



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Felipe Martins Pineroli

**Padrões espaciais e temporais da qualidade da água no Reservatório de Itaipu,  
1985 – 2023**

Florianópolis

2024



Felipe Martins Pineroli

**Padrões espaciais e temporais da qualidade da água no Reservatório de Itaipu,  
1985 – 2023**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador(a): Prof. Pedro Luiz Borges Chaffe, Dr.  
Coorientador(a): Vinícius Bogo Portal Chagas, Dr.

Florianópolis

2024

Pineroli, Felipe Martins  
Padrões espaciais e temporais da  
qualidade da água no Reservatório de  
Itaipu, 1985 - 2023 / Felipe Martins  
Pineroli ; orientador, Pedro Luiz Borges  
Chaffe, 2024.  
95 p.

Trabalho de Conclusão de Curso  
(graduação) - Universidade Federal de  
Santa Catarina, Centro Tecnológico,  
Graduação em Engenharia Sanitária e  
Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2.  
Qualidade da Água. 3. Hidrologia. 4.  
Limnologia de Reservatórios. I. Chaffe,  
Pedro Luiz Borges. II. Universidade  
Federal de Santa Catarina. Graduação em  
Engenharia Sanitária e Ambiental. III.

Título.

Felipe Martins Pineroli

**Título:** Padrões espaciais e temporais da qualidade da água no Reservatório de Itaipu,  
1985 – 2023

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 10 de dezembro de 2024

Coordenação do Curso

**Banca examinadora**

Prof. Pedro Luiz Borges Chaffe, Dr.

Orientador(a)

Prof. Leonardo Hoinaski, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina

Dr. Daniel Bartiko

Itaipu Binacional

Florianópolis, 2024

*Dedico à minha avó Walquíria.  
Quando tinha saúde, sempre fez questão de estar presente.  
Como queria que estivesse aqui uma última vez.*

## **AGRADECIMENTOS**

Em uma realidade cada vez mais desigual, em que poucos têm condições e oportunidade de cursar um ensino superior, me sinto grato por ter cursado uma graduação de excelência. Agradeço aos meus pais por me darem oportunidades na vida e por sempre me incentivarem a estudar e a buscar o conhecimento. Agradeço também a UFSC e seus colaboradores por tornarem minha formação possível.

Com tantas outras opções, ter sido um garoto de 18 anos que escolheu estudar o meio ambiente me deixa orgulhoso e sou grato a mim mesmo por ter me dedicado ao aprendizado de temas tão importantes para o futuro de todos

Agradeço ao Parque Tecnológico de Itaipu e à Itaipu Binacional pelo financiamento da pesquisa e cessão dos dados de qualidade da água. Também agradeço aos profissionais responsáveis pelas coletas e análises das amostras, sem os quais esse e outros trabalhos não seriam possíveis.

Ao Daniel, pela disponibilidade em participar da banca e pelas interessantes conversas e sugestões dadas ao trabalho.

Ao professor Leonardo, pela importância que teve nos primeiros anos da minha graduação e por aceitar fazer parte da última etapa, participando da banca e se dispondo a me ajudar a melhorar o trabalho

Ao meu orientador, professor Pedro, que foi fundamental em todos os aspectos desse trabalho. Além de ser um professor excepcional, é um orientador que leva a pesquisa a sério e incentiva a pensar e a dar um passo além. Agradeço pela confiança e oportunidade de fazer pesquisa em um laboratório de excelência.

Ao meu co-orientador, Vinícius e aos integrantes do LabHidro pelas críticas, sugestões e discussões que foram essenciais para esse trabalho. Sou grato a cada um por tudo que passamos juntos esse ano e por fazerem do nosso ambiente de trabalho um lugar de cooperação e amizade.

À minha companheira Mari, agradeço por estar sempre ao meu lado, por nosso carinho um pelo outro e por tornar o amor simples. Obrigado por me incentivar a buscar prazer nas coisas que amo e me motivar a ser uma pessoa melhor.

À minha irmã e meus pais, por todo o apoio e carinho sempre e por entenderem minha ausência nesses últimos meses.

Muito obrigado!



## RESUMO

Reservatórios desempenham um papel fundamental para geração de energia, irrigação agrícola, proteção contra extremos climáticos e segurança hídrica. Eles influenciam a dinâmica dos rios e reduzem o fluxo natural de sedimentos e nutrientes, alterando a quantidade e a qualidade da água. Assim, é necessário saber como a regulação em grande escala e os aspectos climáticos e ambientais locais interagem para mudar a qualidade da água dos reservatórios. O objetivo deste trabalho é entender como aspectos locais e regionais influenciam a variação espacial e temporal da qualidade da água no reservatório de Itaipu. Itaipu é a maior geradora de energia elétrica no país, e seu reservatório tem área de aproximadamente 1.350 km<sup>2</sup>. O reservatório recebe contribuições regionais de uma área com alto grau de regulação por reservatórios, a Bacia do Rio Paraná (BP), e contribuições locais de sub-bacias agrícolas com contextos urbanos variados, na chamada Bacia do Paraná III (BP3). As análises combinam quatro décadas de dados de qualidade da água (nutrientes, turbidez, clorofila-a) com variáveis hidroclimáticas (estações do ano, vazão, precipitação) e ambientais (uso do solo, saneamento, população) do meio regional (BP) e local (BP3). A variação espacial da qualidade da água é analisada em pontos da entrada, saída e principais braços do reservatório considerando as contribuições locais e regionais. Para identificar mudanças sazonais e compreender os processos de diluição e transporte de poluentes, a qualidade da água foi estudada sob condições hidrológicas secas e úmidas. As tendências nas concentrações de nutrientes, turbidez e clorofila-a nos pontos de monitoramento do reservatório são detectadas e quantificadas para entender como a qualidade da água varia no longo prazo. Os resultados mostram que o Rio Paraná influencia a qualidade da água no reservatório, mas, nos braços, as contribuições locais são mais relevantes, especialmente em sub-bacias com alta interferência antrópica. Devido à poluição difusa proveniente de áreas agrícolas, vazões mais altas aumentam as concentrações de nutrientes e, nos tributários, isso intensifica a eutrofização nos braços do reservatório. São detectadas tendências de redução na turbidez e no fósforo total na entrada e saída do reservatório. Observa-se redução de quase 40% por década nas concentrações de clorofila-a na maioria dos pontos de monitoramento, enquanto as concentrações de nitrato aumentaram mais de 20% por década. Conclui-se que as mudanças nas atividades das sub-bacias e os impactos progressivos de reservatórios a montante estão relacionados às tendências de longo prazo, e as diferentes contribuições locais nos pontos alteram a qualidade da água e a forma como esta responde às mudanças de vazão. A ampla cobertura espacial e temporal do monitoramento e uma abordagem que considera o clima, a bacia hidrográfica e o contexto regional são fundamentais para o entendimento dos processos que moldam a qualidade da água em reservatórios.

**Palavras-chave:** Limnologia de reservatórios; Qualidade da água; Variabilidade espaço-temporal.



## ABSTRACT

Reservoirs play an essential role in energy generation, agricultural irrigation, protection against climate extremes and water security. They alter river dynamics and reduce the natural flow of sediments e nutrients, thereby affecting water quantity and quality. Thus, we need to know how large-scale regulation and local climatic and environmental factors interact to change the water quality of reservoirs. The objective of this study is to understand how local and regional factors influence the spatial and temporal variation in water quality in the Itaipu reservoir. Itaipu is the largest energy-generating hydroelectric power plant in the country, and its reservoir spans approximately 1,350 km<sup>2</sup>. The reservoir receives regional contributions from an area with highly regulated flow, the Paraná River Basin (BP), as well as local contributions from agricultural sub-basins with varying urban contexts, in the so-called Paraná III Basin (BP3). The analyses combine four decades of water quality data (nutrients, turbidity, chlorophyll-a) with hydroclimatic variables (seasons, streamflow, precipitation) and environmental factors (land use, sanitation, population) from regional (BP) and local (BP3) contexts. The spatial variation of water quality is analyzed at points located at the reservoir's inflow, outflow and main branches, considering both local and regional contributions. To identify seasonal changes and understand pollutant dilution and transport processes, water quality was studied under dry and wet hydrological conditions. Trends in nutrient, turbidity, and chlorophyll-a concentrations at the reservoir's monitoring points are detected and quantified to understand how water quality varies over the long term. The results show that the Paraná River influences water quality in the reservoir; however, in its branches, local contributions are more significant, especially in sub-basins with high anthropogenic interference. Due to diffuse pollution from agricultural areas, higher flows increase nutrient concentrations, and in tributaries, this intensifies eutrophication in the reservoir's branches. Trends of decreasing turbidity and total phosphorus are detected at the reservoir's inflow and outflow. A nearly 40% per decade reduction in chlorophyll-a concentrations is also observed at most monitoring points, while nitrate concentrations have increased by over 20% per decade. It is concluded that changes in sub-basin activities and the progressive impacts of upstream reservoirs are related to long-term trends, and the different local contributions at monitoring points affect water quality and how it responds to changes in flow. The extensive spatial and temporal coverage of monitoring, combined with an approach that considers climate, the basin, and the regional context, is essential for understanding the processes that shape water quality in reservoirs.

**Keywords:** Reservoir Limnology; Water Quality; Spatial-Temporal Variability.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Zonas fluvial, de transição e lacustre de reservatórios, exibidas em (a) corte e (b) planta.....	19
Figura 2: Fontes (vermelho), mobilização (roxo) e transporte (azul) de (a) sedimentos, (b) nutrientes e (c) sais nas bacias hidrográficas.....	23
Figura 3: Mudanças estruturais, processos e efeitos em parâmetros de qualidade da água em (a) períodos secos e (b) períodos úmidos.....	27
Figura 4: Localização do reservatório de Itaipu, Bacia do Rio Paraná (Brasil) e Bacia do Paraná III.....	33
Figura 5: Uso do solo e localização de grandes represas na Bacia do Rio Paraná (Brasil). .....	34
Figura 6: Zonas fluvial, de transição e lacustre e pontos de monitoramento de qualidade da água no reservatório de Itaipu. ....	35
Figura 7: Posição dos pontos de monitoramento e uso do solo nas sub-bacias afluentes aos braços do reservatório.. .....	36
Figura 8: Distribuição da amostragem para amostras válidas.....	41
Figura 9: Dados de precipitação do produto global CHIRPS.....	42
Figura 10: Posição e área de contribuição das estações fluviométricas e dos pontos de monitoramento da qualidade da água (E08 e E12). ....	44
Figura 11: Padrões espaciais dos parâmetros de qualidade da água ao longo do reservatório .....	49
Figura 12: Gradientes longitudinais no reservatório .....	52
Figura 13: Correlação de Spearman e teste de significância para parâmetros em cada ponto nos braços do reservatório .....	55
Figura 14: Variabilidade sazonal nas zonas do reservatório .....	59
Figura 15: Variação sazonal da (a) Temperatura da água ( $T_w$ ) e (b) Oxigênio Dissolvido (OD) em todos os pontos de monitoramento. ....	60
Figura 16: Regimes de Precipitação na (a) Bacia do Rio Paraná e na (b) Bacia do Paraná III.....	62
Figura 17: Regimes de precipitação e vazão. a) precipitação na Bacia do Rio Paraná, (b) vazão na Estação Porto Guaíra, Rio Paraná (vazão afluente ao reservatório de Itaipu). ....	63

Figura 18: Regimes de precipitação e vazão nas sub-bacias. a) precipitação na sub bacia E08, b) vazão no Rio São Francisco Verdadeiro (afluente ao ponto E08), c) precipitação na Sub Bacia E12, d) vazão no Rio São Francisco Falso (afluente ao ponto E12).....	63
Figura 19: Efeito das (a) condições hidrológicas e (b) condições meteorológicas nos valores de TP, Turb, NO <sub>3</sub> , Clor-a e OD nos pontos da entrada e saída do reservatório.....	65
Figura 20: Efeito das (a) condições hidrológicas e (b) condições meteorológicas nos valores de TP, Turb, NO <sub>3</sub> , Clor-a e OD. ....	67
Figura 21: Tendências decadais na (a) Transparência, (b) Turbidez nos pontos do reservatório.....	70
Figura 22: Tendências decadais na (a) Oxigênio Dissolvido, (b) Eletrocondutividade nos pontos do reservatório.....	71
Figura 23: Tendências decadais nas concentrações de (a) Clorofila-a, (b) Nitrogênio Total Kjeldahl nos pontos do reservatório.....	71
Figura 24: Tendências decadais nas concentrações de (a) Fósforo Total, (b) Nitrato nos pontos do reservatório .....	72

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização das Sub-bacias .....	38
Tabela 2: Parâmetros analisados, unidades de medidas e métodos analíticos adotados.....	40
Tabela 3: Estações fluviométricas selecionadasazão.....	43
Tabela 4: Diferença das medianas de Fósforo Total (TP), Nitrato (NO <sub>3</sub> ) e Turbidez (Turb) entre meses secos e úmidos para vazão nos pontos da entrada e saída do reservatório.....	66

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BP3	Bacia do Paraná III
Clor-a	Clorofila-a
EC	Eletrocondutividade
NH <sub>4</sub>	Nitrogênio Amoniacal
NO <sub>3</sub>	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
TNK	Nitrogênio Total Kjeldahl
TP	Fósforo Total
Tra	Transparência
Turb	Turbidez
Tw	Temperatura da Água

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>17</b>
1.1	OBJETIVO GERAL .....	18
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>19</b>
2.1	QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS .....	19
2.2	ATIVIDADES NA BACIA E EFEITOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA ..	22
2.3	EFEITOS HIDROCLIMÁTICOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA.....	26
2.4	IMPACTOS DE RESERVATÓRIOS SOBRE QUALIDADE DA ÁGUA .....	30
<b>3</b>	<b>ÁREA DE ESTUDO</b> .....	<b>33</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>39</b>
4.1	DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	39
4.2	DADOS DE PRECIPITAÇÃO.....	42
4.3	DADOS DE VAZÃO .....	43
4.4	ANÁLISE DOS DADOS .....	44
4.4.1	<b>Padrões Espaciais</b> .....	<b>45</b>
4.4.2	<b>Variação Sazonal</b> .....	<b>46</b>
4.4.3	<b>Tendências de longo prazo</b> .....	<b>46</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>49</b>
5.1	PADRÕES ESPACIAIS DA QUALIDADE DA ÁGUA .....	49
5.1.1	<b>Contribuições do Rio Paraná – Gradientes longitudinais</b> .....	<b>52</b>
5.1.2	<b>Contribuições locais – Diferenças entre braços do reservatório</b> .....	<b>53</b>
5.1.3	<b>Contribuições locais – Diferenças entre pontos vizinhos</b> .....	<b>56</b>
5.2	VARIAÇÃO SAZONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA .....	58
5.2.1	<b>Padrões sazonais</b> .....	<b>58</b>
5.2.2	<b>Diferenças nos aspectos hidroclimáticos locais e regionais</b> .....	<b>61</b>
5.2.3	<b>Efeitos da condição hidrológica na qualidade da água</b> .....	<b>64</b>
5.3	TENDÊNCIAS DE LONGO PRAZO DA QUALIDADE DA ÁGUA .....	70
5.3.1	<b>Efeitos dos reservatórios em cascata e usos da bacia</b> .....	<b>73</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>75</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>77</b>
	<b>APÊNDICES</b> .....	<b>85</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Reservatórios desempenham papel fundamental na geração de energia, irrigação agrícola, proteção contra extremos climáticos e segurança hídrica. Cerca de 40% da água de irrigação e 17% da energia elétrica são providas por reservatórios (Maavara et al., 2020). Atualmente, 60% dos rios com extensão superior a 500 km são represados (He et al., 2024). A regulação em grande escala muda a dinâmica dos rios e reduz o fluxo natural de sedimentos, nutrientes e seres vivos (Dethier; Renshaw; Magilligan, 2022), alterando a quantidade e a qualidade da água. Dado seu papel na segurança hídrica, é importante compreender como a qualidade da água dos reservatórios varia no espaço e no tempo, especialmente em um contexto de problemas globais de escassez hídrica, agravados pela deterioração da qualidade da água (Jones; Bierkens; Van-Vliet, 2024) e pelos efeitos das mudanças climáticas (Li et al., 2024).

Em rios com alto grau de regulação, a retenção em reservatórios reduz o fluxo de nutrientes e sedimentos, alterando a qualidade da água a jusante (Nogueira et al., 2021). Devido ao funcionamento hidráulico dos reservatórios, espera-se que a vazão do rio principal forme gradientes de nutrientes, turbidez e luz no seu sentido longitudinal (Thornton, 1990). Nos braços dos reservatórios, onde há menor mistura com o canal principal, as contribuições locais de rios tributários podem se tornar mais relevantes para a qualidade da água (Nogueira; Pomari, 2018; Pompeo et al., 2024). Os usos da bacia hidrográfica impactam a qualidade da água e fontes de poluição podem ser difusas, predominantes no meio rural, ou pontuais, no meio urbano (Graham; Bierkens; Van Vliet, 2024).

Ao longo do ano, as relações entre qualidade da água e fatores hidroclimáticos variam dependendo da ocupação da bacia (Guo et al., 2018) e aumentos na vazão ou precipitação pode transportar ou diluir um componente, a depender de sua fonte (Lintern et al., 2017, Zhi et al., 2019). Por exemplo, com o aumento da vazão, aportes pontuais de nutrientes geralmente próximos do corpo hídrico, são; por outro lado, a poluição difusa, espalhada por toda a bacia hidrográfica, é intensificada (Granger et al. 2010). Mudanças sazonais nas vazões afluentes influenciam a qualidade da água dos reservatórios; no entanto, em rios com alto grau de regulação, a vazão é menos dependente do clima, tornando a qualidade da água pouco sensível a sazonalidade.

A compreensão de como a qualidade da água nos braços do reservatório pode ser afetada pelas sub-bacias afluentes pode possibilitar a identificação de fontes de poluição e entender os processos que moldam a qualidade da água em reservatórios. Dada a interação complexa entre o clima e as características da bacia, compreender como esses fatores afetam a qualidade da água em reservatórios requer estudos de longo prazo que considerem contribuições de escala local e regional. O reservatório de Itaipu é um excelente estudo de caso pois a qualidade da água é monitorada na entrada, saída e principais braços há quase 40 anos. O reservatório recebe contribuições regionais de uma área com alta regulação de vazão; e contribuições locais de sub-bacias agrícolas, com diferentes contextos urbanos. Este trabalho combina quatro décadas de dados de qualidade da água com variáveis hidroclimáticas e ambientais de escala local e regional, visando entender como esses fatores influenciam os padrões espaciais, a variação sazonal e as tendências de longo prazo da qualidade da água em Itaipu.

## 1.1 OBJETIVO GERAL

Entender como contribuições locais e regionais influenciam os padrões da variação espacial e temporal da qualidade da água no reservatório de Itaipu.

## 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analisar os padrões espaciais da qualidade da água no reservatório e suas relações com aspectos locais e regionais.
2. Identificar o efeito das estações do ano e das condições hidrológicas na variação sazonal da qualidade da água no reservatório.
3. Detectar e quantificar as tendências de longo prazo na qualidade da água no reservatório.

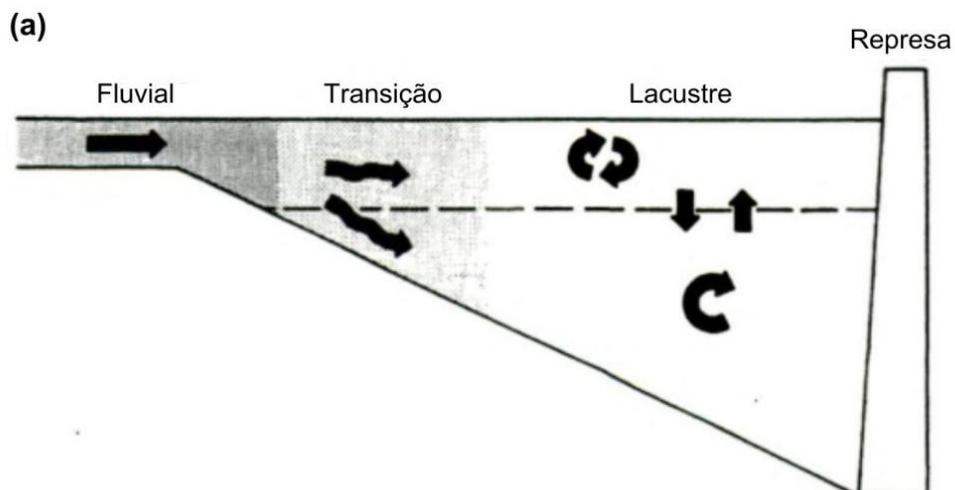
## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

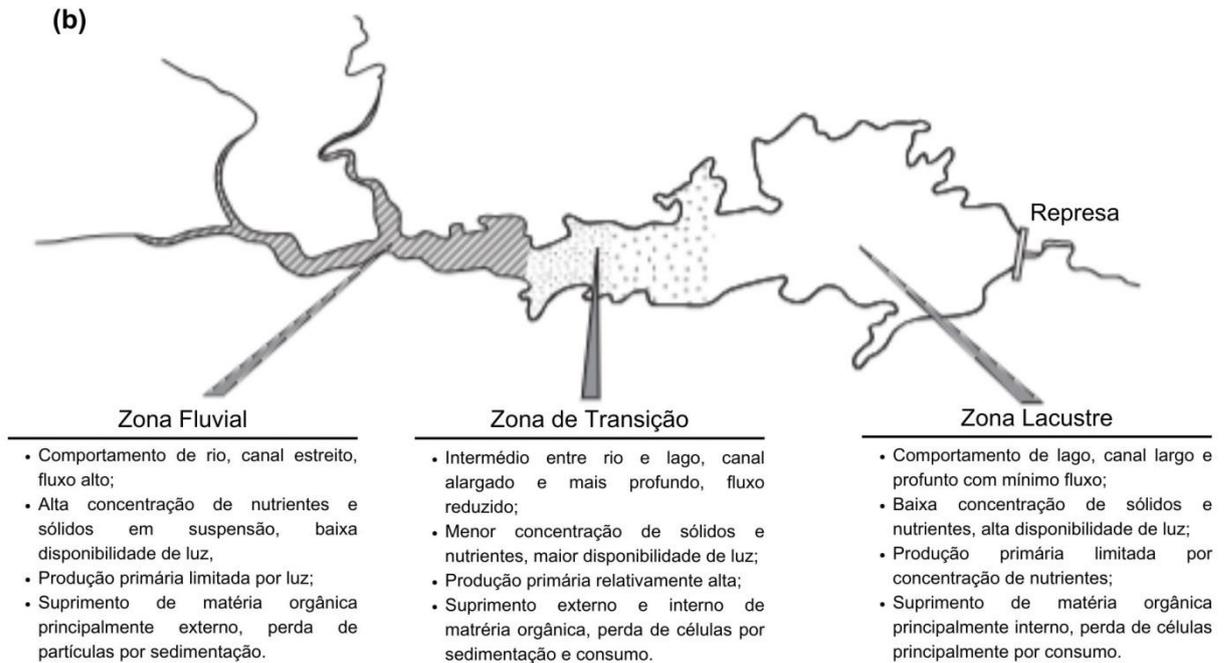
### 2.1 QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS

Reservatórios são ecossistemas artificiais que funcionam com uma dinâmica de transição entre lagos e rios (Pompeo et al., 2024) e apresentam características morfométricas e hidrológicas particulares, apresentando estratificações verticais e longitudinais (Ribeiro-Filho et al., 2011). Assim como em lagos, o maior risco à qualidade da água em reservatórios é o processo de eutrofização e, por isso, estudos de limnologia de reservatórios costumam abordar as dinâmicas de nutrientes, sedimentos e comunidades biológicas nesses ambientes.

Os fundamentos dos processos físicos e bióticos de rios, reservatórios e lagos são os mesmos, porém, a intensidade e importância relativa desses processos diferem em função da forma como a água se desloca nesses ambientes (Soballe; Kimmel, 1987). Em reservatórios, gradientes longitudinais de fatores físicos, químicos e biológicos resultam da influência combinada da hidrodinâmica imposta pela vazão do rio afluente principal e da morfologia da bacia (Kennedy; Thornton; Ford, 1985). A dinâmica fluvial se dissipa com as mudanças na largura e profundidade ao longo do eixo longitudinal do reservatório, resultando na formação de três zonas que com dinâmicas distintas (Thornton et al., 1981, 1990). cujas características gerais estão descritas na Figura 1.

Figura 1: Zonas fluvial, de transição e lacustre de reservatórios, exibidas em (a) corte e (b) planta. A velocidade da água, processo de sedimentação, profundidade, circulação interna e contribuições dos tributários são os fatores principais controlando os gradientes ao longo das zonas.





Fonte: Adaptado de (a) Tundisi et al. (1990), (b) Thornton et al. (1990).

Ao estudar a qualidade da água do reservatório de Jurumim, na Bacia do Rio Paraná, Nogueira, Henry e Maricatto (1999) observaram diferenças espaciais significativas, influenciadas principalmente pelo afluente principal, o Rio Paranapanema, que apresenta altas concentrações de nutrientes e sólidos suspensos na zona fluvial, além de maior transparência e menor nível de trofia na zona lacustre. Os autores ressaltam que, enquanto a qualidade da água na zona fluvial foi fortemente afetada por períodos de maior precipitação, a zona lacustre não sofreu modificações significativas.

Ribeiro-Filho et al. (2011) estudaram os gradientes longitudinais e o estado trófico no reservatório de Itaipu, agrupando pontos de monitoramento conforme as três zonas. Constatou-se que as zonas fluvial e de transição apresentam elevadas concentrações de nutrientes e menor transparência, caracterizando-se por um estado trófico mesotrófico. Os maiores valores de clorofila-a na zona de transição foram explicados pelos nutrientes transportados pelo trecho fluvial. A zona lacustre apresentou alta transparência da água e características oligotróficas, com menor disponibilidade de nutrientes e produtividade. Os autores destacou os efeitos da poluição difusa na bacia e recomendou estudos mais aprofundados sobre os efeitos dos rios tributários na qualidade da água dos braços do reservatório.

No mesmo reservatório, o estudo limnológico de Cunha et al. (2015), com duração de 1985 a 2010, também observou maior concentração de clorofila-a na zona fluvial. No entanto, considerou-se o reservatório incapaz de manter altos níveis de produção primária devido à baixa retenção de nutrientes, em função das características morfológicas, hidrológicas e climáticas. Outros autores também concluíram que a produção primária e os processos de eutrofização no reservatório de Itaipu são limitados pelo baixo teor de nutrientes, especialmente nitrogênio (Ribeiro-Filho et al., 2006). Os baixos aportes de nutrientes e sedimentos em Itaipu foram atribuídos à retenção em múltiplos reservatórios em cascata a montante. A qualidade da água foi considerada apropriada para os múltiplos usos do reservatório, mas ressaltou-se o potencial poluidor das sub-bacias afluentes na degradação da qualidade da água nos braços do reservatório, devido ao uso agrícola intenso e à pouca mistura de águas com o canal principal.

A estruturação longitudinal é confirmada para valores de transparência, turbidez, clorofila-a e nutrientes em diversos estudos brasileiros com enfoque em limnologia de reservatórios (Jorcin; Nogueira, 2005; Pinto-Coelho et al., 2006; Soares et al., 2008). Contudo, Nogueira e Pomari (2018), ao estudarem 37 pontos de monitoramento em oito reservatórios na Bacia do Rio Paranapanema, concluíram que, para alguns reservatórios, a variabilidade espacial da qualidade da água também é determinada pelos aportes de nutrientes e sedimentos de canais tributários de ordens menores, influenciados por bacias agrícolas. As análises consideraram ainda os efeitos de sistemas de reservatórios em cascata.

Costa et al. (2022) avaliaram a variabilidade espacial da qualidade da água em dois grandes reservatórios de usos múltiplos em Minas Gerais, com ênfase na diferenciação de ambientes lóticos (fluviais) e lênticos (lacustres). A análise de cluster, aplicada para agrupar pontos de monitoramento pela similaridade na qualidade da água, reuniu os pontos a jusante das barragens no mesmo grupo que os da zona lacustre a montante. Observou-se um uso predominantemente agrícola nas áreas de influência dos pontos de monitoramento (ocupação entre 66% e 78%). No entanto, o efeito da ocupação da bacia nos padrões espaciais de qualidade da água foi pouco discutido ao longo do trabalho.

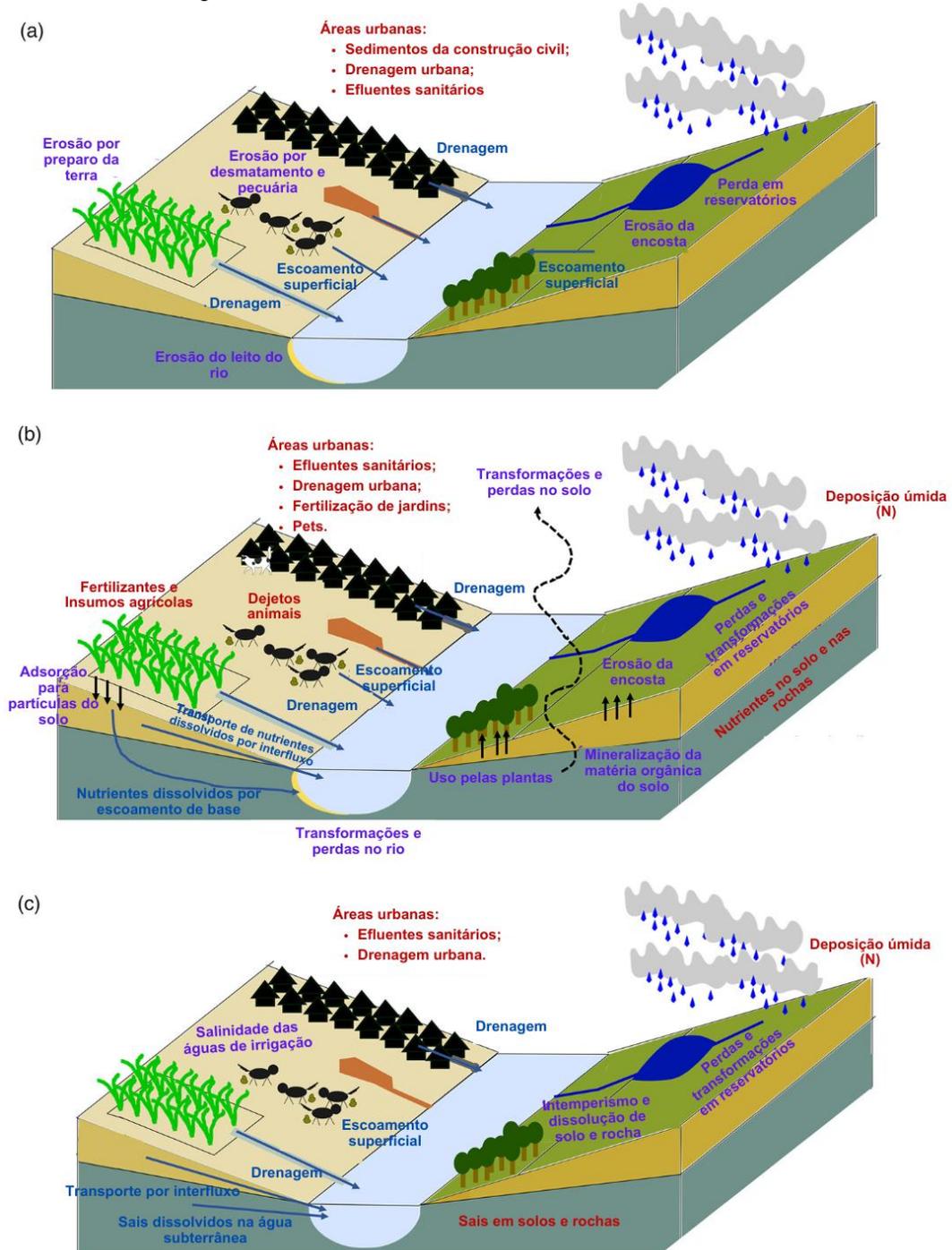
## 2.2 ATIVIDADES NA BACIA E EFEITOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

Globalmente, as atividades humanas são o principal fator responsável pela degradação da ambiental dos reservatórios (Wetzel, 2001) e o impacto mais comum é o aporte externo dos nutrientes fósforo e nitrogênio das bacias hidrográficas para o corpo d'água (Pinto-Coelho et al., 2005). Assim como outros sistemas hídricos, reservatórios são ambientes complexos e, conforme Tundisi e Matsumura-Tundisi (2022), em função de sua posição na paisagem e sua morfologia, funcionam como receptores e processadores dos aportes e aspectos de suas bacias hidrográficas. Os autores apontam que a avaliação dos aspectos quantitativos e qualitativos da água em reservatórios deve considerar:

1. as bacias hidrográficas contribuintes;
2. as vazões afluentes;
3. a complexidade espacial do reservatório;
4. as vazões liberadas;
5. o gerenciamento e socioeconomia.

