
- Dias, J. D., Simões, N. R., & Bonecker, C. C. (2012). Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. *Brazilian Journal of Biology*, 72(1), 1-11.
- Dias, J. D., Takahashi, E. M., Santana, N. F., & Bonecker, C. C. (2011). Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. *Iheringia. Série Zoologia*, 101(1-2), 75-84.
- Effendie, I., Nirmala, K., Hasan Saputra, U., Sudrajat, A. O., ZAIRIN Jr, M., & Kurokura, H. (2005). Water quality fluctuations under floating net cages for fish culture in Lake Cirata and its impact on fish survival. *Fisheries Science*, 71(5), 972-977.
- Egna, H. S., & Boyd, C. E. (1997). *Dynamics of pond aquaculture*. CRC press.
- Elçi, Ş. (2008). Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology*, 9(2), 135-142.
- Engle, D., & Melack, J. M. (2000). Methane emissions from an Amazon floodplain lake: Enhanced release during episodic mixing and during falling water. *Biogeochemistry*, 51(1), 71-90.
- Falcone-Dias, M. F., Rodrigues, M. V., Nielsen, J. L., De Jonge, N., Jørgensen, N. O., Alonso, D. P., ... & Araújo Júnior, J. P. (2020). Occurrence of Cyanobacteria and microcystins in hydroelectric reservoirs used for fish farming. *Journal of Water and Health*, 18(6), 983-994.
- FAO, 2022. *The State of World fisheries and Aquaculture. Towards Blue Transformation*.

- Fearnside, P. M. (1995). Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental conservation*, 22(1), 7-19.
- Foley, B., Jones, I. D., Maberly, S. C., & Rippey, B. (2012). Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: effects of climate change and eutrophication. *Freshwater Biology*, 57(2), 278-289.
- Gantzer, P. A., Bryant, L. D., & Little, J. C. (2009). Effect of hypolimnetic oxygenation on oxygen depletion rates in two water-supply reservoirs. *Water research*, 43(6), 1700-1710.
- Golterman, H.L., Chymer, R.S., and Ohnstad M.A.M., 1978. *Methods for Physical and chemical analysis of freshwaters*. Blackwell Scientific Publ., Oxford. 172 pp.
- Gregor, J., Maršálek, B., & Šípková, H. (2007). Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Research*, 41(1), 228-234.
- Griffiths, D. J., & Saker, M. L. (2003). The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(2), 78-93.
- Grimm, A. M., Barros, V. R., & Doyle, M. E. (2000). Climate variability in southern South America associated with El Niño and La Niña events. *Journal of climate*, 13(1), 35-58.
- Håkanson, L., Malmaeus, J. M., Bodemer, U., & Gerhardt, V. (2003). Coefficients of variation for chlorophyll, green algae, diatoms, cryptophytes and blue-greens in rivers as a basis for predictive modelling and aquatic management. *Ecological Modelling*, 169(1), 179-196.
- Hao, J., Chen, Y., Wang, F., & Lin, P. (2012). Seasonal thermocline in the China Seas and northwestern Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 117(C2).
- Henry, R. (1999). Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. *Theoretical reservoir ecology and its applications*, 125-151.

- Herrero, A., Muro-Pastor, A.M. and Flores, E. 2001. Nitrogen Control in Cyanobacteria. *Bacteriol.* vol. 183 no. 2 411-425. doi: 10.1128/JB.183.2.411-425.J.
- Horne, A. J. (2019). Hypolimnetic oxygenation 1: win–win solution for massive salmonid mortalities in a reservoir tailwater hatchery on the Mokelumne River, California. *Lake and Reservoir Management*, 35(3), 308-322.
- Hubbard, C., Alvim, A. M., & Garrod, G. (2017). Brazilian Agriculture as a Global Player. *EuroChoices*, 16(1), 3-4.
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471
- Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological monographs*, 54(2), 187-211.
- Jonasson, S., Eriksson, J., Berntzon, L., Spáčil, Z., Ilag, L. L., Ronnevi, L. O., ... & Bergman, B. (2010). Transfer of a cyanobacterial neurotoxin within a temperate aquatic ecosystem suggests pathways for human exposure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 200914417.
- Jüttner, F., & WaiSon, S. B. (2007). Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. *Applied and environmental microbiology*, 73(14), 4395-4406
- Khan, F. A., & Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: an ecological vision. *The botanical review*, 71(4), 449-482.
- King, K. W., Balogh, J. C., & Harmel, R. D. (2007). Nutrient flux in storm water runoff and baseflow from managed turf. *Environmental pollution*, 150(3), 321-328.
- Koroleff, F., 1976. Determination of Phosphorus. In. K. Grasshoff, ed. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie. Weinheim/New York. 117-126.
- Kraemer, B. M., Anneville, O., Chandra, S., Dix, M., Kuusisto, E., Livingstone, D. M., ... & Tamatamah, R. (2015). Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change. *Geophysical Research Letters*, 42(12), 4981-4988.
- Lawson, R., & Anderson, M. A. (2007). Stratification and mixing in Lake Elsinore, California: An assessment of axial flow pumps for improving water quality in a shallow eutrophic lake. *Water research*, 41(19), 4457-4467.