Conforme a estrutura conceitual proposta por Granger et al. (2010), a qualidade da água em sistemas fluviais é controlada por três processos que ocorrem em sua bacia hidrográfica: (1) **Fonte**: A aplicação ou presença dos componentes na bacia, (2) **Mobilização**: O desprendimento desses componentes da fonte e (3) **Transporte**: O carregamento dos compostos ao corpo hídrico. Tanto aspectos naturais quanto antrópicos influenciam esses processos, porém, em bacias hidrográficas de clima, geologia e topografia similar, a heterogeneidade espacial da qualidade da água está ligada principalmente ao uso, cobertura e manejo da terra (Lintern et al., 2017). A Figura 2 sumariza as formas como os ambientes urbanos, agrícolas e naturais contribuem para o carregamento de sedimentos e nutrientes aos corpos hídricos.

Figura 2: Fontes (vermelho), mobilização (roxo) e transporte (azul) de (a) sedimentos, (b) nutrientes e (c) sais nas bacias hidrográficas.



Fonte: Adaptado de Lintern et al. (2017)

Oliveira et al. (2021) estudaram a variação espacial da qualidade da água em um reservatório semiárido e seus tributários. O estudo das características da bacia e a análise da correlação de Spearman entre os parâmetros serviram de base para indicar a aplicação de fertilizantes, a geração de dejetos animais e a erosão do solo, promovidas pelas atividades rurais, como principais causas do aumento de

nutrientes, turbidez e coliformes fecais nos corpos hídricos. Ainda, para esses parâmetros, foram encontrados valores significativamente superiores nos rios tributários, explicado pelos processos de sedimentação e retenção de partículas no corpo principal do reservatório.

Um estudo realizado por Moraes et al. (2016) em dois reservatórios tropicais de Minas Gerais avaliou o efeito das condições ambientais nas comunidades biológicas utilizando índices de perturbação para três escalas espaciais, considerando um buffer de uso do solo (macro), a estrutura física do ambiente (meso) e a qualidade da água (micro). O estudo comparou as características físico-químicas dos dois reservatórios usando testes estatísticos (teste t e teste de Mann-Whitney) e encontrou diferenças significativas para turbidez, sólidos dissolvidos e alcalinidade, com valores muito maiores no reservatório que sofre maiores pressões de ambientes agrícolas e urbanos (Reservatório de São Simão). Apesar disso, o estudo não constatou relações significativas entre os índices de perturbação e as métricas biológicas em nenhuma das escalas e apontou que a variação do nível da água no reservatório influencia fortemente as comunidades biológicas.

O reservatório de São Simão também foi estudado por Pinto-Coelho et al. (2005), que focaram na origem e nos efeitos do aporte externo de nutrientes ao reservatório. O monitoramento ocorreu durante dois anos (sete campanhas) em 22 pontos do reservatório, espalhados ao longo de suas três principais zonas e posicionados visando detectar a influência direta dos principais rios tributários. As sub-bacias dos tributários foram avaliadas em profundidade, a partir da quantificação da produção pecuária e agrícola. Foi encontrada alta correlação entre as concentrações de fósforo e a produção primária no corpo principal do reservatório, e alta correlação entre fósforo e sólidos nas regiões dos tributários, o que foi indicativo da predominância de fontes difusas de poluição nesses rios. Observou-se que as atividades agrícolas e pecuárias estiveram concentradas em sub-bacias cujos rios trouxeram maiores cargas de nutrientes e sólidos para o reservatório, ressaltando a importância da escala local para planos de manejo. As entradas de fósforo foram superiores em períodos chuvosos, e todos os tributários revelaram a importância das fontes difusas de poluição. Porém, alguns mostraram sinais (picos de salinidade na água) de que as fontes pontuais (despejos de efluentes) também podem ter relevância.

Sobre fontes pontuais, Martinelli et al. (1999) avaliaram os efeitos do lançamento de efluentes na composição química da água do Rio Piracicaba e concluíram que há um aumento significativo de carbono orgânico e inorgânico dissolvido, além de cátions e ânions, especialmente sódio, cloreto e sulfato, nos locais poluídos em comparação aos não poluídos. Níveis de nitrato permanecem semelhantes devido à conversão de nitrato em amônio sob condições anóxicas nas áreas poluídas. Além disso, as variáveis apresentam correlação inversa com a vazão, indicando que a carga de esgoto é diluída por precipitação e águas superficiais.

Na Bacia do Paraná 3, onde estão localizadas as sub-bacias contribuintes aos braços do reservatório de Itaipu, os corpos hídricos contribuintes foram estudados em trabalhos anteriores. Ouchi-Melo et al. (2021) monitoraram 12 rios de pequeno porte na região e compararam com 12 pequenos rios do lado paraguaio do reservatório, relacionando a qualidade da água com aspectos agrícolas e sanitários das microbacias. As diferenças foram mais significativas entre os dois países do que entre estações do ano, e os autores mencionaram que as práticas agrícolas e zonas de vegetação ripária preservadas contribuíram para a não evidência de padrões temporais.

Em outro estudo, conduzido por Andrade et al. (2023), foi analisado em múltiplos pontos o Índice de Estado Trófico (IET) dos principais tributários do reservatório de Itaipu. Com dados de monitoramento de longo prazo (1990-2015), foram calculadas as tendências no IET, utilizando o teste de Mann-Kendall e a regressão de Theil-Sen. As tendências não foram homogêneas, e alguns dos rios mostraram severas tendências de aumento do IET, sendo classificados como hipereutróficos em algumas ocasiões. Foi destacada a importância das atividades de pecuária, aquicultura e centros urbanos para esses resultados.

Em maior escala, um estudo de proporções continentais feito por Nogueira et al. (2021) examinou padrões de qualidade da água em 44 pontos distribuídos ao longo de 3.000 km de trechos fluviais e represados de rios da Bacia do Rio da Prata. O trabalho mostra que, além das esperadas diferenças em função da latitude, a qualidade da água é também fortemente afetada por características locais, sendo possível observar clara distinção entre os trechos represados e os de fluxo livre. Foi relatado o forte efeito da agricultura em larga escala e do desenvolvimento de densos centros urbanos na qualidade da água.

## 2.3 EFEITOS HIDROCLIMÁTICOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

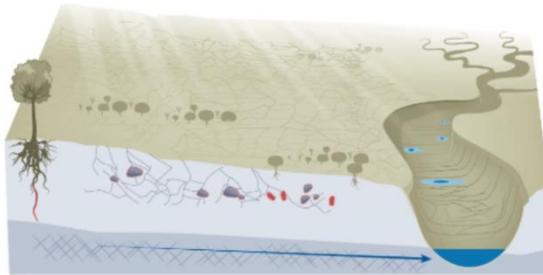
Fatores hidroclimáticos da bacia podem afetar a fonte, mobilização e transporte de componentes para o corpo hídrico, fazendo com que a qualidade da água varie ao longo do tempo (Guo et al., 2018) e, dependendo do tipo de clima, apresente padrões sazonais definidos para alguns parâmetros. A variabilidade temporal da qualidade da água está associada a mudanças no fluxo dos rios (Ahearn et al., 2004; Mellander et al., 2015; Moatar et al., 2017) e à precipitação (Fraser et al., 1999; Freire et al., 2021), que influenciam a entrega sazonal de constituintes para os corpos receptores. A temperatura do ar (Robson, 2014; Li et al., 2022; Graham; Bierkens; Van Vliet, 2024) também afeta a mobilização e o transporte desses constituintes e comanda a resposta das comunidades biológicas a essas entradas (Maavara et al., 2020). A temperatura da água regula o processamento biogeoquímico e as condições de oxigenação (Zhi et al., 2020; 2024). Além disso, a disponibilidade de componentes na bacia pode variar em função de períodos secos antecedentes (Arheimer; Lidén, 2000; Lecce et al., 2006), da cobertura vegetal (Kaushal et al., 2014) e da variabilidade sazonal das atividades humanas na bacia (Stutter et al., 2008).

De acordo com Li et al. (2024), em estudo global sobre a relação entre a qualidade da água e a paisagem em meio a mudanças climáticas, durante períodos secos e quentes, os processos internos dos rios têm maior influência na qualidade da água, pois há uma redução nas contribuições de fontes terrestres. Em contrapartida, à medida que as condições se tornam mais úmidas, as contribuições de águas provenientes da terra passam a ter maior importância, destacando a relevância da conectividade entre o solo e o rio e dos diferentes caminhos de fluxo que transportam constituintes em profundidades variadas, sob condições biogeoquímicas distintas. Esses processos são demonstrados na Figura 3, adaptada do estudo em questão.

Ainda, no caso de eventos climáticos extremos, como incêndios florestais, secas prolongadas e inundações, os processos físicos, químicos e biológicos da bacia hidrográfica são afetados de forma severa, principalmente em função da alteração da disponibilidade de componentes no meio (fonte) e da dinâmica dos fluxos hidrológicos (Murphy et al., 2018; Li et al., 2024).

Figura 3: Mudanças estruturais, processos e efeitos em parâmetros de qualidade da água em (a) períodos secos e (b) períodos úmidos. As setas no canto direito indicam tendências de aumento e diminuição dos parâmetros em cada condição. O sentido e o tamanho da seta define a proporção aproximada de detecção de cada tendência em estudo da literatura global feito por Li et al. (2024).

**(a) Períodos secos**



**Estrutura**

- Destruição do ecossistema
- Aprofundamento das raízes
- Comunidade microbiana alterada
- Poças de água estagnada
- Rachaduras no solo e no leito do rio
- Degradação da qualidade do solo

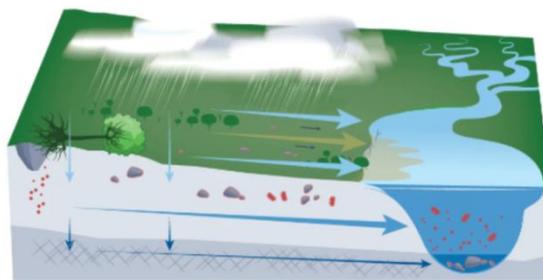
**Processos**

- Intensificação das reações no rio
- Alteração no caminho do fluxo (raso ou profundo)
- Mudança na biogeouímica
- Lavagem e erosão pós seca

**Qualidade da água**

- Temperatura da água ↑↑
- Oxigênio dissolvido ↑↑ ↓↓
- Nutrientes ↑↑ ↓↓
- Carbono ↑↑ ↓↓
- Salinidade ↑↑ ↓↓
- Metais ↑↑ ↓↓
- Sedimentos ↑↑ ↓↓
- Florações de algas ↑↑ ↓↓

**(b) Períodos úmidos**



- por exemplo, matéria orgânica e microorganismos
- por exemplo, argila e sedimentos

**Estrutura**

- Destruição do ecossistema
- Comunidade microbiana alterada
- Deslizamentos de terra
- Destruição do leito do rio
- Erosão do solo

**Processos**

- Caminhos de fluxo mais rasos
- Biogeoquímica anóxica
- Lavagem de compostos químicos antigos, sedimentos e efluentes

**Qualidade da água**

- Temperatura da água ↓↓
- Oxigênio dissolvido ↑↑ ↓↓
- Nutrientes ↑↑ ↓↓
- Carbono ↑↑ ↓↓
- Salinidade ↑↑ ↓↓
- Metais ↑↑ ↓↓
- Sedimentos ↑↑ ↓↓
- Florações de algas ↑↑ ↓↓

Dentre as variáveis hidroclimáticas mencionadas, na maioria das bacias, a vazão é o fator mais importante para determinar a qualidade da água (Guo et al., 2018). Embora exista apenas uma relação indireta entre a precipitação e a qualidade da água, a relação com a vazão é direta devido à capacidade de diluição, ao transporte de calor e aos processos de mobilização e transporte de componentes (Graham; Bierkens; Van Vliet, 2024). Isso é especialmente relevante no estudo da qualidade da água em reservatórios, pois, em função da regulação da vazão por questões operacionais das represas, a relação entre precipitação e vazão pode ser ainda mais imprecisa, especialmente em sistemas de reservatórios em cascata. Além disso, nesses ambientes, fatores como o nível da água, o volume armazenado e a estratificação térmica também influenciam os padrões sazonais da qualidade da água.

Um estudo brasileiro (Guimarães; Neto, 2023) modelou a variação espaço-temporal de clorofila-a a partir de variáveis hidroclimáticas (volume do reservatório e precipitação diária) e concentração de nutrientes (fósforo total e nitrogênio total) para 150 reservatórios no estado do Ceará. A performance do modelo foi satisfatória ( $R^2$  médio de 0,70), e o nitrogênio foi identificado como o preditor dominante da clorofila-

a, que mostrou correlações positivas com ambos os nutrientes. O estudo concluiu que a dinâmica sazonal afeta significativamente a qualidade da água, com o aumento das concentrações de clorofila-a (Chl-a) à medida que o volume dos reservatórios diminui e os níveis de nitrogênio total (TN) e fósforo total (TP) aumentam. Por outro lado, a resposta da Chl-a à precipitação variou entre os reservatórios: em 49% deles, o aumento das chuvas intensificou os níveis de clorofila-a, o que foi atribuído à poluição difusa causada por atividades rurais. Em contrapartida, em 51% dos reservatórios, a Chl-a diminuiu com o aumento das chuvas, devido à diluição dos nutrientes provenientes de fontes pontuais em bacias urbanas.

Outro estudo no Ceará (Freire; Costa; Neto, 2021) avaliou a variabilidade espacial, sazonal e interanual da qualidade da água em 12 bacias hidrográficas do estado. O estudo utilizou testes estatísticos e análise de componentes principais para definir a significância da variabilidade nas três escalas. A variabilidade sazonal foi avaliada comparando meses chuvosos (chuva mensal superior à mediana) e meses secos (utilizando o Standardized Precipitation Index). Além disso, os anos foram classificados como secos e úmidos, embora o método não tenha sido especificado. No geral, maiores valores de turbidez, fósforo e nitrogênio foram encontrados em meses úmidos, enquanto o padrão oposto foi observado em anos úmidos. Para clorofila-a, sólidos totais e DBO, as concentrações foram maiores em meses e anos secos. Apesar disso, apenas uma pequena parcela das bacias apresentou diferenças significativas na escala sazonal, o que foi atribuído ao lançamento contínuo de efluentes, que atenuam as variações sazonais do fluxo hidrológico. Os autores concluíram que a variabilidade espacial predominou, sendo influenciada pelos diferentes graus de urbanização e tratamento de efluentes nas bacias.

As relações entre a qualidade da água e fatores climáticos variam conforme a ocupação da bacia (Guo et al., 2018). A poluição por nutrientes pode ser causada por fontes pontuais (como estações de tratamento de esgoto, mais comuns em áreas urbanas) ou fontes difusas (como o escoamento agrícola, predominante em áreas rurais). Durante períodos de seca, observa-se um aumento do fósforo dissolvido em áreas urbanas, possivelmente devido à menor capacidade de diluição dos rios. Em contraste, a concentração de fósforo particulado em áreas rurais tende

a diminuir durante a seca, devido à redução do escoamento agrícola (Graham; Bierkens; Van Vliet, 2024)

Diversas avaliações da variabilidade sazonal da qualidade da água foram realizados na Bacia do Rio Paraná, porém padrões variados para os nutrientes foram observados, em função de diferenças entre as fontes de nutrientes (difusas ou pontuais). Tundisi et al. (2008) estudou a variabilidade sazonal no reservatório de Barra Bonita, no Rio Tietê, e foram observadas maiores concentrações de nutrientes na estação seca, explicado pela diluição desses compostos. A produção primária foi reduzida na estação úmida devido a mais matéria em suspensão e menor incidência de luz. Não foram usados dados de vazão ou de precipitação. Foi destacada a forte influência de esgotos sanitários e aplicação de fertilizantes. A alta variabilidade espacial da qualidade da água foi explicada pela presença de 114 rios afluentes ao reservatório. Outro reservatório no Rio Tietê (Smith; Espíndola; Rocha, 2014) apresentou maiores concentrações de nutrientes (nitrato e nitrogênio total) na estação seca. A estação chuvosa teve maiores valores para oxigênio dissolvido, sólidos e turbidez. Não foram usados dados de precipitação ou vazão.

No reservatório do Funil (Araújo; Azevedo; Ferreira, 2011), apesar de clima similar, foram vistos maiores valores de nutrientes e clorofila-a na estação úmida, com uma forte relação entre fósforo e vazão afluente. Os autores relataram gradientes longitudinais para fósforo e transparência ao longo do reservatório. No reservatório de Jurumim, Nogueira et al. (1999) também foram evidenciados maiores concentrações de nutrientes e turbidez na estação chuvosa porém foi tido que os padrões espaciais são mais definidos na estação seca. Não foram usados dados de vazão ou precipitação. Nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema, diferentes comportamentos sazonais para nutrientes foram observados ao longo dos reservatórios e os reservatórios evidenciaram variabilidade espacial ao longo dos seus compartimentos, em função de tributários (Nogueira; Pomari, 2018).

## 2.4 IMPACTOS DE RESERVATÓRIOS SOBRE QUALIDADE DA ÁGUA

As barragens interrompem a conectividade ecológica dos rios, enquanto os padrões de armazenamento e liberação de água dos reservatórios influenciam a quantidade, qualidade e o timing dos fluxos a jusante (Lehner et al., 2011). As liberações intermitentes de água modificam o fluxo natural, os regimes de sedimentos e a temperatura nos canais a jusante, alterando a qualidade da água, a estrutura do substrato e aspectos ambientais essenciais para que as espécies completem seus ciclos de vida, o que resulta em menor sucesso reprodutivo (He et al., 2024). Além disso, à medida que aumentamos o aporte de sedimentos por processos erosivos, os reservatórios estão retendo sedimentos e afetando o fluxo natural em direção às zonas costeiras. O resultado líquido é uma redução global do fluxo de sedimentos em aproximadamente 1,4 bilhões de toneladas por ano em comparação com os níveis pré-humanos (Syvitski et al., 2005). Outros problemas associados com a instalação desses grandes empreendimentos são os impactos na subsistência de populações ribeirinhas que dependem do fluxo dos rios (Richter et al., 2010), a inundação de grandes áreas e emissões de gases do efeito estufa (Maavara et al., 2020).

Dito isso, programas de monitoramento de longo prazo em reservatórios são essenciais para fundamentar gestões efetivas dos impactos que esses empreendimentos induzem. Monitorar a qualidade da água durante longos períodos de tempo é importante para acessar as principais fontes de poluição e entender a retenção de nutrientes e sedimentos, especialmente em sistemas em cascata. Os resultados observados em um reservatório podem ser transferidos para outros sistemas, o que é particularmente importante para reservatórios que pretendem ser instalados em bacias hotspots para a biodiversidade global, como as bacias dos rios Amazonas, Congo e Mekong (Winemiller et al., 2016). Mais de 300 grandes barragens estão planejadas para o Rio Amazonas, que exporta dois terços dos sedimentos da América do Sul e mais sedimentos do que qualquer outro rio global. A região abriga uma biodiversidade incomparável em seu canal, planície de inundação e estuário, além de transferir nutrientes essenciais para as águas costeiras (Dethier; Renshaw; Magilligan, 2022). A ruptura do ciclo hidrológico natural representa sérias preocupações para o futuro do desenvolvimento humano.

O estudo de Nogueira et al. (2021) nos reservatórios da Bacia do Rio da Prata encontrou que, nos trechos do Rio Paraguai, que possuem pouco represamento, a transparência e a profundidade são menores do que nos rios Paraná e Uruguai. Nesses dois rios, os autores ressaltam que existem marcantes diferenças regionais em função do represamento e destacam que o reestabelecimento das condições fluviais do rio entre represas é uma questão fundamental a ser avaliada em sistemas em cascata.

O Rio Yangtze, na China, é intensamente represado, e diversos estudos vêm sendo conduzidos para avaliar o fluxo de sedimentos e nutrientes ao longo dos reservatórios. A construção de reservatórios em cascata ao longo do Rio Yangtzé, especialmente a Three Gorges Dam, alterou significativamente a dinâmica de nutrientes, sedimentos e qualidade da água a longo prazo. O represamento reduziu os sólidos em suspensão a um terço dos níveis anteriores à operação, diminuindo o fósforo total e a DBO (Liu et al., 2023). Apesar da queda nos níveis de amônio, o nitrogênio total aumentou, ameaçando a qualidade da água, especialmente nos estuários (Liu et al., 2023). A carga de sedimentos a jusante caiu drasticamente, com a sedimentação na bacia de Yichang atingindo apenas 2% dos valores históricos até 2006, indicando uma retenção significativa pelos reservatórios (Yan et al., 2022). Essa retenção alterou o regime de suspensão de sedimentos e os coeficientes de capacidade de fluxo no médio Yangtzé (Guo et al., 2023). Além disso, houve uma retenção significativa de carbono orgânico total e silício dissolvido, reduzindo seu fluxo para o mar em mais de 60% em comparação a 1960, enquanto o nitrogênio inorgânico dissolvido e o fosfato aumentaram devido a emissões a jusante (Song et al., 2023). A redução da velocidade do fluxo de água favoreceu o florescimento de algas, especialmente nas zonas de refluxo dos afluentes, devido ao aumento da biomassa de fitoplâncton e à limitação de fósforo (Li et al., 2019).

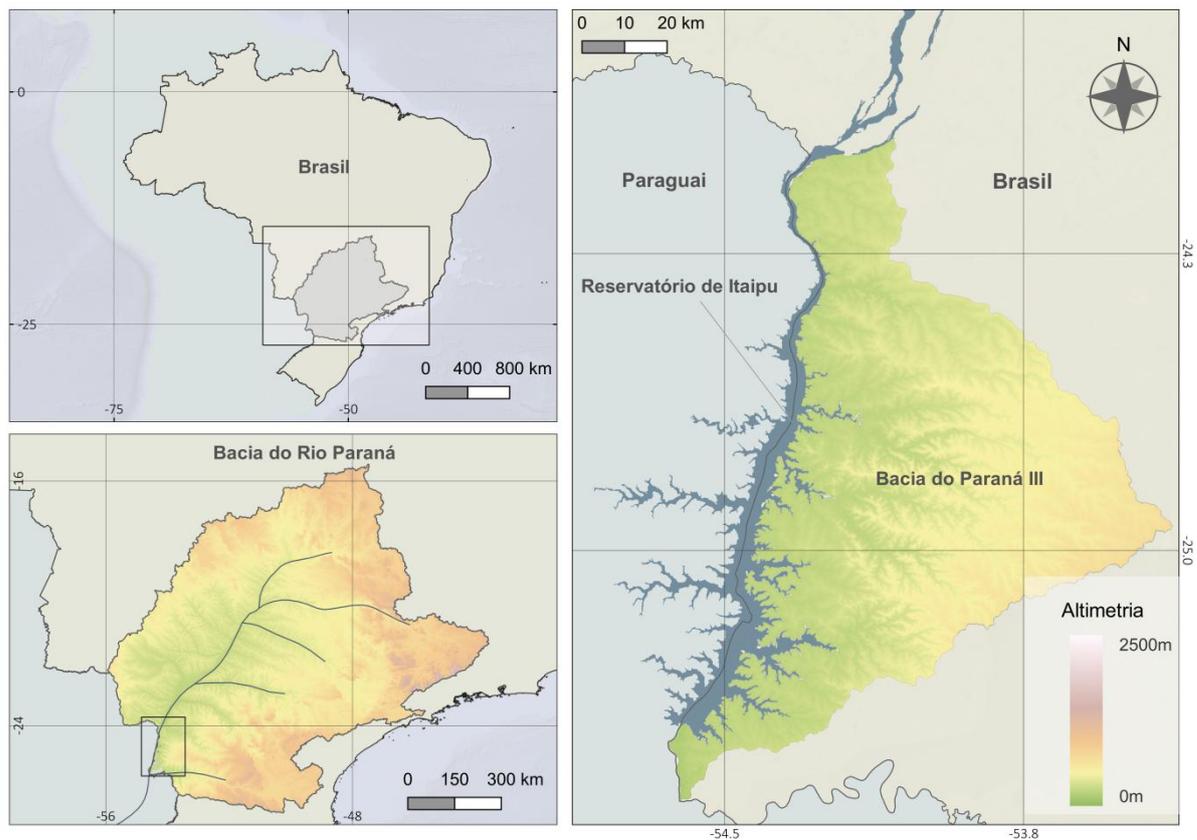
Um estudo de modelagem realizado em 6 reservatórios em cascata na Mata Atlântica brasileira concluiu alta taxa de retenção de nutrientes, turbidez e coliformes, com redução de 87% nos parâmetros. Os autores ressaltaram o potencial de inibição de processos de eutrofização no sistema e relataram que somente os parâmetros ligados à erosão e ao escoamento superficial não tiveram suas concentrações reduzidas ao longo da cascata (Cunha-Santino; Fushita; Bianchini, 2017).

Cunha et al. (2015) estudaram as tendências nas concentrações de clorofila-a, nitrogênio total e fósforo total no reservatório de Itaipu ao longo de 25 anos e encontraram tendências de diminuição para os três parâmetros. Os autores levantaram a hipótese de que a decomposição inicial da vegetação submersa após o barramento do rio contribuiu para maiores concentrações de nutrientes e maior produção primária no início da operação. Foi também destacada a retenção progressiva de nutrientes e sedimentos nos múltiplos reservatórios a montante de Itaipu, com ênfase no reservatório Porto Primavera, instalado em 1998 a 200 km de Itaipu.

### 3 ÁREA DE ESTUDO

Os pontos de monitoramento da qualidade da água no reservatório de Itaipu são o foco deste estudo, recebendo, em escala regional, contribuições da Bacia do Paraná e, em escala local, de rios tributários na margem leste do reservatório, na região chamada de Bacia do Paraná III.

Figura 4: Localização do reservatório de Itaipu, Bacia do Rio Paraná (Brasil) e Bacia do Paraná III

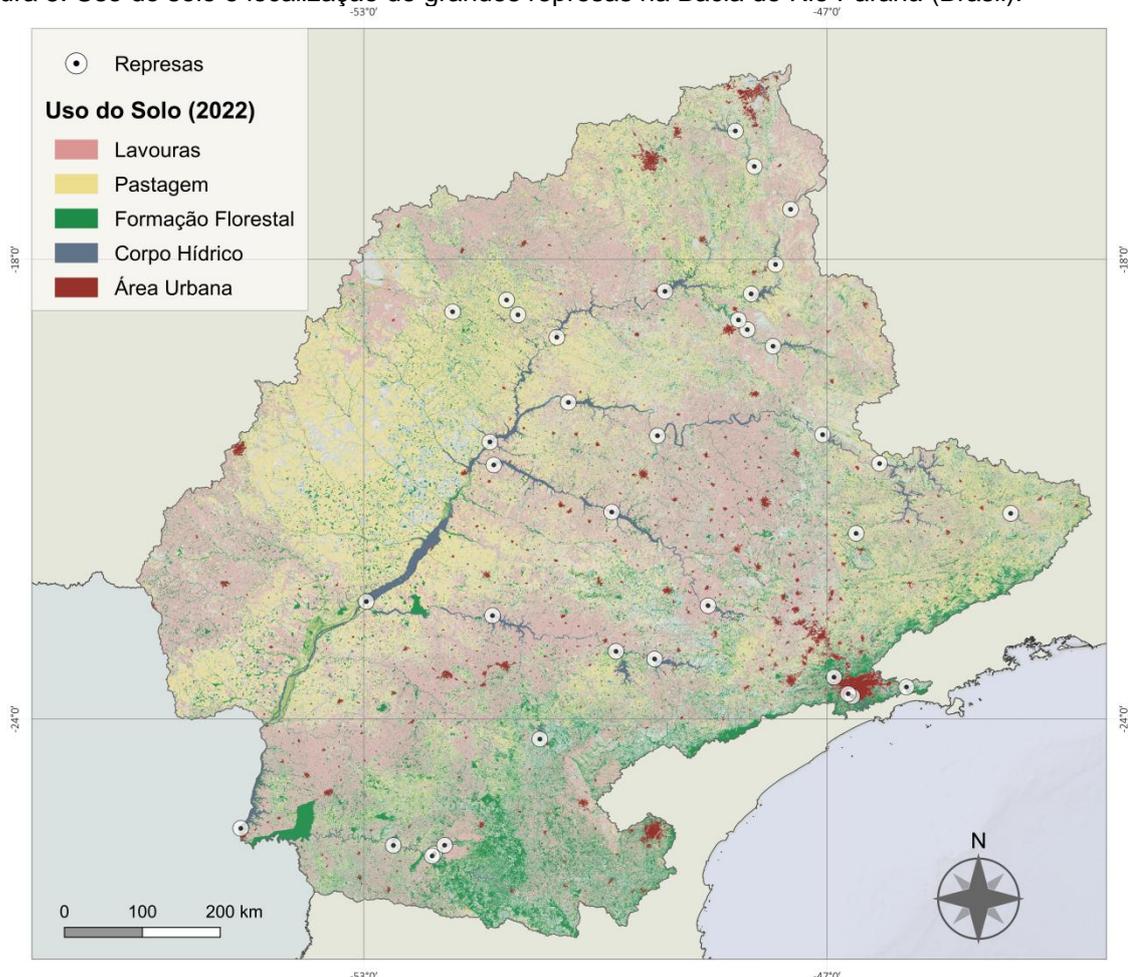


A Bacia do Rio Paraná é uma das maiores e mais importantes bacias hidrográficas do continente, estendendo-se por quatro países sul-americanos: Brasil, Argentina, Paraguai e Bolívia. O Rio Paraná está entre os dez rios mais longos do mundo, nascendo no sudeste do Brasil na confluência do Rio Grande e Rio Parnaíba e desaguando no estuário do Rio da Prata, totalizando aproximadamente 4.800 km de extensão. O clima pode variar entre tropical ou subtropical, dependendo da elevação e localização geográfica e, no geral, as estações do ano são bem definidas com chuvas concentradas entre os meses de outubro e março.