- Lebel, L., Lebel, P., & Lebel, B. (2016). ImpaciS, perceptions and management of climate-related risks to cage aquaculture in the reservoirs of northern Thailand. *Environmental management*, 58(6), 931-945.
- Lehmusluoto, P., Machbub, B., Terangna, N., Achmad, F., Boer, L., Brahmana, S. S., ... & Goeltenboth, F. (1999). Limnology in Indonesia. From the legacy of the past to the prospectiS for the future. *Limnology in developing countries*, 2, 119-234.
- Lewis Jr, W. M. (1987). Tropical limnology. *Annual review of ecology and systematics*, 18(1), 159-184.
- Lopes, Y.V.A and Henry-Silva, G.G. 2014. Effect of Nile tilapia culture on limnological variables in a reservoir of Rio Grande do Norte semiarid in a period of 24 hours. *Bol. Inst. Pesca, São Paulo*, 40(3): 299 – 313.
- Lukassen, M. B., de Jonge, N., Bjerregaard, S. M., Podduturi, R., Jørgensen, N. O., Petersen, M. A., ... & Nielsen, J. L. (2019). Microbial production of the off-flavor geosmin in tilapia production in Brazilian water reservoirs: importance of bacteria in the intestine and other fish-associated environmeniS. *Frontiers in microbiology*, 10, 2447.
- Lund JWG, Kipling C, Legren ED (1958) The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:143–170.
- Ma, Z., Niu, Y., Xie, P., Chen, J., Tao, M., & Deng, X. (2013). Off-flavor compounds from decaying cyanobacterial blooms of Lake Taihu. *Journal of Environmental Sciences*, 25(3), 495-501.
- MacIntyre, H. L., Lawrenz, E., & Richardson, T. L. (2010). Taxonomic discrimination of phytoplankton by spectral fluorescence. In *Chlorophyll a fluorescence in aquatic sciences: methods and applications* (pp. 129-169). Springer, Dordrecht.
- Mackereth, F.Y.H., Heron, J.G. and Talling J.J., 1978. Water analysis: Some revised methods for LimnologyiS. *Freshwater Biological Association*, 36: 120 pp.
- Mallasen, M., Carmo, C.F., Tucci, A., Barros, H.P., Rojas, N.E.T., Fonseca, F.S., and Yamashita, E.Y. (2012a). Qualidade da água em Sistema de piscicultura

- em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 38(1): 15-30.
- Mallasen, M., Pereira de Barros, H., Polizeli Traficante, D., & Scarano Camargo, A. L. (2012b). Influence of a net cage tilapia culture on the water quality of the Nova Avanhandava reservoir, São Paulo State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 34(3).
- Marengo, J. A., Tomasella, J., & Nobre, C. A. (2017). Climate change and water resources. In *Waters of Brazil* (pp. 171-186). Springer International Publishing.
- Méjean, A., & Ploux, O. (2013). A genomic view of secondary metabolite production in cyanobacteria. In *Advances in botanical research* (Vol. 65, pp. 189-234). Academic Press.
- Mondo, K., Hammerschlag, N., Basile, M., Pablo, J., Banack, S. A., & Mash, D. C. (2012). Cyanobacterial neurotoxin β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) in shark fins. *Marine drugs*, 10(2), 509-520.
- Monismith, S. G., & MacIntyre, S. (2009). The surface mixed layer in lakes and reservoirs.
- Moreno-Ostos, E., Marcé, R., Ordóñez, J., Dolz, J., & Armengol, J. (2008). Hydraulic management drives heat budget and temperature trends in a Mediterranean reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 93(2), 131-147.
- Mousinho De Meis, M. R., & Tundisi, J. G. (1986). Geomorphological and limnological processes as a basis for lake typology. The middle Rio Doce lake system. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 58(1), 103-120.
- Müller, B., Bryant, L. D., Matzinger, A., & Wüest, A. (2012). Hypolimnetic oxygen depletion in eutrophic lakes. *Environmental science & technology*, 46(18), 9964-9971.
- Mullin, C. A., Kirchhoff, C. J., Wang, G., & Vlahos, P. (2020). Future projections of water temperature and thermal stratification in Connecticut reservoirs and possible implications for cyanobacteria. *Water Resources Research*, 56(11), e2020WR027185.

- Ning, F. and Gu, C., 2004. Actuality and countermeasure for pollution about netcage aquiculture in Chongqing. *Journal of Chongqing Technology and Business University (Natural Science Edition)*, 21 (6): 544–548.
- Ning, F., Gu, C., You, X. and Cui, R., 2006. Pollution Evaluation of Net-cage Aquiculture in Dahonghu Reservoir. *Environmental Science and Technology.*, 29 (4): 47–50.
- Nobre, C. A., Marengo, J. A., Seluchi, M. E., Cuartas, L. A., & Alves, L. M. (2016). Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, 8(02), 252.
- O’neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14, 313-334.
- Oniye, S. J., Tanimu, Y., Chia, A. M., & Yusuf, D. (2014). Influence of *Clarias gariepinus* (Teugels) cage cultures on water quality, phytoplankton and periphyton composition: a case study of Ahmadu bello university reservoir, Nigeria. *Tropical Freshwater Biology*, 23- 21.
- ONS (OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO). http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_vazoes.aspx
- Otto, F.E.L., Coelho, C.A.S., King, A., Coughlan de Perez, E., Wada, Y., van Oldenborgh, G.J., Haarsma, R., Haustein, K., Uhe, P., van Aalst, M., Aravequia, J.A., Almeida, M.W. and Cullen, H. (2015) Factors Other than Climate Change, Main Drivers of 2014/15 Water Shortage in Southeast Brazil [in “Explaining Extremes of 2014 from a Climate Perspective”]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96, S35-S40. http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-EEE_2014_ch8.1z
- Paerl, H. W., & Fulton, R. S. (2006). Ecology of harmful cyanobacteria. In *Ecology of harmful algae* (pp. 95-109). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1349-1363.

- Pagioro, T. A., Thomaz, S. M., & Roberto, M. D. C. (2005). Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*, 17-37.
- Paul, V. J. (2008). Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms. In *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs* (pp. 239-257). Springer, New York, NY.
- PBMC (Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas), 2013. [Base científica das mudanças climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 ao Primeiro de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Sumário Executivo do GT2 in Portuguese. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas, Rio de Janeiro, Brasil.
- Peixe BR. Anuário Peixe BR da Piscicultura. Associação Brasileira da Piscicultura. Available at: <https://www.peixebr.com.br>
- Percival, S., Drabsch, P., & Glencross, B. (2008). Determining factors affecting muddy-flavour taint in farmed barramundi, *Lates calcarifer*. *Aquaculture*, 284(1-4), 136-143.
- Pillay, T. V. R. (2008). *Aquaculture and the Environment*. John Wiley & Sons.
- Pillay, T.V.R., (2004). *Aquaculture and the environment*. United Kingdom. Wiley-Blackwell. 2nd edition. 212 pp.
- Podduturi, R., Silva David, G., da Silva, R. J., Hyldig, G., Jørgensen, N. O., & Petersen, M. A. (2023). Characterization and finding the origin of off-flavor compounds in Nile tilapia cultured in net cages in hydroelectric reservoirs, São Paulo State, Brazil. *Food Research International*, 113375.
- Rahman, A. K. M., Al Bakri, D., Ford, P., & Church, T. (2005). Limnological characteristics, eutrophication and cyanobacterial blooms in an inland reservoir, Australia. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 10(4), 211-220.
- Raia, A., & Cavalcanti, I. F. A. (2008). The life cycle of the South American monsoon system. *Journal of Climate*, 21(23), 6227-6246.
- Ramos, I. P., Brandão, H., Zanatta, A. S., de OP Zica, É., da Silva, R. J., de Rezende-Ayroza, D. M., & Carvalho, E. D. (2013). Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, 414, 56-62.