No Brasil, a bacia cobre áreas nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul, Paraná, Santa Catarina e o Distrito Federal. Apesar de ocupar apenas 10,3% do território nacional, concentra 32% da população brasileira e mais de 50% do produto interno bruto. Sua importância socioeconômica para o país se dá pela intensa produção agrícola (pecuária, lavouras de soja, milho, cana, café) e presença de densos centros urbanos, principalmente na região metropolitana de São Paulo.

Além disso, o Rio Paraná e seus afluentes são responsáveis pela geração de uma parcela considerável da energia elétrica consumida no país. No Brasil, a matriz hidrelétrica supre 70% da demanda energética e 60% disso é gerado na Bacia do Rio Paraná (Bueno; Alves; Mello, 2020), que contém 57 reservatórios de grande porte. A instalação de múltiplas represas para aproveitamento energético na bacia formou um sistema de reservatórios em cascata tanto no rio principal quanto em seus principais rios afluentes (Grande, Parnaíba, Tietê, Paranapanema, Iguaçu).

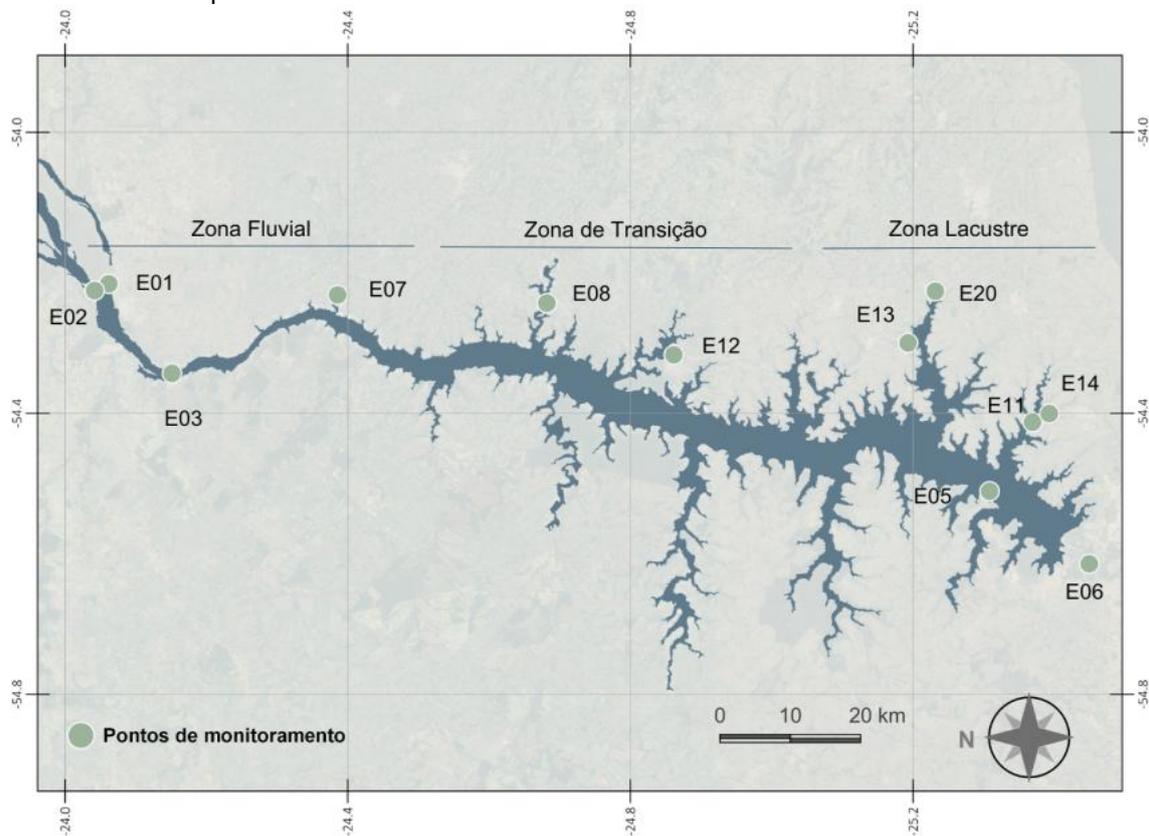
Figura 5: Uso do solo e localização de grandes represas na Bacia do Rio Paraná (Brasil).



Fonte: Uso do Solo (MapBiomass, 2022); Represas (ANA, 2023).

O último desses reservatórios é o da Usina Hidrelétrica de Itaipu, formado em 1982, após o fechamento do Rio Paraná na fronteira entre Brasil e Paraguai. A usina é considerada a maior geradora de energia elétrica do mundo e, apesar de ter sido instalado visando produção energética, atualmente o reservatório é usado para diversos usos, usufruídos por ambos os países (abastecimento hídrico, turismo, lazer, navegação, piscicultura, irrigação e assimilação de efluentes). O reservatório de Itaipu tem área aproximada de 1350 km<sup>2</sup> e opera a fio d'água, em regime de mistura contínua, fluxo intenso e baixo tempo de retenção hidráulica (Nogueira et al., 2012).

Figura 6: Zonas fluvial, de transição e lacustre e pontos de monitoramento de qualidade da água no reservatório de Itaipu.



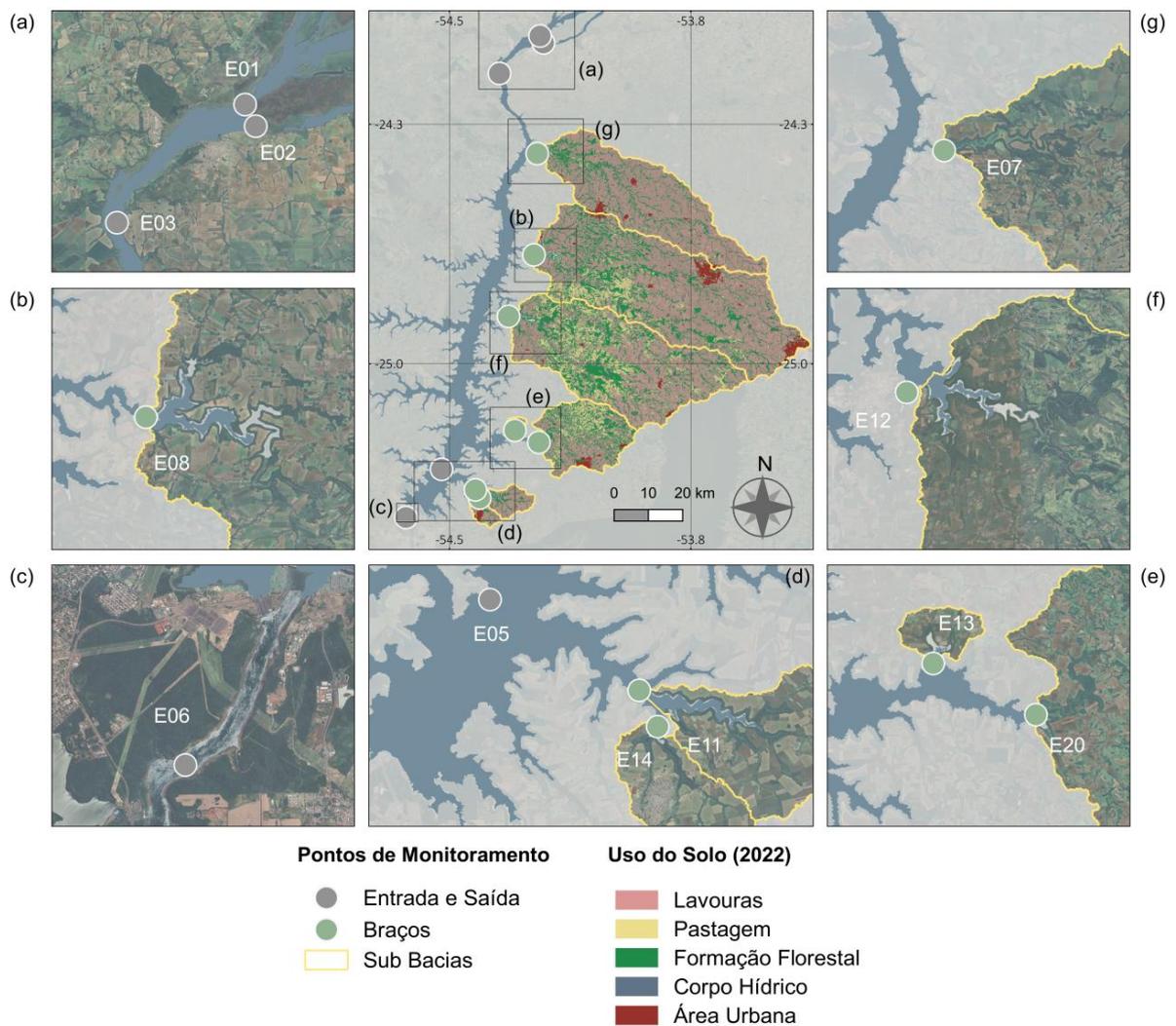
Fonte: Adaptado de Ribeiro-Filho et al., 2006

Assim como a maior parte dos reservatórios de grande porte, Itaipu pode ser dividido em três zonas de comportamento hidráulico e ecológico distinto (zona fluvial, de transição e lacustre) (Ribeiro-Filho et al., 2011). Além disso, a topografia da região inundada faz com que o reservatório tenha formato dendrítico, com a formação de diversos braços ao longo da sua extensão longitudinal. Nesses locais, a água se mistura menos com o canal principal, e assume-se que a qualidade da água nesses braços seja influenciada tanto pela vazão afluyente do rio principal quanto

pelas contribuições de rios tributários nas margens do reservatório. A qualidade da água nos braços do reservatório é importante pois são lugares que fornecem múltiplos usos locais, como captação de água, piscicultura, lazer e turismo.

A Itaipu Binacional monitora a qualidade da água em pontos na entrada, na saída e nos principais braços da margem brasileira do reservatório. Para esse trabalho, considerou-se 12 pontos de monitoramento, sendo 3 deles na região da entrada, 7 deles nos braços e 2 deles na saída (um antes e outro após a barragem). Os braços do reservatório recebem contribuições locais de sub-bacias afluentes localizadas em uma região chamada de Bacia do Paraná III (BP3).

Figura 7: Posição dos pontos de monitoramento e uso do solo nas sub-bacias afluentes aos braços do reservatório. Imagens de satélite da localização dos pontos (a) E01, E02, E03; (b) E08, (c) E06, ; (d) E11, E14, E05, (e) E13, E20, (f) E12, (g) E07.



Fonte: Uso do solo (MapBiomias, 2022).

A BP3 está localizada na mesorregião Oeste do Paraná e abrange uma área de aproximadamente 8.000 km<sup>2</sup>, onde estão 28 municípios, com destaque para Cascavel, Toledo e Foz do Iguaçu. O clima é do tipo temperado chuvoso (Cfa), moderadamente quente com altas precipitações distribuídas ao longo do ano e, portanto, sem estação seca. Devido aos solos férteis, a região é explorada por agricultura intensiva mecanizada, que ocupa 52% do território. Formações florestais, uso misto, pastagens e área urbana ocupam, respectivamente, 18%, 16%, 11% e 3%, segundo Souza et al. (2020). Além do cultivo de grãos, atividades como a suinocultura e a piscicultura vêm crescendo na região. A Itaipu Binacional tem uma forte atuação na gestão da BP3, promovendo práticas como conservação do solo, saneamento rural, proteção e recuperação de nascentes e outros projetos junto à comunidade e prefeituras locais.

Com objetivo de diagnosticar os fatores ambientais locais influenciando os padrões espaciais da qualidade da água nos braços do reservatório, as sub-bacias foram caracterizadas levando em conta dados de uso do solo (MapBiomas - Coleção 8.0 – Souza et al., 2020), população (Setores Censitários Censo 2022 – IBGE, 2022), acesso ao esgotamento sanitário (Atlas do Esgoto – ANA, 2017) e índices de estado trófico levantados em rios das sub-bacias afluentes aos braços do reservatório por Andrade et al. (2023).

Os contextos ambientais dos pontos de monitoramento são diversos. Os pontos da entrada estão situados no encontro do Rio Paraná com o reservatório, na zona fluvial. Na mesma posição longitudinal estão E01 na margem esquerda e E02 na margem direita. Ambos estão em uma parte em que o Rio Paraná se divide em canais e se encontra com tributários e, na escala local, os pontos recebem contribuições distintas. O ponto E03 está a 20 km a jusante, afastado de ambas as margens em uma parte do em que o rio não tem ramificações. Os pontos dos braços do reservatório estão todos na margem direita, no lado brasileiro de Itaipu. Um está localizado na zona fluvial (E07), dois na zona de transição (E08 e E12) e quatro na zona lacustre (E13, E20, E11 e E14). A 13 km de distância da barragem, afastado de ambas as margens e em zona de caráter lacustre, está o ponto E05. Após o vertedor, em local de alta turbulência e escoamento fluvial, está o ponto E06.

Entende-se que considerar toda extensão das bacias, como igualmente contribuinte à qualidade da água é uma generalização grosseira, especialmente para os pontos da entrada e saída do reservatório, cuja bacia contribuinte é a Bacia do

Rio Paraná. Assim buscou-se, observar também aspectos de escala local que podem influenciar na qualidade da água. Por outro lado, sabe-se que os braços do reservatório são fortemente afetados pelas vazões afluentes do Rio Paraná. Portanto, o comportamento da qualidade da água nessas áreas não deve ser atribuído somente a contribuições de suas sub-bacias.

Tabela 1: Caracterização das Sub-bacias quanto à população (CENSO 2022 – IBGE), uso do solo histórico (L: lavouras; P: pastagens; F: florestas; U: área urbana – MapBiomias, 2022), acesso ao esgotamento sanitário (Com: com acesso a esgotamento; Sem: sem acesso a esgotamento; Ind: solução individual – Atlas do Esgoto ANA, 2017) e índice de estado trófico dos rios da sub-bacia (Andrade et al., 2023).

Sub Bacia	Área	Pop. (2022)	Dens.	Uso do Solo (%)					Esgotamento Sanitário (2013)			Índice de Estado Trófico
	(km <sup>2</sup> )	(hab)	(hab/km <sup>2</sup> )	Ano	L	P	F	U	hab. (%)			
									Com	Sem	Ind.	
E07	1.171	82.118	70,1	1985	74	6	9	0	23.177 (28%)	18.739 (23%)	40.205 (49%)	1 ponto; Eutrófico (44%), Supereutrófico (3%); Tendência de aumento.
				1995	75	6	9	1				
				2005	71	3	10	1				
				2015	70	2	12	2				
				2022	70	2	12	3				
E08	2.155	321.687	149,6	1985	62	10	13	1	213.415 (66%)	58.250 (18%)	50.022 (16%)	5 pontos; Eutrófico (24%), Supereutrófico (6%); Tendências variadas.
				1995	63	11	12	2				
				2005	58	9	14	3				
				2015	58	8	16	3				
				2022	57	7	17	4				
E12	1.609	57.757	35,9	1985	43	21	16	0	27.553 (48%)	25.194 (44%)	5.013 (8%)	2 pontos; Eutrófico (4,5%), Supereutrófico (1,5%); Tendências neutras.
				1995	45	25	15	0				
				2005	41	20	16	1				
				2015	42	17	19	1				
				2022	42	16	21	1				
E13	17,1	1.500	87,7	1985	68	7	3	0	619 (41%)	818 (55%)	63 (4%)	-
				1995	63	9	7	1				
				2005	52	9	11	2				
				2015	52	6	12	3				
				2022	51	6	14	4				
E20	512	68.008	132,8	1985	37	22	17	1	18.342 (27%)	37.395 (55%)	12.270 (18%)	4 pontos; Eutrófico (13%), Super (14%), Hiper (12%); Tendências forte de aumento
				1995	38	25	17	2				
				2005	33	21	17	2				
				2015	34	18	20	3				
				2022	33	18	21	3				
E11	110,7	1.632	14,7	1985	62	12	9	0	1.026 (63%)	446 (27%)	162 (10%)	-
				1995	65	9	9	0				
				2005	62	4	11	1				
				2015	63	2	13	1				
				2022	63	1	14	1				
E14	50,5	21.838	432,4	1985	52	25	4	4	8.276 (38%)	12.906 (59%)	655 (3%)	2 pontos; Eutrófico (6%), Super (1,5%), Hiper (1,5%); Tendências de aumento
				1995	51	21	6	6				
				2005	48	15	9	9				
				2015	50	8	10	11				
				2022	51	6	12	12				

Fonte: População (IBGE, 2022); Uso do Solo (Souza et al., 2020); Esgotamento Sanitário (ANA, 2017); Índice de Estado Trófico (Andrade et al., 2023).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Os dados de qualidade da água fornecidos pela Itaipu Binacional são resultado de um monitoramento único no país, com 38 anos de duração e larga abrangência espacial. Os padrões espaciais, a variação sazonal e tendências de longo prazo dos parâmetros da qualidade da água foram identificados e relacionados com aspectos hidroclimáticos e ambientais da área de estudo.

Para analisar a variação espacial, levou-se em conta a contribuição regional da vazão do Rio Paraná e as contribuições locais das sub-bacias afluentes aos braços do reservatório. Pontos vizinhos (como E01 e E02) e pontos no mesmo braço (como E13 e E20, E11 e E14) foram comparados para explorar como diferentes usos da bacia influenciam a qualidade da água.

Para identificar mudanças sazonais e compreender os processos de diluição e transporte de poluentes, a qualidade da água foi estudada entre as estações do ano e sob condições hidrológicas secas e na Bacia do Rio Paraná e em sub-bacias selecionadas. Com aspectos climáticos locais e regionais heterogêneos e vazões sem caráter sazonal, entende-se que estudar a variação temporal da qualidade da água com foco nas condições hidrológicas pode ser uma abordagem mais precisa que basear-se apenas nas estações do ano.

Para a variação temporal de longo prazo, foram detectadas e quantificadas as tendências nas concentrações de nutrientes, turbidez e clorofila-a nos pontos de monitoramento do reservatório ao longo dos 38 anos de monitoramento. A detecção das tendências foi feita utilizando o teste de Mann-Kendall e a quantificação das tendências foi feita utilizando a regressão de Theil-Sen. Para explicar as tendências, foram considerados os efeitos de reservatórios em cascata a montante e a evolução dos usos e manejo das bacias hidrográficas.

### 4.1 DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os dados de qualidade da água utilizados no trabalho foram analisados em parceria com o Parque Tecnológico de Itaipu (PTI). Foram selecionados 10 parâmetros de qualidade da água da base de dados (Tabela 2). As coletas e análises laboratoriais das amostras são realizadas pelo Instituto Água e Terra (IAT). Os parâmetros físico-químicos ( $T_w$ , EC, OD, Turb, Tra) são medidos em campo e,

para o restante, são conduzidas análises laboratoriais seguindo as diretrizes da APHA (1985) para análises de água e efluentes.

Tabela 2: Parâmetros analisados, unidades de medidas e métodos analíticos adotados.

Variáveis	Unidade	Método
Temperatura da água (Tw)	°C	WTW mod. OXI 196
Eletrocondutividade (EC)	µS/cm	WTW mod. LF 191
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	WTW mod. OXI 196
Turbidez (Turb)	NTU	Turbidímetro marca HACH, modelo 2100 A (APHA, 1985)
Transparência (Tra)	m	Disco de Secchi
Nitrogênio Total Kjeldahl (TNK)	mg/L	Método do fenato (APHA, 1992)
Nitrogênio Amoniacal (NH <sub>4</sub> )	mg/L	Espectrofotômetro com limite de detecção <0,02 mg.L <sup>-1</sup> de N (APHA, 1992)
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	mg/L	APHA (1992)
Fósforo Total (TP)	mg/L	Determinado pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1992)
Clorofila-a (Clor)	µg/L	Espectrofotômetro, marca DMS 100, comprimentos de onda 750 nm e 665 nm (NUSCH, 1980)

Fonte: Adaptado de Ribeiro-Filho (2006)

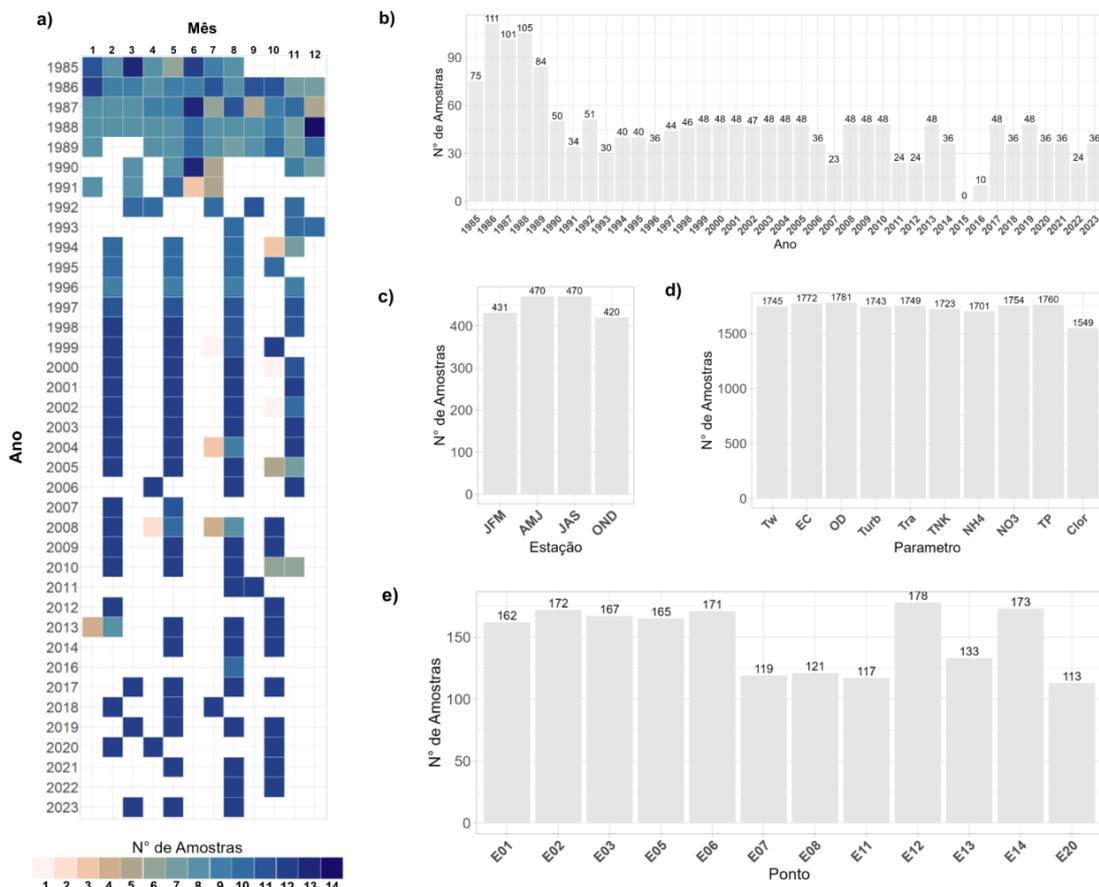
A base de dados consiste em 38 anos (período de 1985 – 2023) de amostras superficiais coletadas em pontos na entrada e saída do reservatório e nos braços dos principais tributários afluentes. Os 12 pontos de monitoramento estudados foram escolhidos considerando posição geográfica e consistência da amostragem. O programa de monitoramento está ativo até hoje e não há outro reservatório no Brasil que tenha sua qualidade de água monitorada com tal extensão espacial e temporal, tornando o estudo extremamente valioso para a gestão de outros reservatórios.

O padrão da base de dados é atribuir valor zero para amostras em que o parâmetro esteve abaixo do limite de detecção do aparelho utilizado para medição. Essas amostras foram desconsideradas pela atribuição de valor NA. Outros procedimentos para verificação da consistência dos dados foram a eliminação de linhas inconsistentes (sem data ou ponto definido) e a o cálculo da média dos parâmetros em caso de duplicatas.

Nos primeiros anos as coletas eram feitas mensalmente. De 1994 em diante costuma-se coletar quatro amostras anuais em cada ponto, uma por estação do ano (Figura 8a,b). Os meses padrão de amostragem são fevereiro (verão), maio (outono), agosto (inverno) e novembro/dezembro (primavera) (Figura 8a). Em função disso e do clima local, as estações do ano são foram definidas de forma que o verão inicia em janeiro e nomeadas ao longo do estudo com as iniciais dos respectivos meses: Verão (JFM), Outono (AMJ), Inverno (JAS) e Primavera (OND).

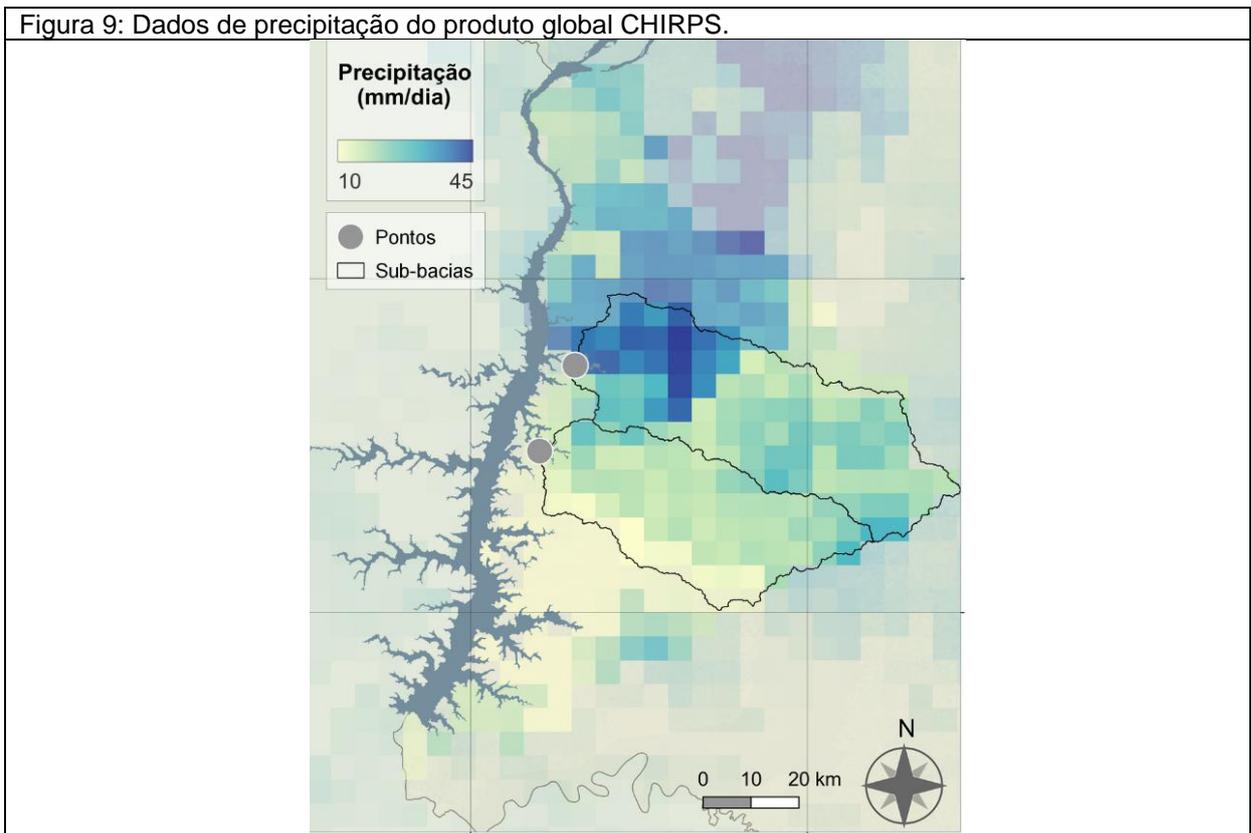
O total de amostras utilizadas no estudo é de  $n = 1791$ . A amostragem é bem distribuída entre as estações do ano, variando entre 420 e 470 amostras totais (Figura 8c). Os parâmetros selecionados foram analisados na maioria das amostras, variando entre 1549 e 1781 amostras válidas (Figura 8d). Entre os pontos selecionados, o número de amostras varia entre 113 e 178 por ponto (Figura 8e).

Figura 8: Distribuição da amostragem para amostras válidas. (a) frequência mensal, (b) frequência anual, (c) frequência sazonal, (d) frequência por parâmetro para os parâmetros selecionados, (e) frequência por ponto para os pontos selecionados.



## 4.2 DADOS DE PRECIPITAÇÃO

Foram utilizados dados de precipitação diária do produto CHIRPS (Funk, et al., 2015), de 1985 a 2023. Sua resolução espacial é de  $0.05^\circ$  e o produto utiliza dados de estações meteorológicas e sensores de satélites. A escolha do produto CHIRPS se deu levando em conta sua precisão em relação a outros produtos globais de chuva (Beck et al., 2017). Existem estações pluviométricas distribuídas na área de estudo, porém, em função da disponibilidade de dados para o período de estudo e da possibilidade de estudar a precipitação média para as bacias contribuintes, optou-se por utilizar produtos globais de precipitação.



Fonte: Dados de precipitação (Funk et al., 2015).

Os valores de precipitação diária média para cada uma das bacias foram obtidos ponderando os valores de precipitação em cada célula nos limites da bacia e, para as células parcialmente inseridas na bacia, ponderando de acordo com a

proporção da área da célula que está dentro dos limites da bacia, gerando uma média ponderada espacialmente para toda a área.

Para precipitações diárias abaixo de 1 mm/dia foi atribuído valor 0. O resultado para a Bacia do Rio Paraná foi comparado com o produto disponibilizado pela base de dados CAMELS-BR (Chagas et al., 2020) para validação da metodologia.

#### 4.3 DADOS DE VAZÃO

As séries de vazões diárias utilizadas nesse estudo foram obtidas na base de dados CAMELS-BR (Chagas et al., 2020). Foram selecionadas três estações fluviométricas na área de estudo e os dados de vazão foram vinculados aos pontos de monitoramento de qualidade da água. A seleção das estações foi feita utilizando os seguintes critérios:

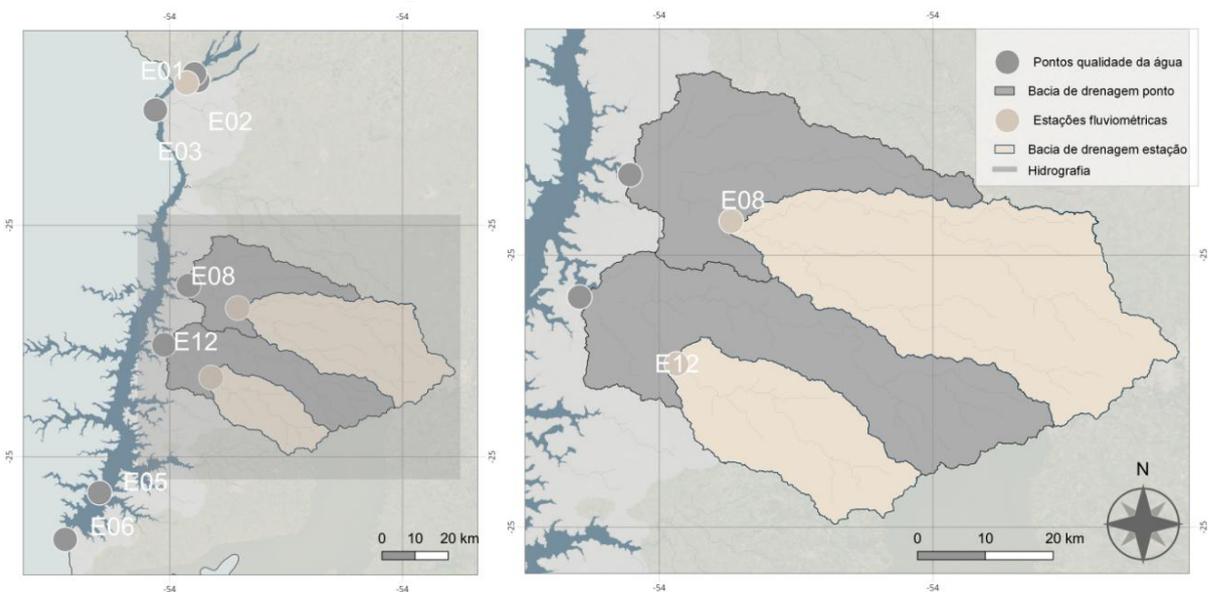
- Medições de vazão em rio com afluência ao reservatório no ponto de monitoramento de qualidade da água;
- Aos menos 10 anos de medições ininterruptas durante o período de monitoramento de qualidade da água (1985 – 2023).