- Ramos, I. P., Vidotto-Magnoni, A. P., & Carvalho, E. D. (2008). Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(3), 245-252.
- Rellán, S., Osswald, J., Saker, M., Gago-Martinez, A., & Vasconcelos, V. (2009). First detection of anatoxin-a in human and animal dietary supplements containing cyanobacteria. *Food and Chemical Toxicology*, 47(9), 2189-2195.
- Reynolds, C. S. (1987). Cyanobacterial water-blooms. In *Advances in botanical research* (Vol. 13, pp. 67-143). Academic Press.
- Rojas, A., & Wadsworth, S., 2007. A review of cage aquaculture: Latin America and the Caribbean. *FAO Fisheries Technical Paper*, 498, 73.
- Roriz, G. D., Delphino, M. K. D. V. C., Gardner, I. A., & Gonçalves, V. S. P. (2017). Characterization of tilapia farming in net cages at a tropical reservoir in Brazil. *Aquaculture Reports*, 6, 43-48.
- Rosini, E. F., Tucci, A., do Carmo, C. F., Rojas, N. E. T., de Barros, H. P., & Mallasen, M. (2016). Changes in phytoplankton spatial and temporal dynamics in a Brazilian tropical oligotrophic reservoir after net cage installation. *Brazilian Journal of Botany*, 39(2), 569-581.
- Ross, L. G., Telfer, T. C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Asmah, R., ... & Corner, R. (2013). Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture. *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, 19.
- Rovira, J., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M., & Domingo, J. L. (2011). Levels of metals and PCDD/Fs in the vicinity of a cement plant: assessment of human health risks. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46(10), 1075-1084.
- Saint-Paul, U. (2017). Native fish species boosting Brazilian's aquaculture development. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*, 5(1), 1-9.
- Sampaio, F. G., Losekann, M. E., Luiz, A. J. B., Neves, M. C., Frascá-Scorvo, C. M. D., & Rodrigues, G. S. (2013). Monitoramento e gestão ambiental da piscicultura em tanques-rede em reservatórios. *Embrapa Meio Ambiente- Artigo em periódico indexado (ALICE)*.

- Sant'Anna CL, Azevedo MTP, Sormus L (1989) Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos. *Hoehnea* 16: 89–131
- Santos, J. A., Marins, R. V., Aguiar, J. E., Challar, G., Silva, F. A., & Lacerda, L. D. (2017). Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. *Journal of Limnology*, 76(1).
- Schlüter, L., David, G. S., Jørgensen, N. O., Podduturi, R., Tucci, A., Dias, A. S., & da Silva, R. J. (2018). Characterization of phytoplankton by pigment analysis and the detection of toxic cyanobacteria in reservoirs with aquaculture production. *Aquaculture Environment Interactions*, 10, 35-48.
- Schmittou, H.R. (2006). Cage culture. In: Lim, C.E. and Webster, C.D., eds. *Tilapia Biology, Culture and Nutrition*. Haworth Press. 313-346.
- Scott, P.C. (2013). Regional and national factors relevant to site selection for aquaculture in the Federative Republic of Brazil. In L.G. Ross, T.C. Telfer.
- Seth, A., Fernandes, K., Camargo, S. J. 2015. Two summers of São Paulo drought: Origins in the western tropical Pacific. *Geophys. Res. Lett.* – 42 (24). <http://dx.doi.org/10.1002/2015GL066314>.
- Simis, S. G., Peters, S. W., & Gons, H. J. (2005). Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnology and Oceanography*, 50(1), 237-245.
- Smith, J. L., Boyer, G. L., & Zimba, P. V. (2008). A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: impacis and management alternatives in aquaculture. *Aquaculture*, 280(1-4), 5-20.
- Soemarwoto, O.C.M. Roem, T. Herawati and B.A. Costa-Pierce. (1990). Water quality suitability of Saguling and Cirata reservoirs for development of floating net cage aquaculture. In: *Reservoir Fisheries and Aquaculture Development for Resettlement in Indonesia* (Costa-Pierce, B.A. and O. Soemarwoto, eds.): 18–111. ICLARM Tech. Rep. 23. ICLARM, Manila.
- Sun, J., Zhong, X., Liu, Y. & Fu, J., 2005. Analysis of pollution status in lakes and reservoirs caused by fish cage farming in Guizhou Province. *Guizhou Environmental Protection Science and Technology.*, 11 (4): 30–37.