Tabela 3: Estações Fluviométricas selecionadas: rio cuja vazão é medida, período de registro de vazões, ponto aos quais os dados de vazão foram atribuídos, área das bacias contribuintes ao ponto de monitoramento e à estação fluviométrica e proporção entre áreas.

Estação	Rio	Período de Registros	Pontos Vinculados	Área da Bacia		
				Ponto (km <sup>2</sup> )	Estação (km <sup>2</sup> )	Proporção
Porto Guaíra (64843000)	Rio Paraná	1985 – 2014	E01, E02, E03, E05, E06	~880.000	~880.000	~ 100%
São Francisco Verdadeiro (64875500)	Rio São Francisco Verdadeiro	1990 – 2001, 2006 – 2007, 2016 – 2020	E08	2.155	1.380	64%
UHE Itaipu São Francisco Falso (64892500)	Rio São Francisco Falso	1990 – 2007, 2017 – 2021	E12	1.609	561	35%

Para a Estação Porto Guaíra, na entrada do reservatório, a base de dados utilizada fornece a série de vazões diárias normalizada pela área da bacia, com valores em mm/dia. Para as demais, a série é fornecida em m<sup>3</sup>/s e precisou ser normalizada pela área da bacia hidrográfica da estação. É importante ressaltar que para ambos os pontos dos braços do reservatório (E08 e E12), as bacias hidrográficas contribuintes às estações fluviométricas não correspondem às respectivas sub-bacias. Visto que as estações estão localizadas a montante dos pontos de monitoramento, as áreas de contribuição são menores. Isso também ocorre para os pontos da saída do reservatório para a Bacia do Rio Paraná, porém, em função das dimensões da bacia, a diferença de áreas é desprezível.

Figura 10: Posição e área de contribuição das estações fluviométricas e dos pontos de monitoramento da qualidade da água (E08 e E12).



Fonte: Estações fluviométricas (Chagas et al., 2020).

#### 4.4 ANÁLISE DOS DADOS

Ao longo do trabalho, utilizou-se de estatísticas básicas como média, mediana, desvio padrão e intervalo de valores (mínimo — máximo) para descrever os resultados dos parâmetros de qualidade da água. Todas as estatísticas foram calculadas eliminando valores acima do percentil 98°.

Para visualização gráfica da variabilidade espacial e intra-anual, foram utilizados boxplots, pois possibilitam a visualização básica da distribuição dos valores de diversos parâmetros ou pontos na mesma figura. A caixa comporta o

intervalo interquartil (IQR), ou seja, os dados entre o 1º quartil (Q1, 25%) e o 3º quartil (Q3, 75%). A linha interna marca a mediana (2º quartil, 50%). Os *whiskers* (linhas) se estendem da caixa até o menor e o maior valor dentro de 1,5 vezes o IQR a partir de Q1 e Q3. Os *outliers* foram omitidos nas figuras.

#### 4.4.1 Padrões Espaciais

Para visualizar os padrões espaciais, foram utilizados os dados brutos para criar um gráfico por parâmetro de qualidade da água, exibindo a variabilidade em cada ponto de monitoramento. Os limites dos valores exibidos nos gráficos foram definidos manualmente para cada parâmetro. Os boxplots foram arranjados de maneira que representasse o sentido montante-jusante no reservatório (esquerda para direita nas figuras). As cores diferenciam os pontos e foram definidas visando diferenciar suas posições espaciais.

Para avaliar a covariabilidade entre os parâmetros de qualidade da água nos diferentes pontos de monitoramento, foi utilizada a correlação de Spearman. Essa é uma técnica estatística não paramétrica que mede a força e a direção da associação monotônica entre duas variáveis. A correlação de Spearman é especialmente adequada para dados ambientais que frequentemente apresentam distribuições não normais, presença de outliers e relações não lineares.

A correlação de Spearman baseia-se nos *ranks* (posições na ordem crescente ou decrescente) das variáveis em vez de seus valores brutos. O coeficiente de Spearman ( $r_s$ ) é calculado pela Equação 1:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum di^2}{n(n^2 - 1)} \quad (1)$$

Onde  $di$  é a diferença entre os *ranks* de cada par de observações e  $n$  é o número de observações.

O valor do coeficiente de Spearman ( $r_s$ ) varia entre -1 e 1, onde  $r_s = 1$  indica relação monotônica positiva perfeita (ambas as variáveis aumentam ou diminuem juntas),  $r_s = -1$  indica relação monotônica negativa perfeita (uma variável aumenta enquanto a outra diminui) e  $r_s = 0$  indica ausência de associação entre as variáveis. A significância estatística de  $r_s$  foi testada sob a hipótese nula ( $H_0$ ) de

ausência de associação monotônica ( $r_s = 0$ ). Os valores de p-valor  $< 0,01$  foram considerados estatisticamente significativos.

#### **4.4.2 Variação Sazonal**

Para visualizar a variação sazonal, os pontos foram agrupados por zonas do reservatório, pois entende-se vazões afluentes do Rio Paraná e dos rios tributários têm implicações diferentes no comportamento dos parâmetros, a depender do parâmetro e da localização do ponto.

Para visualizar os efeitos das condições hidrológicas e meteorológicas na qualidade da água, os meses do período de monitoramento de qualidade da água foram classificados quanto às condições hidrológicas (vazão) e meteorológicas (precipitação), com o objetivo de avaliar os efeitos dessas condições nos padrões de qualidade da água. Para cada ponto onde há medições fluviométricas disponíveis, os meses são classificados em “Seco” e “Úmido” com base em limiares mensais de vazão e precipitação — Seco para valores abaixo do 25° percentil (Q1) e Úmido para valores acima do 75° percentil (Q3). A fim de evitar valores pouco confiáveis, os anos com 10% ou mais de falhas nos dados de vazão não são considerados.

Foi aplicado o teste de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945), também conhecido como teste de Mann-Whitney, para verificar se existem diferenças significativas entre os valores dos parâmetros em meses secos e úmidos. O teste é não paramétrico, apropriado para situações em que as distribuições dos dados não seguem uma normalidade. Ele é robusto a outliers e eficaz na identificação de diferenças entre dois grupos independentes, mesmo quando as distribuições apresentam variações assimétricas ou heterocedásticas. A hipótese nula assume que não há diferença significativa nas medianas entre os meses secos e úmidos, enquanto a hipótese alternativa sugere que existe uma diferença significativa entre essas condições. O teste é particularmente adequado para a análise de dados ambientais onde as premissas dos testes paramétricos nem sempre são atendidas.

#### **4.4.3 Tendências de longo prazo**

Para entender a variação temporal de longo prazo da qualidade da água do reservatório, buscou-se detectar as tendências dos parâmetros em cada ponto. Para

um dado ponto, os dados utilizados para detectar e quantificar as tendências de um parâmetro foram as médias anuais do mesmo ao longo da série de monitoramento (1985 – 2023). Os resultados foram especializados e exibidos em mapas por parâmetros, com tendências significativas destacadas e magnitude das tendências exibidas em % por década em relação à média. Os mapas foram combinados com gráficos de dispersão por ponto, mostrando as médias anuais e a reta da regressão linear de Theil-Sen.

Para avaliar a presença ou não de tendências monotônicas entre as variáveis (parâmetro e tempo), foi usado o teste estatístico de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975). É um teste não paramétrico, não exigindo distribuição normal dos dados. É robusto contra outliers e eficiente para identificar tendências graduais, mesmo de baixa magnitude, desde que sejam consistentes ao longo do tempo. A hipótese nula é que não há tendência na série temporal, e a hipótese alternativa é que há tendências na série. O teste é definido como se segue:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (2)$$

Onde  $n$  é o comprimento da série de dados (anos),  $x_j$  e  $x_i$  são as observações da série, e  $\text{sgn}(x_j - x_i)$  é uma função que avalia o sinal da diferença entre pares:

$$\text{sgn}(x_j - x_i) = \begin{cases} +1, & \text{se } x_j > x_i, \\ 0, & \text{se } x_j = x_i, \\ -1, & \text{se } x_j < x_i. \end{cases} \quad (3)$$

Para séries com  $n \geq 10$ ,  $S$  segue aproximadamente uma distribuição normal, com média igual a zero e variância ( $V$ ) calculada como:

$$V = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^m t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \quad (4)$$

Onde  $m$  é o número de grupos de valores repetidos na série, e  $t_i$  representa o número de valores repetidos no grupo  $i$ . O teste padronizado é então calculado:

$$Z = \begin{cases} \frac{S - 1}{\sqrt{V}}, & \text{caso } S > 0, \\ 0, & \text{caso } S = 0, \\ \frac{S + 1}{\sqrt{V}}, & \text{caso } S < 0. \end{cases} \quad (5)$$

Com  $Z$ , o p-valor é obtido a partir da tabela de distribuição normal, e a hipótese nula é rejeitada para um nível de significância  $\alpha$  quando  $|Z| > Z_{\alpha/2}$ . Neste trabalho foram consideradas significativas tendências com p-valor  $< 0,01$  e, nos mapas criados, essas foram diferenciadas de tendências não significativas.

O teste de Mann-Kendall apenas verifica a significância estatística de uma tendência. Para quantificar a tendência dos parâmetros, outro método estatístico deve ser aplicado. As tendências foram quantificadas usando a regressão linear de Theil-Sen (Theil, 1950; Sen, 1968). Essa regressão não exige distribuição normal dos resíduos e não é fortemente afetada por outliers, ao contrário de uma regressão linear tradicional (mínimos quadrados). É calculada como se segue:

$$b = \text{mediana} * \left( \frac{Y_j - Y_i}{X_j - X_i} \right) \quad (6)$$

Onde  $1 \leq i < j \leq n$ ,  $n$  é o comprimento da série,  $b$ , chamado de declividade de Theil-Sen, é equivalente à mediana de todos os possíveis pares entre os pontos;  $Y_j$  e  $Y_i$  são os valores da série e  $X_j$  e  $X_i$  são os anos da série. Para serem exibidos nos mapas, os valores para as tendências foram transformados em % por década em relação à média:

$$\text{Tendência (\% por década)} = \left( \left( 1 - \frac{b}{\text{média}} \right)^{10} - 1 \right) * 100 \quad (7)$$

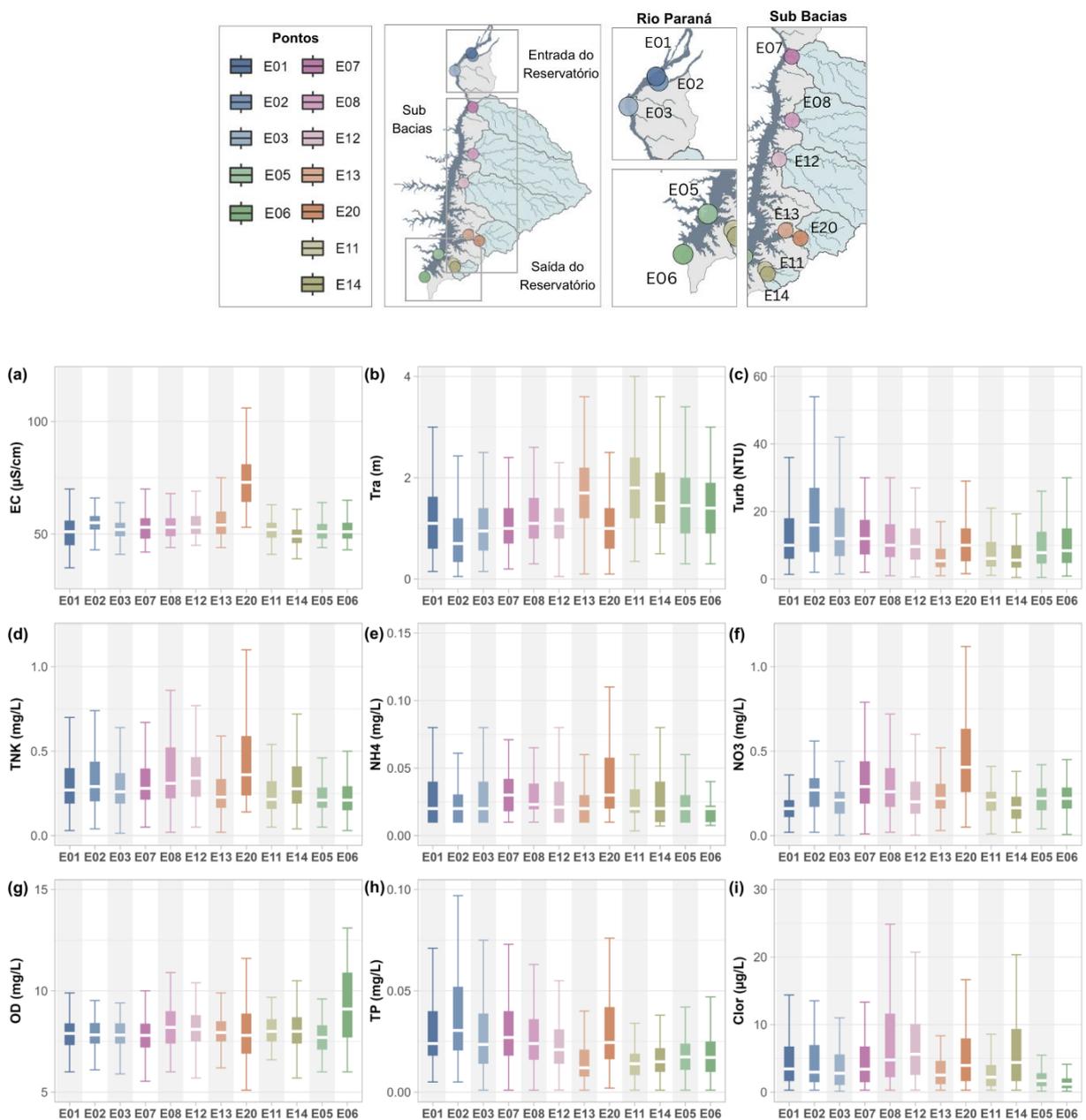
Onde  $b$  é a declividade de Theil-Sen e  $\text{média}$  representa a média do parâmetro no ponto ao longo da série de monitoramento.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PADRÕES ESPACIAIS DA QUALIDADE DA ÁGUA

Ao longo do reservatório alguns parâmetros apresentam gradientes de variação no sentido longitudinal, porém com alguns pontos divergindo desses padrões em função de contribuições locais.

Figura 11: Padrões espaciais dos parâmetros de qualidade da água ao longo do reservatório: (a) Eletrocondutividade (EC), (b) Transparência (Tra), (c) Turbidez (Turb), (d) Nitrogênio Total Kjeldahl (TNK), (e) Nitrogênio Amoniacal (NH<sub>4</sub>), (f) Nitrato (NO<sub>3</sub>), (g) Oxigênio Dissolvido (OD), (h) Fósforo Total (TP), (i) Clorofila-a (Clor-a)



As concentrações observadas para EC (Figura 11a) são similares em todos os pontos do reservatório, com exceção de E20, que tem mediana de 73,5  $\mu\text{S/cm}$  enquanto os demais pontos têm medianas similares, entre 49  $\mu\text{S/cm}$  e 55  $\mu\text{S/cm}$ .

Para Tra e Turb (Figura 11b,c) há um padrão longitudinal, com valores variando gradualmente no sentido montante-jusante. Para Tra, os valores aumentam nesse sentido e, no geral, são maiores nos pontos da zona lacustre do reservatório. Na entrada, E01 tem os maiores valores e o gradiente longitudinal inicia em E02. Os pontos da saída possuem valores praticamente idênticos e levemente inferiores aos pontos dos braços mais a jusante (E11 e E14). Os pontos E13 e E11 têm valores mais altos. O ponto E20 é exceção do gradiente longitudinal, com mediana muito abaixo de seu ponto vizinho E13 (respectivamente, 0,9 m e 1,7 m). A diferença entre as medianas de pontos vizinhos também é observada em E01 e E02 (1,1m e 0,65m) e E11 e E14 (1,8 m e 1,5m).

O comportamento da Turb nos pontos é inverso ao da Tra. O padrão é decrescente no sentido montante-jusante, com valores superiores na zona fluvial do reservatório. O ponto E01 tem valores inferiores aos demais pontos da entrada (medianas de 10 NTU, 15 NTU e 12 NTU). Os pontos da saída têm padrões idênticos e superiores aos pontos mais a jusante (E11 e E14). Dentre os pontos nos braços, E20 é uma exceção, quebrando o padrão longitudinal e assumindo valores muito maiores que seu ponto vizinho E13 (medianas de 5 NTU e 9 NTU).

Os compostos nitrogenados TNK e  $\text{NH}_4$  (Figura 11d,e) têm padrões similares ao longo dos pontos, sem diferenças expressivas entre pontos da entrada e dos braços, com valores inferiores nos pontos da saída. Ambos têm valores maiores em E20.

Para TNK, as medianas nos braços estão entre 0,21 mg/L em E11 e 0,36 mg/L em E20. Em E20, os valores mínimos e máximos do intervalo também são maiores (respectivamente, 0,14 mg/L e 1,10 mg/L) que os demais pontos (mínimos entre 0,03 mg/L e 0,05 mg/L; máximos entre 0,54 mg/L e 0,86 mg/L).

Para  $\text{NH}_4$ , as medianas nos braços variam entre 0,02 mg/L (diversos pontos) e 0,03 mg/L (E20). A diferença maior está entre os valores máximos do parâmetro, de 0,12 mg/L em E20 e entre 0,06 mg/L e 0,09 mg/L para os demais.

As concentrações de  $\text{NO}_3$  (Figura 11f) são mais variáveis nos braços que nos pontos da entrada do reservatório e têm um padrão de diminuição da

concentração mediana no sentido montante-jusante a partir do ponto E07. Na entrada, o ponto E02 tem as maiores concentrações, com medianas de 0,27 mg/L contra 0,16 mg/L (E01) e 0,20 mg/L (E03). Na saída, ambos os pontos têm padrões idênticos e similares aos das Sub-bacias mais a jusante. Novamente, o ponto E20 é uma exceção, com valores consideravelmente superiores que o restante dos pontos nos braços do reservatório, quebrando o padrão longitudinal. A concentração mediana em E20 é de 0,425 mg/L, enquanto nos demais pontos varia entre 0,29 mg/L (E07) e 0,16 mg/L (E14).

Para OD (Figura 11g), todos os pontos do reservatório têm comportamento similar, com medianas entre 7,7 mg/L e 8,2 mg/L. As concentrações são significativamente superiores no ponto E06 (9,1 mg/L).

Para TP (Figura 11h), as concentrações decrescem de forma consistente no sentido montante-jusante. Na entrada, o ponto E02 tem a concentração mediana e a concentração máxima mais altas (0,031 mg/L e 0,11 mg/L), comparado a E01 (0,024 e 0,071 mg/L) e E03 (0,023 e 0,075 mg/L). Na saída, ambos os pontos tem padrões idênticos e similares aos pontos mais a jusante. Nos braços, assim como para outros parâmetros, o ponto E20 interrompe o padrão longitudinal e difere de forma considerável de seu ponto vizinho E13. Os pontos E13 e E11 tem as menores concentrações medianas (respectivamente, 0,012 mg/L e 0,014 mg/L).

Os valores de Clor-a (Figura 11i) são parelhos nos pontos da entrada do reservatório, com concentrações medianas entre 2,8µg/L e 3,1µg/L e intervalos similares. Na saída, ambos têm concentrações medianas baixas. Dentre os pontos nos braços, dois pontos (E13 e E11) apresentam concentrações medianas baixas de, respectivamente, 2,15 µg/L e 1,99 µg/L, com um contraste com as concentrações nos seus pontos vizinhos (E20 e E14), que têm variações mais significativas e concentrações medianas de, respectivamente, 4,10 µg/L e 4,43 µg/L. O ponto E07 tem padrão praticamente idêntico aos pontos da entrada e os pontos E08 e E12, têm valores e variações altas, com concentrações medianas de, respectivamente, 4,99 µg/L e 5,77 µg/L.

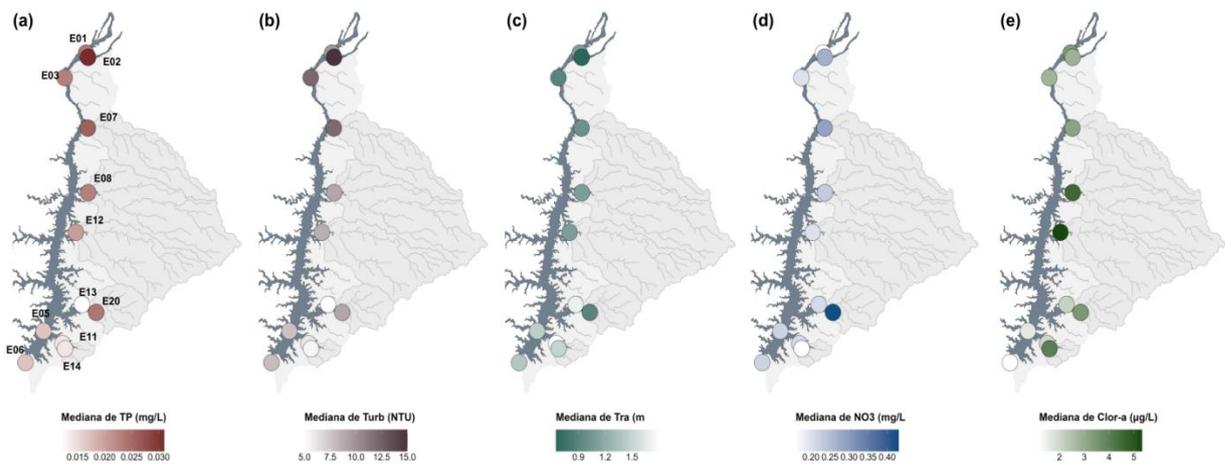
No geral, os padrões médios de qualidade da água nos pontos do reservatório não são preocupantes. Todos os pontos têm concentrações de OD acima do mínimo definido pela legislação brasileira para corpos hídricos Classe II (Resolução CONAMA 357, 2005). As concentrações medianas de TP na zona fluvial, intermediária e lacustre são menores que seus respectivos limites (0,100

mg/L, 0,050 mg/L e 0, 030 mg/L) porém com amostras excedentes nas zonas intermediária e lacustre. O limite de 10 µg/L para concentração do Clor-a é ultrapassado com maior frequência, especialmente nas Sub-bacias. Em regra, os parâmetros Turb, NH4 e NO3 no reservatório têm valores baixos comparados aos limites da legislação (respectivamente, 100 NTU, 3,7 mg/L – 0,5 mg/L a depender do pH e 10 mg/L).

### 5.1.1 Contribuições do Rio Paraná – Gradientes longitudinais

Os padrões de variação longitudinal para TP, Turb e Tra (Figura 12a,b,c) indicam que os valores desses parâmetros nos braços do reservatório estão atrelados às vazões afluentes do Rio Paraná e está de acordo com os resultados de Ribeiro-Filho et al. (2011), que encontrou diminuição de Turb e TP e aumento de Tra no sentido montante-jusante do reservatório de Itaipu.

Figura 12: Gradientes longitudinais para (a) Fósforo Total (TP), (b) Turbidez (Turb), (c) Transparência (Tra), (d) Nitrato (NO3), (e) Clorofila-a (Clor-a).



O aumento de Tra nas zonas lacustres e retenção de TP e sedimentos em reservatórios são padrões bem consolidados (Thornton, 1990; Henry; Nogueira, 1999; Nogueira et al., 2005). Roberto et al. (2009) atesta que a diminuição de TP em reservatórios em cascata inibe os processos de eutrofização, mencionando os impactos do reservatório da Usina Porto Primavera, logo a montante de Itaipu.

As concentrações de Clor-a (Figura 12e) mais elevadas nos pontos E08 e E12 está de acordo com a esperada maior produção primária na zona de transição em reservatórios (Thornton et al., 1990). Resultados similares em Itaipu foram observados por Ribeiro-Filho et al. (2011) e foram atribuídos a maiores cargas de nutrientes transportados na zona fluvial e a fatores locais das sub-bacias.

O estudo de Ribeiro-Filho (2011) analisou o comportamento dos parâmetros agrupando os pontos por zonas no reservatório, e concluiu concentrações mais baixas de Clor-a e TP na zona lacustre, atribuindo suas concentrações ao decaimento dos nutrientes ao longo do reservatório.

Os pontos da saída do reservatório têm diferentes padrões de escoamento e isso reflete nas concentrações de OD, que em E06 são as maiores dentre todos os pontos, em função da aeração e da turbulência. Os demais parâmetros têm comportamento praticamente idêntico em E05 e E06 e confirmam que não há diferenças significativas na qualidade da água dos dois pontos, o que é esperado para um trecho curto. O decaimento de TP e Turb ao longo do trecho entre o rio e a represa demonstra o efeito que um reservatório tem sobre o corpo hídrico a jusante e replica os efeitos que o próprio reservatório de Itaipu recebe dos reservatórios em cascata a montante.

### **5.1.2 Contribuições locais – Diferenças entre braços do reservatório**

Ao analisar separadamente cada ponto, pode-se observar altos valores para os pontos E20 (TP e Clor-a) e E14 (somente para Clor-a), assemelhando-se aos vistos na zona de transição, indicando que os padrões distintos de qualidade da água entre os pontos são causados por contribuições distintas das sub-bacias afluentes. Isso é sustentado também pela ocorrência de valores mais altos dos compostos nitrogenados (TNK, NH<sub>4</sub> e NO<sub>3</sub>) nos braços que na entrada do reservatório.

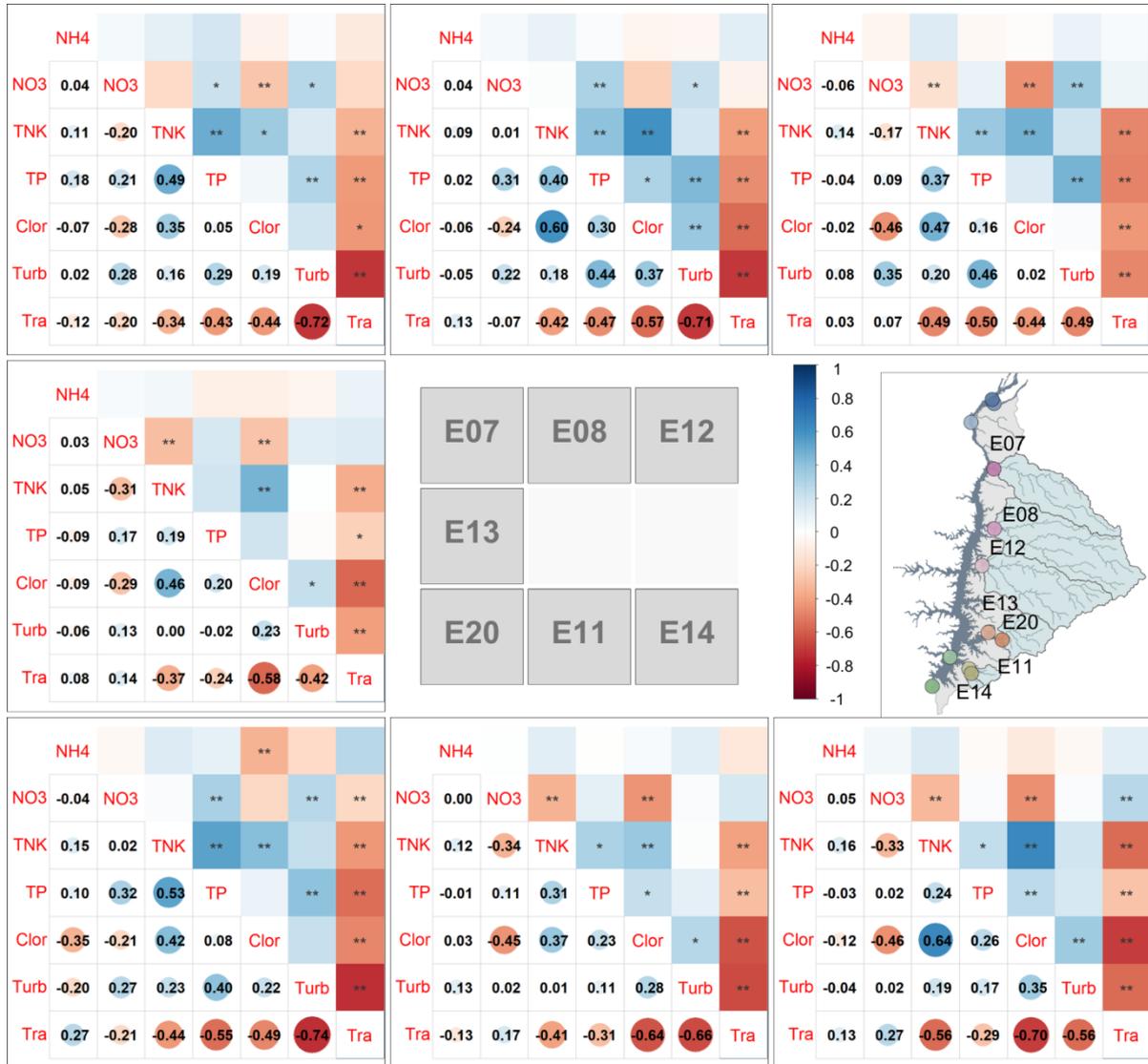
O comportamento anômalo dos parâmetros e quebra dos padrões longitudinais no ponto E20 confirma as contribuições de sua sub-bacia para os padrões de qualidade da água. O ponto E20 recebe aportes do Rio Ocoí, cuja bacia hidrográfica, de acordo com Andrade et al. (2023), tem os piores índices de estado trófico dentre as bacias estudadas e é afetada diretamente pelo centro urbano de Medianeira, onde 55% da população não tem acesso ao tratamento de efluentes

(ANA, 2013). Seus aspectos antrópicos e padrões mais elevados de EC e compostos nitrogenados comparados aos demais pontos indica que as perturbações da qualidade da água no ponto E20 podem estar associadas ao lançamento de efluentes nos rios afluentes.

Além dos padrões longitudinais, a poluição difusa intensificada por fatores do relevo e de uso do solo nas sub-bacias é tida como fatores relevantes para aumento da produção primária nos pontos dos braços do reservatório. Em E08 e E12, as sub-bacias têm a maior área de contribuição dentre os braços do reservatório e ambas têm altas taxas de ocupação agrícola (respectivamente, 64% e 68% em 2022) (Souza et al., 2020) e são impactadas por aspectos antrópicos. E08 comporta parcialmente os centros urbanos dos três principais municípios da região (Cascavel, Toledo e Marechal Cândido Rondon) e soma 58% da população total das Sub-bacias. E12 tem uma população relevante, porém espalhada ao longo da bacia e com baixos índices de acesso a tratamento de efluentes (ANA, 2013). Além disso, os rios afluentes ao ponto E08 foram frequentemente tidos como Eutrófico ou Supereutrófico nas análises feitas por Andrade et al. (2023), sugerindo que a condição dos rios afluentes influencia na sua qualidade da água nos braços.

Apesar das concentrações mais altas de TP, os valores de Clor-a são significativamente mais baixos na saída do reservatório que nos braços da zona lacustre. Por outro lado, as concentrações de TNK são mais elevadas nos braços e Ribeiro-Filho (2006) mostrou que, no reservatório de Itaipu, as concentrações de Clor-a tem relação mais forte com TNK, confirmado aqui pela análise de correlação de Spearman entre os parâmetros nos pontos das sub-bacias (Figura 13).

Figura 13: Correlação de Spearman e teste de significância para parâmetros em cada ponto nos braços do reservatório. Cada matriz de correlação corresponde a um ponto de monitoramento. A legenda está no centro da figura. A matriz é colorida de acordo com a correlação entre os parâmetros usando a escala de cor indicada. O triângulo inferior da matriz tem o valor da correlação e o triângulo superior indica a significância estatística da correlação (\* =  $p$ -valor < 0,01; \*\* =  $p$ -valor < 0,001).



Em todos os pontos, a correlação entre TNK e Clor-a é positiva e significativa ( $p < 0,001$ ) e é mais forte que entre TP e Clor-a, (respectivamente, entre 0,35 e 0,64 e entre 0,05 e 0,30). Nos pontos onde se assume maiores impactos dos centros urbanos na qualidade da água (E08, E20 e E14), as correlações entre TNK e Clor-a são mais elevadas. Os pontos E08 e E20 têm, no geral, as correlações mais fortes entre os parâmetros, enquanto E13 e E11 têm as mais fracas.

As correlações positivas entre TNK e TP também ocorrem ao longo dos pontos, porém são mais fracas nos pontos da zona lacustre (com exceção de E20). O mesmo ocorre para correlações positivas entre TP e Turb, que são altas e

significativas nos pontos mais próximos da entrada do reservatório. O ponto E20 como exceção nesses casos sugere que fontes comuns nas sub-bacias contribuem para concentrações desses componentes.

Correlações negativas entre NO<sub>3</sub> e Clor-a indica que esse nutriente pode estar em maior abundância no ambiente em períodos de baixa produção primária. Correlações negativas e significativas entre Tra e os parâmetros Turb, Clor-a, TP e TNK também ocorrem em todos os braços do reservatório. A correlação negativa entre Tra e Clor-a vai em desacordo com o conceito bem estabelecido de que maior transparência da água e, por consequência, maior incidência de luz solar determinam o crescimento de comunidades fitoplânctônicas (Esteves, 1988; Wetzel, 1990; Henry, 1990). A concentração de nutrientes aparenta ser o fator limitante para a produção primária no reservatório.

### **5.1.3 Contribuições locais – Diferenças entre pontos vizinhos**

O trecho que antecede a entrada do reservatório é uma planície aluvial onde o Rio Paraná se divide em canais recebem contribuições de diferentes tributários. Roberto et al. (2009) atesta que, em função da retenção nos reservatórios em cascata, a concentração de nutrientes no Rio Paraná é baixa comparada aos tributários alimentando essa planície, que transportam altas cargas de nutrientes em função de fertilização agrícola.

A planície encontra o reservatório de Itaipu através de dois canais, um deles desaguando em E01 e o outro em E02 e os padrões particulares de qualidade da água nesses pontos podem estar associados às contribuições dos diferentes tributários, revelando a importância da escala local. O ponto E03 está 20 km a jusante, já na zona fluvial do reservatório em trecho sem divisões e os valores de Tra, Turb, TP e NO<sub>3</sub> representam uma mistura dos dois canais.

Observando o braço da Sub Bacia do Rio Passo-Cuê, onde estão os pontos E11 e E14, percebe-se que as concentrações de Clor-a decrescem no sentido E14 – E11 – E05 (Figura 12 d), sugerindo que o potencial de E14 para processos de eutrofização está mais relacionado com contribuições da sub-bacia que do reservatório. Diferenças significativas entre concentrações de nutrientes dos pontos vizinhos E11 e E14 também podem ser explicadas pelas contribuições de centros urbanos com baixa taxa de tratamento de efluentes. Ambas as sub-bacias têm

pequena área, porém com características antrópicas contrastantes, com densidades demográficas de, respectivamente, 14,7 hab/km<sup>2</sup> e 432,4 hab/km<sup>2</sup>, e índices de tratamento de efluentes domésticos de 73% e 41% (ANA, 2013). Isso combinado com sua alta densidade demográfica (431 hab/km<sup>2</sup>), alta taxa de ocupação urbana (13%), e baixos índices de tratamento de efluentes domésticos (41%), atesta que, mesmo localizado em zona lacustre, E14 é um dos pontos com maior risco de eutrofização no reservatório.

O maior contraste entre pontos vizinhos é no braço da sub-bacia do Rio Ocoí, onde estão E20 e E13. A diferença entre a qualidade da água dos dois pontos é visível para todos os parâmetros e é explicada pelos níveis altos de pressões antrópicas na sub-bacia E20. Enquanto E13 é a menor das Sub Bacias estudadas (17,1 km<sup>2</sup>), contando apenas com pequenos fragmentos urbanos, E20 corresponde a Sub Bacia do Rio Ocoí, onde são observados frequentes eventos de proliferação de algas e fortes impactos da suinocultura e do centro urbano de Medianeira nos rios a montante do reservatório (Andrade et al., 2023).

## 5.2 VARIABILIDADE SAZONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os padrões espaciais da qualidade da água no reservatório mostram que as vazões afluentes do Rio Paraná têm efeitos na qualidade da água. Estes padrões variam ao longo das diferentes zonas do reservatório e, para alguns parâmetros, supõe-se que os aportes das sub-bacias também tenham efeitos relevantes nos padrões de qualidade da água.

### 5.2.1 Padrões sazonais

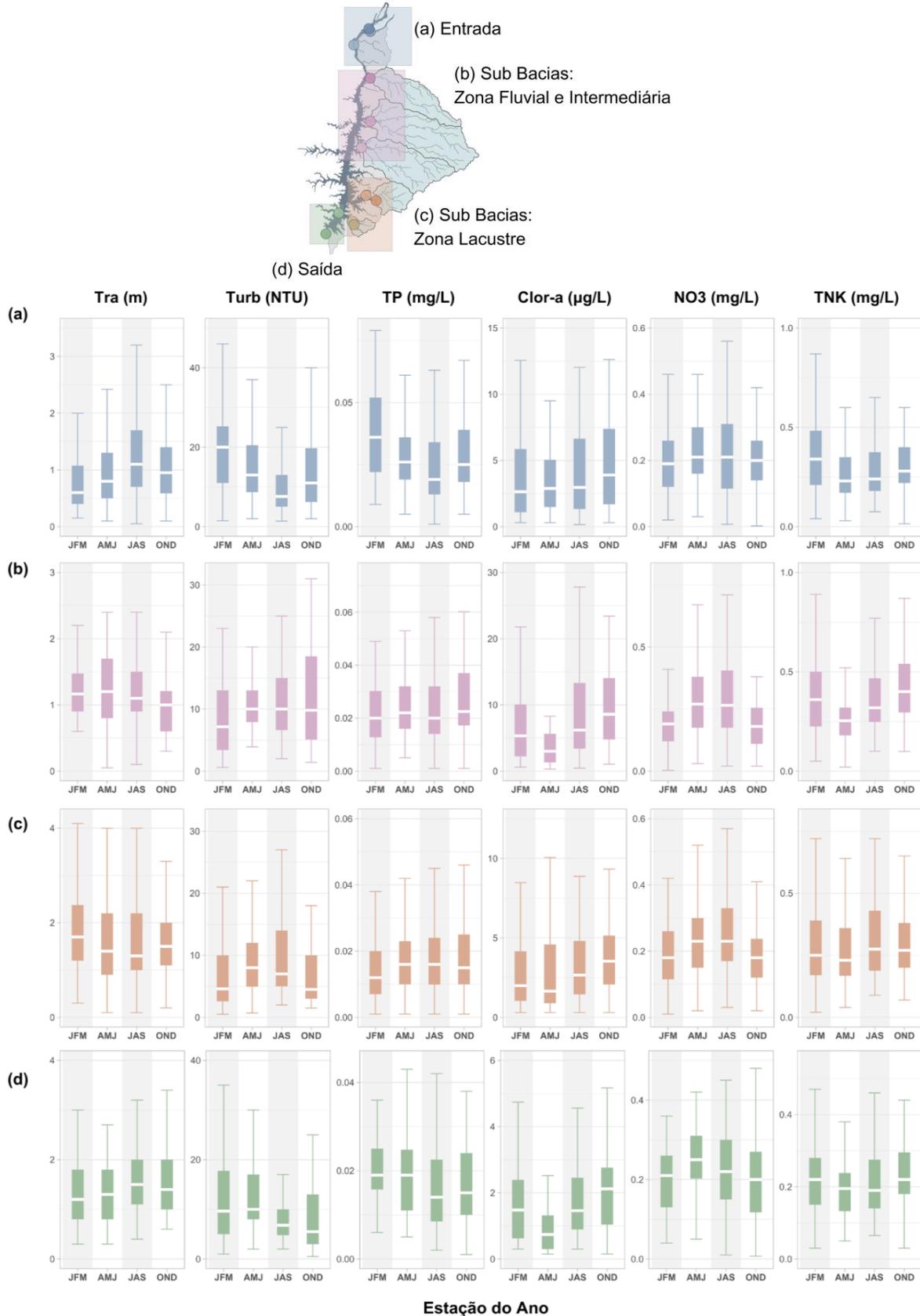
A variação sazonal de Tra é mais evidente na entrada do reservatório (Figura 14a), com valores mais altos em JAS, mais baixos em JFM e intermediários em AMJ e OND. O padrão é similar, porém menos claro na saída do reservatório (d). Nos dois dos braços (b,c), o padrão sazonal não é tão claro, com medianas mais elevadas em JFM e maior variabilidade do parâmetro nas estações AMJ e JAS.

Para Turb, o padrão na entrada (a) é oposto ao observado para Tra, com valores mais altos em JFM e mais baixos em JAS. Na saída (d), o comportamento é similar. A sazonalidade opera de modo diferente nos braços do reservatório. Em ambas os grupos, há aumento dos valores no sentido verão-inverno (JFM-JAS), porém nos pontos das zonas fluvial e de transição (b), OND tem valores similares a JFM e nos pontos da zona lacustre (c), OND tem os menores valores dentre as estações.

As concentrações de TP na entrada (a) têm o mesmo comportamento sazonal que Turb, com maiores picos e maior variabilidade no verão (JFM). O mesmo não ocorre nos demais grupos de pontos. Os dois grupos nos braços (b,c) têm medianas próximas em todas as estações e intervalos maiores no sentido JFM – OND. Na saída (d), há diminuição dos valores no sentido JFM – OND.

Para Clor-a, todos os grupos têm medianas mais elevadas em OND. Na entrada (a), a sazonalidade é pouco pronunciada, com intervalo menor em AMJ, porém comportamento similar nas três primeiras estações do ano. Na saída (d), as concentrações de Clor-a são significativamente mais baixas em AMJ, e intermediárias nas outras estações (JFM e JAS). Nos braços, as zonas fluvial e de transição (b) o intervalo de valores é o muito maior em JAS, enquanto na zona lacustre (c) os intervalos variam pouco ao longo do ano.

Figura 14: Variabilidade sazonal nos pontos na (a) entrada, (b) braços nas zonas fluvial e de transição, (c) braços na zona lacustre, (d) saída para os parâmetros Transparência (Tra), Turbidez (Turb), Fósforo Total (TP), Clorofila-a (Clor-a), Nitrato (NO3) e Nitrogênio Total Kjeldahl (TNK).

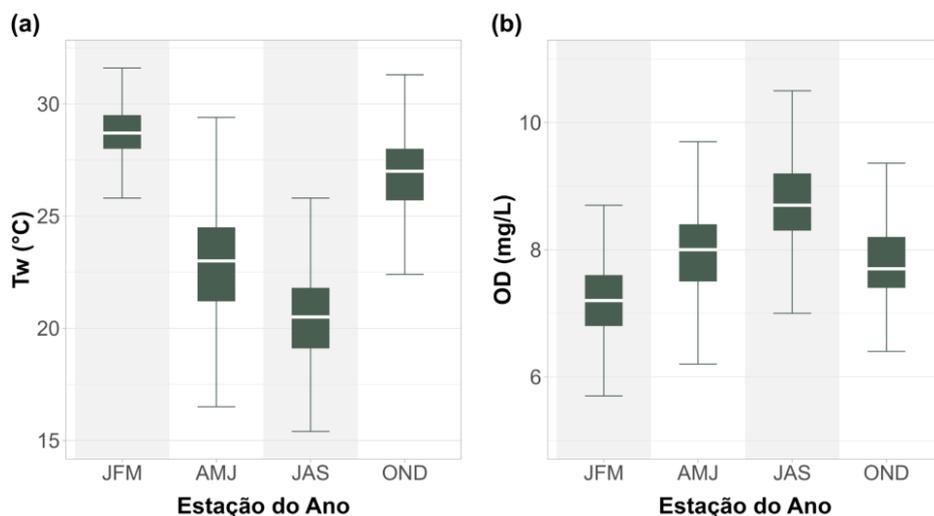


Nos pontos da entrada (a), NO<sub>3</sub> tem concentrações homogêneas ao longo do ano, com medianas praticamente iguais e intervalos levemente maiores em JAS. Na saída (d), há maiores diferenças entre estações, com medianas maiores em AMJ, valores menores em JFM e comportamento similar em JAS e OND. Os dois grupos dos braços do reservatório têm sazonalidade pronunciada, especialmente nas zonas fluvial e de transição (b), que têm verão e primavera com valores baixos (JFM e OND) e inverno e outono (AMJ e JAS) com valores muito maiores.

Para TNK, os pontos da entrada (a) têm valores significativamente maiores em JFM e demais estações com comportamento similar. Os pontos das zonas fluvial e de transição (b) têm o comportamento mais sazonal, também com valores altos em JFM, AMJ com os menores valores e aumento no sentido AMJ – OND. Para a zona lacustre (c) e pontos da saída (d), não há padrão sazonal explícito.

Os padrões de variação de Tw e OD são similares em todas as zonas do reservatório e, dentre todos os parâmetros analisados, têm comportamento sazonal mais evidente.

Figura 15: Variação sazonal da (a) Temperatura da água (Tw) e (b) Oxigênio Dissolvido (OD) em todos os pontos de monitoramento.



As maiores temperaturas da água ocorrem em JFM (entre 26°C e 32°C) e OND (entre 22°C e 31°C), correspondente ao verão e primavera. As estações mais frias têm maior variabilidade variando entre 17°C e 29°C no outono (AMJ) e entre 15°C e 26°C no inverno (JAS).

Para OD, o padrão é praticamente oposto e com variabilidade similar ao longo das estações. As concentrações mais altas ocorrem em JAS e AMJ, com medianas

de, respectivamente, 8,7 mg/L e 8,0 mg/L. Em JMF e OND, as medianas são de, respectivamente, 7,2 mg/L e 7,7mg/L.

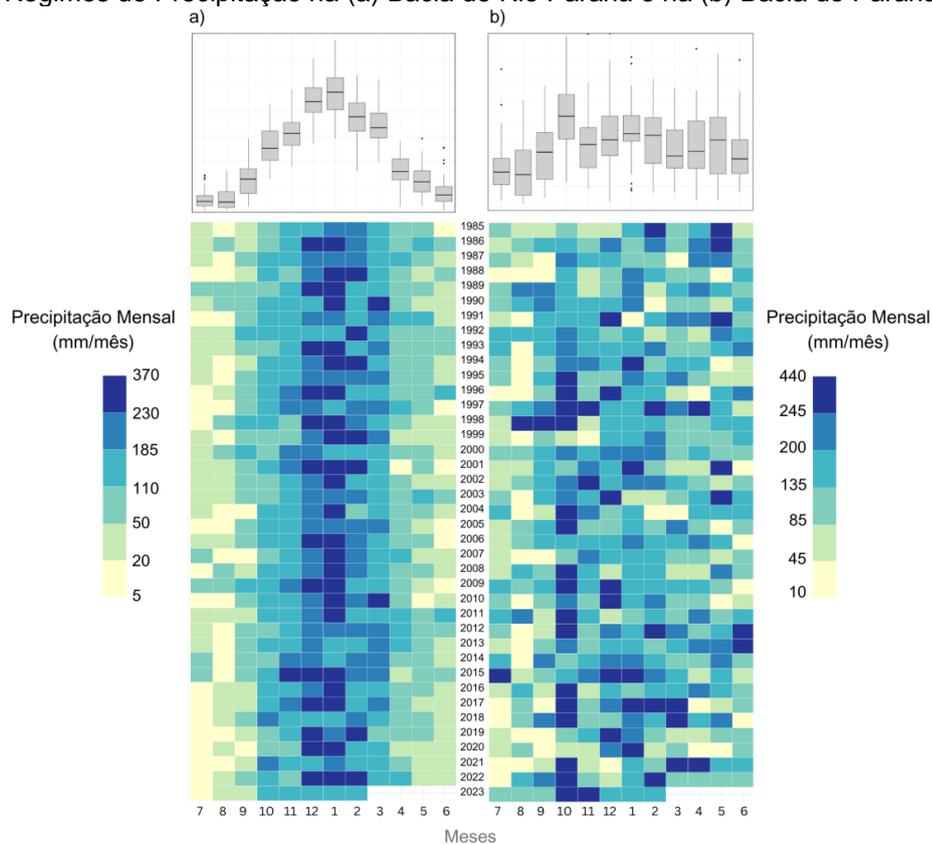
Apesar de similares entre pontos da mesma zona (ver Apêndice A), os padrões sazonais não são homogêneos ao longo das zonas do reservatório. Mesmo para parâmetros com claro decaimento no sentido longitudinal do reservatório (TP e Turb), a variação sazonal da entrada no reservatório não propaga-se totalmente para os braços do reservatório, sustentando a hipótese de que contribuições dos rios tributários também controlam a variabilidade intra-anual.

Além disso, embora as medianas indiquem padrões sazonais, os parâmetros apresentam alta variabilidade dentro de uma mesma estação do ano e, em alguns casos, os intervalos de valores são similares entre as diferentes estações, indicando pouca sensibilidade da qualidade da água para a sazonalidade. Com isso, para identificar as possíveis causas da variabilidade intra-anual da qualidade da água no reservatório, deve-se estudar as variações das condições hidrológicas e meteorológicas ao longo do ano, na escala regional e local.

### **5.2.2 Diferenças nos aspectos hidroclimáticos locais e regionais**

A Bacia do Rio Paraná e BP3 possuem domínios climáticos distintos, como mostra a Figura 16. Por conta de sua extensão, a BP recebe influência de diferentes tipos de clima, em média apresentando regime de chuvas com forte sazonalidade, estações secas e chuvosas bem definidas e maiores volumes de precipitação entre dezembro a fevereiro. A BP3, onde estão as sub-bacias, tem clima mais úmido, com precipitações distribuídas ao longo do ano, pouca sazonalidade visível e maiores volumes de precipitação entre outubro e dezembro.

Figura 16: Regimes de Precipitação na (a) Bacia do Rio Paraná e na (b) Bacia do Paraná III.



De acordo com Graham, Bierkens e Van Vliet (2024), há apenas uma relação indireta entre precipitação e qualidade da água, enquanto, entre vazão e qualidade da água, a relação é direta, em função da capacidade de diluição, capacidade de calor e capacidade de mobilização e transporte de poluentes.

As chuvas na Bacia do Rio Paraná têm claro caráter sazonal, porém, devido a e regulação direta por reservatórios a montante, a vazão do Rio Paraná é pouco vinculada a fatores meteorológicos. De fato, o regime de vazão observado na estação fluviométrica Porto Guaíra, na entrada do reservatório, não exibe traços de sazonalidade (Figura 17).

Por outro lado, na região das sub bacias (BP3), os rios não são impactados por regulações de vazão e as condições hidrológicas são mais alinhadas com as condições meteorológicas. Porém, devido às chuvas mais distribuídas ao longo do ano e à ausência de estação seca, também não se observa caráter sazonal nos regimes de vazão das estações São Francisco Verdadeiro e São Francisco falso, contribuintes, respectivamente, aos pontos E08 e E12 (Figura 18).

Figura 17: Regimes de precipitação e vazão. a) precipitação na Bacia do Rio Paraná, (b) vazão na Estação Porto Guaíra, Rio Paraná (vazão afluente ao reservatório de Itaipu).

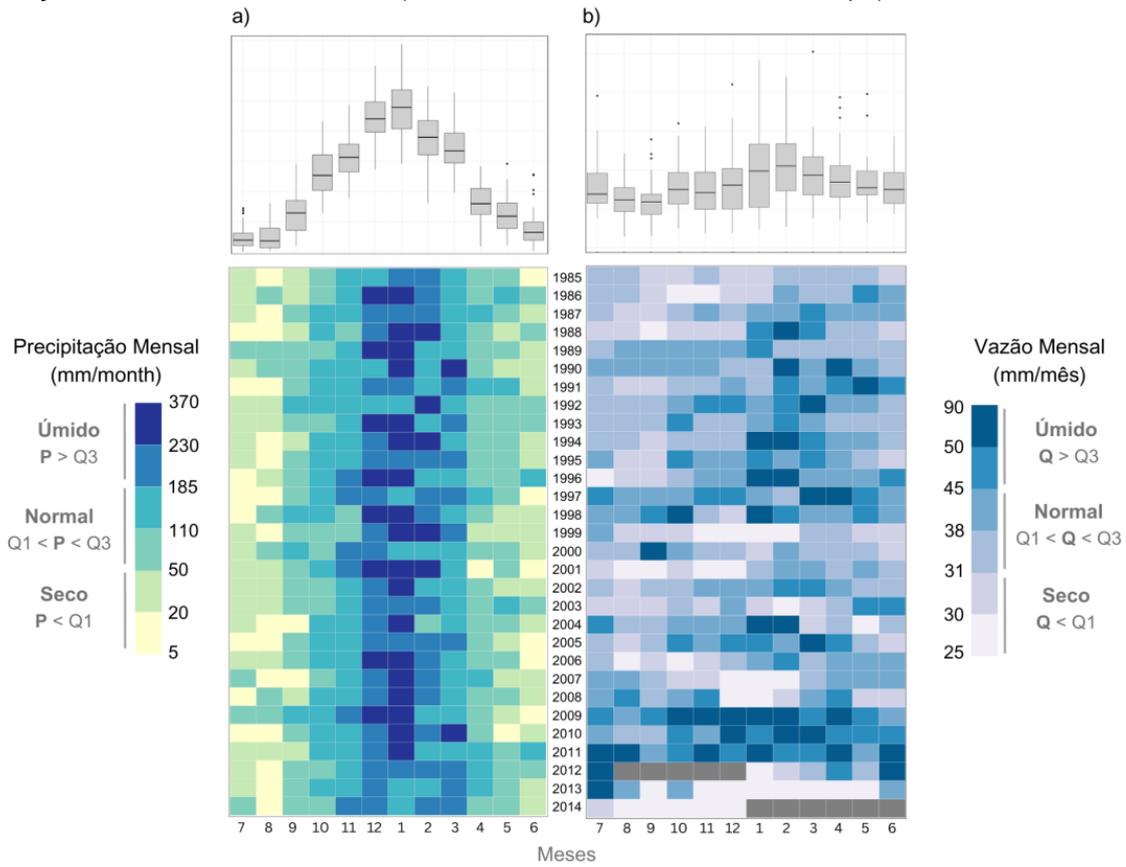
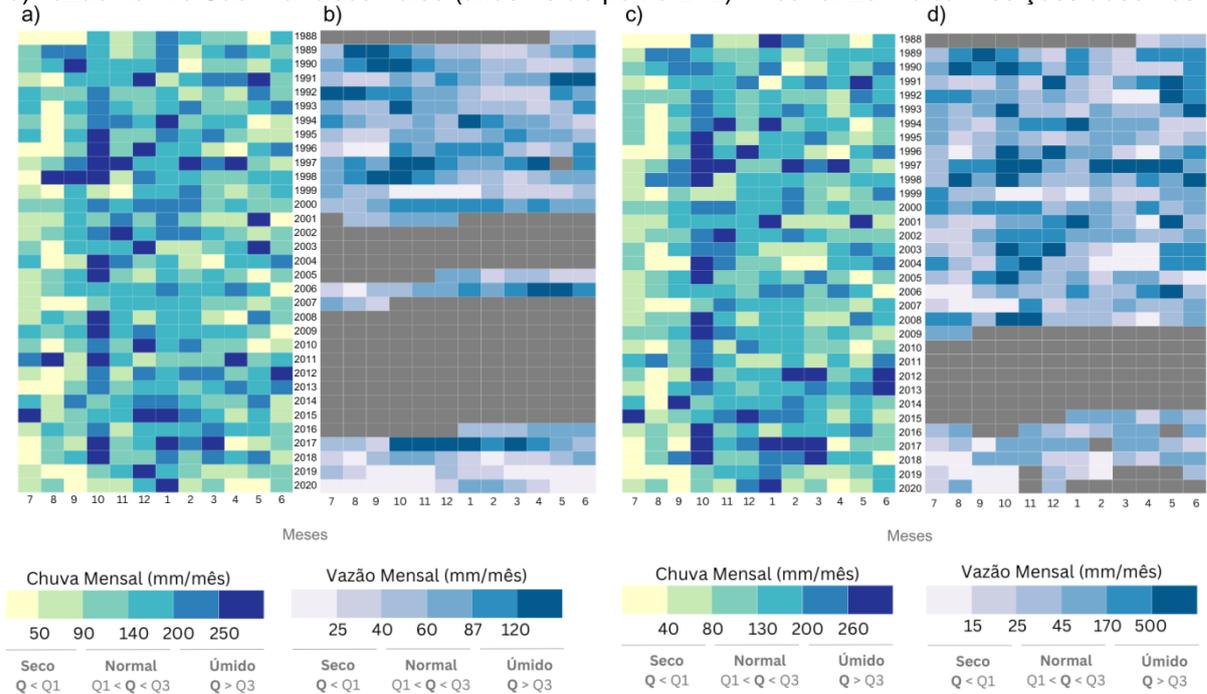


Figura 18: Regimes de precipitação e vazão nas sub-bacias. a) precipitação na sub bacia E08, b) vazão no Rio São Francisco Verdadeiro (afluente ao ponto E08), c) precipitação na Sub Bacia E12, d) vazão no Rio São Francisco Falso (afluente ao ponto E12). A cor cinza indica medições ausentes.



### 5.2.3 Efeitos da condição hidrológica na qualidade da água

Aos pontos na entrada e saída foram atribuídos os regimes de precipitação média da Bacia do Rio Paraná e o regime de vazão medido no ponto de afluência do Rio Paraná no reservatório e, no geral, observou-se efeito maior da vazão no comportamento dos parâmetros de qualidade da água.

Para vazão, meses úmidos tiveram valores de Turb visivelmente mais altos e as medianas foram entre 58% e 71% maiores que em meses secos. Como observado anteriormente, padrões de Tra (ver Apêndice B) são opostos aos de Turb, com valores mais baixos nos meses úmidos. Para ambos os parâmetros, o Teste de Wilcoxon aplicado considerou que há uma diferença significativa entre meses secos e úmidos em todos os pontos. Para precipitação, as diferenças entre meses secos e úmidos foram mais sutis, consideradas significativas apenas no ponto E02.

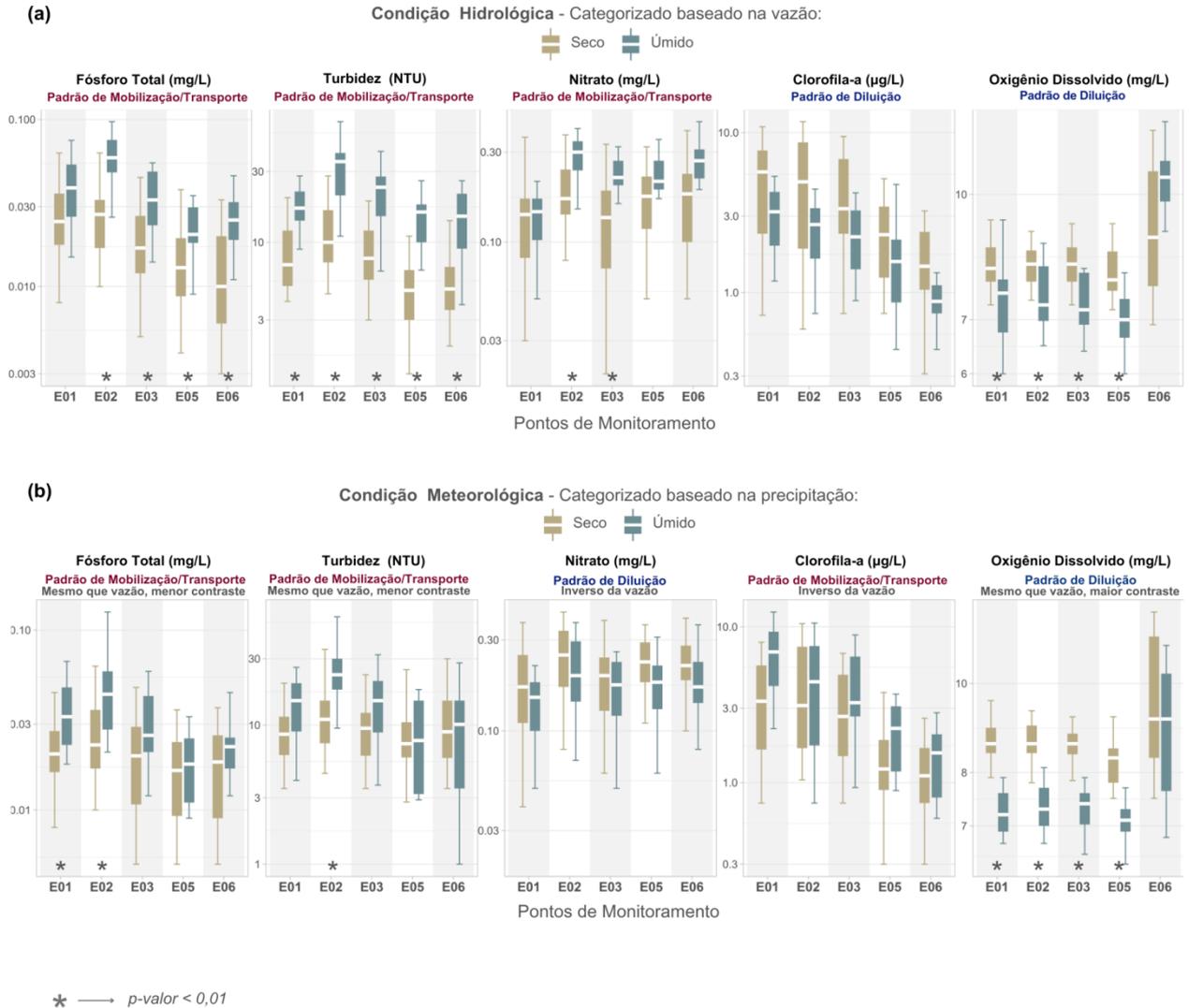
Para TP também há um claro padrão de aumento da concentração em meses de maior vazão acumulada e as medianas são entre 32% e 56% maiores que em meses secos. A diferença entre os períodos foi considerada significativa com exceção do ponto E01. Para precipitação, as diferenças entre períodos secos e úmidos são menores, e tidas como significativa apenas em E01 e E02.