- Tacon, G.J. and Halwarth, M., 2007. Cage aquaculture: a global overview. In: Halwarth, M. Soto, D. and Arthur, J.R., eds. Cage aquaculture – Regional reviews and global overview. FAO Fisheries technical paper. No 498, Rome. 4-20.
- Taniguchi, F., Kato, H. D. A., & Tardivo, T. (2014). Definições e estrutura: tanque-rede. Embrapa Pesca e Aquicultura-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E).
- Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F. E. (Eds.). (1990). Reservoir limnology: ecological perspectives. John Wiley & Sons, 246p.
- Tucci A, Sant'Anna CL, Gentil RC, Azevedo MTP (2006) Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea* 33: 147–175.
- Tucker, C. S., Hanson, T. R., & Kingsbury, S. K. (2001). Management of off-flavors in pond-cultured channel catfish with weekly applications of copper sulfate. *North American Journal of Aquaculture*, 63(2), 118-130.
- Tundisi, J. G. (2007). Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO. p. 19 – 38, 2007.
- Tundisi, J. G. (2003). Água no século XXI: enfrentando a escassez. In *Água no século XXI: enfrentando a escassez*.
- Tundisi, J. G. and Straškraba, M., 1999. Theoretical reservoir ecology and its applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuis Publishers, Netherlands. 585pp.
- Tundisi, J. G., MaiSumura-Tundisi, T., Pereira, K. C., Luzia, A. P., Passerini, M. D., Chiba, W. A. C., ... & Sebastien, N. Y. (2010). Cold front and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3), 815-824.
- Underwood, A. J. (1997). *Experimental design in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.
- UNESCO (2010) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. IOC Manuals and Guides, No. 55. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris.

- Utermöhl H (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Ver Theor Angew Limnol* 9: 1–38.
- Valderrama, J.C., 1981, The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters: *Marine Chemistry*, v. 21, 109–122.
- Valenti, W. C., Barros, H. P., Moraes-Valenti, P., Bueno, G. W., & Cavalli, R. O. (2021). Aquaculture in Brazil: past, present and future. *Aquaculture ReporiS*, 19, 100611.
- Van Apeldoorn, M. E., Van Egmond, H. P., Speijers, G. J., & Bakker, G. J. (2007). Toxins of cyanobacteria. *Molecular nutrition & food research*, 51(1), 7-60.
- Venturoti, G. P., Veronez, A. C., Salla, R. V., & Gomes, L. C. (2016). Phosphorus, total ammonia nitrogen and chlorophyll a from fish cages in a tropical lake (Lake P alminhas, Espírito Santo, Brazil). *Aquaculture Research*, 47(2), 409-423.
- Verburg, P., & Hecky, R. E. (2009). The physics of the warming of Lake Tanganyika by climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2418-2430.
- Vollenweider, R. A., Talling, J. F., & Westlake, D. F. (1974). A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Blackwell Scientific Pub.
- Walsby, A. E., Hayes, P. K., Boje, R., & Stal, L. J. (1997). The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *The New Phytologist*, 136(3), 407-417.
- White, P., Phillips, M., & Beveridge, M. C. (2013). Environmental impact, site selection and carrying capacity estimation for small-scale aquaculture in Asia. *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, 231
- Winton, R. S., Calamita, E., & Wehrli, B. (2019). Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, 16(8), 1657-1671.
- Wiradana, P. A., Yudha, I. K. W., & Mukti, A. T. (2022, July). Mass tilapia (*Oreochromis mossambicus*) mortality in floating net cages at Batur Lake, Bangli Regency, Bali Province: a case report. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 1036, No. 1, p. 012068). IOP Publishing.

- Woolway, R. I., Sharma, S., Weyhenmeyer, G. A., Debolskiy, A., Golub, M., Mercado-Bettín, D., ... & Jennings, E. (2021). Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nature communications*, 12(1), 1-11.
- Xie, Y., Zhao, H., Li, J., Zhang, F., Wang, S., Yin, Z., & Shen, W. (2022). Phytoplankton biomass variation after cage aquaculture removal from the Daheiting Reservoir, China: observations from satellite data. *Hydrobiologia*, 849(21), 4759-4775.
- Xing, Z., Fong, D. A., Lo, E. Y. M., & Monismith, S. G. (2014). Thermal structure and variability of a shallow tropical reservoir. *Limnology and Oceanography*, 59(1), 115-128.
- Yang, X., Li, Y., Wang, B., Xiao, J., Yang, M., & Liu, C. Q. (2020). Effect of hydraulic load on thermal stratification in karst cascade hydropower reservoirs, Southwest China. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 32, 100748.
- Yoshimizu, C., Yoshiyama, K., Tayasu, I., Koitabashi, T., & Nagata, T. (2010). Vulnerability of a large monomictic lake (Lake Biwa) to warm winter event. *Limnology*, 11(3), 233-239.
- Yu, H., Suno, H., Hidaka, T., & Jiao, C. (2010). Chemical and thermal stratification in lakes. *Limnology*, 11(3), 251-257.
- Zamyadi, A., Choo, F., Newcombe, G., Stuetz, R., & Henderson, R. K. (2016). A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 85, 83-96.
- Zanatta AS, Perbiche-Neves G, Ventura R, Ramos IP, Carvalho ED. 2010. Effects of a small fish cage farm on zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda: Crustacea) in a sub-tropical reservoir (SE Brazil). *Pan American*
- Zhang, Y., Wu, Z., Liu, M., He, J., Shi, K., Wang, M., & Yu, Z. (2014). Thermal structure and response to long-term climatic changes in Lake Qiandaohu, a deep subtropical reservoir in China. *Limnology and Oceanography*, 59(4), 1193-1202.
- Zhang, Y., Wu, Z., Liu, M., He, J., Shi, K., Zhou, Y., ... & Liu, X. (2015). Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). *Water research*, 75, 249-258.

Zoran, M., M. Milstein and H.J. Krambeck. (1994). Limnological aspects of dual-purpose reservoirs for irrigation and fish culture in the coastal area of the Jordan Valley. *Isr. J. Aquacult.* 46: 64–75.

6. Material Suplementar

Variáveis limnológicas (média \pm desvio padrão) das cinco estações de amostragem nas seis áreas de cultivo distribuídas nos três diferentes reservatórios estudados. As variáveis limnológicas são apresentadas em cada tabela; sendo que os resultados das áreas referidos como oligotróficos foram analisados separadamente dos locais referidos como mesotróficos. Para comparações de resultados de médias foi utilizado a ANOVA seguido do teste de Tukey. O sobrescrito "Tlog" nos valores "p" indica transformação logarítmica dos dados; "KS" indica que foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido pelo teste de Dunn; * Indica diferenças estatísticas significativas (ANOVA unidirecional); os resultados dos testes post hoc são indicados por letras em sobrescrito. Para todas as comparações nos locais oligotróficos, a montante, a área de cultivo e a jusante tiveram $n = 9$; os locais eutróficos tiveram $n = 6$ a montante e a jusante, enquanto a área de cultivo teve $n = 9$.

Oligotrophic sites	pH			P value
	Upstream	Farm	Dowstream	
Oct 2014	7.72 \pm 0.24	7.82 \pm 0.39	7.73 \pm 0.39	0.968
March 2015	7.32 \pm 0.27	7.45 \pm 0.25	7.37 \pm 0.30	0.803
Sept 2015	7.23 \pm 0.28	7.41 \pm 0.18	7.46 \pm 0.26	0.112
March 2016	6.94 \pm 0.22	6.94 \pm 0.07	6.95 \pm 0.27	0.561 ^{KS}
Oct 2016	7.30 \pm 0.41	7.14 \pm 0.34	7.41 \pm 0.34	0.314
Mesotrophic sites				
Oct 2014	8.88 \pm 0.31	8.87 \pm 0.43	9.08 \pm 0.31	0.544
March 2015	7.70 \pm 0.30 ^{a,b}	7.63 \pm 0.38 ^a	8.23 \pm 0.18 ^b	0.006 ^{KS,*}
Sept 2015	9.14 \pm 0.00 ^a	9.12 \pm 0.18 ^a	8.84 \pm 0.22 ^b	0.007*
March 2016	7.85 \pm 0.37 ^{a,b}	7.54 \pm 0.16 ^a	7.77 \pm 0.01 ^b	0.024 ^{KS,*}
Oct 2016	7.60 \pm 0.53	7.94 \pm 0.66	7.92 \pm 0.41	0.493

Oligotrophic sites	Dissolved oxygen (mg/l)			P value
	Upstream	Farm	Dowstream	
Oct 2014	7.43 \pm 0.77	7.34 \pm 0.98	7.24 \pm 1.22	0.664
March 2015	7.17 \pm 1.59	7.44 \pm 1.94	7.55 \pm 1.12	0.714
Sept 2015	7.99 \pm 1.94	8.73 \pm 0.79	9.11 \pm 1.03	0.153 ^{KS}

March 2016	7.87±0.77 ^{a,b}	6.66±1.02 ^a	7.81±0.93 ^b	0.016 ^{KS,*}
Oct 2016	7.33±1.31	6.89±0.95	7.26±1.31	0.709
Mesotrophic sites				
Oct 2014	8.29±0.32 ^a	8.31±0.10 ^a	8.93±0.53 ^b	0.004 [*]
March 2015	5.09±0.19 ^{a,b}	4.74±0.38 ^a	6.51±0.94 ^b	<0.001 ^{KS,*}
Sept 2015	11.24±0.62	11.23±1.06	10.00±1.37	0.081
March 2016	7.72±1.50 ^{a,b}	6.59±0.46 ^a	7.39±0.26 ^b	0.053 ^{KS,*}
Oct 2016	5.78±0.10 ^{a,c}	6.82±0.30 ^b	6.67±0.08 ^c	<0.001 ^{KS,*}

	Chlorophyll (µg/L)			
	Upstream	Farm	Dowstream	P value
Oligotrophic sites				
Oct 2014	1.61±1.42	0.90±0.73	0.94±0.79	0.280
March 2015	3.05±1.90	2.20±2.01	2.92±2.30	0.959
Sept 2015	4.72±1.96 ^a	1.51±1.00 ^b	3.40±0.92 ^a	>0.001 [*]
March 2016	2.93±1.13	2.07±1.35	2.12±1.59	0.348
Oct 2016	2.61±1.50	1.98±1.42	2.12±1.59	0.651
Mesotrophic sites				
Oct 2014	3.02±2.84	2.38±3.26	2.86±2.68	0.911
March 2015	9.27±4.09	8.16±2.83	8.04±2.67	0.754
Sept 2015	22.99±7.80 ^a	38.13±25.57 ^{ab}	47.91±6.17 ^b	0.002 ^{KS,*}
March 2016	3.66±1.58	3.86±2.80	1.83±1.41	0.205
Oct 2016	3.66±1.58	3.12±2.59	2.20±2.02	0.515

	Total Nitrogen (µg/L)			
	Upstream	Farm	Dowstream	P value
Oligotrophic sites				
Oct 2014	434.40±124.84 ^a	713.59±285.06 ^{a,b}	786.91±449.15 ^b	0.030 ^{Tlog,*}
March 2015	941.98±34.58 ^a	1418.49±102.68 ^b	1203.48±87.85 ^c	<0.001 ^{Tlog,*}
Sept 2015	1417.42±75.55 ^a	2188.25±136.59 ^b	1858.43±166.08 ^c	<0.001 [*]
March 2016	575.19±45.77 ^a	831.21±48.94 ^b	713.85±200.68 ^{a,b}	0.048 ^{KS,*}
Oct 2016	413.61±6.69 ^a	605.35±49.68 ^b	588.31±17.99 ^b	<0.001 ^{KS,*}
Mesotrophic sites				
Oct 2014	380.79±106.75 ^a	700.84±94.27 ^b	870.89±50.41 ^c	<0.001 [*]
March 2015	951.33±36.51 ^a	1497.34±96.44 ^b	1268.80±48.03 ^c	<0.001 [*]
Sept 2015	1441.51±82.55 ^a	2337.40±154.18 ^b	1919.21±67.17 ^c	<0.001 [*]
March 2016	620.13±15.18 ^a	970.18±78.21 ^b	872.39±18.02 ^{a,b}	0.008 ^{KS,*}
Oct 2016	415.84±11.77 ^a	616.85±73.63 ^b	593.90±12.89 ^b	0.002 ^{KS,*}

	Total Phosphorus (µg/L)			
	Upstream	Farm	Dowstream	P value
Oligotrophic sites				
Oct 2014	16.94±1.68 ^a	24.52±4.41 ^b	19.20±1.97 ^a	<0.001 ^{Tlog,*}
March 2015	19.66±0.45 ^a	25.07±0.77 ^b	22.97±0.71 ^c	<0.001 [*]
Sept 2015	23.11±0.96 ^a	33.71±1.08 ^b	29.02±1.94 ^c	<0.001 [*]
March 2016	25.11±3.82 ^a	35.85±2.99 ^b	33.94±4.39 ^b	<0.001 [*]

Oct 2016	19.54±1.10 ^a	30.37±3.00 ^b	30.54±1.58 ^b	<0.001 ^{KS,*}
Mesotrophic sites				
Oct 2014	20.62±2.09 ^a	29.91±2.81 ^b	20.32±1.60 ^a	<0.001*
March 2015	20.16±0.67 ^a	25.24±0.82 ^b	21.56±1.57 ^a	<0.001*
Sept 2015	24.33±1.26 ^a	33.72±1.86 ^b	26.35±2.65 ^a	<0.001*
March 2016	27.07±4.66 ^a	41.20±3.89 ^b	40.05±2.15 ^b	<0.001*
Oct 2016	18.72±2.65 ^a	28.38±6.01 ^b	25.13±1.26 ^b	<0.001 ^{KS,*}

	NH ₄ (µg/L)			
	Upstream	Farm	Dowstream	P value
Oligotrophic sites				
Oct 2014	203.18±80.06	332.14±168.48	357.08±261.91	0.190
March 2015	252.73±17.09 ^a	379.57±14.23 ^b	314.22±12.35 ^c	<0.001*
Sept 2015	420.81±5.28 ^a	471.90±9.72 ^b	445.70±6.55 ^c	<0.001*
March 2016	182.42±11.61 ^a	260.71±27.74 ^b	226.89±18.90 ^c	<0.001*
Oct 2016	155.10±27.77 ^a	238.35±43.66 ^b	250.55±17.13 ^b	<0.001 ^{KS,*}
Mesotrophic sites				
Oct 2014	177.02±38.66 ^a	350.08±47.40 ^b	436.16±25.25 ^c	<0.001*
March 2015	245.70±20.10 ^a	370.44±25.79 ^b	316.32±39.43 ^c	<0.001*
Sept 2015	421.79±8.16 ^a	469.46±9.59 ^b	444.48±15.84 ^c	<0.001*
March 2016	206.22±11.57 ^a	300.96±37.13 ^b	270.55±26.84 ^b	<0.001*
Oct 2016	183.03±21.94 ^a	260.58±27.79 ^b	243.64±22.50 ^b	<0.001*

	PO ₄ (µg/L)			
	Upstream	Farm	Dowstream	P value
Oligotrophic sites				
Oct 2014	11.62±0.27 ^a	12.41±0.29 ^b	11.97±0.25 ^c	<0.001*
March 2015	9.38±0.12 ^a	10.04±0.08 ^b	9.77±0.12 ^c	<0.001*
Sept 2015	11.54±0.53 ^a	13.95±0.44 ^b	13.02±0.44 ^c	<0.001*
March 2016	9.57±0.44 ^a	10.86±0.51 ^b	10.81±0.80 ^b	0.001*
Oct 2016	5.34±2.30 ^a	10.22±3.15 ^b	9.93±2.59 ^b	<0.001*
Mesotrophic sites				
Oct 2014	11.71±0.38 ^a	12.77±0.60 ^b	11.90±0.29 ^a	0.008*
March 2015	9.37±0.10 ^a	10.34±0.26 ^b	9.74±0.12 ^c	<0.001 ^{KS,*}
Sept 2015	11.46±0.37 ^a	14.86±0.93 ^b	12.82±0.55 ^c	<0.001*
March 2016	10.01±0.23 ^a	12.39±1.26 ^b	11.48±0.27 ^{a,b}	0.001 ^{KS,*}
Oct 2016	4.56±0.86 ^a	11.65±2.81 ^b	11.88±2.2 ^b	<0.001 ^{KS,*}

Oligotrophic sites	Total Dissolved Solids Organic (mg/L)			
	Upstream	Farm	Dowstream	P value
Oct 2014	0.61±0.18 ^a	0.41±0.09 ^b	0.59±0.12 ^a	0.007*
March 2015	2.07±0.34 ^a	2.79±0.90 ^a	1.08±0.22 ^b	0.004*
Sept 2015	1.03±0.31 ^a	1.99±0.65 ^b	1.09±0.50 ^a	<0.001*
March 2016	0.50±0.28 ^a	0.96±0.47 ^b	0.51±0.19 ^a	<0.001 ^{Tlog,*}
Oct 2016	0.21±0.04	0.23±0.13	0.22±0.11	0.866 ^{KS}
Mesotrophic sites				
Oct 2014	1.76±1.07	1.66±0.79	1.03±0.64	0.361
March 2015	1.73±0.60 ^a	2.57±0.58 ^b	1.10±0.45 ^a	<0.001*
Sept 2015	1.58±0.44 ^a	2.59±0.31 ^b	1.25±0.32 ^a	<0.001*
March 2016	1.08±0.46 ^a	1.74±0.49 ^b	1.13±0.24 ^a	<0.001*
Oct 2016	0.79±1.34	0.71±1.11	0.29±0.08	0.392 ^{KS}