Da mesma forma, meses úmidos para vazão têm concentrações maiores de NO<sub>3</sub>, porém as diferenças nas distribuições são significativas apenas em E02 e E03. Para precipitação o padrão é oposto, porém com menores contrastes entre meses secos e úmidos e sem diferenças significativas entre as distribuições. Para TNK (ver Apêndice B), por outro lado, enquanto não há diferenças significativas entre meses úmidos e secos para vazão, para precipitação, os três pontos da entrada (E01, E02 e E03) têm valores mais altos em meses úmidos e a diferença entre os períodos é significativa.

Para vazão, meses úmidos têm concentrações de Clor-a menores que meses secos, indicando redução da produção primária. Para precipitação o padrão é oposto, porém, para ambos, o teste estatístico não acusou diferenças significativas.

Para OD, meses secos tanto para vazão quanto para precipitação exibem maiores concentrações, mas os maiores contrastes entre períodos secos e úmidos são observados para as condições de precipitação. As diferenças entre as distribuições são significativas em todos os pontos com exceção de E06.

Figura 19: Efeito das (a) condições hidrológicas e (b) condições meteorológicas nos valores de TP, Turb, NO<sub>3</sub>, Clor-a e OD nos pontos da entrada e saída do reservatório. Cada ponto tem dois box plots, indicando a distribuição de valores em meses secos e úmidos e a presença do asterisco (\*) indica diferença significativa ( $p$ -valor < 0,01 para o teste de Wilcoxon) entre as distribuições.



Em geral, o padrão significativo de mobilização e transporte de nutrientes (TP) e sedimentos (Turb) com o aumento da vazão afluente foi observado tanto em pontos da entrada como da saída do reservatório. Na entrada do reservatório existe um claro aumento nas concentrações de nutrientes e sedimentos em períodos de maior vazão acumulada, indicando que o aumento da vazão intensifica a mobilização e o transporte desses compostos para o corpo hídrico. Padrões de mobilização e transporte de nutrientes costumam ser atribuídos a fontes difusas de poluição, o que em áreas de intensa ocupação agrícola significa o carregamento de fertilizantes e dejetos animais acumulados no solo por fluxos subterrâneos ou

escoamento superficial após processos erosivos (Granger et al., 2010, Giri; Qiu, 2016).

Esses mecanismos parecem ser intensificados no ponto E02, onde há maiores contrastes entre meses secos e úmidos, o que contribui com a hipótese de que as contribuições ao ponto E02 diferem das contribuições do ponto E01 e reforça que aspectos locais de pequena escala podem ser mais importantes que aspectos gerais da bacia hidrográfica. O contraste entre pontos vizinhos também foi visto na avaliação dos padrões espaciais e reforça que a forma como aspectos hidroclimáticos moldam a qualidade da água está diretamente relacionado com o uso da bacia, especialmente em escala local.

Tabela 4: Diferença das medianas de Fósforo Total (TP), Nitrato (NO<sub>3</sub>) e Turbidez (Turb) entre meses secos e úmidos para vazão nos pontos da entrada e saída do reservatório.

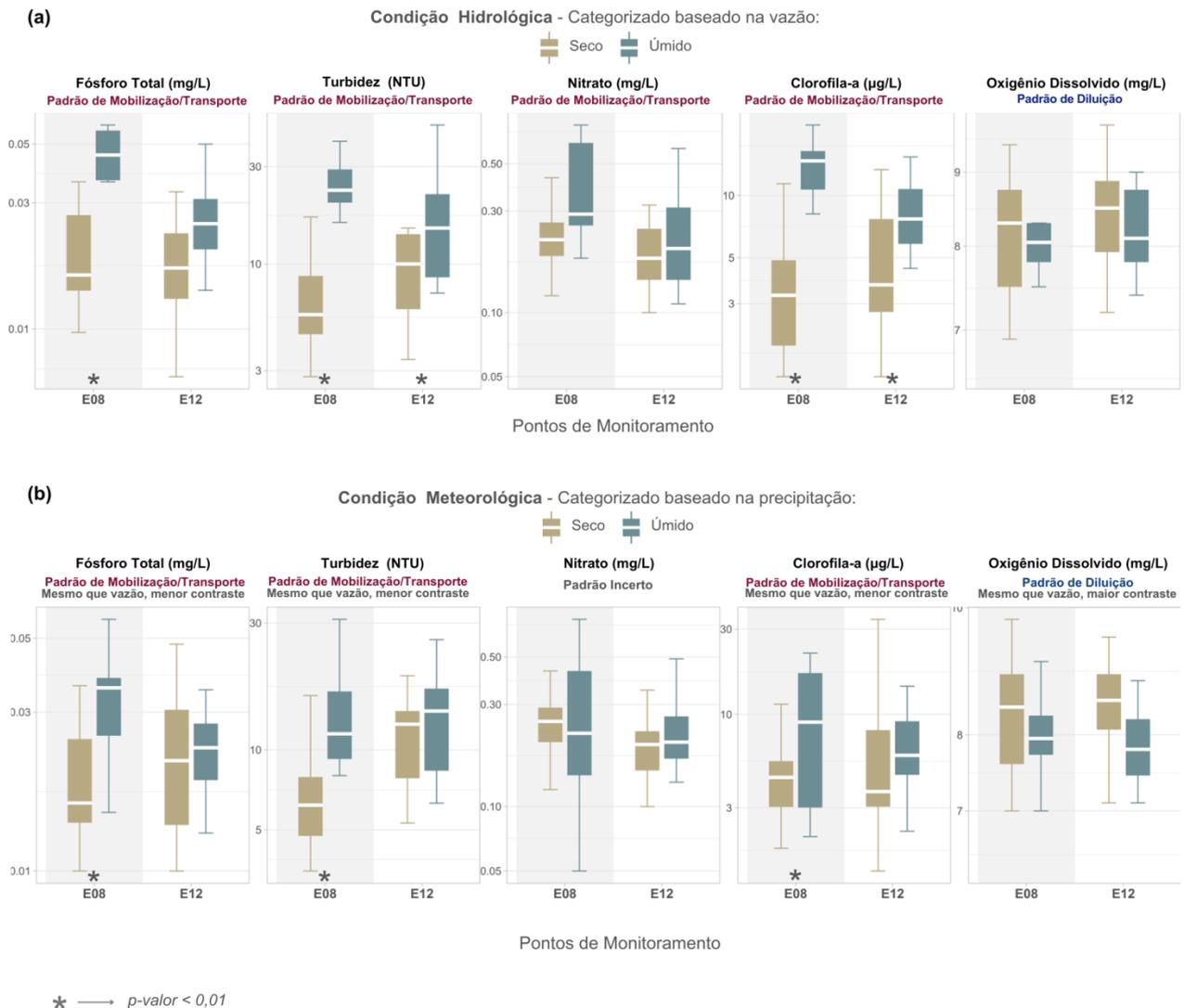
Ponto	Fósforo Total			Ponto	Nitrato			Ponto	Turbidez		
	Mediana (mg/L)		Dif. (%)		Mediana (mg/L)		Dif. (%)		Mediana (NTU)		Dif. (%)
	Seco	Úmido			Seco	Úmido			Seco	Úmido	
E01	0,025	0,039	<b>59%</b>	E01	0,15	0,15	<b>0%</b>	E01	7,0	17,0	<b>143%</b>
E02	0,027	0,059	<b>123%</b>	E02	0,17	0,31	<b>82%</b>	E02	10,0	35,0	<b>250%</b>
E03	0,019	0,034	<b>84%</b>	E03	0,15	0,22	<b>52%</b>	E03	7,9	23,5	<b>197%</b>
E05	0,014	0,021	<b>46%</b>	E05	0,17	0,22	<b>29%</b>	E05	4,8	16,0	<b>237%</b>
E06	0,011	0,025	<b>127%</b>	E06	0,19	0,27	<b>46%</b>	E06	4,7	15,0	<b>219%</b>

As condições meteorológicas explicam melhor a variabilidade de OD ao longo do ano, pelo fato do OD ser altamente dependente da temperatura da água (Zhi et al., 2023) e, como a precipitação é mais sazonal que a vazão, meses menos chuvosos indiretamente indicam meses mais frios. A diferença entre meses secos e úmidos só não foi significativa no ponto E06 que, por estar localizado após o vertedor de Usina Hidrelétrica, tem as concentrações de OD mais influenciadas pela aeração promovida pela turbulência do que por condições hidroclimáticas.

A não ser pelo OD, as condições meteorológicas da Bacia do Paraná não se mostram efetivas para explicar a variabilidade intra-anual dos parâmetros de qualidade da água. O uso da precipitação média para toda a Bacia do Rio Paraná é uma generalização grosseira dos aspectos hidroclimáticos locais, possivelmente gerando padrões mais incertos dos parâmetros para condições meteorológicas.

Nos pontos E08 e E12, ambos localizados na zona de transição do reservatório, as concentrações dos parâmetros estudados também variam conforme as condições hidrológicas e meteorológicas. No geral, os contrastes entre períodos secos e úmidos são mais evidentes em E08 e, assim como nos pontos da entrada e saída do reservatório, diferenças maiores entre meses secos e úmidos ocorre para condições hidrológicas.

Figura 20: Efeito das (a) condições hidrológicas e (b) condições meteorológicas nos valores de TP, Turb, NO<sub>3</sub>, Clor-a e OD nos pontos E08 e E12. Cada ponto tem dois boxplots, indicando a distribuição de valores em meses secos e úmidos e a presença do asterisco (\*) indica diferença significativa ( $p$ -valor < 0,01 para o teste de Wilcoxon) entre as distribuições.



As concentrações de TP são superiores em períodos úmidos em ambos os pontos, porém, em E08, a concentração mediana em meses de alta vazão (0,046

mg/L) é muito maior que em E12 (0,025 mg/L), enquanto as medianas em meses de baixa vazão são iguais. Tanto para vazão quanto para precipitação, a diferença entre valores de meses secos e úmidos só é considerada significativa em E08.

O mesmo ocorre para Turb. Para vazão, a diferença entre as medianas nos meses úmidos e secos também é maior em E08 (23,0 NTU em meses úmidos, 5,7 em meses secos) do que em E12 (15,0 NTU e 10,0 NTU). Em ambos os pontos as diferenças são significativas e o mesmo padrão ocorre para precipitação, porém com contrastes menores entre meses secos e úmidos e significância somente em E08. O padrão para Tra (ver Apêndice B) acompanha o observado para Turb e, tanto para vazão quanto para precipitação, a diferença entre meses secos e úmidos é significativa em ambos os pontos.

Para NO<sub>3</sub>, OD e TNK (ver Apêndice B) não há diferenças significativas entre as concentrações em meses secos e meses úmidos. As concentrações de Clor-a têm fortes aumentos em meses de maior vazão, especialmente no ponto E08, com medianas de 14,7 µg/L e 3,3 µg/L para meses úmidos e secos. As diferenças são significativas nos dois pontos. Para precipitação, não há significância estatística.

Avaliou-se também se as condições hidrológicas da entrada do reservatório (vazões do Rio Paraná) têm efeitos na variação dos parâmetros de qualidade nos pontos dos braços E08 e E12. Apesar das vazões na entrada do reservatório terem efeitos na qualidade da água na saída do reservatório, para o braço, o teste de Wilcoxon não indicou diferenças significativas para nenhum parâmetro (ver Apêndice C).

Nos pontos nos braços do reservatório, os parâmetros de qualidade têm diferenças menos significativas entre meses secos e úmidos que na entrada do reservatório. Assim como nesses pontos, as condições meteorológicas não são efetivas para explicar a variabilidade intra-anual da qualidade da água, apesar do maior alinhamento de regimes de vazão com regimes de precipitação nas sub-bacias.

Comparadas aos pontos da entrada e saída do reservatório, as concentrações de OD nos pontos das sub-bacias tiveram contrastes menores entre os períodos e secos e úmidos e não houve diferença significativa para condições hidrológicas e meteorológicas. A menor sazonalidade nos regimes de precipitação da região pode explicar isso, visto que, no caso da BP3, meses de pouca precipitação não ocorrem de forma alinhada com as estações mais frias.

O aumento de TP em meses úmidos pode ser atrelado ao escoamento de nutrientes dos solos agrícolas da região, visto que ambas as sub-bacias tem ocupação expressiva por lavouras e pastagens.

Com o aumento da Turb e menor penetração da luz solar, espera-se uma redução da produção primária, porém, ao contrário dos pontos da entrada do reservatório, períodos de maior vazão nas sub-bacias induzem concentrações de Clor-a, significativamente maiores nos pontos da zona de transição, especialmente em E08. Para explicar isso, são levantadas duas hipóteses:

- 1) As vazões elevadas dos tributários, já carregadas concentrações mais elevadas de TP, perturbam a estratificação vertical e tornam disponíveis nutrientes para as comunidades biológicas.
- 2) As vazões dos tributários, além de transportarem concentrações mais altas de nutrientes, carregam também comunidades biológicas dos sistemas fluviais a montante que, em função das chuvas, tem maior vazão e recebe maiores cargas de nutrientes por fontes difusas, aumentando as taxas de produção primária.

No estudo de Andrade (2023), os Índices Tróficos dos rios da Sub Bacia do Rio São Francisco Verdadeiro (contribuinte ao ponto E08), foram eventualmente definidos como “Eutrófico” (24%) e como “Super Eutrófico” (6%). Para a Sub Bacia do Rio São Francisco Falso (contribuinte ao ponto E12), os rios foram raramente classificados como “Eutrófico” (4,5%) e como “Super Eutrófico” (1,5%). Essas diferenças podem explicar o aumento mais pronunciado de Clor-a no ponto E08.

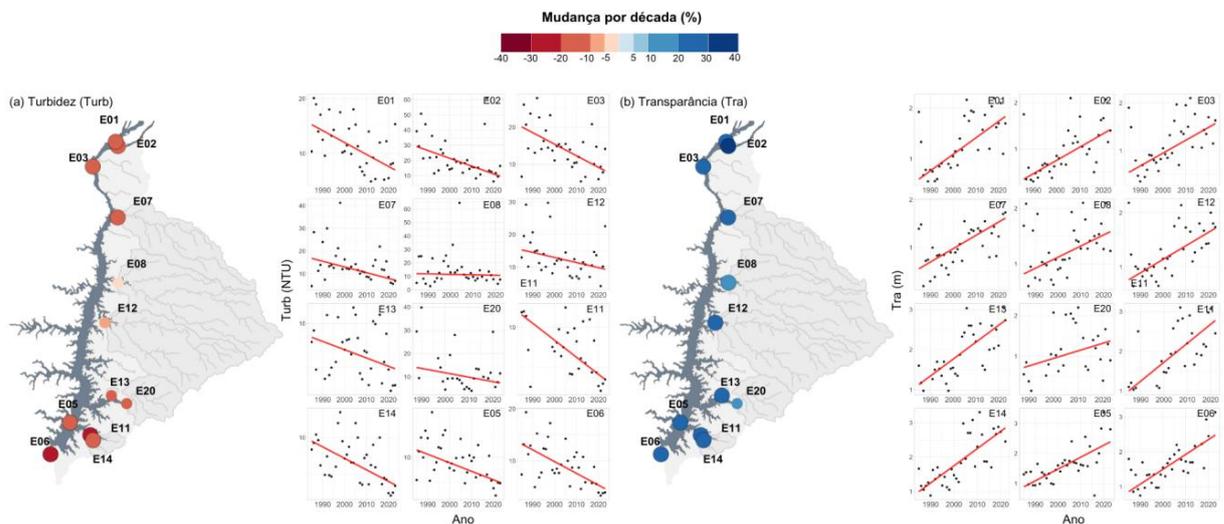
O maior incremento das concentrações de TP no ponto E08 pode resultar de maiores pressões antrópicas na sub-bacia, como já observado nos padrões espaciais, porém, para todos os parâmetros os padrões foram mais incertos em E12, o que pode ser em função de maior incerteza nos dados.

Em E08, a bacia contribuinte à estação fluviométrica corresponde a 64% da área contribuinte ao ponto de monitoramento de qualidade da água. Para E12 esse valor é ainda menor (31%), o que pode explicar contrastes mais visíveis entre meses secos e úmidos no ponto E08.

### 5.3 TENDÊNCIAS DE LONGO PRAZO NA QUALIDADE DA ÁGUA

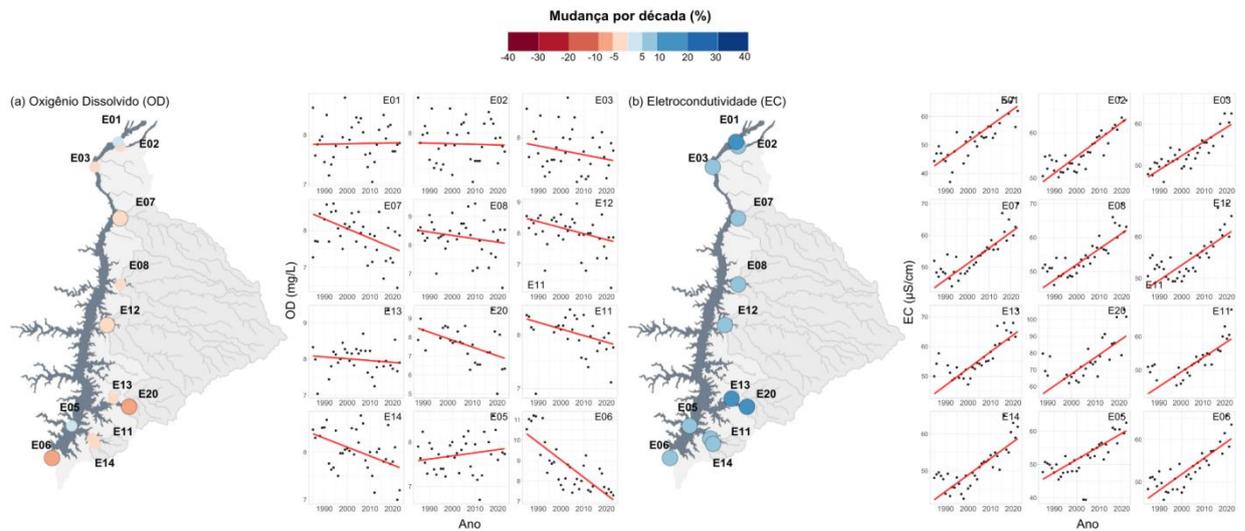
A regressão de Theil-Sen e o teste de Mann-Kendall revelam que existem tendências significativas e generalizadas na qualidade da água do reservatório de Itaipu.

Figura 21: Tendências decadais na (a) Transparência, (b) Turbidez nos pontos do reservatório. Os pontos no mapa representam os pontos de monitoramento e foram coloridos conforme a tendência em % por década, utilizando a escala de cores indicada. Pontos menores sem sombreamento indicam tendências não significativas ( $p > 0,01$ ) para o teste de Mann-Kendall. Cada gráfico de dispersão representa as tendências em um ponto de monitoramento, com o valor do parâmetro em y e os anos em x. Os pontos escuros no gráfico representam as médias anuais e a linha vermelha é a linha de tendência gerada com a declividade de Theil-Sen. A escala foi definida manualmente para viabilizar a visualização, por isso, alguns *outliers* foram omitidos.



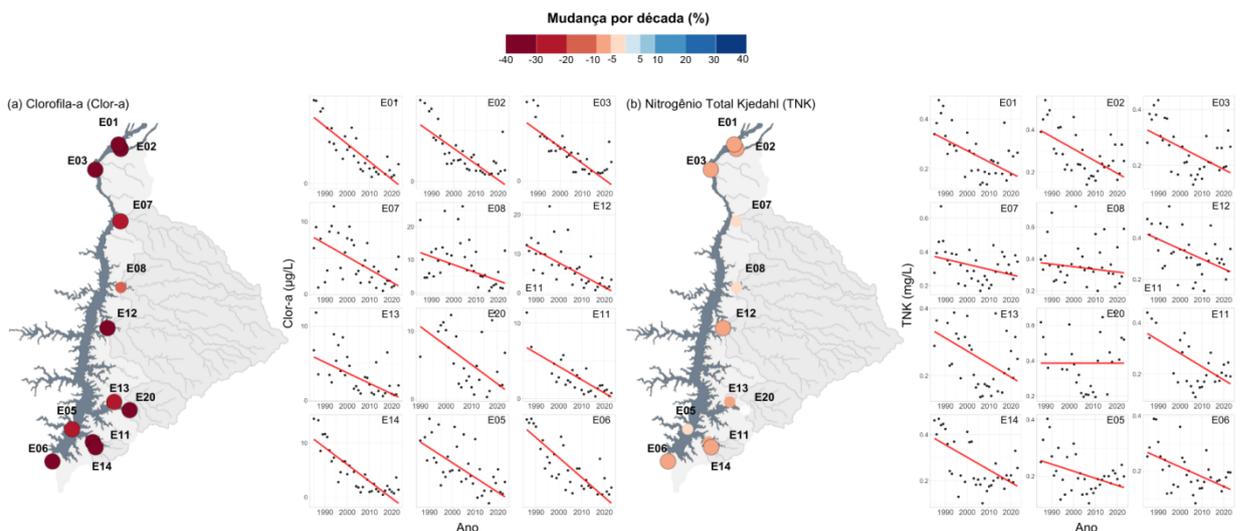
Para Turb (Figura 21a), todos os pontos apresentam tendência de diminuição das médias anuais, com tendências significativas ( $p < 0,01$ ) variando entre -13,9% e -25,2% por década. Nos pontos E08, E12, E13 e E20 não há significância estatística. Para Tra (Figura 21b), todos os pontos apresentam tendência de aumento das médias anuais e somente no ponto E20 não há significância estatística. Os valores significativos variam entre 16,3% e 31,5% por década.

Figura 22: Tendências decadais na (a) Oxigênio Dissolvido, (b) Eletrocondutividade nos pontos do reservatório.



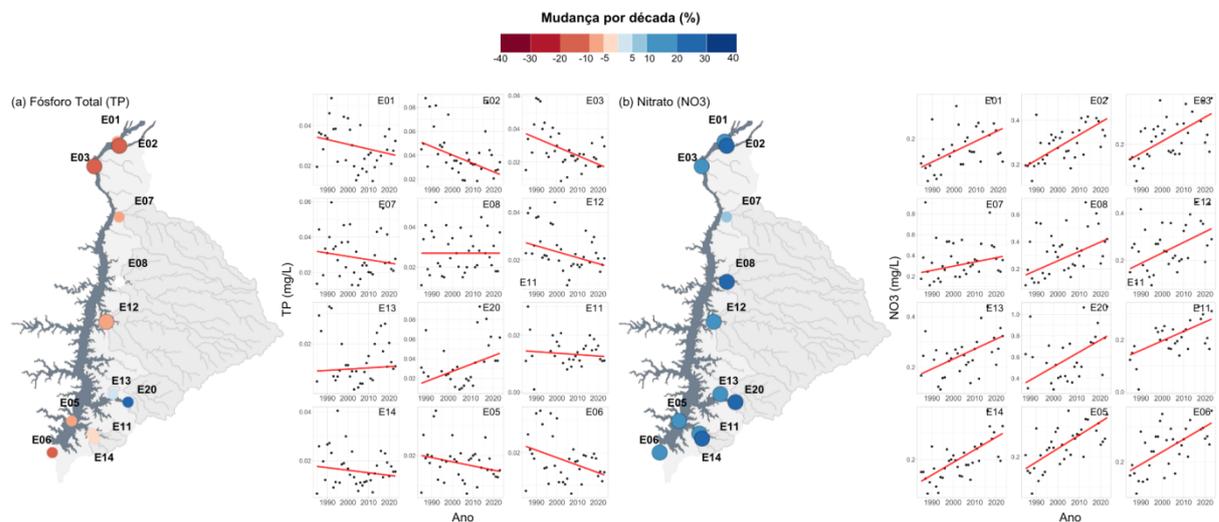
Para OD (Figura 22a), as tendências são neutras e não significativas na maior parte dos pontos. Os pontos com tendências significativas (E07, E12, E20 e E06) apontam diminuição das médias anuais, com valor mais expressivo em E20 e E06, que têm redução de, respectivamente, 5,8% e 9,3% por década. Todos os pontos têm tendências significativas de aumento das médias anuais de EC (Figura 22b). Os valores são mais elevados E01, E20 e E13 e, no geral, variam entre 6,6% e 13,2% por década.

Figura 23: Tendências decadais nas concentrações de (a) Clorofila-a, (b) Nitrogênio Total Kjeldahl nos pontos do reservatório



Há uma tendência forte de diminuição da concentração de Clor-a no reservatório (Figura 23a), com todos os pontos apresentando tendências significativas, exceto E08. As mais intensas estão nos três pontos da entrada do reservatório, ambos com valores entre -38,2% e -39,7%. Todos os pontos têm reduções maiores que 25% por década. Para TNK, a tendência também é de redução, porém metade dos pontos não apresenta significância estatística. Os pontos da entrada têm reduções significativas entre -5,6% e -9,1% por década. Nos braços somente E12 (-7,0%) e E14 (-8,4%) têm tendência significativas.

Figura 24: Tendências decadais nas concentrações de (a) Fósforo Total, (b) Nitrato nos pontos do reservatório



Para TP, três pontos têm tendência de redução significativa da médias anuais: na entrada, E02 e E03 (respectivamente, -14,6% e -10,6% por década) e nas sub-bacias, E12 (-9,6% por década). Por outro lado, as concentrações médias anuais de NO3 têm tendência de aumento em todos os pontos, sem significância somente no ponto E07. Os pontos com maiores aumentos são, respectivamente, E14, E08 e E20 (25,0%, 21,9% e 20,9% por década). Os demais têm aumento entre 15,7% e 20,1% por década.

### 5.3.1 Efeitos dos reservatórios em cascata e usos da bacia

A qualidade da água no reservatório de Itaipu é monitorada desde sua formação, e o estudo das tendências de longo prazo é uma forma importante de diagnosticar o processo de envelhecimento do reservatório, além de analisar os efeitos dos reservatórios em cascata e as mudanças no uso das bacias. Esse estudo pode fundamentar decisões de gestão e projeto tanto para os reservatórios já existentes quanto para os que vierem a ser instalados.

As tendências de aumento da Tra e diminuição de Turb são significativas e de alta magnitude tanto na entrada quanto na saída ao longo do reservatório sendo explicadas pela interrupção do fluxo natural de sedimentos em sistemas em cascata a montante (Syvitski et al., 2005, Nogueira et al., 2021, Liu et al., 2023). Nos braços do reservatório, nem todas as tendências foram significativas, o que pode estar relacionado a mudanças nas bacias. Vale ressaltar que ao longo dos anos de monitoramento, todas as sub-bacias analisadas tiveram alterações similares no uso e ocupação do solo, com redução da porcentagem ocupada por lavouras e pastagens (redução entre -2% a -25% para lavouras e entre -14% e -88% para pastagens) e aumento na porcentagem ocupada por florestas e áreas urbanas (aumento entre 32% e 426% para florestas e entre 187% e 920% para áreas urbanas) (ver Apêndice D). Além disso, técnicas de conservação do solo, saneamento e proteção ambiental vêm sendo promovidas pela gestão da hidrelétrica junto a lideranças locais. Esses fatores também podem ter reduzido a incidência de processos erosivos, resultando em menor transporte de sedimentos para os rios tributários.

Com o aumento generalizado na transparência no reservatório, esperava-se maior estímulo à produção primária e, portanto, aumento nas concentrações de Clor-a. Entretanto, as tendências para Clor-a foram as mais intensas dentre os parâmetros, com reduções de até 40% por década, o que confirma que a produção primária em Itaipu é mais limitada pela concentração de nutrientes.

Em todas as sub-bacias, a análise de correlação entre os parâmetros mostrou fortes correlações entre Clor-a e os nutrientes TNK e TP e ambos têm tendência de redução, o que explica a redução da produção primária. Em excesso, nutrientes são prejudiciais para o ecossistema do reservatório, pois estimulam em demasia a produção primária e induzem o processo de eutrofização. Por outro lado,

são elementos vitais para o equilíbrio ambiental no ambiente aquático e, como as concentrações de nutrientes em Itaipu já são baixas, as tendências de diminuição podem ser alarmantes para a biodiversidade e equilíbrio ecológico do reservatório e de ambientes a jusante.

Estudos realizados por Nogueira et al. (2005) (rio Paranapanema), Nogueira et al. (2021) (Bacia do Rio da Prata) e Roberto et al. (2009) (rio Paraná) mostraram diminuição de fósforo em reservatórios em cascata na Bacia do Rio Paraná. No estudo de Ribeiro-Filho et al. (2011), observou-se que as concentrações de fósforo diminuíram acentuadamente após 1998, quando a barragem de Porto Primavera foi fechada, influenciando a qualidade da água a jusante. Para Cunha et al. (2015), a redução temporal nas concentrações de Clor-a, TNK e TP foi associada a menores aportes de nutrientes ao reservatório em função de reservatórios a montante e à decomposição inicial da vegetação submersa no início da operação do reservatório que, em um período mais estável, teria tido taxas de decomposição menores.

Apesar da tendência de redução nos níveis de TP e TNK, o reservatório viu um forte aumento das concentrações de NO<sub>3</sub> em todos os pontos. Os usos da bacia também podem ter relação com os maiores aportes de NO<sub>3</sub> e as tendências de aumento são mais intensas nos braços do reservatório. A região da BP3 tem registrado um forte aumento populacional e na produção de suínos ao longo das décadas, atividade conhecida por pouca regulação sanitária e lançamento de dejetos diretamente nos cursos hídricos.

Todos os pontos de monitoramento também mostraram aumento dos valores de EC ao longo do tempo, porém as causas são incertas. Elevada salinidade é observada quando há o lançamento de efluentes não tratados, porém, apesar do aumento da população e das cidades na região, o índice nacional de tratamento de efluentes vem crescendo. O aumento na salinidade também é induzido em áreas que utilizam água para irrigação de lavouras (Graham; Bierkens; Van Vliet, 2024), porém, as áreas de lavoura diminuíram no período.

## 6 CONCLUSÃO

Este trabalho analisou os padrões espaciais e temporais da qualidade da água em diversos pontos do reservatório de Itaipu, buscando responder como aspectos ambientais e hidroclimáticos controlam a variação de parâmetros de qualidade da água. A ampla cobertura espacial e temporal do monitoramento e uma abordagem que considera o clima, a bacia hidrográfica e o contexto regional são fundamentais para o entendimento dos processos que moldam a qualidade da água nos reservatórios.

Foi observado que os aportes do Rio Paraná afetam na qualidade da água em todos os pontos do reservatório, criando gradientes longitudinais. Porém contribuições locais, especialmente de sub bacias com alta interferência antrópica, geram diferenças expressivas na qualidade da água, mesmo em pontos de monitoramento vizinhos. Assim, a qualidade da água nos braços do reservatório é um importante indicador dos processos que ocorrem nas sub-bacias e pode orientar decisões locais para o equilíbrio socioeconômico e ambiental na região.

Os padrões sazonais dos parâmetros variam entre as diferentes zonas do reservatório e, em função de regimes de vazão sem sazonalidade, não são claros. Observa-se efeito significativo das condições hidrológicas nas concentrações de nutrientes, cujo aumento em períodos de alta vazão é explicado pelas fontes de poluição difusa na bacia. Além disso, nos braços do reservatório, o aumento expressivo da produção primária em meses úmidos indica os efeitos das contribuições da sub-bacias e levanta o alerta para intensificação de eutrofização nesses locais após eventos de alta vazão.

As tendências observadas são significativas e generalizadas ao longo dos pontos e presume-se grande influência dos reservatórios em cascata a montante na diminuição de nutrientes, turbidez e clorofila-a no reservatório de Itaipu. Dada a relevância de contribuições locais para a qualidade da água no reservatório, a promoção de práticas de gestão sustentável nas sub-bacias é importante para garantir às funções ambientais e sociais dos braços do reservatório. Os efeitos de reservatórios no ciclo hidrológico e nos fluxos naturais de sedimentos, nutrientes e seres vivos são intensos e represamentos futuros devem levar em consideração A preservação dos ciclos de biogeoquímicos, a biodiversidade e as zonas costeiras a jusante.



## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANAMENTO BÁSICO. ANA. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: ANA/MMA, 2017. 265 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANAMENTO BÁSICO. ANA. **Capacidade de Armazenamento dos Reservatórios**. 2023. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/67199519-c5f4-497b-baf8-ab00e057e8da>. Acesso em: 06 nov. 2024.

AHEARN, Dylan s *et al.* Temporal dynamics of stream water chemistry in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 295, n. 1-4, p. 47-63, ago. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.02.016>.

ANDRADE, Nicolas P. *et al.* Avaliação e projeções temporal do índice de estado trófico dos afluentes que abastecem o reservatório de Itaipu ao longo de série histórica de 1995 a 2019.. In: SBRH - SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2023, [S.I.]. **Anais XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos** . Sergipe: Abrhidro, 2023. p. 1-10.

ARAÚJO, Francisco G.; AZEVEDO, Márcia Cristina C.; FERREIRA, Maria NL. Seasonal changes and spatial variation in the water quality of a eutrophic tropical reservoir determined by the inflowing river. **Lake And Reservoir Management**, [S.L.], v. 27, n. 4, p. 343-354, dez. 2011. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/07438141.2011.627753>.

ARHEIMER, B.; LIDÉN, R.. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments—influence of spatial and temporal variables. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 227, n. 1-4, p. 140-159, jan. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(99\)00177-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(99)00177-8).

BECK, Hylke E. *et al.* Global-scale evaluation of 22 precipitation datasets using gauge observations and hydrological modeling. **Hydrology And Earth System Sciences**, [S.L.], v. 21, n. 12, p. 6201-6217, 8 dez. 2017. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-21-6201-2017>.

BRASIL. Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água

BUENO, Eduardo O. ; ALVES, Geovane J.; MELLO, Carlos R.. Hydroelectricity water footprint in Parana Hydrograph Region, Brazil. **Renewable Energy**, [S.L.], v. 162, p. 596-612, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2020.08.047>.

CHANGJIANG, Xu; DONGDONG, Zhang. Impact of the operation of cascade reservoirs in upper Yangtze River on hydrological variability of the mainstream. **Proceedings Of The International Association Of Hydrological Sciences**, [S.L.], v. 379, p. 421-432, 5 jun. 2018. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/piahs-379-421-2018>.

CUNHA, Davi G. F. *et al.* Trophic State Evolution and Nutrient Trapping Capacity in a Transboundary Subtropical Reservoir: a 25-year study. **Environmental Management**, [S.L.], v. 57, n. 3, p. 649-659, 24 nov. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0633-7>.

CUNHA-SANTINO, Marcela B.; FUSHITA, Ângela T.; BIANCHINI, Irineu. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, [S.L.], v. 356, p. 48-58, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.04.008>.

DETHIER, Evan N.; RENSHAW, Carl E.; MAGILLIGAN, Francis J.. Rapid changes to global river suspended sediment flux by humans. **Science**, [S.L.], v. 376, n. 6600, p. 1447-1452, 24 jun. 2022. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.abn7980>.

DIAMANTINI, Elena *et al.* Driver detection of water quality trends in three large European river basins. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 612, p. 49-62, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.172>.  
e diretrizes ambientais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

ESTEVEES, Francisco A., 1988. Fundamentos de limnologia Rio de Janeiro: Editora Interciência, FINEP. 575 p.

FRASER, A.I. *et al.* The effect of rainfall intensity on soil erosion and particulate phosphorus transfer from arable soils. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 39, n. 12, p. 41-45, 1 jun. 1999. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1999.0527>.

FREIRE, Letícia L.; COSTA, Alexandre C.; LIMA NETO, Iran E. Spatio-temporal Patterns of River Water Quality in the Semiarid Northeastern Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.L.], v. 232, n. 11, p. 452-461, 28 out. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-021-05406-7>.

GIRI, Subhasis; QIU, Zeyuan. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: a review. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 173, p. 41-48, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>.

GRAHAM, Duncan J.; BIERKENS, Marc F.P.; VAN VLIET, Michelle T.H.. Impacts of droughts and heatwaves on river water quality worldwide. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 629, p. 130590, fev. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130590>.

GRANGER, S.J. *et al.* Towards a Holistic Classification of Diffuse Agricultural Water Pollution from Intensively Managed Grasslands on Heavy Soils. **Advances In Agronomy**, [S.L.], p. 83-115, 2010. Elsevier. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(10\)05003-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(10)05003-0).

GUIMARÃES, Bruna M.D. M.; LIMA NETO, Iran Eduardo. Chlorophyll-a prediction in tropical reservoirs as a function of hydroclimatic variability and water quality. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 30, n. 39, p. 91028-91045, 19 jul. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-023-28826-w>.

GUO, Anan *et al.* Reshuffling of the sediment suspension regime in the “starving” middle Yangtze River downstream from cascade mega-reservoirs. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 622, p. 129694, jul. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129694>.

GUO, D. *et al.* Key Factors Affecting Temporal Variability in Stream Water Quality. **Water Resources Research**, [S.L.], v. 55, n. 1, p. 112-129, jan. 2019. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2018wr023370>.

HE, Fengzhi *et al.* Hydropower impacts on riverine biodiversity. **Nature Reviews Earth & Environment**, [S.L.], v. 5, n. 11, p. 755-772, 14 out. 2024. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s43017-024-00596-0>.

HENRY, R. and NOGUEIRA, G., 1999. A represa de Jurumirim: primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. In HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: ecologia, funções e aspectos sociais*. Botucatu: FAPESP; FUNDIBIO. p. 653-685.

HENRY, R., 1990. Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 50, no. 4, p. 883-892. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106968>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico**. Rio de Janeiro, [2022].

JORCIN A; NOGUEIRA MG. Temporal and spatial patterns along the cascade of reservoirs in the Paranapanema River (SE Brazil) based on the characteristics of sediment and sediment-water interface. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**. 2005;10:1-12. DOI: 10.1111/j.1440-1770

JONES, Edward R.; BIERKENS, Marc F. P.; VAN VLIET, Michelle T. H.. Current and future global water scarcity intensifies when accounting for surface water quality. **Nature Climate Change**, [S.L.], v. 14, n. 6, p. 629-635, 23 maio 2024. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-024-02007-0>.

KENDALL, Maurice. G. *Rank Correlation Methods*. 4 ed. London: Charles Griffin, 1975.

KENNEDY, H. Robert. e WALKER W. William. Reservoir nutrient dynamics. In THORTON, KW., KIMMEL, BL. and PAYNE, FE. (Eds.). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons. p. 133-194.

KENNEDY, Robert H.; THORNTON, Kent W.; FORD, Dennis E.. Characterization of the reservoir ecosystem. **Microbial Processes In Reservoirs**, [S.L.], p. 27-38, 1985. Springer Netherlands. [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-5514-1\\_2](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-5514-1_2).

KIMMEL, L., LIND, OT. and PAULSON, LJ., 1990. Reservoir primary production. In THORTON, KW., KIMMEL, BL. and PAYNE, FE. (Eds.). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons. p. 133-194.

LEHNER, Bernhard *et al.* High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. **Frontiers In Ecology And The Environment**, [S.L.], v. 9, n. 9, p. 494-502, 31 maio 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/100125>.

LI, Li *et al.* Climate Controls on River Chemistry. **Earth'S Future**, [S.L.], v. 10, n. 6, p. 1-17, jun. 2022. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2021ef002603>.

LI, Li *et al.* River water quality shaped by land–river connectivity in a changing climate. **Nature Climate Change**, [S.L.], v. 14, n. 3, p. 225-237, mar. 2024. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-023-01923-x>.

LI, Zhe *et al.* Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992–2016). **Ecohydrology & Hydrobiology**, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 317-327, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.08.005>.  
LINTERN, A. *et al.* Key factors influencing differences in stream water quality across space. **Wires Water**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 0-16, 24 out. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/wat2.1260>.

LIU, Yunbing *et al.* Hydrological regimes and water quality variations in the Yangtze River basin from 1998 to 2018. **Water Research**, [S.L.], v. 249, p. 120910, fev. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2023.120910>.

MAAVARA, Taylor *et al.* River dam impacts on biogeochemical cycling. **Nature Reviews Earth & Environment**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 103-116, 3 fev. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s43017-019-0019-0>.

MANN, Henry. B. Nonparametric tests against trends. **Econometrica**, v. 13, n. 3, p. 245-259, 1945.

MANN, Henry B.; WHITNEY, Donald R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 18, n. 1, p. 50-60, 1947.

MARTINELLI, Luiz A. *et al.* Effects of Sewage on the Chemical Composition of Piracicaba River, Brazil. **Water, Air, And Soil Pollution**, [S.L.], v. 110, n. 1/2, p. 67-79, 1999. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1005052213652>.

MARZOLF, G Richard; ROBERTSON, Dale M. Reservoirs. In: ANDERSON, Malcolm G.. **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. Bristol: Wiley And Sons, 2005. p. 0-3456.

MELLANDER, Per-Erik *et al.* Flow paths and phosphorus transfer pathways in two agricultural streams with contrasting flow controls. **Hydrological Processes**, [S.L.], v. 29, n. 16, p. 3504-3518, 8 jan. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10415>.

MOATAR, F. *et al.* Elemental properties, hydrology, and biology interact to shape concentration-discharge curves for carbon, nutrients, sediment, and major ions. **Water Resources Research**, [S.L.], v. 53, n. 2, p. 1270-1287, fev. 2017. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2016wr019635>.

MORAIS, Letícia *et al.* Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs. **Journal Of Limnology**, [S.L.], v. 76, n. 2, p. 241-252, 9 dez. 2016. PAGEPress Publications. <http://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1547>.

MOURA, An *et al.* The role of a cascade of reservoirs and seasonal variation in the phytoplankton structure in a tropical river. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 73, n. 2, p. 291-298, maio 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842013000200009>.

MOURA, A.N.; SEVERIANO, J.S.; TAVARES, N.K.A.; DANTAS, E.W. The role of a cascade of reservoirs and seasonal variation in the phytoplankton structure in a tropical river. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 73, n. 2, p. 291-298, maio 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842013000200009>.

MURPHY, Sheila F. *et al.* Fire, Flood, and Drought: extreme climate events alter flow paths and stream chemistry. **Journal Of Geophysical Research: Biogeosciences**, [S.L.], v. 123, n. 8, p. 2513-2526, ago. 2018. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2017jg004349>.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MARICATTO, F. E.. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use**, [S.L.], v. 4, n. 3-4, p. 107-120, 2 set. 1999. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1440-1770.1999.00086.x>.

NOGUEIRA, Marcos G. *et al.* Limnology and water quality in La Plata basin (South America) – Spatial patterns and major stressors. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 120, p. 106968, jan. 2021. Elsevier BV.

NOGUEIRA, Marcos G.; POMARI, Juliana. Limnological Patterns in a Large Subtropical Reservoir Cascade. **Limnology - Some New Aspects Of Inland Water Ecology**, [S.L.], v. 1, n. 6, p. 0-164, 26 jun. 2019. IntechOpen. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.80632>.

NOGUEIRA, Marcos G. *et al.* Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical - subtropical river (SE, Brazil). **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 70, n. 3, p. 781-793, out. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842010000400009>.

NOGUEIRA, MG., JORCIN, A., VIANNA, NC. and DE BRITTO, YCT., 2005. Reservatório em Cascata e os efeitos na limnologia e Organização das Comunidades Bióticas (Fitoplâncton, Zooplâncton e Zoobentos) - Um Estudo de Caso no Rio Paranapanema (SP/PR). In NOGUEIRA, MG., HENRY, R. and JORCIN, A. (Eds.). *Ecologia de Reservatórios São Carlos*: Ed. Rima. 459 p.

NOGUEIRA, M.G.; FERRAREZE, M; MOREIRA, M.LI; GOUVÊA, R.M. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical - subtropical river (SE, Brazil). **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 70, n. 3, p. 781-793, out. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842010000400009>.

OLIVEIRA, S. A.; BICUDO, C. E. M.. Seasonal variation of limnological features and trophic state index of two oligotrophic reservoirs of southeast Brazil. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 77, n. 2, p. 323-331, 26 set. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.14015>.

OUCHI-MELO, Lilian S. *et al.* Brazilian vs. Paraguayan streams: differences in water quality in a cross-border subtropical region. **Limnologica**, [S.L.], v. 90, n. 1, p. 0-125904, set. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2021.125904>.

PINTO-COELHO, Ricardo M. *et al.* Effects of sampling effort on the estimation of spatial gradients in a tropical reservoir impacted by an oil refinery. **Limnologica**, [S.L.], v. 40, n. 2, p. 126-133, maio 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.011>.

PINTO-COELHO, Ricardo M. *et al.*, 2005. Origens e Efeitos do Aporte Externo de Nutrientes em um Reservatório tropical de Grande Porte: Reservatório de São Simão (MG/GO). In NOGUEIRA, MG., HENRY, R. and JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de Reservatórios São Carlos**: Ed. Rima. 459 p.

POMPÊO, Marcelo *et al.* **Limnologia de reservatórios:: do clássico às novas abordagens**. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2024. 188 p.

RIBEIRO FILHO, Rinaldo A. *et al.* Itaipu reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 71, n. 4, p. 889-902, nov. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842011000500010>.

RIBEIRO FILHO, Rinaldo A., 2006. **Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas** São Carlos: Universidade de São Paulo. 139 p. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.

RICHTER, B.D *et al.* Lost in development's shadow: The downstream human consequences of dams .**Water Alternatives** [S.L], v. 3, n. 2, p. 14 – 21, junho 2010.

ROBERTO, MC., SANTANA, NF., and THOMAZ, SM. 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, Suppl. 2, p. 717-725.

SANTOS, Janaina A.; MARINS, Rozane V.; AGUIAR, José E.; CHALLAR, Guillermo; SILVA, Francisco A.T.F.; LACERDA, Luiz D.. Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. **Journal Of Limnology**, [S.L.], v. 76, n. 1, p. 41-51, 22 ago. 2016. PAGEPress Publications. <http://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1433>.

SEN, Pranab. K. Estimates of regression coefficient based on Kendall's Tau, *Journal of the American Statistical Association*, v. 63, p. 1379-1389, 1968.

SMITH, Welber S.; ESPÍNDOLA, Evaldo LG.; ROCHA, Odete. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 73-88, mar. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2014000100009>.

SOARES, Maria Carolina S. *et al.* The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use**, [S.L.], v. 13, n. 4, p. 257-269, 6 nov. 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x>.

SOBALLE, D. M.; KIMMEL, B. L.. A Large-Scale Comparison of Factors Influencing Phytoplankton Abundance in Rivers, Lakes, and Impoundments. **Ecology**, [S.L.], v. 68, n. 6, p. 1943-1954, dez. 1987. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2307/1939885>.

SONG, Yan *et al.* The biogenic elements retention in reservoirs of the Yangtze River basin and effect on the nutrient flux into the sea. **Global And Planetary Change**, [S.L.], v. 230, p. 104280, nov. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2023.104280>.

SOUZA FILHO, E. E.. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 69, n. 2, p. 707-716, jun. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842009000300024>.

SOUZA, Carlos M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [S.L.], v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs12172735>.

THEIL, Henri. A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis, 1, 2, e 3, *Proceedings of the Royal Netherlands Academy of Sciences*, v. 53, 386-392, 521-525, e 1397-1412, 1950.

THORNTON, Kent W., 1990. Sedimentary processes. In KIMMEL, BL. and PAYNE, FE. (Eds.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley and Sons. p. 43-69.

THORNTON, Kent W., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In THORNTON, KW., KIMMEL, BL. and PAYNE, FE. (Eds.). *Reservoir Limnology: ecological perspectives* New York: A Wiley-Interscience. p. 1-13

TUNDISI, José G., 1990. Key factors of reservoir functioning and geographical aspects of reservoir limnology chairman's overview. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 33, no. 3, p. 645-646.

TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T. and CALIJURI, MC., 1993. Limnology and management of Reservoirs in Brazil. In STRAŠKRABA, M., TUNDISI, JG. and DUNCAN, A. (Eds.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academic.

TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. **Represas Artificiais: :: ecologia, limnologia, usos múltiplos, gerenciamento**. São Carlos: Editora Scienza, 2022. 424 p.

TUNDISI, JG.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, DS. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 68, n. 4, p. 1079-1098, nov. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842008000500015>.

WETZEL, Robert.G., **Limnology: lakes and river ecosystems**. 3. New York: Ed. Saunders, 2001. 850p

WETZEL, Robert.G., 1990. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In THORNTON, KW., KIMMEL, BL. and PAYNE, FE. (Eds.). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: A Wiley-Interscience. p. 227-238.

WILCOXON, Frank. Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics*, v. 1, n. 6, p. 80-83, 1945.

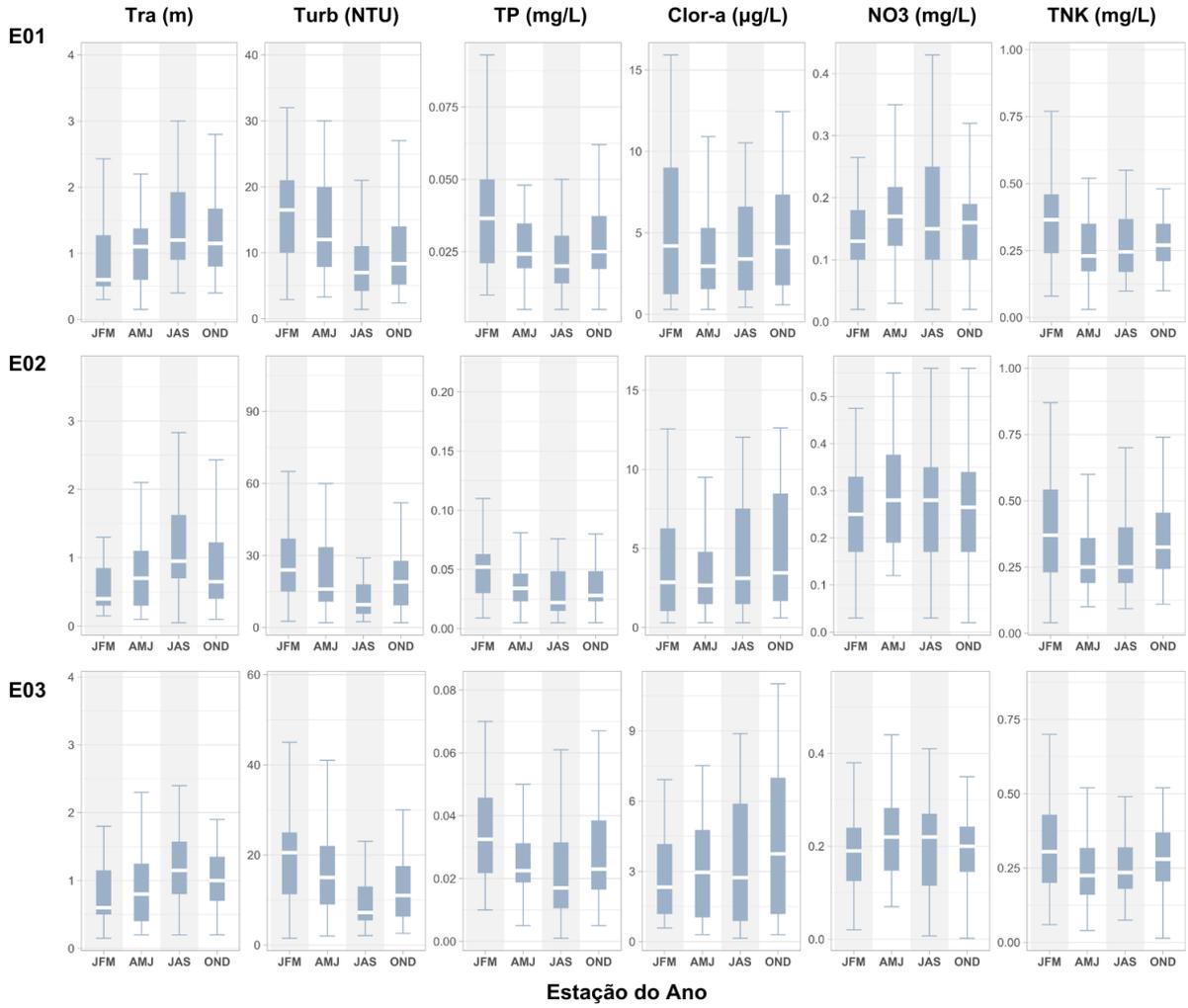
WINTERDAHL, Mattias *et al.* Intra-annual variability of organic carbon concentrations in running waters: drivers along a climatic gradient. **Global Biogeochemical Cycles**, [S.L.], v. 28, n. 4, p. 451-464, abr. 2014. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2013gb004770>.

YAN, Hao-Chen; ZHANG, Xiao-Feng; XU, Quan-Xi. Unprecedented sedimentation in response to emerging cascade reservoirs in the upper Yangtze River Basin. **Catena**, [S.L.], v. 209, p. 105833, fev. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105833>.

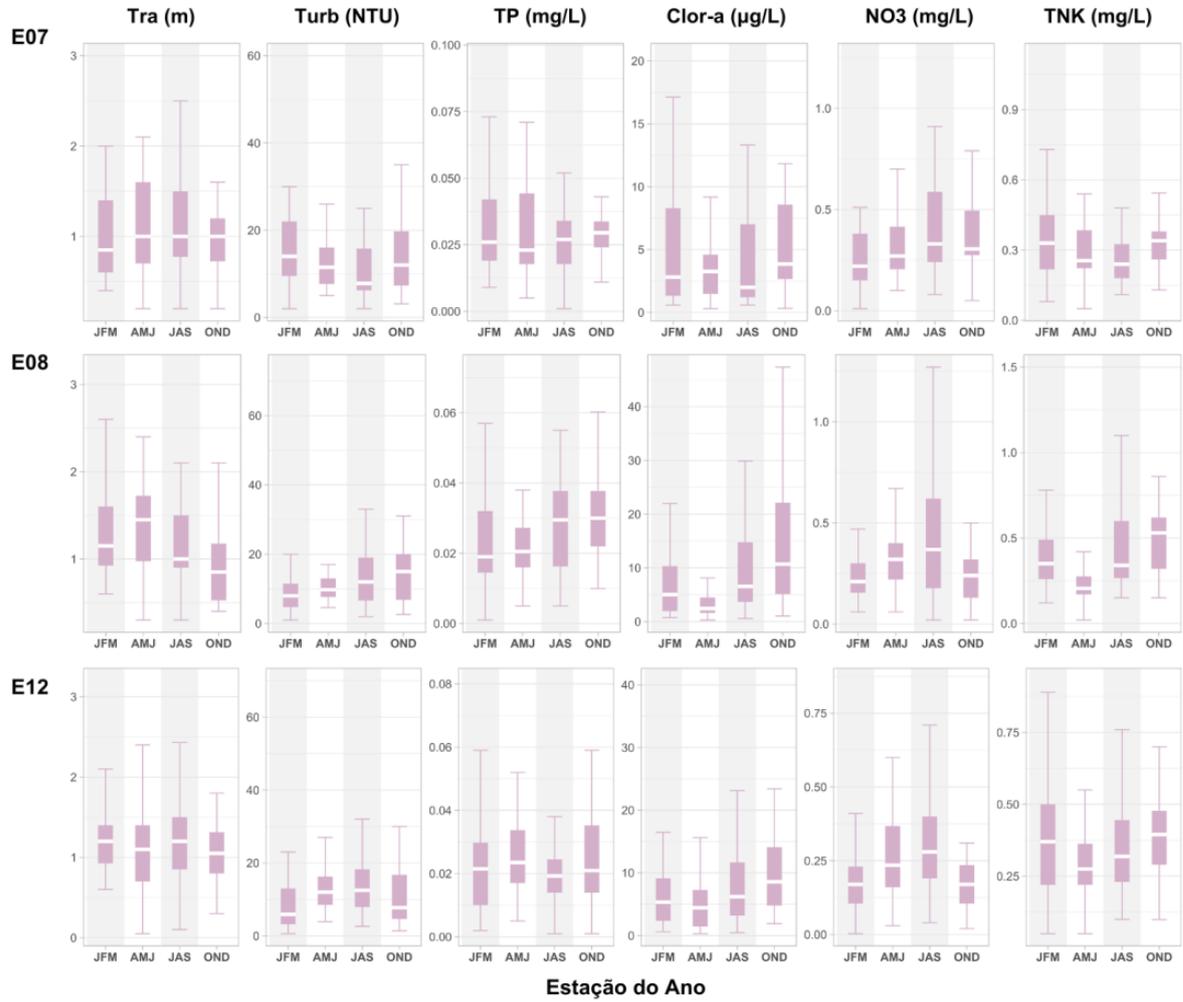
ZHI, Wei *et al.* Distinct Source Water Chemistry Shapes Contrasting Concentration-Discharge Patterns. **Water Resources Research**, [S.L.], v. 55, n. 5, p. 4233-4251, maio 2019. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2018wr024257>.

ZHI, Wei *et al.* Widespread deoxygenation in warming rivers. **Nature Climate Change**, [S.L.], v. 13, n. 10, p. 1105-1113, 14 set. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-023-01793-3>.

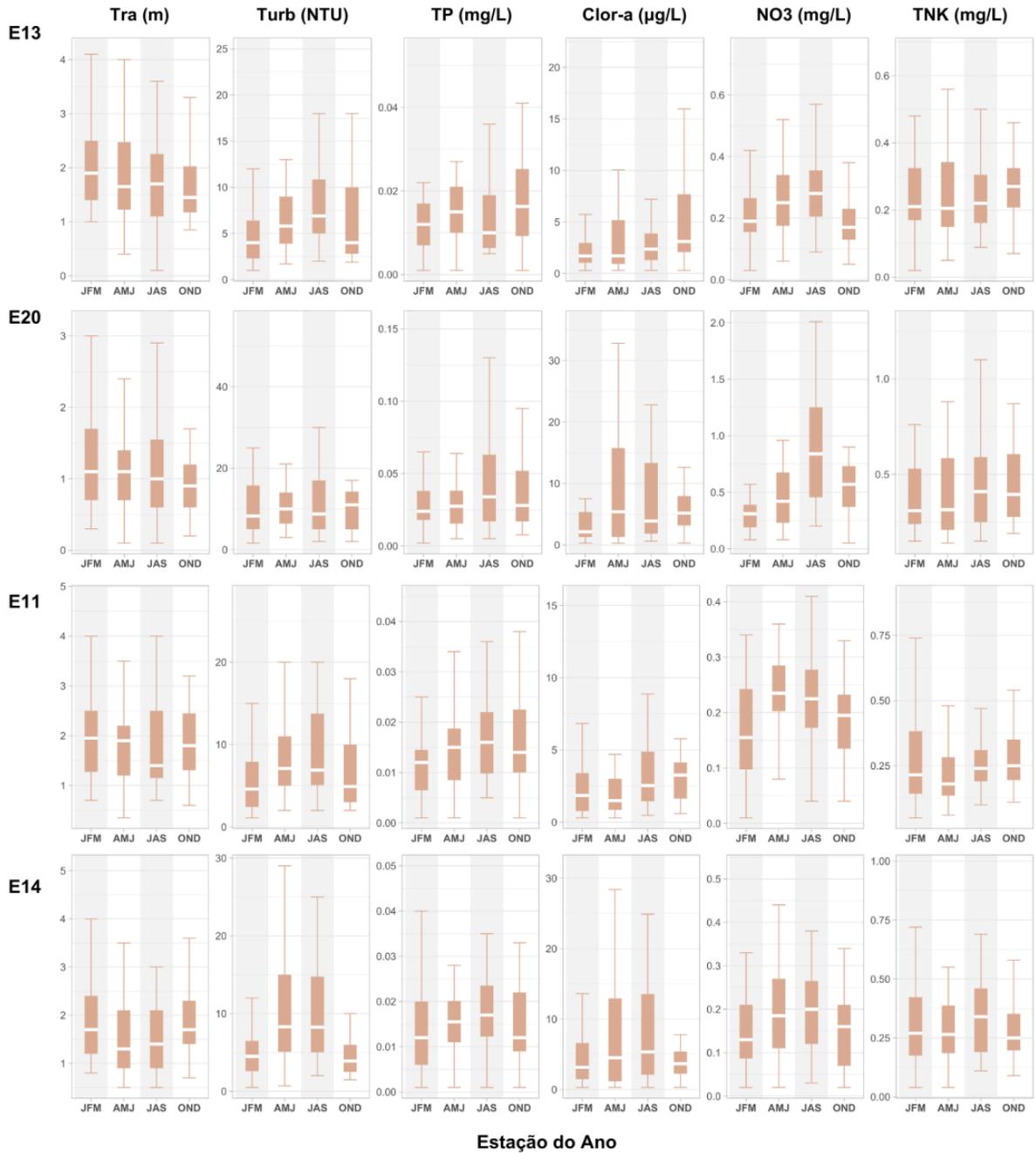
**APÊNDICE A – Padrões sazonais por pontos: Entrada do reservatório**



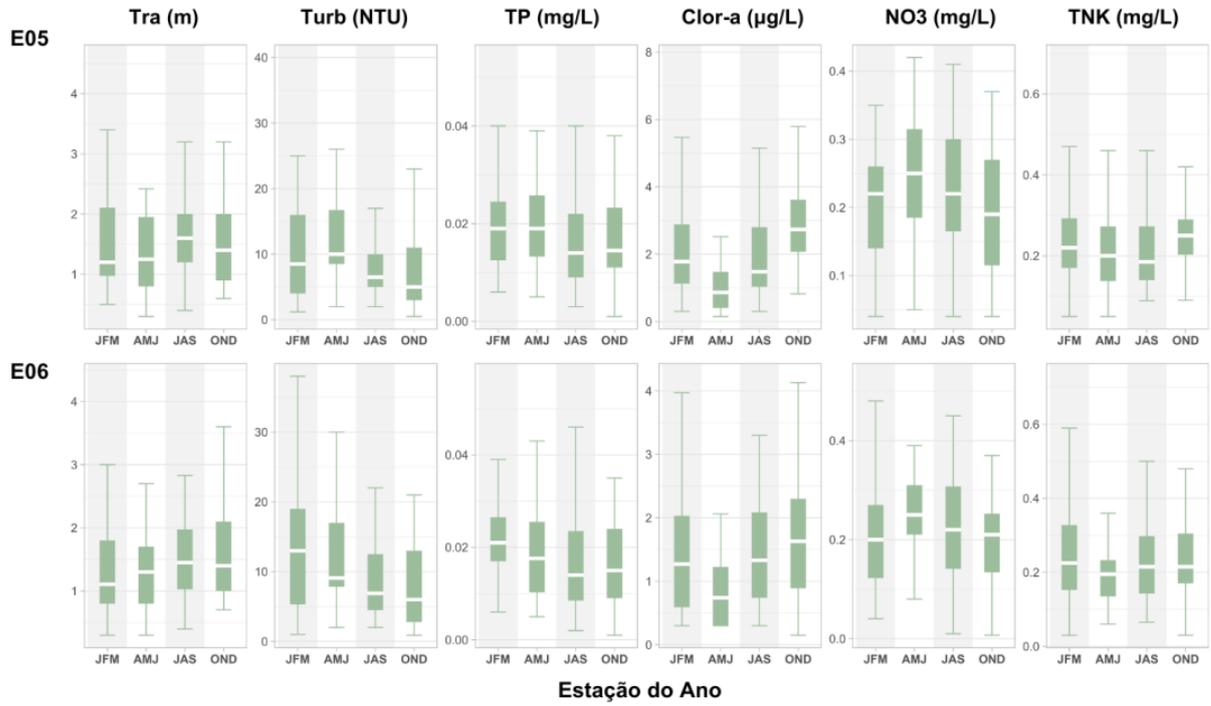
**APÊNDICE A – Padrões sazonais por pontos: Zonas fluvial e de transição**



**APÊNDICE A – Padrões sazonais por pontos: Zona Lacustre**



## APÊNDICE A – Padrões sazonais por pontos: Saída do reservatório

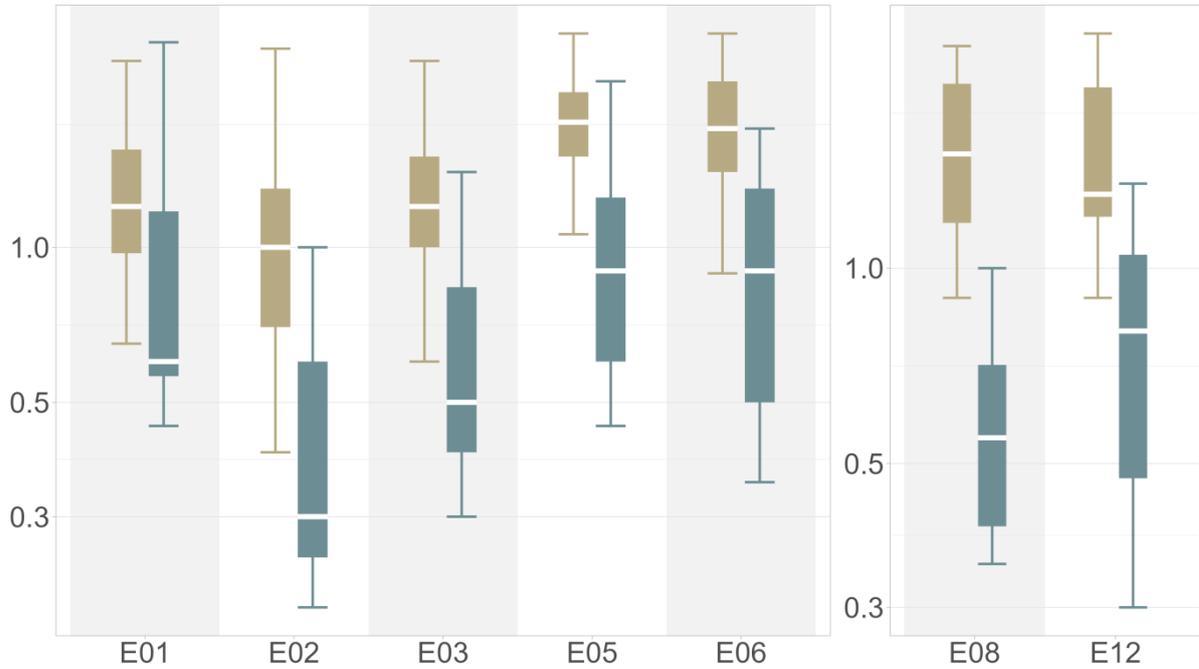


**APÊNDICE B – Efeitos das Condições Hidrológicas e Meteorológicas:**

**Transparência (m)**

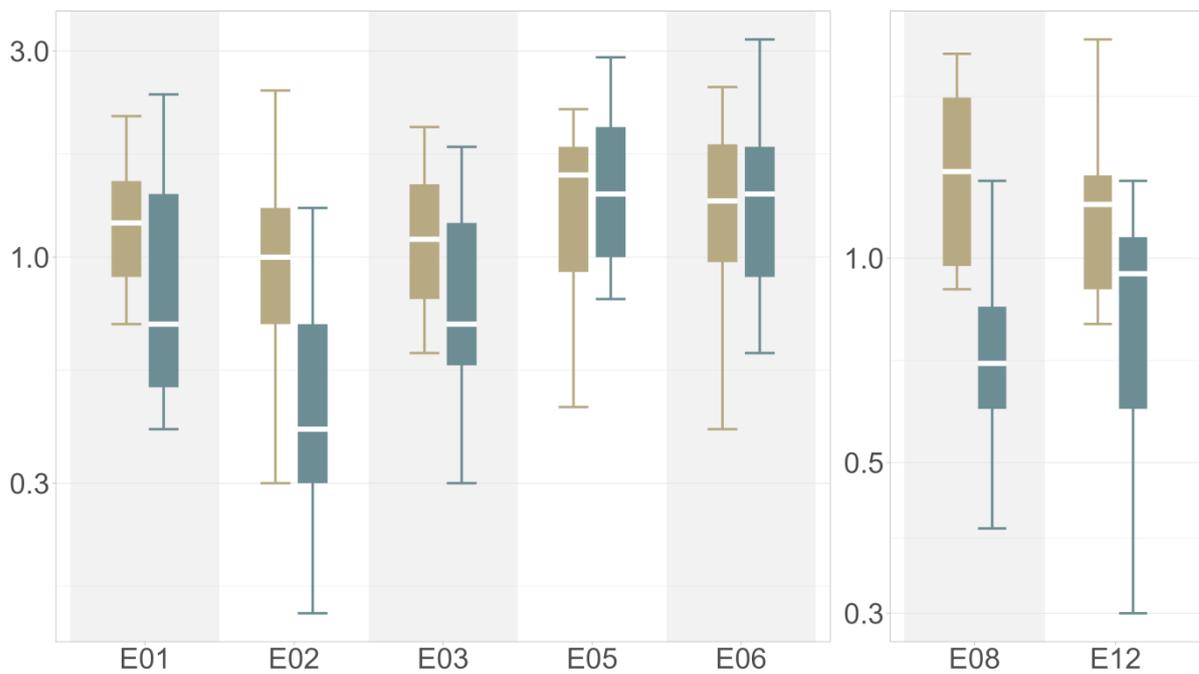
**Condição Hidrológica - Categorizado baseado na vazão:**

Seco Úmido



**Condição Meteorológica - Categorizado baseado na precipitação:**

Seco Úmido

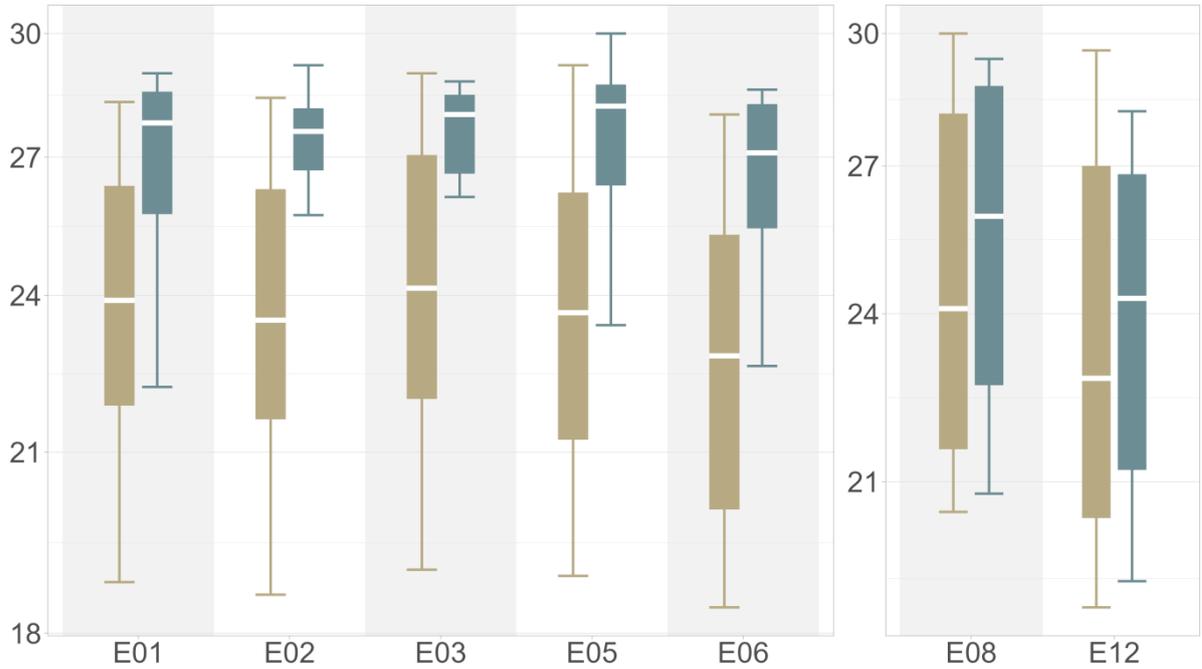


**APÊNDICE B – Efeitos das Condições Hidrológicas e Meteorológicas:**

**Temperatura da Água (°C)**

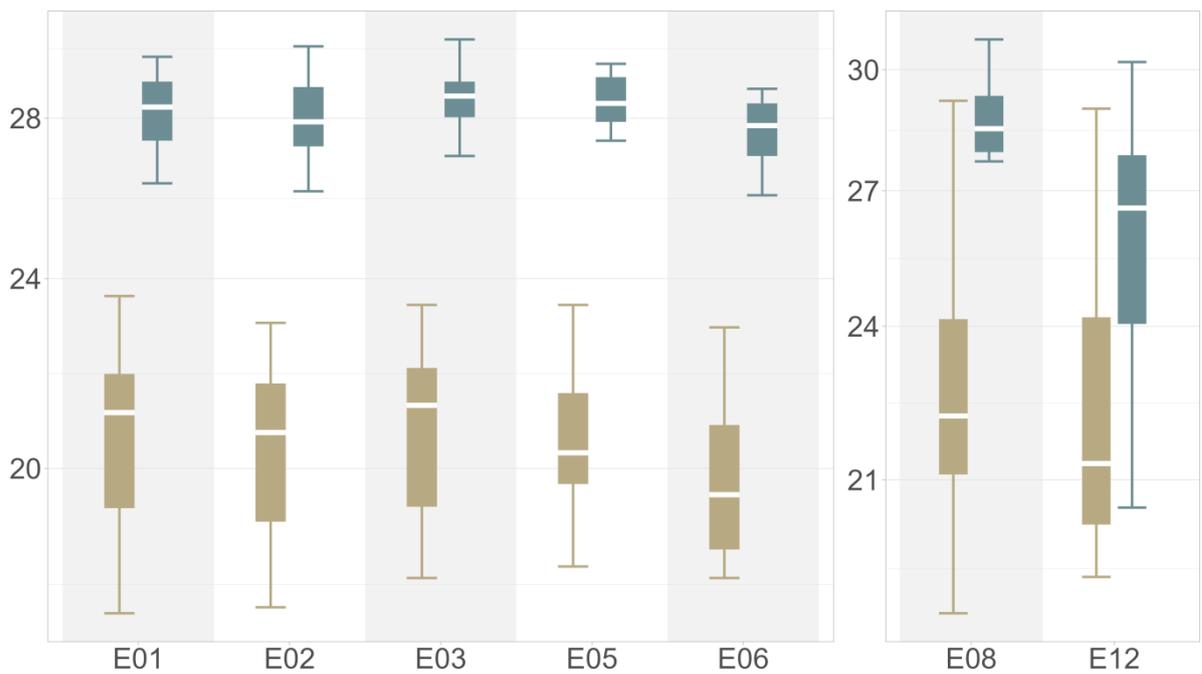
Condição Hidrológica - Categorizado baseado na vazão:

Seco Úmido



Condição Meteorológica - Categorizado baseado na precipitação:

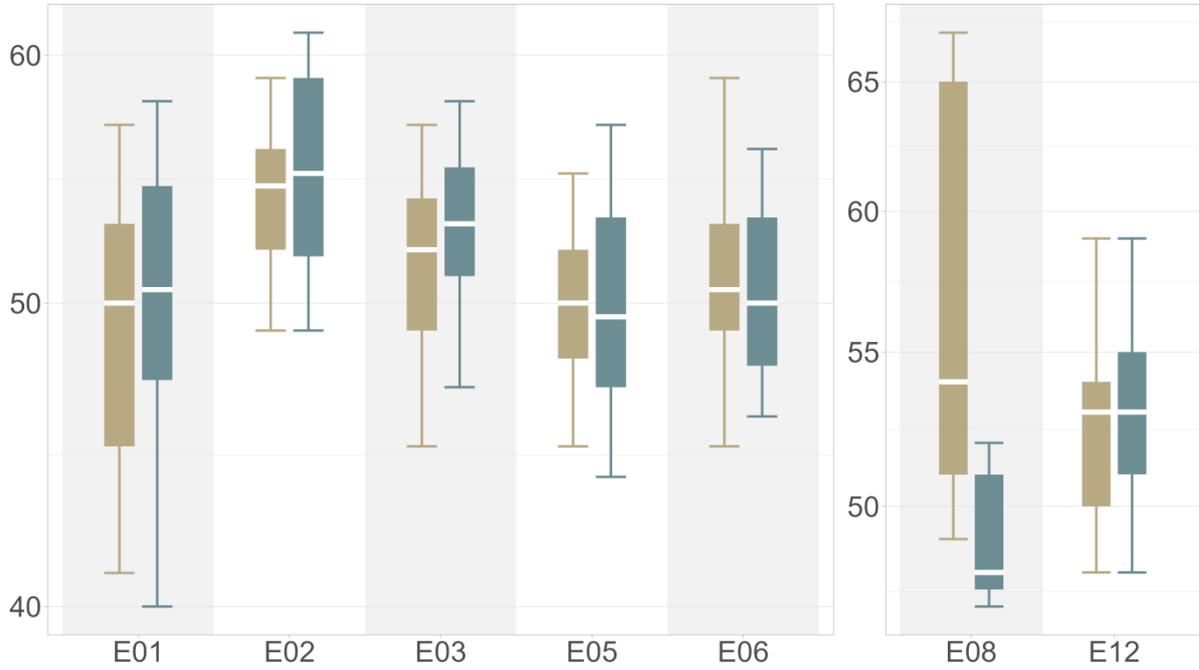
Seco Úmido



## APÊNDICE B – Efeitos das Condições Hidrológicas e Meteorológicas: Eletrocondutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

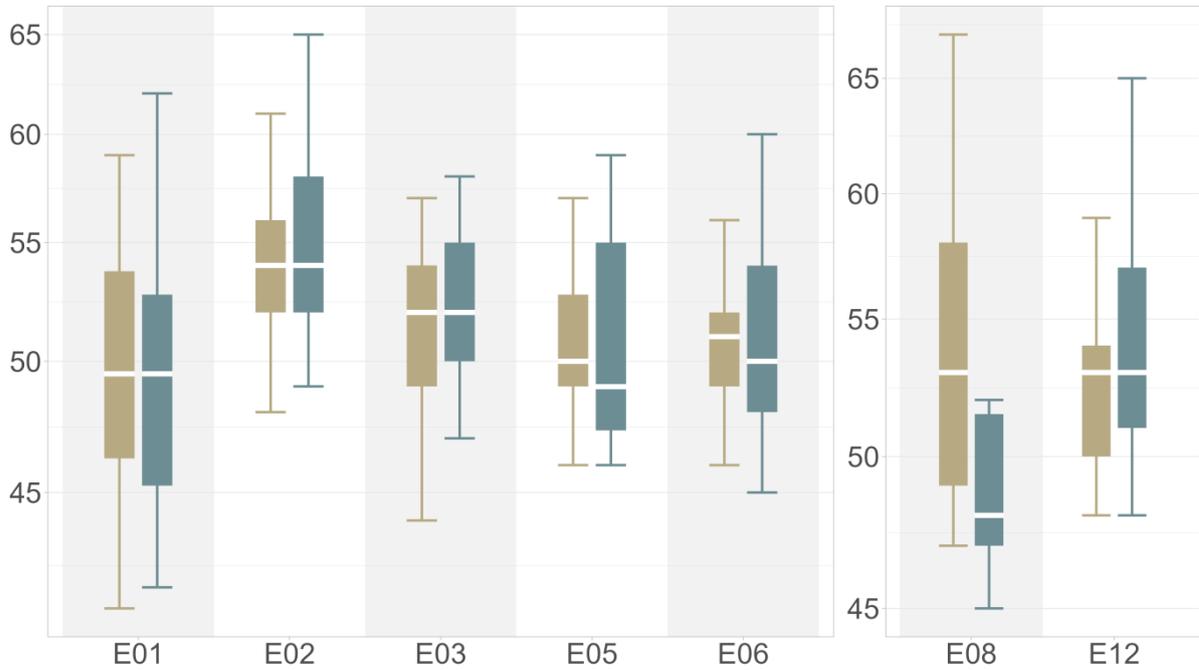
Condição Hidrológica - Categorizado baseado na vazão:

■ Seco    ■ Úmido



Condição Meteorológica - Categorizado baseado na precipitação:

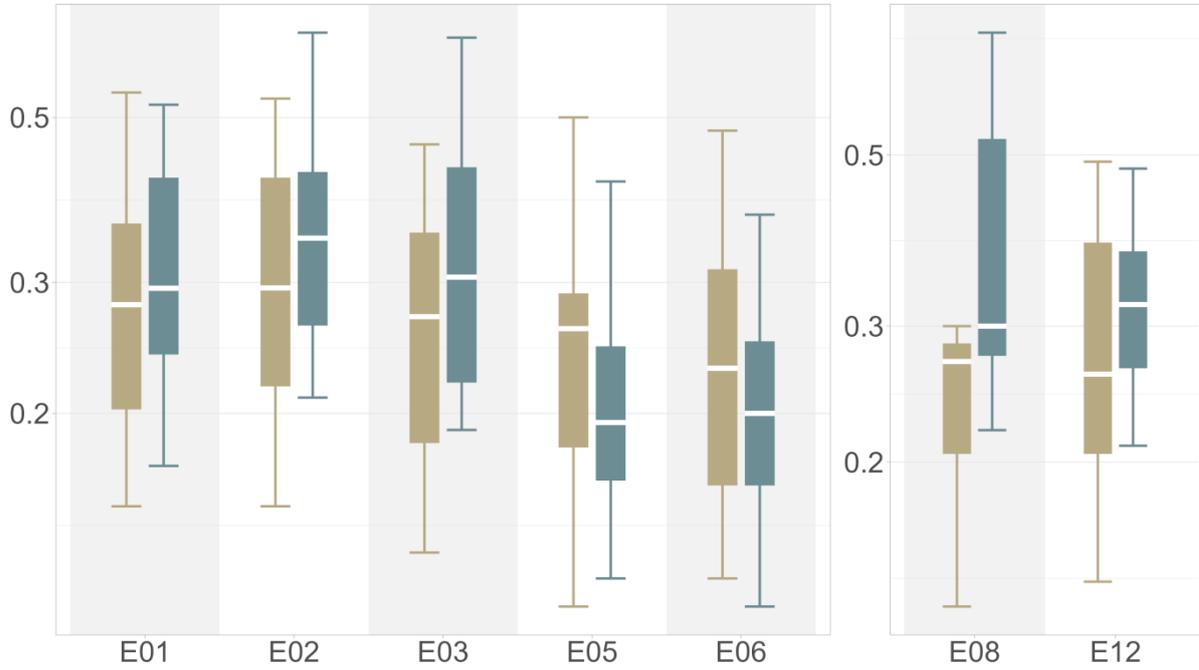
■ Seco    ■ Úmido



## APÊNDICE B – Efeitos das Condições Hidrológicas e Meteorológicas: Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)

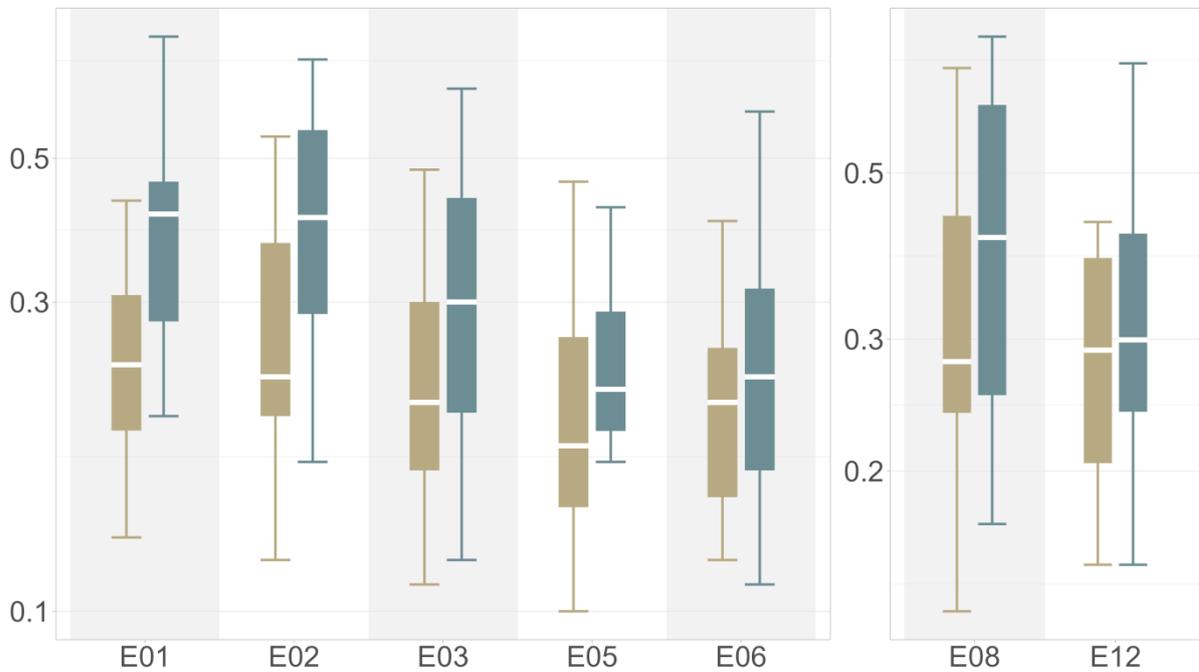
Condição Hidrológica - Categorizado baseado na vazão:

■ Seco    ■ Úmido



Condição Meteorológica - Categorizado baseado na precipitação:

■ Seco    ■ Úmido

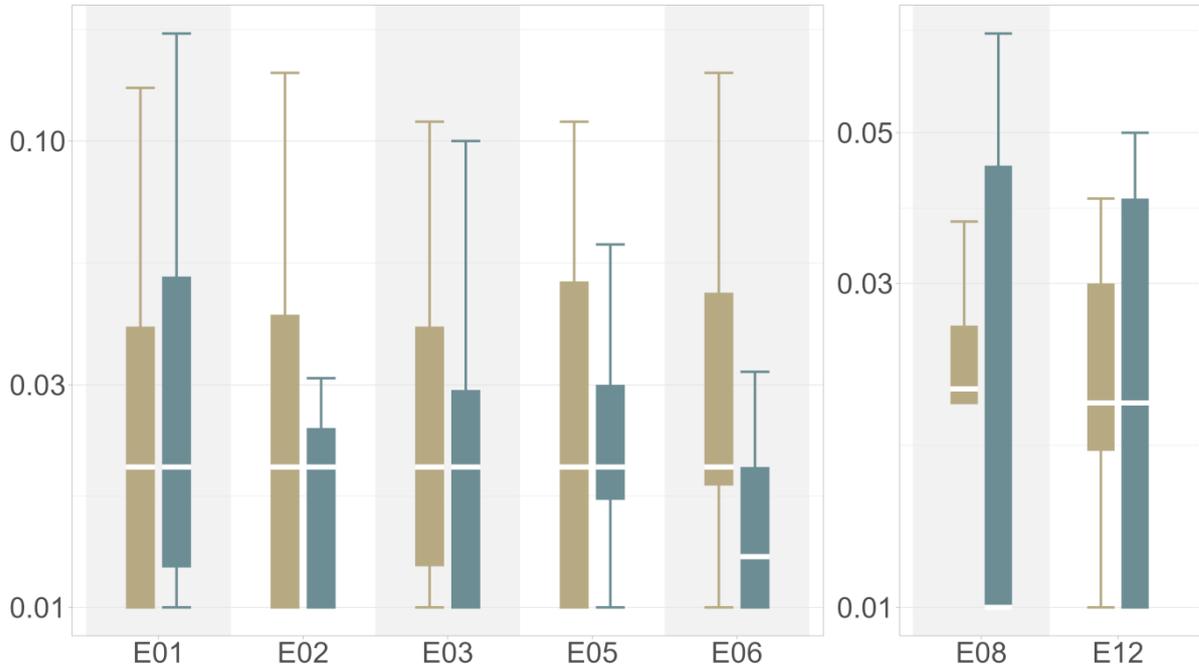


**APÊNDICE B – Efeitos das Condições Hidrológicas e Meteorológicas:**

**Nitrogênio Amoniacal (mg/L)**

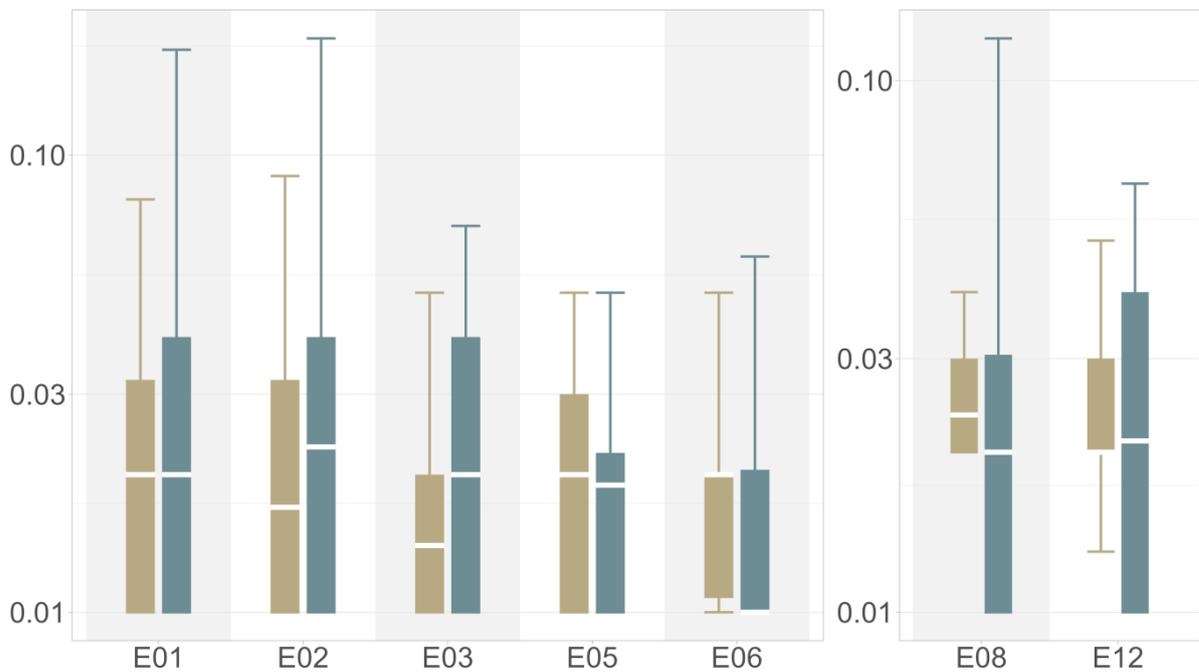
Condição Hidrológica - Categorizado baseado na vazão:

Seco Úmido



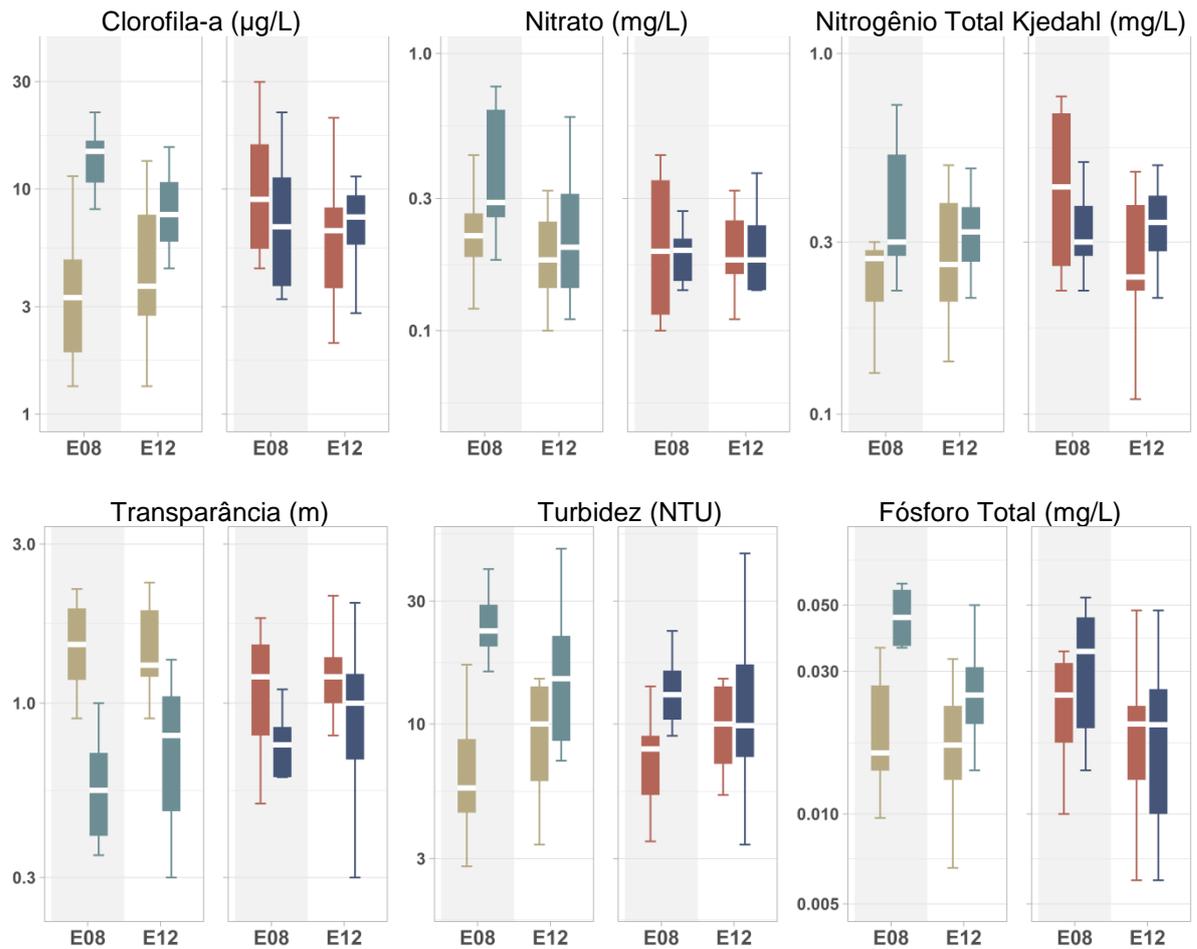
Condição Meteorológica - Categorizado baseado na precipitação:

Seco Úmido



## APÊNDICE C – Efeitos das Vazões do Rio Paraná:

### Condição Hidrológica:



## APÊNDICE D – Evolução do uso do solo nas sub bacias:

