

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

FABIO LEANDRO DA SILVA

**MODELAGEM MATEMÁTICA, SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E
ANÁLISE DA PAISAGEM COMO FERRAMENTAS NO MANEJO DE
RESERVATÓRIOS INSERIDOS EM ÁREAS ANTROPIZADAS**

SÃO CARLOS – SP

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

FABIO LEANDRO DA SILVA

**MODELAGEM MATEMÁTICA, SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E
ANÁLISE DA PAISAGEM COMO FERRAMENTAS NO MANEJO DE
RESERVATÓRIOS INSERIDOS EM ÁREAS ANTROPIZADAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Federal de São Carlos, como um dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências (Ciências Biológicas), área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais. Linha de pesquisa: Ecologia de Ecossistemas.

Orientadora: Prof^a Dr^a. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino

Coorientadora: Prof^a Dr^a. Ângela Terumi Fushita

SÃO CARLOS – SP

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Fabio Leandro da Silva, realizada em 11/03/2022.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino (UFSCar)

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior (UFSCar)

Prof. Dr. Vandoir Bourscheidt (UFSCar)

Prof. Dr. Welber Senteio Smith (UNIP)

Profa. Dra. Roseli Frederigi Benassi (UFABC)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Dedicatória

*A minha mãe Luciana Cristina
Aparecida Leandro pela
compreensão, carinho, suporte e
apoio incansável.*

*Aos meus avós Maria Helena
Tomase Leandro, Moacir Leandro
e Aloisio Ribeiro da Silva (in
memoriam)*

Agradecimentos

Agradeço a Deus, por concluir mais uma etapa em minha jornada;

À minha querida orientadora, Prof^a. Dr^a. Marcela B. da Cunha Santino (minha mãe acadêmica desde a graduação), pelo apoio, sensibilidade, incentivos, aprendizados, suporte, atenção e amizade;

À minha querida coorientadora, Prof^a. Dr^a. Ângela Terumi Fushita, por todas as conversas, ensinamentos, contribuições, incentivos, atenção, momentos de descontração e amizade;

Ao querido Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr., pelos valiosos ensinamentos, atenção, incentivos, conversas e contribuições para o desenvolvimento da pesquisa e amizade;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) e a todos os colaboradores (técnicos, secretários, professores) e discentes, pelo convívio, aprendizagem, amadurecimento e formação profissional;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida (Código de Financiamento 001 e Processo 158927/2018-4);

Ao Departamento de Hidrobiologia (DHb), pela infraestrutura oferecida;

Ao Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática (Ricardo Rafael, Roberta Freitas, Luana Lume, Raphael Machado, Brayan Pétrick, Beatriz Soares, Beatriz Ferraz, Leila Nalis) pelo convívio e excelentes momentos, em especial as minhas amigas Erica Zanardo Oliveira Andreoli e Karol Kotsubo, pelas conversas, discussões, companheirismo, trocas de informações, e boas risadas;

Agradeço a minha família, pela compreensão, incentivo e carinho;

Ao Allan do Amaral Micheleti, pela amizade, companheirismo e suporte;

Aos meus amigos de longa data, em especial, Felipe Bastos, Marta Severino, Cátia Teodoro e Flor-Magali López, pelos momentos de descontração, conversas e compartilhamentos;

A todos que torceram por mim, passaram em minha vida e contribuíram para quem sou hoje!

Epígrafe

“Eu quero ficar perto de tudo que acho certo
Até o dia em que eu mudar de opinião
A minha experiência meu pacto com a ciência
Meu conhecimento é minha distração”

Carlos Falcão (2007)

“Ando devagar
Porque já tive pressa
E levo esse sorriso
Porque já chorei demais
Hoje me sinto mais forte
Mais feliz, quem sabe
Só levo a certeza
De que muito pouco sei
Ou nada sei”

Almir Sater (1992)

*“Things are getting worse
We have to make them better
It's time to give a damn
Let's work together come on”*

Janet Jackson (1989)

RESUMO

Na última década, tem sido vivenciada uma crise hídrica que tem prejudicado diversos setores econômicos e ocasionado efeitos adversos que interferem na manutenção dos sistemas aquáticos. Os reservatórios são sistemas artificiais que desempenham um importante papel na geração de energia elétrica e armazenamento de água, porém ocasionam muitos impactos socioambientais durante sua construção e têm sido impactados pelas atividades antropogênicas. Logo, emerge a necessidade do emprego de abordagens que possibilitem a avaliação destes sistemas, assim como propiciam o estabelecimento de estratégias de manejo. Para tanto, foram utilizados: (i) um modelo zero-dimensional para se verificar o balanço de massas de variáveis limnológicas; (ii) ferramentas da gestão da qualidade para análise de dados limnológicos; (iii) análise da paisagem e utilização de um indicador de estrutura da paisagem; e (iv) uma abordagem qualitativa para avaliação de serviços ecossistêmicos. Avaliou-se pontos a montante e a jusante dos reservatórios de Barra Bonita (RBB), Salto Grande (RSG), Itupararanga (RI) e Jaguari-Jacareí (RJJ), considerando as estações chuvosa (janeiro, março, novembro) e seca (maio, julho, setembro). Foram utilizados dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), para as seguintes variáveis: condutividade elétrica (CE), coliformes termotolerantes (CF), demanda biológica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), oxigênio dissolvido (OD), cloreto total (CHL), nitrogênio amoniacal (NH_4), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2), pH, turbidez (TURB), fósforo total (PT), e sólidos totais (ST). Em RBB, foram avaliados os rios Tietê e Piracicaba a montante, bem como o rio Tietê a jusante. Por sua vez, no RSG, foi avaliado um ponto a montante e a jusante no rio Atibaia. No caso do RI, foram avaliados três pontos a montante (rios Una, Sorocabuçu e Sorocamirim) e um ponto a jusante, próximo da barragem. Tratando-se do RJJ, foram verificados dois pontos no rio Jaguari: um a montante e outro a jusante. Se tratando da modelagem matemática, RBB demonstrou ter uma boa capacidade de retenção das variáveis limnológicas, principalmente aquelas relacionadas com o processo de sedimentação. Considerando os valores orientadores da Resolução CONAMA 357/05 e da CETESB, constatou-se que RBB, RSG e RI apresentaram o maior número de não conformidades. CE, CF, $DBO_{5,20}$, OD e PT são responsáveis pela maior parte das não conformidades. Em relação aos usos e cobertura da terra das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos Piracicaba-Capivari-Jundiá e Sorocaba-Médio Tietê entre os anos de 2010 e 2020, é evidente o predomínio de usos antropogênicos (áreas agrícolas e áreas urbanizadas), que ocupam mais de 60% do território, apesar da recuperação da vegetação nativa. As paisagens urbanizadas/intensivamente cultivadas predominaram ($D_2N > 60\%$), bem como áreas inalteradas e áreas que mudaram em direção ao natural ou artificial. Quanto aos serviços ecossistêmicos, evidenciou-se que alterações nas variáveis limnológicas afetam a provisão de serviços ecossistêmicos proporcionados pelos reservatórios. Recomenda-se a implementação de estratégias que contribuam para a melhoria da qualidade ambiental da área de estudos e dos corpos hídricos, a abordagem foi útil para a avaliação destes ecossistemas e contribui para a tomada de decisão.

Palavras-chave: Ecossistemas Artificiais. Balanço de Massa. Ferramentas de Gestão da Qualidade. Usos da Terra. Indicador Ambiental. Bacias Hidrográficas.

ABSTRACT

In the last decade, a water crisis has been experienced that has negatively impacted several economic sectors and caused adverse effects that interfere with the maintenance of aquatic systems. Reservoirs are artificial systems that play an important role in the electricity generation and water storage, but many socio-environmental impacts are observed during their construction and those systems have been impacted by anthropogenic activities. Therefore, there is a need to use approaches that enable the evaluation of these systems, as well as the establishment of management strategies. For that, we used: (i) a zero-dimensional model to verify the mass balance of limnological variables; (ii) quality management tools for analyzing limnological data; (iii) landscape analysis and use of a landscape structure indicator; and (iv) a qualitative approach to the assessment of ecosystem services. Upstream and downstream points of the Barra Bonita (RBB), Salto Grande (RSG), Itupararanga (RI) and Jaguari-Jacareí (RJJ) reservoirs were evaluated, considering the rainy (January, March, November) and dry seasons (May, July, September). Data from the ‘*Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*’ (CETESB) were used for the following variables: electrical conductivity (EC), thermotolerant coliforms (FC), biological oxygen demand (BOD_{5,20}), dissolved oxygen (DO), total chloride (CHL), ammonia nitrogen (NH₄), nitrate (NO₃), nitrite (NO₂), pH, turbidity (TURB), total phosphorus (TP), and total solids (ST). In RBB, upstream stations of the Tietê and Piracicaba rivers were evaluated, as well as a downstream station in the Tietê river. Considering the RSG, an upstream and downstream station on the Atibaia river was evaluated. In the case of the RI, three upstream stations (Una, Sorocabuçu and Sorocamirim rivers) and other downstream, close to the dam, were evaluated. Concerning RJJ, two stations were verified in the Jaguari river: one upstream and the other downstream. In terms of mathematical modeling, RBB demonstrated a good capacity to retain limnological variables, especially those related to the sedimentation process. Considering the guiding values of CONAMA Resolution 357/05 and CETESB, it was found that BBR, SGR and RI had the highest number of non-conformities. EC, FC, BOD_{5,20}, DO and TP are responsible for most non-conformities. In relation to the land cover of the Piracicaba-Capivari-Jundiá and Sorocaba-Médio Tietê Water Resources Management Units between 2010 and 2020, the predominance of anthropogenic uses (agricultural and urbanized areas) is evident, which occupy more 60% of the territory, despite the native vegetation recovery. The Distance to Nature (D₂N) showed the predominance of urbanized/intensively cultivated landscapes (> 60%), as well as areas that were unchanged and changed in natural or artificial direction. As for ecosystem services, it was shown that changes in limnological variables affect the maintenance of biodiversity and directly impact the provision of ecosystem services. It is recommended the implementation of strategies that contribute to the improvement of the environmental quality of the study area and water bodies, the approach was useful for the evaluation of these ecosystems and contributes to the decision making.

Keywords: Artificial Ecosystems. Mass balance. Quality Management Tools. Land Uses. Environmental Indicator. Watersheds.

LISTA DE SIGLAS

AA - Agência de Águas

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos

BH - Bacia Hidrográfica

CF - Coliformes termotolerantes

CBH - Comitê de bacia Hidrográfica

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

D₂N - *Distance to Nature*

DBO_{5,20} - Demanda bioquímica de oxigênio

CE - Condutividade elétrica

CHL - Cloreto total

FEHIDRO - Fundo Estadual de Recursos Hídricos

GEE - Gases de Efeito Estufa

GRH - Gestão de Recursos Hídricos

GUT - Gravidade-Urgência-Tendência

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LPVN – Lei de Proteção da Vegetação Nativa

MBH - Manejo de Bacias Hidrográficas

NO₂ - Nitrato

NO₃ - Nitrito

NH₄ - Nitrogênio amoniacal

OD - Oxigênio dissolvido

PDCA - Plan-Do-Check-Act

PERH - Plano Estadual de Recursos Hídricos

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

PT - Fósforo total

RBB - Reservatório de Barra Bonita

RI - Reservatório de Itupararanga

RJJ - Reservatório Jaguari-Jacareí

RSG - Reservatório de Salto Grande

SAF - Sistemas Agroflorestais

SECNRH - Secretaria Executiva do Conselho Nacional de Recursos Hídricos

SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SIRH - Sistema Integrado de Recursos Hídricos

TURB - Turbidez

UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

USMT - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Rio Sorocaba e Médio Tietê

UPCJ - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Piracicaba/Capivari/Jundiaí

Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. HIPÓTESES	3
3. OBJETIVO	4
3.1. Objetivos Específicos	4
4. MATERIAL E MÉTODOS	5
4.1. Área de Estudo	5
4.1. Reservatórios	8
4.1.1. Reservatório de Itupararanga.....	10
4.1.2. Reservatório de Barra Bonita	11
4.1.3. Reservatório Jaguari-Jaguareí.....	12
4.1.4. Reservatório Salto Grande.....	12
4.2. Dados Limnológicos.....	13
REFERÊNCIAS	13
CAPÍTULO I - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	
ASPECTOS BÁSICOS	22
EVOLUÇÃO DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL	26
BACIA HIDROGRÁFICA: DEFINIÇÃO, UNIDADE DE PLANEJAMENTO, PROCESSOS AMBIENTAIS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	30
POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS	35
MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	41
MONITORAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	47
INDICADORES DE PAISAGEM	50
REFERÊNCIAS	52
CAPÍTULO II - MODELAGEM MATEMÁTICA – RESERVATÓRIO DE BARRA BONITA	
INTRODUÇÃO.....	64
MATERIAL E MÉTODOS.....	65
RESULTADOS	67
DISCUSSÃO	71
CONCLUSÃO.....	73
REFERÊNCIAS	73
CAPÍTULO III - FERRAMENTAS DA QUALIDADE APLICADAS À LIMNOLOGIA	
INTRODUÇÃO.....	77
MATERIAL E MÉTODOS.....	78

Dados Limnológicos	78
Ferramentas da Gestão da Qualidade	79
Usos da Terra e o índice <i>Distance to Nature</i> (D_2N).....	80
Análises Estatísticas	81
RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
CONCLUSÃO	94
REFERÊNCIAS	95
CAPÍTULO IV - MUDANÇA TEMPORAL DO USO DA TERRA E <i>DISTANCE TO NATURE</i> (D_2N)	
INTRODUÇÃO	100
MATERIAIS E MÉTODOS	101
Usos da terra.....	101
<i>Distance to Nature</i> (D_2N).....	102
Análise Estatística	102
RESULTADOS.....	103
DISCUSSÃO.....	108
CONCLUSÃO	111
REFERÊNCIAS	112
CAPÍTULO V - SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	
INTRODUÇÃO	117
MATERIAIS E MÉTODOS	118
RESULTADOS E DISCUSSÃO	119
CONCLUSÃO	124
REFERÊNCIAS	125
CONSIDERAÇÕES FINAIS	130
APÊNDICES	132

APRESENTAÇÃO E ESTRUTURA DA TESE

Prezado leitor(a), a presente pesquisa é resultado do trabalho realizado junto ao Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática (LBMM), no Departamento de Hidrobiologia, no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, na Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

Destaco que, meu interesse pela temática recursos hídricos e bacias hidrográficas emergiu ao longo do Bacharelado em Gestão e Análise Ambiental na UFSCar, especialmente durante a disciplina Limnologia Aplicada, cursada entre os anos de 2012 e 2013. Durante o mestrado *stricto sensu* realizado na Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo (USP), entre os anos de 2016 e 2018, continuei abordando inquietações relacionadas aos ecossistemas de águas interiores e o seu manejo, situação que se permeou no doutorado.

A presente Tese de Doutorado tem como principal objetivo contribuir para o gerenciamento de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas, tendo como foco o emprego de ferramentas visando o manejo de reservatórios inseridos em áreas antropizadas. É indispensável salientar a importância dos serviços ecossistêmicos fornecidos por esses sistemas e a sua relação intrínseca com a interferência antropogênica.

Em síntese, o intuito foi favorecer o planejamento ambiental e a gestão dos recursos hídricos mediante a elaboração de ações pautadas na Gestão Ambiental e embasadas pela Ecologia Aplicada, auxiliando os tomadores de decisão, favorecendo a implementação de estratégias e a adoção de medidas pertinentes com base na ciência. Ademais, enfatiza-se que ferramentas empregadas na Gestão da Qualidade foram empregadas de modo a contribuir com a gestão dos recursos hídricos.

Visando facilitar a apresentação do conteúdo, a tese foi estruturada no formato de capítulos, com o intuito de favorecer a compreensão dos resultados e as principais implicações dos achados:

- **Introdução Geral:** contém a introdução geral, as hipóteses de pesquisa, o objetivo geral, os objetivos específicos, e informações sobre os métodos e a área de estudo.
- **Capítulo I:** contempla a fundamentação teórica, abordando aspectos básicos ligados aos recursos hídricos, o histórico de gestão dos recursos hídricos brasileiro, políticas públicas e o monitoramento dos ambientes aquáticos. Destaca-se que, a maior parte

deste referencial está publicado no artigo “Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias”, na Revista Brasileira de Geografia Física. Parte do referencial foi aceito para publicação nos periódicos ‘Ambiente & Água’ (*Advantages, disadvantages and methods of applying mathematical models to evaluate the water quality in reservoirs: a systematic review*) e ‘Sustainable Water Resources Management’ (*Adopting basic quality tools and landscape analysis for the Applied Limnology: an approach for the freshwater reservoir management*).

- **Capítulo II:** traz o emprego de um modelo zero-dimensional voltado para a análise do balanço de massas de 12 variáveis limnológicas obtidas para o reservatório de Barra Bonita (São Paulo, Brasil), considerando um gradiente temporal.
- **Capítulo III:** apresenta o emprego de ferramentas da Gestão da Qualidade voltadas para a análise de variáveis limnológicas e aponta elementos que devem ser considerados para o gerenciamento dos recursos hídricos na área de estudo.
- **Capítulo IV:** aborda a dinâmica da paisagem e as principais classes de uso e cobertura da terra em um intervalo de 10 anos, demonstra as mudanças na naturalidade da paisagem, bem como áreas que mudaram em direção ao natural ou artificial.
- **Capítulo V:** exterioriza inferências realizadas sobre o panorama dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos reservatórios avaliados, mediante a adoção de uma abordagem qualitativa e o uso de dados da qualidade da água. O artigo foi publicado no periódico *Brazilian Journal of Development*, com o título “Qualidade da água em reservatórios e a provisão de serviços ecossistêmicos: uma abordagem qualitativa”.
- **Considerações finais:** são apresentados os principais pontos encontrados, assim como são elencadas ações, almejando o manejo adequado dos recursos hídricos na área de estudo, mediante os resultados obtidos. São destacados aspectos que podem ser considerados pelos gestores públicos, como também pela academia.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A água é um recurso vital para a ocorrência de processos fisiológicos, para o atendimento de necessidades elementares, para o funcionamento do setor produtivo e a ocorrência de práticas recreativas; o comprometimento de sua qualidade implica em efeitos adversos à saúde humana (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2020) e ecossistemas naturais. Ao nível global, é evidente uma crescente demanda do uso consuntivo/não consuntivo dos recursos hídricos.

Estimativas apontam que em 2050, a demanda global relacionada à água crescerá 55%, cenário que possui ligação direta com o desenvolvimento de atividades antropogênicas, tais como industrialização e o processo de urbanização (OECD, 2012). Este cenário é acompanhado por um crescimento exponencial da população mundial, pelo aumento da economia ao redor do globo, por uma maior competição pelo uso dos recursos naturais e o aumento da poluição/contaminação, fatores que agravam o acesso à água com qualidade adequada, visto o aumento da entrada de substâncias oriundas de atividades antropogênicas e as alterações que ocorrem nos sistemas naturais (BORETTI; ROSA, 2019).

Tratando-se do consumo geral da água, a agricultura é a maior usuária (69%, chegando a 95% em alguns países em desenvolvimento), seguida da indústria (19%) e uso doméstico (12%) (UNITED NATIONS, 2021). A crescente demanda por alimentos, fontes de energia e desenvolvimento da agricultura têm ocasionado pressões sobre os recursos naturais, principalmente nos países em desenvolvimento, visto a expansão de áreas para atender à demanda (ROCKSTRÖM et al., 2017; DELL'ANGELO et al., 2018).

Tal situação agrava-se principalmente pelos desequilíbrios desencadeados nos sistemas ecológicos, visto que o funcionamento e a estrutura ficam comprometidos, situação decorrente da poluição/contaminação ocasionada pelo crescimento populacional, industrialização, urbanização acelerada e o desenvolvimento das atividades ligadas ao agronegócio (MEA, 2005; OLIVEIRA et al., 2008; ROCKSTRÖM et al., 2009; PEDRAZZI et al., 2014; BUZELLI, CUNHA-SANTINO, 2013; SILVA et al., 2017; ALMEIDA et al., 2018; SILVA et al., 2021).

Destaca-se que as mudanças climáticas também têm contribuído para a alteração da capacidade de provisão dos serviços ecossistêmicos pelos sistemas aquáticos, dificultando o

atendimento das necessidades dos consumidores e demandando planejamento frente aos impactos atuais e futuros (SCHWARTZ et al., 2018; LAWRENCE; BLACKETT; CRADOCK-HENRY, 2020). As alterações observadas na frequência e severidade dos eventos de inundações e estiagem podem estar relacionadas com as mudanças climáticas (SILVA et al., 2021), tais eventos reduzem a disponibilidade de água e implicam na vulnerabilidade hídrica.

A degradação física dos ecossistemas e a poluição causam o desequilíbrio ecológico desses sistemas, afetando sua resiliência devido ao declínio de sua qualidade ambiental (FERREIRA et al., 2018). O acesso à água e ao saneamento são questões que se agravam com a localização geográfica e o nível de desenvolvimento socioeconômico (PROSKURYAKOVA et al., 2018). Água potável e saneamento são formalmente considerados Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), logo as partes devem alcançar o acesso universal e promover a gestão integrada dos recursos hídricos até 2030 (NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2021).

Diante necessidade de atender demandas e lidar com as alterações do funcionamento e metabolismo dos ecossistemas, o ser humano acaba realizando intervenções no meio ambiente, das quais se destaca a criação de reservatórios. Estas estruturas têm sido construídas visando os usos múltiplos da água (e.g., abastecimento público, geração de energia, recreação), mas alterações biofísicas na área de influência direta alteram a provisão de serviços ecossistêmicos e encarece os custos para o tratamento da água (AHMAD et al., 2014; ADAS et al., 2020; SAAD et al., 2021).

Os reservatórios são sistemas caracterizados por possuírem características próprias, tais como gradiente longitudinal, fluxo d'água, velocidade, tempo de retenção, disponibilidade de nutrientes e pela heterogeneidade espacial em seu metabolismo (e.g. ciclagem da matéria, produção primária) (CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI JR.; 2017). Devido sua complexidade, investigações podem contribuir para a gestão desses sistemas (BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO, 2018). Laura et al. (2017) salientam que os reservatórios desempenham um importante papel diante das mudanças climáticas, devido à sua capacidade de armazenar água. Contudo, são responsáveis por ocasionarem rupturas estruturais dos rios (GUIDA et al., 2016; JUMANI et al., 2020), como conectividade e alteração de contínuo fluvial.

No Brasil, a situação observada não difere do cenário global. O país é um grande produtor de alimentos e contribui para a manutenção da segurança alimentar (SÁ et al., 2017).

Apesar da dependência direta do sistema de produção brasileiro, no que se refere aos fatores ambientais e recursos naturais (REIS et al., 2021), uma grande conversão de terras e avanços tecnológicos têm contribuído para a degradação dos sistemas dulcícolas. Cabe ressaltar o crescente número de reservatórios que vêm sendo construídos nas últimas décadas por todo o país, principalmente para geração de energia hidrelétrica e armazenamento.

Mudanças na legislação têm contribuído para a perda da qualidade da água dos sistemas aquáticos. A Lei Federal nº 14.285/2021 estabelece que nas áreas urbanas consolidadas, a definição das faixas de vegetação que visam a proteção dos corpos hídricos será distinta da estabelecida pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa - LPNV (Lei Federal 12.651/2012), os municípios deverão estabelecer os limites destas áreas. A situação pode repercutir de forma negativa sobre os ecossistemas aquáticos, dada a possibilidade de redução da vegetação marginal e comprometimento da integridade ecológica.

Diante da evidente existência de conflitos provenientes das interações humanas com o meio físico e biológico, torna-se imprescindível preciso o emprego de práticas e métodos que favoreçam o monitoramento de sistemas complexos e reflitam às ações antropogênicas, favorecendo a tomada de decisão (SILVA et al., 2017; ORIMOLOYE; OLOLADE, 2021; SANTOS et al., 2021). A incorporação da paisagem permite uma análise das funcionalidades dos ecossistemas naturais (ROCKSTRÖM et al., 2017), visto que os usos da terra nas bacias hidrográficas influenciam e se refletem na qualidade e quantidade dos recursos hídricos.

Frente ao exposto, o presente trabalho teve como objetivo realizar o emprego de uma abordagem pautada na ecologia aplicada, com o intuito de fornecer bases para o manejo adequado de reservatórios inseridos em paisagens antropizadas no cenário brasileiro, tendo como base conceitual as ferramentas de gestão da qualidade, a modelagem matemática, a análise da paisagem e a relação entre qualidade da água e serviços ecossistêmicos.

2. HIPÓTESES

A presente pesquisa encontra-se fundamentada em quatro hipóteses, sendo elas:

- ✓ Devido suas propriedades e processos, o reservatório de Barra Bonita consegue reter grande parte das aduções de materiais, que são marcadas pela interferência antropogênica nos rios Tietê e Piracicaba;
- ✓ O maior número de não conformidades das variáveis limnológicas com a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 357/05 e normativa da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) ocorre na estiagem e nos rios tributários a montante, marcados pelo intenso uso antrópico da terra, mas devido à capacidade de retenção dos reservatórios, há uma redução a jusante das não conformidades limnológicas;
- ✓ Existem diferenças significativas na condição de naturalidade da paisagem, expressa pelos valores D₂N, ao longo dos anos e entre as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos Rio Sorocaba e Médio Tietê e a Piracicaba/Capivari/Jundiá;
- ✓ As mudanças nos valores das variáveis limnológicas têm contribuído para a alteração da provisão dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos reservatórios.

3. OBJETIVO

Avaliar a qualidade da água dos reservatórios inseridos em paisagens antropizadas no sudoeste brasileiro, através do emprego da Ecologia Aplicada (i.e. modelagem matemática e ecologia da paisagem) e de ferramentas de gestão da qualidade, bem como inferir sobre os serviços ecossistêmicos proporcionados por esses corpos hídricos, fornecendo bases para a elaboração de ações e o manejo adequado dos reservatórios.

3.1. Objetivos Específicos

- (i) Descrever o balanço de massa das variáveis limnológicas através de um modelo matemático zero-dimensional;
- (ii) Empregar ferramentas da gestão da qualidade para verificar as principais não conformidades limnológicas nos trechos selecionados;

- (iii) Verificar a dinâmica da paisagem e os principais usos da terra na região onde os reservatórios selecionados inserem-se nos últimos dez anos (2010 a 2020);
- (iv) Inferir sobre o panorama dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos reservatórios avaliados, considerando as alterações das variáveis limnológicas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

A Figura 1 é uma representação dos procedimentos realizados para o desenvolvimento da pesquisa, que consistiram na obtenção dos dados limnológicos, no tratamento espacial das informações e na elaboração de planos de informação em um Sistema de Informação Geográfica (SIG). A partir dos achados, foi possível a sistematização dos resultados, elaboração da discussão e a inferência sobre o panorama dos serviços ecossistêmicos prestados pelos ambientes aquáticos na área de estudo.

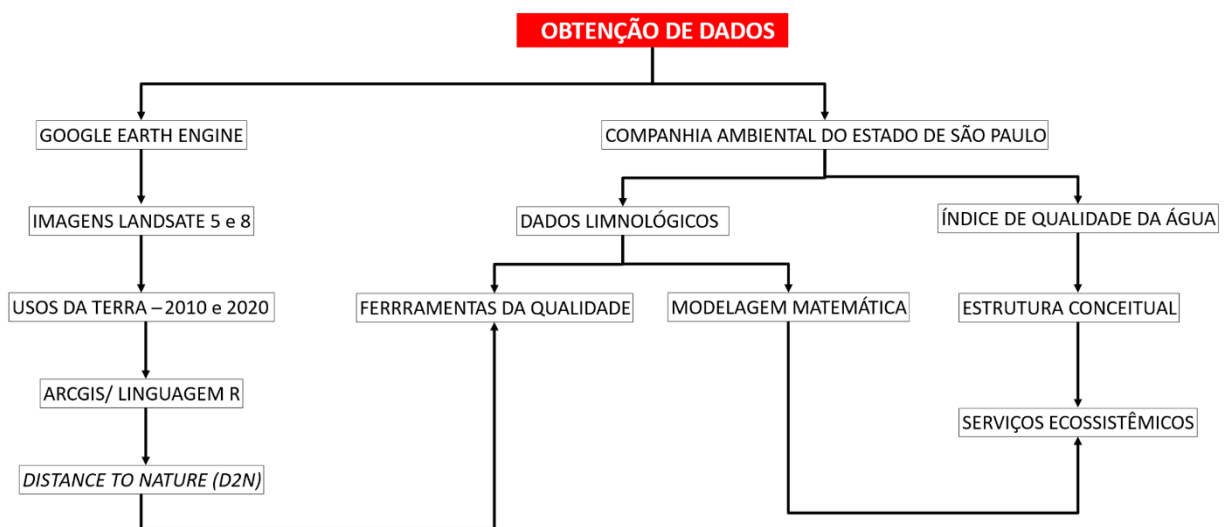


Figura 1. Fluxograma dos procedimentos realizados.

4.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em duas bacias hidrográficas inseridas na porção sudoeste do estado de São Paulo (Figura 2), sendo que são correspondentes às Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos Rio Sorocaba e Médio Tietê (USMT) e a Piracicaba/Capivari/Jundiá (UPCJ). Ambas são caracterizadas por possuírem uma vocação econômica predominantemente

industrial (CETESB, 2020), apresentam uma rica rede de drenagem caracterizada pelo padrão dendrítico e possuem importantes afluentes do rio Tietê. Durante o mês de janeiro de 2022, 540 pontos foram verificados *in loco* nas bacias alvo de estudo, conforme evidenciado na Figura 2

A UPCJ possui uma área de drenagem com cerca de 15.303,67 km² (96,4% no estado de São Paulo e 7,4% no estado de Minas Gerais) e insere-se entre os meridianos 46° e 49° e latitudes 22° e 23,5° S (COMITÊS PCJ, 2017). Sua vegetação nativa remanescente é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual (SIGRH, 2018a). Dentre os principais afluentes, destacam-se os rios: Atibaia, Cachoeira, Capivari, Corumbataí, Jundiá e Piracicaba. Cerca de 82% da UPCJ abrange a bacia do rio Piracicaba, onde encontra-se o segundo maior polo econômico do estado de São Paulo (Região Metropolitana de Campinas), além de um grande polo industrial (FREDERICE; BRANDÃO, 2016). Cerca de 48,77% do território está protegido como unidades de conservação (categoria V da *International Union for Conservation of Nature - IUCN*), 76 municípios fazem parte da área de drenagem, a taxa de urbanização é de 95,70%, a população estimada para 2020 é de 5.792.171 habitantes e o Produto Interno Bruto (PIB) corresponde a 17% do estado de São Paulo (cerca de R\$ 315.893.329.435) (AGÊNCIA DA BACIA PCJ, 2020, SEADE, 2021).

No que lhe concerne, a USMT possui uma área de drenagem de 11.829 km² (abrange 53 municípios), localiza-se na porção centro-oeste do estado de São Paulo (COMITÊ SOROCABA - MÉDIO TIETÊ, 2013). Tratando-se das fisionomias vegetais remanescentes na área, verifica-se o predomínio da Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual (SIGRH, 2018b). Em relação aos principais afluentes, destacam-se os rios: Tietê, Sorocamirim, Sorocaba, Pirajibu e Jundiuvira. A USMT possui 21,41% do seu território protegido como unidades de conservação (categorias IV e V da IUCN). Trinta e cinco municípios são drenados por essa bacia, que tem uma população de 2.917.479 habitantes, uma taxa de urbanização de 90,46% e um PIB de R\$ 103.434,7886 milhões (valor de 2018) (FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ, 2016).

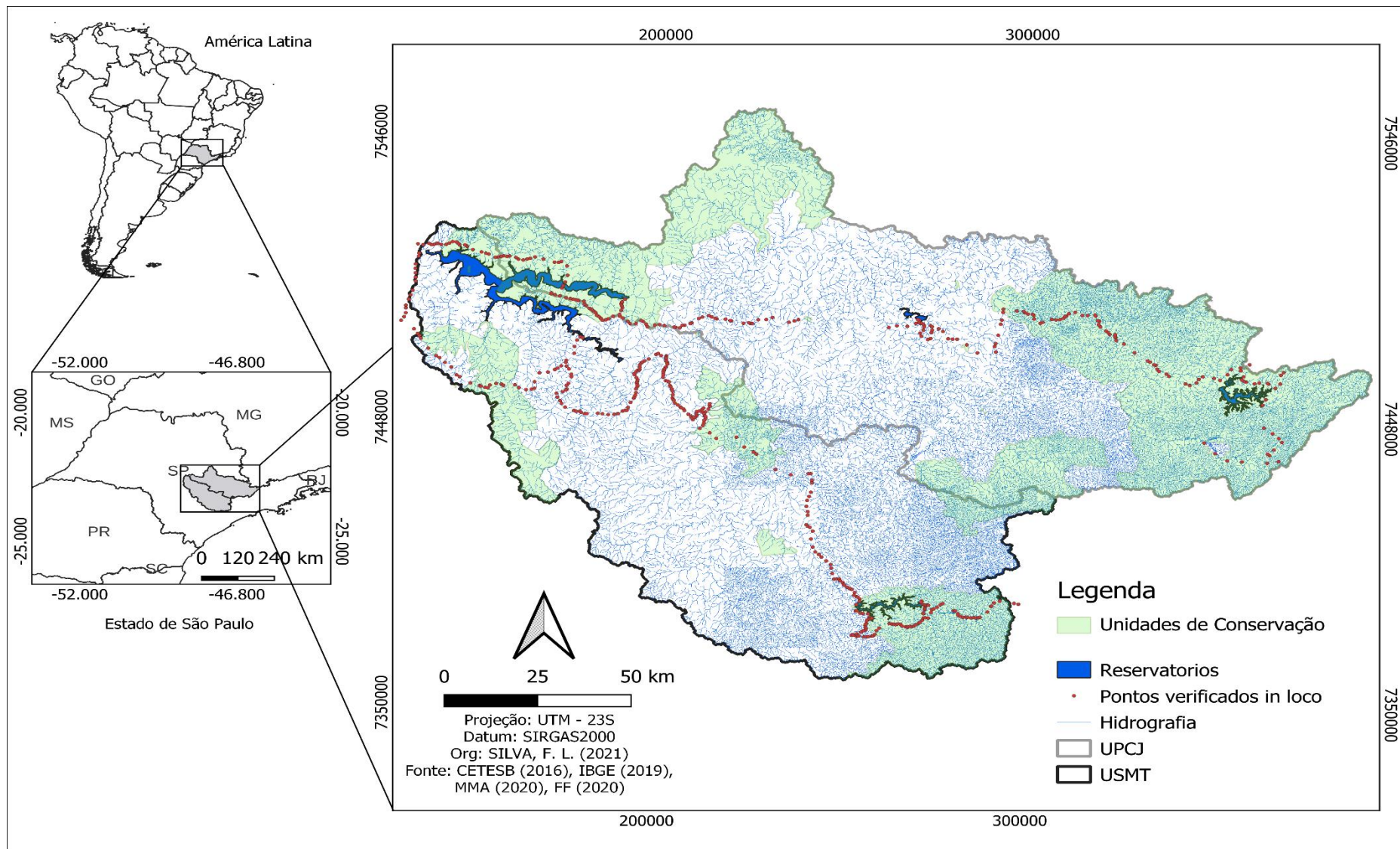


Figura 2. Localização geográfica da área de estudo e distribuição dos pontos verificados *in loco*.

4.1. Reservatórios

Dentre os reservatórios inseridos na área de estudo, selecionou-se para o desenvolvimento do presente trabalho os reservatórios Jaguari-Jacareí, Salto Grande, Itupararanga e Barra Bonita, demonstrados na Figura 3. Na Tabela 1, são apresentadas informações sobre os reservatórios. Em relação aos pontos amostrais selecionados, salienta-se que estão localizados na porção a montante e a jusante dos destes sistemas. Esses pontos amostrais fazem parte da rede de monitoramento básico da CETESB. Os trechos selecionados permitem verificar a influência antropogênica sobre os reservatórios, já que correspondem aos principais tributários que dão origem a tais sistemas, como também abrangem o trecho a jusante.

No caso do reservatório de Barra Bonita, foram avaliados o rio Tietê (BB1) e o rio Piracicaba (BB2), inseridos a montante. Já a jusante do reservatório, foram obtidos dados do rio Tietê (BB3). Por sua vez, no caso do reservatório de Salto Grande, foi avaliado um ponto a montante (SG1) e a jusante (SG2) no rio Atibaia. Em relação ao reservatório Itupararanga, foram avaliados três pontos a montante (I1 - rio Una, I2 - rio Sorocabuçu, e I3 - rio Sorocamirim), bem como um a jusante (I4), próximo da barragem. Por fim, no caso do reservatório Jaguari-Jacareí, foram verificados dois pontos no rio Jaguari: um a montante (JJ1) e outro a jusante (JJ2). Na Tabela 2, é possível observar um maior detalhamento das estações de amostragem da CETESB.

Tabela 1. Características morfométricas e hidráulicas médias dos reservatórios selecionados. Em que: AO = ano inicial de operação, NMO = nível máximo operacional, AD = área de drenagem, A = área máxima operacional, V = volume máximo operacional, Zm = profundidade máxima, Za = profundidade média, Q = taxa de fluxo média, TR = tempo de retenção.

Reservatórios	AO	NMO (m)	AD (km ²)	A (km ²)	V (m ³)	Zm (m)	Za (m)	Q (m ³ s ⁻¹)	TR (dias)
Jaguari-Jacareí	1982	845	1.300	42,40	793x10 ⁶	46		28	368,5
Salto Grande	1945	-	2.724	13,25	106x10 ⁶	19,80	9	38,10	30
Itupararanga	1912	-	929	29,9	286x10 ⁶	20	7,8	39,12	250
Barra Bonita	1963	451,50	6.830	324,84	3.160x 10 ⁶	30,20	10,2	4.530	30 - 90

Fonte: Leite, Espíndola e Calijuri (2000); Zanata & Espíndola (2002); Cruz & Galo (2005); Mauad, Maia, Barbosa (2007); Smith & Petrere Jr (2007); Whatley & Cunha (2007); Tundisi et al. (2008); Netto & Barros (2010); Giron (2013); Zorzal-Almeida et al. (2017); Companhia Energética de São Paulo (2019); Wengrat et al. (2019); ANA (2020); AES Tietê (2020).

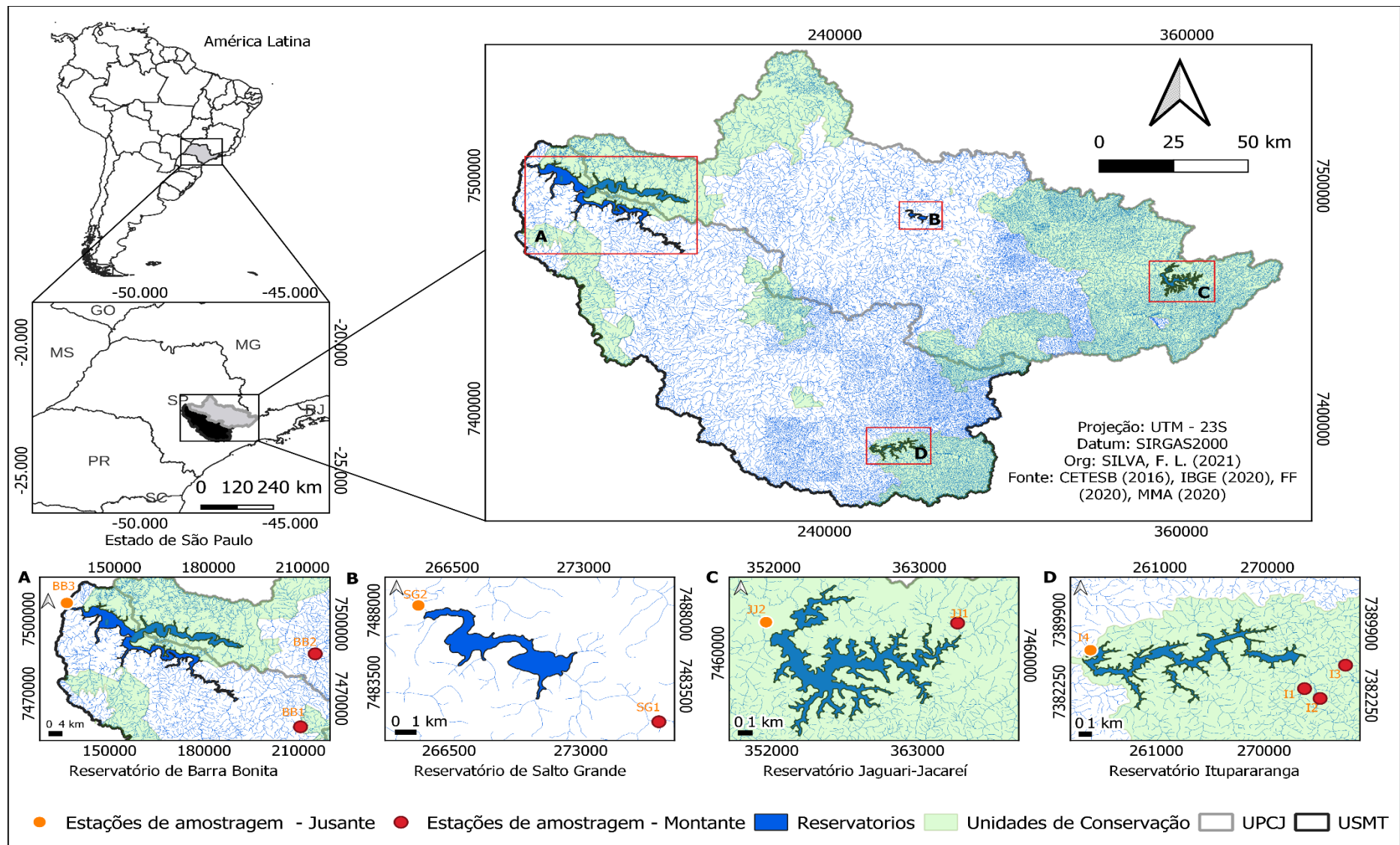


Figura 3. Localização dos reservatórios e dos pontos amostrais.

Tabela 2. Estações de amostragem e sua localização (montante ou jusante) em relação aos reservatórios.

Estação	Localização	Descrição
BB1 (Rio Tietê)	Montante	Trecho lótico, localizado próximo a uma ponte na estrada vicinal para Fazenda Santo Olegário (Laranjal Paulista - SP). Observa-se o predomínio de áreas agrícolas, especialmente pastagens e canaviais.
BB2 (Rio Piracicaba)	Montante	Ambiente lótico, sua adjacência é ocupada predominantemente por campos agrícolas (canaviais, área descoberta), áreas urbanizadas e vegetação ripária.
BB3 (Rio Tietê)	Jusante	Ambiente lótico, localizado próximo aos municípios de Jaú - SP e São Manuel - SP, na ponte existente na rodovia SP-255. A área adjacente é composta por áreas urbanizadas, vias de acesso, bem como áreas agrícolas (canaviais e áreas descobertas). O corpo hídrico apresenta parte de sua vegetação ripária.
SG1 (Rio Atibaia)	Montante	Trecho lótico na região de captação de Sumaré, no município de Paulínia-SP. O ambiente aquático apresenta vegetação ripária, predominam no entorno áreas descobertas e áreas urbanizadas.
SG2 (Rio Atibaia)	Jusante	Ambiente lótico, localizado próximo a ponte de Salto Grande, no município de Americana - SP. A área adjacente é ocupada por vegetação ripária, áreas descobertas, pastagem e canaviais.
I1 (Rio Una)	Montante	Trecho lótico, próximo à Rodovia de Ibiúna, no município de Ibiúna - SP. A área adjacente é composta por áreas urbanizadas, remanescentes de vegetação nativa, áreas descobertas e áreas alagáveis.
I2 (Rio Sorocabaçu)	Montante	Ambiente lótico, correspondente a captação de Ibiúna, próximo a ponte na estrada Bunjiro Nakao, no município de Ibiúna - SP. Na área adjacente, verifica-se a existência de áreas urbanizadas, vegetação ripária e áreas descobertas.
I3 (Rio Sorocamirim)	Montante	Trecho lótico, correspondente a captação da SABESP na ponte existente na estrada Cangure, no município de São Roque - SP. Área ocupada por vegetação nativa, áreas destinadas ao cultivo de hortaliças, pequenas áreas urbanizadas e áreas descobertas.
I4 (Itupararanga)	Jusante	Ambiente lético, próximo a estrada que liga os municípios de Ibiúna - SP e Votorantim - SP, próximo ao barramento de Itupararanga. A área adjacente é ocupada por vegetação nativa, área descoberta, silvicultura e campos destinados ao cultivo de hortaliças.
JJ1 (Rio Jaguari)	Montante	Trecho lótico, correspondente a ponte sobre o rio Jaguari, no município de Vargem - SP. Na área adjacente, observa-se a existência de áreas agrícolas (pastagem, hortaliças) e áreas descobertas.
JJ2 (Rio Jaguari)	Jusante	Ambiente lótico, ponte na Fernão Dias (SP - 381), no município de Bragança Paulista - SP. Na área adjacente, predominam remanescentes de vegetação nativa, áreas descobertas, lavoura temporária e vias de acesso.

Fonte: Baseado em CETESB (2022) e Imagens síntese LandSat 8 do Google Earth Engine (ano: 2020).

4.1.1. Reservatório de Itupararanga

O Reservatório de Itupararanga (RI) foi construído pela Companhia de Energia Elétrica Light, encontra-se no município de Votorantim, mais especificamente na cabeceira da bacia hidrográfica do rio Sorocaba (SMITH; PETRERE, 2007), inserido na USMT. Este reservatório artificialmente eutrófico é administrado pela Corporação Votorantim e está na Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga (Leis Estaduais n° 10.100/98 e n° 11.579/03), cuja área de influência é composta por usos da terra antrópicos (i.e. áreas agrícolas) e vegetação

nativa (TANIWAKI et al., 2013; DE-CARLI et al., 2018). Apesar de estar localizado em uma região densamente povoada e economicamente desenvolvida, as suas águas são utilizadas para diversas finalidades, sendo as principais o abastecimento público (ca. 1 milhão de pessoas) e a geração de energia elétrica (BEGHELLI et al., 2014). O reservatório é formado pelos rios Sorocabaçu, Sorocamirim e Una; e sofre maior interferência humana em direção ao reservatório (FRASCARELI et al., 2015). É importante destacar que o reservatório sofre vários impactos ambientais, como o desenvolvimento intensivo de agricultura, a entrada de efluentes domésticos e industriais (PEDRAZZI et al., 2014). A área de influência do RI abrange os seguintes municípios: (i) Alumínio, (ii) Cotia, (iii) Ibiúna, (iv) Mairinque, (v) Piedade, (vi) São Roque, (vii) Vargem Grande Paulista e (viii) Votorantim (CUNHA; CALIJURI, 2011). Quanto a vegetação original, é composta por Floresta Semidecídua e Floresta Ombrófila Mista, o clima da região é do tipo Cwa (subtropical com inverno seco), conforme classificação de Köppen (BEGHELLI et al., 2016; SÃO PAULO, 2020). Logo, o período chuvoso fica compreendido entre os meses de outubro e março, enquanto a estiagem abrange os meses de abril a setembro.

4.1.2. Reservatório de Barra Bonita

O Reservatório de Barra Bonita (RBB) está inserido na UPCJ e USMT, região central do estado de São Paulo. Este reservatório foi construído por meio do barramento dos rios Piracicaba e Tietê, tendo a geração de energia elétrica (140 MV) como finalidade (MATSURA-TUNDISI; TUNDISI, 2005). A sua área de drenagem abrange áreas marcadas pela intensa atividade industrial e um grande contingente populacional (PETESSE; PETRERE JR.; SPIGOLON, 2007). O clima da região pode ser considerado como de transição entre o clima tropical e subtropical (MAUAD; MAIA; BARBOSA, 2007), todavia, é evidente a existência de um período chuvoso (outubro a março) e um período de estiagem (abril a setembro) bem definidos. As águas do RBB podem ser consideradas hipereutróficas devido ao lançamento inadequado de efluentes industriais e domésticos (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013; DE-CARLI et al., 2018). O RBB é o primeiro da série de grandes reservatórios do rio Tietê, seu uso também é voltado para a recreação, turismo, navegação e produção de peixes (TUNDISI; MATSURA-TUNDISI; ABE, 2008). A vegetação nativa da área é composta principalmente por Floresta Semidecídua e outras fisionomias características do Cerrado (SÃO PAULO, 2020). Ao todo, 10 municípios estão inseridos na área de influência do RBB: (i) Águas de São Pedro; (ii) Anhembi; (iii) Barra Bonita; (iii) Botucatu; (iv) Conchas; (v) Dois Córregos; (vi) Igarapu

do Tietê; (vii) Mineiros do Tietê; (viii) Piracicaba; (ix) Santa Maria da Serra; (x) São Manuel; (xi) São Pedro; e (xii) Torrinha.

4.1.3. Reservatório Jaguari-Jacareí

No que lhe concerne, o Reservatório Jaguari-Jacareí (RJJ) fica localizado na região de Bragança Paulista (UPCJ) e faz parte do Sistema Cantareira, grande responsável pelo abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo (SANTOS et al., 2018). O reservatório é constituído por duas barragens conectadas por um canal de 670 metros, sua área de inundação se estende por quatro municípios (Bragança Paulista, Joanópolis, Piracaia, Vargem) e a produção de água corresponde a 22 mil litros/s (WHATELY; CUNHA, 2007). O RJJ é formado pelo represamento do rio Jaguari (SOARES; MACHADO; SEIXAS-FILHO, 2015) e Jacareí na UPCJ, porém é importante salientar que as nascentes do rio Jacareí estão situadas no estado de Minas Gerais. Os usos e cobertura da terra predominantes nas áreas adjacentes, entre 2013 e 2014, foram: (i) vegetação nativa, (ii) solo exposto e (iii) área impermeável (LEÃO JR.; GALO; IVÁNOVÁ, 2018). As águas do RJJ podem ser enquadradas como eutróficas (DE-CARLI et al., 2017). A vegetação do entorno é composta por Floresta Ombrófila Mista (OLIVEIRA et al., 2008) e o clima é classificado como tropical de altitude (RODRIGUES; VILLELA, 2016), Cwa conforme a classificação de Köppen. Na região, o inverno pode ser classificado como seco e o verão ameno, visto o clima subtropical (DE-CARLI et al., 2017). Logo, os maiores volumes de chuva ocorrem entre os meses de dezembro a março, enquanto no inverno ocorre o período com menor precipitação. O RJJ, diferentemente dos demais, é de dominialidade federal e os rios que formam os reservatórios contribuem para o abastecimento público de outras localidades (BILLERBECK; MELLO JR., 2018).

4.1.4. Reservatório Salto Grande

Por fim, o Reservatório de Salto Grande (RSG) tem como principal tributário o rio Atibaia e sua área de drenagem abrange 2.770 km² (MARTINS et al., 2011). Este reservatório fica inserido na bacia hidrográfica do rio Piracicaba (MARTINS et al., 2003), nos municípios de Americana, Nova Odessa e Paulínia (UPCJ). Às águas deste sistema possuem o grau de trofia variando entre eutrófico e supereutrófico, devido ao grande aporte de matéria (in)orgânica presente nos efluentes provenientes de 20 cidades e a influência da sazonalidade (DORNFELD;

ESPÍNDOLA, LEITE, 2005; POLETTI; MEYER, 2009; MISAILIDIS et al., 2017; DE-CARLI et al., 2018). O principal afluente do reservatório sofre perda da qualidade da água em função da alta urbanização e densidade industrial dos municípios de Campinas e Paulínia (ZANATA; ESPÍNDOLA, 2002). O RSG contribui para a irrigação nos campos agrícolas, abastecimento industrial e doméstico (DORNFELD et al., 2006). Esse reservatório é administrado pela Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL), e a principal finalidade desde a sua construção é a geração de energia elétrica (FONSECA; MATIAS, 2013). Os usos da terra do entorno compreendem: (i) cana-de-açúcar; (ii) urbano; (iii) vegetação nativa; (iv) campestre; (v) citricultura; (vi) mineração e (vii) pastagem (FONSECA; MATIAS, 2014; CANTADOR; MATIAS, 2017). A vegetação na área pode ser caracterizada como Cerrado (SÃO PAULO, 2020). Quanto a precipitação, existem dois períodos bem definidos: um de estiagem (abril a outubro) e outro chuvoso (novembro a março).

4.2. Dados Limnológicos

O banco de dados limnológicos utilizado para a modelagem matemática e a aplicação das ferramentas de gestão da qualidade foram obtidos através do acesso à base de dados da CETESB. As variáveis limnológicas estão disponíveis nos anexos dos relatórios anuais de qualidade das águas interiores, disponibilizados pelo estado de São Paulo em endereço eletrônico. O período de abrangência da análise compreendeu o período de 2010 a 2019. Foram analisadas as seguintes variáveis: coliformes termotolerantes (CF), demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), condutividade elétrica (CE), cloreto total (CHL), fósforo total (PT), nitrato, (NO_2), nitrito (NO_3), nitrogênio amoniacal (NH_4), oxigênio dissolvido (OD), pH, turbidez (TURB) e sólidos totais (ST). Conforme relatórios da CETESB, o processamento das amostras para a obtenção das variáveis limnológicas ocorreu com base em APHA-AWWA-WEF (2012) e USEPA (2020).

REFERÊNCIAS

ADAS, M. A. A.; HARDT, E.; MIRAGLIA, S. G. K.; SEMENSATTO, D. Reforest or perish: ecosystem services provided by riparian vegetation to improve water quality in an urban reservoir (São Paulo, Brazil). **Sustentabilidade em Debate**, v. 11, n. 1, p. 226–243, 2020.

AES TIETÊ. **Nossas Plantas**. Disponível em: <<https://www.aestiete.com.br/quem-somos/nossas-plantas/>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ. **Relatório Final do Plano de Recursos Hídricos das Bacias PCJ 2020-2035**. Disponível em: <<https://plano.agencia.baciaspcj.org.br/o-plano/documentos/relatório-final>>. Acesso em: 22 de novembro de 2021.

AHMAD, A.; EL-SHAFIE, A.; RAZALI, S. F. M.; MOHAMAD, Z. S. Reservoir optimization in water resources: a review. **Water Resources Management**, v. 28, p. 3391 - 3405, 2014.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Dados de referência acerca da outorga do Sistema Cantareira**. Disponível em: <http://audienciapublica.ana.gov.br/arquivos/Aud_001_2014_DadosdeReferenciaAcercadaOutorgadoSistemaCantareira.pdf>. Acesso em 15 jan. 2020.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater 22^a Edition**. Washington, DC, january 2012. Disponível em: <<http://www.standardmethods.org>>. Acesso em: 27 de maio de 2021.

BEGHELLI, F. G. S.; FRASCARELI, D.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Trophic State Evolution over 15 years in a tropical reservoir with low nitrogen concentrations and cyanobacteria predominance. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 3, p. 227 - 295, 2016.

BEGHELLI, F. G. S.; SANTOS, A. C. A.; URSO-GUIMARÃES, M. V.; CALIJURI, M. C. Spatial and temporal heterogeneity in a subtropical reservoir and their effects over the benthic macroinvertebrate community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, 306-317, 2014.

BIANCHINI JR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. Reservoir management: an opinion to how the scientific community can contribute. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

BILLERBECK, C.; MELLO JR., A. V. Regras operativas ótimas do Sistema Cantareira para um período crítico de vazões. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1121 - 1130, 2018.

BORETTI, A.; ROSA, L. Reassessing the projections of the world water development report. **NPJ Clean Water**, v. 2, n. 1, p. 1-6, 2019.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, 8(1), 186-205, 2013.

CANTADOR, D. C.; MATIAS, L. F. Aplicabilidade de geotecnologias para subsidiar a gestão dos recursos hídricos em Americana (SP). **Sociedade & Natureza**, v. 29, n. 1, p. 155 - 171, 2017.

CHOW, V. T. **Handbook of Applied Hydrology**. McGraw-Hill, New York, 1964.

COMITÊS PCJ. **Relatório da situação dos recursos hídricos 2017**. Disponível em: <http://www.comitespcj.org.br/images/Download/RS/PCJ_RS-2017_RelatorioFinal_CRH-SP.pdf>. Acesso em 20 mar. 2018.

COMITÊ SOROCABA - MÉDIO TIETÊ. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2013**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation/%5C6205/rs-06-01-13.pdf>>. Acesso em 03 abr. 2018

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Publicações e Relatórios**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 17 de março de 2022.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2020**. CETESB, São Paulo, 2021, 246 p.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Apendice-C-Significado-ambiental-e-sanitario-das-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos-metodologias-analiticas-e-de-amostragem.pdf>>. Acesso em: 07 de setembro de 2021.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO. **Dados Característicos - UHE Jaguari**. Disponível em: <http://www.cesp.com.br/portalCesp/portal.nsf/V03.02/Empresa_UsinaJaguari_Dados?OpenDocument>. Acesso em 22 de maio de 2019.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 23p.

CRUZ, N. C.; GALO, M. D. L. B. T. Mapeamento das infestações por plantas aquáticas em reservatórios utilizando imagens multiescala e redes neurais artificiais. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 2, n. 57, p. 103-112, 2005.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplancônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 822-831, 2011.

CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JR, I. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, v. 356, p. 48 - 58, 2017.

DELL'ANGELO, J.; RULLI, M. C.; D'ODORICO, P. The global water grabbing syndrome. **Ecological Indicators**, v. 143, p. 276 - 285, 2018.

DE-CARLI, B.; ALBUQUERQUE, F. P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Comunidade zooplancônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, e2018013, 2018.

DE-CARLI, B. P.; DOVAL, J. C. L.; RODRIGUES, E. H. C.; POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 4, p. 666 - 679, 2017.

DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.18, n.2, p.189-197, 2006.

DORNFELD, C. B.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A. Avaliação da Eutrofização e sua Relação com Chironomidae no rio Atibaia e Reservatório de Salto Grande (Americana, SP - Brasil). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 3, p. 53-62, 2005.

FERREIRA, C. S.; SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; FUSHITA, A. T.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. River monjolinho watershed: water quality, sediment and Hemeroby Index. **Ambiência**, v. 14, n. 3, p. 522-538, 2018.

FONSECA, M. F.; MATIAS, L. F. Análise do uso da terra e do componente clinográfico por meio de geoprocessamento: o entorno do reservatório de Salto Grande - SP. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 3, p. 48 - 60, 2014.

FONSECA, M. F.; MATIAS, L. F. Planos diretores municipais e o zoneamento urbano: uma análise da (des)articulação entre os instrumentos de planejamento territorial no entorno do reservatório de Salto Grande (SP). **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 1, p. 61-74, 2013.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; CARLOS, V. M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 770 - 781, 2015.

FREDERICE, A.; BRANDÃO, J. L. B. Efeito do Sistema Cantareira sobre o regime de vazões na bacia do rio Piracicaba. **RBRH**, v. 21, n. 4, p. 797-810, 2016.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Relatório II Prognóstico "Plano de Bacia", abrangendo, no mínimo, o período 2016-2027.** Disponível em: <
<https://agenciasmt.com.br/userfiles/files/Plano%20de%20Bacia/Plano%202019/Relatório%20II%20PLANO%20DA%20BACIA%20HIDROGRÁFICA%202016-2027%20-%20PROGNÓSTICO.pdf>>. Acesso em: 22 de novembro de 2021.

GIRON, A. K. S. **Variação sazonal e migração vertical da comunidade zooplancônica (exceto Rotífera) no reservatório de Itupararanga, Votorantim, São Paulo.** Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação). Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2013.

GUIDA, R. J.; REMO, J. W. F.; SECCHI, S. Tradeoffs of strategically reconnecting rivers to their floodplains: The case of the Lower Illinois River (USA). **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 43–55, 2016.

JUMANI, S.; DEITCH, M. J.; KAPLAN, D.; ANDERSON, E.; KRISHNASWAMY, J.; LECOURS, V.; WHILES, M. R. River fragmentation and flow alteration metrics: a review of methods and directions for future research. **Environmental Research Letters**, v. 15, 123009, 2020.

LAURA, M.; TARTARI, G.; SALERNO, F.; VALSECCHI, L.; BRAVI, C.; LORENZI, E.; GENONI, P.; GUZZELLA, L. Climate Change Impacts on Sediment Quality of Subalpine Reservoirs: Implications on Management. **Water**, v. 9, n° 9, p. 1 - 18, 2017.

LAWRENCE, J.; BLACKETT, P.; CRADOCK-HENRY, N. A. Cascading climate change impacts and implications. **Climate Risk Management**, v. 29, p. 100234, 2020.

LEÃO JR., E.; GALO, M. L. B. T.; IVÁNOVÁ, I. Comparação entre abordagens de classificação por pixel e baseada em objeto para o monitoramento de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 70, n. 4, p. 1289 - 1309, 2018.

- LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; CALIJURI, M. C. Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP): a methodological evaluation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 63-68, 2000.
- MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R.; VELINI, E.D. Caracterização química das plantas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). **Planta Daninha**, v. 21, p. 21 - 25, 2003.
- MARTINS, D.; MARCHI, S. R.; COSTA, N. V.; CARDOSO, L. A.; RODRIGUES-COSTA, A. C. Levantamento de plantas aquáticas no reservatório de Salto Grande, Americana-SP. **Planta Daninha**, v. 29, n. 1, p. 231-236, 2011.
- MATSURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, n. 1, p. 367 - 378, 2005.
- MAUAD, F. F.; MAIA, J. L.; BARBOSA, A. A. Aplicação de um modelo de otimização para o gerenciamento dos usos múltiplos da água de reservatórios. **OLAM Ciência & Tecnologia**, v. 7, n. 2, p. 132 - 151, 2007.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA. **Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.
- MISAILIDIS, M. L.; STRIKIS, N. M.; FIGUEIRA, R. C.; CORDEIRO, R. C.; STRIKIS, P. C.; PREGNOLATO, L. A.; DULEBA, W. Testate amoebae as bio-indicators of contamination by trace elements in the reservoir of Salto Grande Americana-SP, Brazil. **Journal of Sedimentary Environments**, v. 2, n. 4, p. 283 - 300, 2017.
- NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Objetivos do Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/goals>>. Acesso em: 17 de maio de 2021.
- NETTO, N. P.; BARROS, L. A. A. B. **Uma história visual da construção do Sistema Cantareira**. São Paulo: Pontes, 2010.
- OLIVEIRA, P. E.; GOMES, A. R.; SANCHES, R. C.; SAAD, A. R. Análise da evolução da paisagem no entorno da represa dos rios Jaguari e Jacareí, Estado de São Paulo, com base em sensoriamento remoto e SIG. **Geociências**, v. 27, n. 4, p. 527 - 539, 2008.
- ORIMOLOYE, I. R.; OLOLADE, O. O. Global trends assessment of environmental health degradation studies from 1990 to 2018. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 3, p. 3251-3264, 2021.
- Organization for Economic Co-operation and Development - OECD. **Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction**. Paris, OECD, 2012, 349 p.
- PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Avaliação da qualidade da água no reservatório de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geociências**, v. 33, n. 1, p. 26 - 38, 2014.
- PETESSE, M. L.; PETRERE JR., M.; SPIGOLON, R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Brazilian Journal of Biology**, 67(3), 433-445, 2007.

POLETTI, E. C. C.; MEYER, J. F. C. A. Dispersão de Poluentes em Sistema de Reservatório: Modelagem Matemática via Lógica Fuzzy e Aproximação Numérica. **Biomatemática**, v. 19, p. 57 - 68, 2009.

PROSKURYAKOVA, L. N.; SARITAS, O.; SIVAEV, S. Global water trends and future scenarios for sustainable development: the case of Russia. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 867 - 879, 2018.

REALYVÁSQUEZ-VARGAS, ARREDONDO-SOTO, K. C.; CARRILLO-GUTIÉRREZ, T.; RAVELO, G. Applying the Plan-Do-Check-Act (PDCA) cycle to reduce the defects in the manufacturing industry. A case study. **Applied Sciences**, v. 8, n. 11, p. 2181, 2018.

REIS, J. C. et al. Integrated crop-livestock systems: A sustainable land-use alternative for food production in the Brazilian Cerrado and Amazon. **Journal of Cleaner Production**, v. 283, p. 124580, 2021.

ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472–475, 24 set. 2009.

ROCKSTRÖM, J. et al. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. **Ambio**, v. 46, p. 4 - 17, 2017.

RODRIGUES, C.; VILLELA, F. N. J. Disponibilidade e escassez de água na Grande São Paulo: elementos-chave para compreender a origem da atual crise de abastecimento. **Geosp – Espaço e Tempo**, v. 19, n. 3, p. 399-421, 2016.

SÁ, J. C. M.; LAL, R.; CERRI, C. C.; LORENZ, K.; HUNGRIA, M.; CARVALHO, P. C. F. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. **Environment International**, v. 98, p. 102 - 112, 2017.

SAAD, S. I.; SILVA, J. M.; PONETTE-GINZÁLEZ, A. G.; SILVA, M. L. N.; ROCHA, H. R. Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic Forest conservation in a Brazilian watershed. **Ecosystem Services**, v. 48, p. 101260, 2021.

SANTOS, G. L.; PEREIRA, M. G.; DELGADO, R. C.; MAGISTRALI, I. C.; SILVA, C. G.; OLIVEIRA, C. M. M.; LARANGEIRA, J. P. B.; SILVA, T. P. Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. **Forest Ecology and Management**, v. 482, 118875, 2021.

SANTOS, L. G.; MACHADO, L. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Os grupos funcionais fitoplanctônicos nos reservatórios do Sistema Cantareira, São Paulo, Brasil. **Iheringia Serie Botânica**, v. 73, n. 2, p. 135 - 145, 2018.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-8468-08.09.1976.html>>. Acesso em 04 abr. 2018.

SÃO PAULO. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020 - Mapeamento da cobertura vegetal nativa**. Instituto Florestal: São Paulo, 38 p.

SCHWARTZ, K.; GUPTA, J.; TUTUSAUS, M. Inclusive development and urban water services. **Habitat International**, v. 73, p. 96 - 100, 2018.

SEADE. **Seade PIB**. Disponível em: <<https://pib.seade.gov.br/anual/>>. Acesso em: 22 de novembro de 2021.

SILVA, F. L.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I.; VENIZIANI JR, J. C. T. Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 3, p. 1626-1653, 2021.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA, E. Z.; PICHARILLO, C.; RUGGIERO, M. H.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E. Naturalidade da paisagem verificada por meio de indicadores ambientais: manancial do Rio Monjolinho, São Carlos - SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n° 3, p. 970 - 980, 2017.

Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo - SIGRH. **Apresentação CHB-PCJ**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhpcj/apresentacao>>. Acesso em 03 abr. 2018.

Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo - SIGRH. **Apresentação CBH-SMT**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao>>. Acesso em 03 abr. 2018.

SMITH, W. S.; PETRERE JR.; M. Ituparanga Reservoir, Sorocaba River Drainage, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 3, n. 2, p. 131-136, 2007.

SOARES, A. L.; MACHADO, R. M. A.; SEIXAS-FILHO, J. T. O estado da arte do reservatório Jaguari no abastecimento da cidade do Rio de Janeiro. **Semioses**, v. 9, n. 2, p. 12 - 21, 2015.

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

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n° 4, p. 1079 - 1098, 2008.

UNITED NATIONS. **The United Nations Water Development Report: Valuing Water**. Paris, UNESCO, 2021, 187 p.

USEPA. **SW 846 - Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods – Environment Protection Agency, USA**. Disponível em: <http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/online/index.htm>. Acesso em: 27 de março de 2021.

WENGRAT, S.; BENNION, H.; FERREIRA, P. A.; FIGUEIRA, R. C.; BICUDO, D. C. Assessing the degree of ecological change and baselines for reservoirs: challenges and implications for management. **Journal of Paleolimnology**, v. 62, p. 337 - 357, 2019.

WHATELY, M.; CUNHA, P. **Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo: Instituto Sócio-Ambiental, 2007, 69 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Domestic water quantity, service level and health**. 2 ed. World Health Organization, Geneva, 2020, 60 p.

ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Processos longitudinais no reservatório de Salto Grande (Americana, SP) e sua influência na formação de compartimentos do sistema. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 347-361, 2002.

ZORZAL-ALMEIDA, S.; SOININEN, J.; BINI, L. M.; BICUDO, D. C. Local environment and connectivity are the main drivers of diatom species composition and trait variation in a set of tropical reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 9, p. 1551 - 1563, 2017.

CAPÍTULO I

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA



Reservatório de Salto Grande (Americana, SP)

ASPECTOS BÁSICOS

De todo o volume de água existente no planeta, a maior parte encontra-se nos oceanos (ca. 97,4%) e somente uma pequena porcentagem (2,6%) corresponde aos sistemas dulcícolas, mas somente 0,3% desta água doce está disponível para ser utilizada pelo ser humano (e.g. rios, córregos, lagos), visto que a maior parte do volume está na forma de gelo (TUNDISI, 2003; BOZELLI et al., 2019).

Cerca de dois bilhões de pessoas carecem de acesso à água com qualidade adequada (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2020). No Brasil, este número gira em torno de 35 milhões de pessoas, contrariando que o país detém 15% da água doce do globo e reforça que o acesso a este recurso tem natureza política (RIBEIRO, 2019). Notavelmente, evidencia-se um crescente aumento dos conflitos pelo uso da água, visto que no território brasileiro ocorre um problema de ordem política, demográfica e geográfica no que diz respeito a distribuição da água, além da interferência no ciclo hidrológico e variações nos modos em que a sociedade se apropria da água (ROSSI; SANTOS, 2018, RIBEIRO et al., 2019).

A expansão das áreas urbanas contribui para a contaminação dos corpos aquáticos, aumento da impermeabilização do solo, maiores ocorrências de inundações e comprometimento da qualidade e da quantidade dos ecossistemas aquáticos (SILVA, 2018, OLIVEIRA-ANDREOLI et al., 2019, PINHEIRO et al., 2019). As alterações da estrutura e funcionamento da paisagem incidem, direta ou indiretamente, na modificação dos processos metabólicos e estruturais, o que compromete os serviços prestados pelos sistemas aquáticos, como a depuração dos efluentes gerados no meio urbano (PEIXOTO; SILVEIRA, 2017). Cabe salientar que, variáveis limnológicas como PT, NH₄, pH, turbidez, OD, CF e TURB sofrem influência direta dos usos da terra das bacias hidrográficas (BH) (FERREIRA et al., 2018, AZNAR et al., 2020). Assim, se torna claro que alterações do uso da terra podem reduzir ainda mais a disponibilidade de água nas BHs.

A BH é uma unidade de planejamento e gestão ambiental, adequada ao planejamento e gerenciamento da paisagem por apresentar, de maneira integrada, os sistemas ecológicos (componentes biogeofísicos) e hidrológicos, mas também por considerar as mudanças nos padrões de uso da terra e suas implicações ecológicas, sociais e econômicas (PIRES; SANTOS, 2002, CASTRO et al., 2005, CUTTS et al., 2018, CARVALHO, 2020). O manejo adequado, aliado a aplicação de instrumentos de gerenciamento dos recursos hídricos e monitoramento

limnológico, favorece o enfrentamento do atual cenário de degradação dos recursos hídricos encontrado no Brasil.

É notório que a falta de infraestrutura (e.g. saneamento) básica impacta diretamente a qualidade da água, situação decorrente do lançamento inadequado de efluentes e carreamento de elementos para os corpos hídricos, devido à conversão de áreas naturais (DUARTE et al., 2010, MELLO et al., 2018, SILVA et al., 2018). Como premissa, entende-se que a disponibilidade de água se mantém constante devido ao ciclo hidrológico, todavia, a disponibilidade é reduzida devido à poluição, aumento da exploração (GOMES; BARBIERI, 2004) e a complexidade relacionada com o contexto de mudanças climáticas (POUSA et al., 2019, SOBRAL et al., 2019).

No Brasil, evidencia-se a fragmentação legislativa e administrativa, logo o ordenamento jurídico necessita de uma análise de mecanismos normativos que tratam da mesma temática ou englobam questões complementares (RODRIGUES, 2017, MANCINI; JACOBI, 2020). Em nível municipal e estadual, observa-se a fragmentação da gestão dos recursos hídricos, já que os aspectos socioambientais e a dinâmica hidrológica ultrapassam barreiras político-administrativas (CASTRO et al, 2005, LATRUBESSE et al., 2019, BETTENCOURT et al., 2021).

A governança surge neste contexto, visto o seu enfoque na adoção de meios para ocorrer uma ligação real entre demandas oriundas da sociedade e a interlocução governamental, por caminhos práticos e teóricos (JACOBI; CIBIM; LEÃO, 2015). A política de gestão da água brasileira é uma resposta à perda quali-quantitativa observada (JACOBI; CIBIM; LEÃO, 2015). Diante desta crise marcada pela criticidade e disponibilidade dos recursos hídricos é preciso a implementação efetiva de normas e instrumentos de regulação (PASQUALETTO et al., 2019, PAVÃO; NASCIMENTO, 2019).

Considerando que a BH é a unidade de planejamento no Brasil, pressupõe-se que a realização de seu manejo de forma adequada e a aplicação das políticas correlacionadas contribui para a promoção dos usos múltiplos da água e o atendimento das necessidades oriundas da sociedade. Entretanto, é necessária a integração dos instrumentos relacionados com a gestão dos recursos hídricos e a identificação dos atores envolvidos no processo, assim como o apontamento de estratégias para o enfrentamento do cenário encontrado.

A água é um elemento indispensável e essencial para a manutenção de todas as formas de vida e estruturação socioeconômica das sociedades ao redor do mundo. Os recursos hídricos referem-se aos corpos de água (e.g. água subterrânea, córregos, rios, riachos, lagos) existentes em uma dada região, cuja utilização é voltada para suprir demandas/necessidades da população ou auxiliar no desenvolvimento das atividades humanas, bem como desempenha diversas funções ecológicas. Esses sistemas podem ser divididos em: (i) ecossistemas de água doce e (ii) ecossistemas de água salgada; dado que são caracterizados pela interação entre as comunidades biológicas ali existentes, assim como essas interagem com o meio aquático.

Ainda no que tange a classificação desses sistemas, conforme detalhado em Tundisi & Matsumura-Tundisi (2008), os ambientes aquáticos podem ser enquadrados em duas tipologias: (i) ambiente lótico - caracterizado pelo fluxo unidirecional e por possuir água corrente, sempre presente nos fundos de vale ou nas porções mais baixas do terreno; e (ii) ambiente lêntico - caracterizado pela presença de água parada ou com fluxo muito lento, pode apresentar ou não conexões físicas com os ambientes lóticos.

A primeira tipologia de ambientes aquáticos pode ser classificada conforme a Classificação de Strahler (1952), um enquadramento que classifica um ambiente lótico em distintas ordens (e.g. nascente corresponde a um rio de primeira ordem), contudo, a mudança de ordem de um rio aumenta somente se dois rios de mesma ordem se encontrarem (Figura 1). O rio de maior ordem é considerado o principal tributário de uma BH. Destaca-se que do ponto de vista das sociedades, os recursos hídricos devem ser utilizados de modo a favorecer os usos múltiplos, ou seja, devem favorecer o desenvolvimento de diversas áreas do setor econômico (e.g. geração de energia, turismo, abastecimento) (GALVÃO; BERMANN, 2015), garantir o bem-estar da população, a conservação da biota, a manutenção do equilíbrio e o adequado funcionamento dos ecossistemas.

No que lhe concerne, os usos múltiplos podem ser enquadrados em duas categorias distintas: (i) consuntivo e (ii) não consuntivo. A primeira categoria de uso é marcada pela retirada direta de um volume de água do sistema para atender uma determinada necessidade, situação que implica em um menor retorno da água ao corpo hídrico (e.g. abastecimento público, irrigação, dessedentação animal) e o possível comprometimento de sua qualidade (SOUZA et al., 2014). Já o segundo uso, caracteriza-se pela não alteração da qualidade e quantidade da água, o que implica na sua não retirada do sistema e o seu uso consiste em um

meio para a concretização de uma determinada atividade (e.g. navegação, geração de energia, pesca) (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI, 2010).

O termo poluição pode ser entendido como o comprometimento dos componentes abióticos dos diferentes compartimentos ambientais (i.e. ar, água e solo), de modo que os processos metabólicos/fisiológicos que ali ocorrem sofram desregulações ou sejam afetados (MURALIKRISHNA; MANICKAM, 2017) pela matéria e energia lançada.

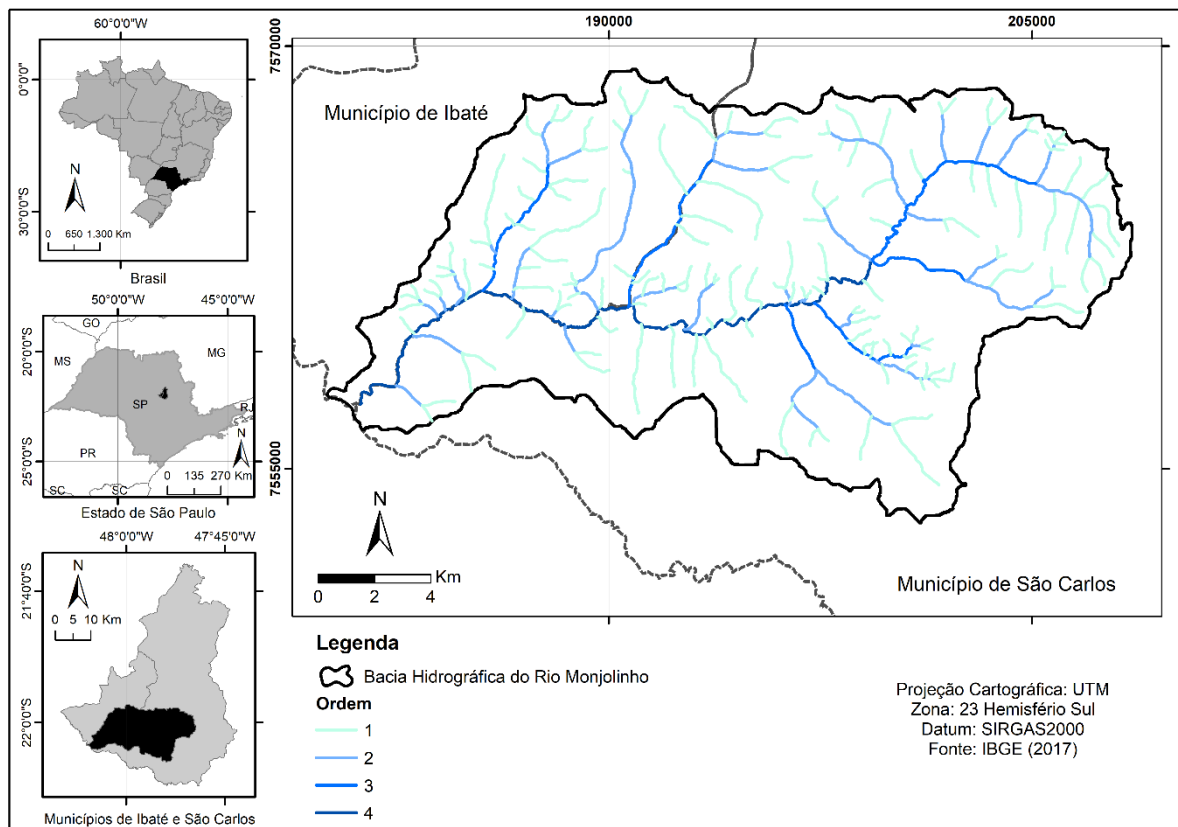


Figura 1. Enquadramento dos ambientes lóticos em ordens, segundo a Classificação de Strahler, usando como exemplo a bacia do Monjolinho.

A poluição pode ser enquadrada como pontual (fonte identificável, como o lançamento de esgoto), difusa (a fonte geradora não é identificável, como no caso da lixiviação de compostos dos campos agrícolas) ou mista (engloba características das anteriores). Por sua vez, a contaminação refere-se ao comprometimento da qualidade dos compartimentos ambientais, de forma que se configurem em um perigo real para a saúde pública devido, por exemplo, à propagação de doenças e ao envenenamento (SULLIVAN et al., 2005).

Apesar de sua importância para a humanidade, os ecossistemas aquáticos sofrem vários impactos advindos principalmente dos processos industriais, urbanização e agricultura (SILVA, 2018). Tais fatores estão alterando profundamente o funcionamento e o metabolismo desses sistemas, principalmente devido à constante geração de resíduos e lançamento de efluentes, que resultam na poluição/contaminação das águas doces, i.e. superficiais e subterrâneas.

EVOLUÇÃO DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

A Gestão de Recursos Hídricos (GRH) pode ser entendida como um conjunto de ações que possuem como objetivo a regulação dos usos da água com base no disposto na legislação pertinente (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO, 2020). Ioris (2006) salienta que a GRH basicamente corresponde a “um processo marcado pelo caráter de redimensionamento ou intervencionista da dialética socionatural, cuja intenção é a satisfação das necessidades humanas mediante a manipulação do ciclo hidrológico”. O gerenciamento de recursos hídricos ocorre pela implementação de instrumentos que visam a promoção dos usos múltiplos da água, promovido de forma indissociável da GRH (FOLETO, 2018).

A obrigação de legislar sobre águas através de dispositivos constitucionais foi uma condição imposta à União por meio da Constituição Federal de 1934, no artigo 5º. Sob a ótica da Constituição, o primeiro marco referente aos recursos hídricos no Brasil foi promulgado, o Código de Águas - Decreto nº 24.643/1934 (BRASIL, 1934).

Este dispositivo normativo enquadra as águas existentes em território brasileiro em águas de uso comum, águas particulares e águas comuns, além de trazer elementos referentes à utilidade desses ambientes, obrigações, manejo das águas nocivas (e.g. pântanos contaminados), provisão de autorizações e competências (i.e., distribuição de responsabilidades ao Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica e ao Ministério da Agricultura). Cabe salientar o enfoque utilitarista adotado na época, já que visava à geração de energia, aproveitamento do potencial hidráulico e atividades ligadas ao agronegócio (e.g. caça e pesca).

Às águas subterrâneas foram abrangidas pelo Código de Águas (BRASIL, 1934), contudo, posteriormente, em 1967 foram consideradas jazida mineral. Sendo assim, o mecanismo normativo responsável por prover diretrizes foi o Código de Mineração (Decreto

227/67), cujo intuito foi estabelecer definições, regimes de autorizações, procedimentos para pesquisa, lavra, plano de aproveitamento, bem como os direitos.

A Constituição Federal de 1937 não apresentou avanços no que remete aos recursos hídricos. Melo et al. (2012) reforçam que na Constituição de 1946, várias tipologias de ambientes aquáticos limítrofes e presentes em mais de um estado foram enquadrados como bens da União (Artigos 34 e 35), mas o caráter adotado não almejava a proteção desses ambientes. Todavia, os autores destacam que o Código Penal de 1940 teve tal abordagem, dado o fato de a proteção dos recursos hídricos ser enquadrada como um direito à saúde, estabelecendo sanções aos poluidores (Art. 271) e preconizando que a saúde não pode ser assegurada em um ambiente degradado.

Diante dos eventos que ocorreram (Conferência de Estocolmo, Conferência das Nações Unidas sobre Água) e o crescente interesse acerca de questões ecológicas, a Política Nacional de Meio Ambiente - PNMA (Lei nº 6.938/1981) entrou em vigor, estabelecendo a proteção dos ecossistemas e das áreas ameaçadas pelo processo de degradação como uma medida necessária. Esse dispositivo normativo criou uma integração entre os diferentes níveis administrativos (Município, Estado, União) com atribuições relacionadas a proteção ambiental através do Sistema Nacional de Meio Ambiente, como também criou um órgão nacional deliberativo e consultivo, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), responsável por estabelecer normas relativas aos recursos naturais brasileiros. Durante a década de 1970, conforme Ioris (2006), um importante marco foi o Plano Nacional de Saneamento.

Vale ressaltar que em 1976, o estado de São Paulo e o Ministério de Minas e Energia formularam um acordo para lidar com a poluição nas BHs do Alto Tietê e Cubatão, posteriormente, o estado de São Paulo buscou tratar sobre os recursos hídricos na década seguinte, culminando na formulação do Plano Estadual de Recursos Hídricos (Decreto 27.576/97) e na criação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos e do Sistema Integrado de Recursos Hídricos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2002). Tal mecanismo foi alterado pelo Decreto nº 36.787/93, responsável por adaptar o conselho criado às normas da Política Estadual de Recursos Hídricos. Tal iniciativa contribuiu para a formulação de uma política nacional específica voltada para os recursos hídricos.

É possível inferir que a recomendação do Plano de Ação para a elaboração de políticas voltadas à conservação das águas, durante a Conferência das Nações Unidas sobre água em

1977, contribuiu para que o governo brasileiro reformasse o seu sistema de gerenciamento dos recursos hídricos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2002). O Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica e a Secretaria Nacional de Meio Ambiente instituíram o Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas em 1978, uma ação direcionada à formação de um arranjo voltado para os recursos hídricos (GUSMÃO; PAVÃO, 2019). Mediante contribuições de órgãos técnicos, em especial o Ministério de Minas e Energia, frente a necessidade de patrocínio e estabelecimento de uma política voltada para os recursos hídricos por parte do governo, foi estabelecida no III Plano Nacional de Desenvolvimento 1980 - 1985 (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2002).

Em 1986, a Resolução CONAMA 20/86 entrou em vigor. O referido dispositivo normativo classificou as águas brasileiras (i.e. doce, salobra e salina) em nove classes, enquadrou os corpos hídricos e estabeleceu padrões de qualidade (valores de referência ou *guidelines*) mediante o atendimento de algumas necessidades humanas e manutenção do equilíbrio ecológico, impôs restrições (e.g. não lançamento de poluentes em mananciais superficiais), tratou da balneabilidade e implementou algumas disposições gerais.

A Constituição Federal de 1988 tornou todos os recursos naturais bens públicos (incluindo às águas) e de uso comum, incumbindo, à União, o dever de legislar sobre o domínio os recursos naturais, trouxe atribuições para os Estados e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGREH). Reforça-se que a Constituição Federal de 1988 garantiu aos cidadãos uma série de direitos (e.g.. meio ambiente ecologicamente equilibrado) e deixou a matéria relativa aos recursos hídricos, passível de regulamentação, situação que favoreceu a implementação de uma política específica. Todavia, o caráter predominante pautava-se em uma visão utilitarista dos recursos hídricos.

Algumas experiências voltadas para a gestão de BHs foram vivenciadas durante a década de 1980 (e.g. Consórcio Intermunicipal Santa Maria/Jacu, ES; Comitê da Bacia do Sino, RS), todavia, foi seguindo os princípios da Carta de Salvador em 1987 e da Carta de Foz do Iguaçu em 1989 pela Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH) que uma política nacional relacionada aos recursos hídricos foi elaborada (PORTO; PORTO, 2008). Na esfera técnica, a ABRH causou grande repercussão com a Carta de Foz no ano de 1989, documento responsável por trazer princípios básicos que deveriam ser incorporados por uma política nacional, como a adoção da BH como unidade de planejamento e a gestão descentralizada (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2002).

Durante a década de 1990, importantes mecanismos normativos relacionados com as áreas úmidas foram aprovados. Durante o ano de 1992, o texto que foi fruto da Convenção Ramsar de 1972 foi adotado pelo Brasil em sua íntegra (Decreto Legislativo nº 33/1992), contudo, sua promulgação somente ocorreu em 1996 (Decreto nº 1.905/1996) e assim, o governo brasileiro assumiu cumprir uma série de premissas. Uma situação semelhante também pode ser remetida a Convenção sobre Diversidade Biológica, ao retificar o acordo em 1994 (Decreto Legislativo nº 2/1994, promulgado pelo Decreto Legislativo nº 2.519/1998), o Brasil se comprometeu a proteger os ecossistemas naturais (incluindo os aquáticos) para a manutenção de sua biodiversidade. Ainda durante o mesmo período, ocorreu a ECO-92. Neste evento internacional, a Agenda 21 foi adotada pelas partes (inclusive o Brasil). Um elemento importante presente na agenda foi o Capítulo 18, que se pautava nos aspectos relacionados com a proteção dos recursos hídricos, abastecimento público e emprego de critérios voltados ao manejo.

Um dos marcos mais importantes no gerenciamento de recursos hídricos brasileiros foi a aprovação da Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH (Lei Federal 9.433/1997). Este dispositivo reforça o disposto na Constituição Federal de 1988 e trata a água como um recurso natural. Os princípios da PNRH são pautados nos "Princípios de Dublin", presentes na Declaração de Dublin sobre Água e Desenvolvimento Sustentável de 1992 (BRESSIANE et al., 2015). O referido mecanismo normativo trouxe uma série de elementos importantes para o gerenciamento de recursos hídricos, dos quais se destacam: a necessidade de um manejo integrado considerando a ocupação da paisagem, promoção dos usos múltiplos da água, a estimulação de uma gestão descentralizada, necessidade de planejamento nos diferentes níveis, instrumentos de gestão e a criação do SNGREH.

Notavelmente, existe uma forte influência do modelo de gestão francês (*Le regime el la repartition dêx oux et la luttle contre leur pollution*) na PNRH, a Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (Lei Estadual nº 7.663/91) também inspirou a PNRH. Apesar de a Lei das Águas trazer a premissa de que a água é dotada de valor econômico, é evidente que não existe a previsão de mercados de água, conforme observado no Chile, fator que não limita a gestão pautada na racionalidade econômica (PAVÃO; NASCIMENTO, 2019). Outrossim, a tendência de descentralização presente na Carta Magna é observada na PNRH (CASTRO et al., 2005).

Através da Lei 9.984/2000 e do Decreto 3.692/2000, a Agência Nacional de Águas (ANA) foi criada e sua organização operacional e estrutura foram definidas, respectivamente. A ANA é uma parte integrante do SNGREH, assim como é o organismo nacional responsável pela implementação do conteúdo estabelecido pela PNRH. Através da Lei nº 13.844/19 e o Decreto nº 9.666/19, a Secretaria Executiva do Conselho Nacional de Recursos Hídricos e a ANA passaram a ser partes vinculadas ao Ministério do Desenvolvimento Regional.

Por fim, a Resolução CONAMA 20/86 foi revogada com a aprovação da Resolução CONAMA 357/05, dispositivo que trouxe valores orientadores para a verificação dos padrões de qualidade adotados para às classes de enquadramento, estabelecidas para o atendimento de alguns usos da água. Apesar de não considerar aspectos ecológicos e impor padrões generalizados para todo o território brasileiro, a Resolução CONAMA 357/05 é um instrumento de grande valia para o monitoramento dos ecossistemas aquáticos brasileiros (SILVA et al., 2019a), pois regulamenta o uso da água e estabelece condições para o lançamento de efluentes e controle da poluição.

A legislação ambiental trata a sustentação dos ecossistemas como um tema atinente, por isso áreas de vegetação marginal, áreas úmidas e nascentes acabam sendo protegidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa – LPVN (Lei Federal 12.651/2012) (STRAUCH, 2017). Outrossim, é apontado que a mudança de postura do governo brasileiro em relação à aprovação de políticas públicas se relaciona com a escassez de recursos, aspectos econômicos e a necessidade de um processo de produção mais eficiente (DUARTE et al., 2010).

BACIA HIDROGRÁFICA: DEFINIÇÃO, UNIDADE DE PLANEJAMENTO, PROCESSOS AMBIENTAIS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Uma BH pode ser definida como um conjunto de terras drenadas por um conjunto de rios, cuja saída de toda a água ocorre por um único exutório. A delimitação de uma BH ocorre mediante a consideração de fatores relacionados com o relevo (e.g. cotas altimétricas, picos, dissecação do relevo), “divisores de água”, confluência dos rios, determinações estruturais e climáticas (PEIXOTO; SILVEIRA, 2017).

Na BH ocorre o desenvolvimento das atividades humanas (agricultura, indústrias, urbanização), estas atividades acabam se refletindo no exutório da BH, visto que os processos que ocorrem dentro da BH acabam influenciando na qualidade de sua água (PORTO; PORTO,

2008). Na BH, observa-se a integração dos processos biogeofísicos e socioeconômicos (TUNDISI, 2008). No que se refere a escala, ela depende do objetivo ou problemática alvo de análise, podendo compreender uma BH pequena, como a do Córrego Santa Maria do Leme (São Carlos-SP, área = 13,31 km²) ou uma grande área, a exemplo da BH do rio São Francisco (ca. 637.000 km² de área).

O principal uso da água é compreendido como a atividade que mais consome água em uma determinada BH, porém, tal caracterização não define o tipo ou perfil da BH (GOMES; BARBIERI, 2004). O comprometimento da qualidade da água, a ocorrência de chuvas abaixo da média esperada e a baixa disponibilidade hídrica comprometem a disponibilidade de oferta de água nas bacias hidrográficas (JACOBI; CIBIM; LEÃO, 2015). Para fins de gerenciamento dos recursos hídricos e elaboração de estratégias, o Brasil é dividido em 12 grandes regiões hidrográficas (Figura 2).

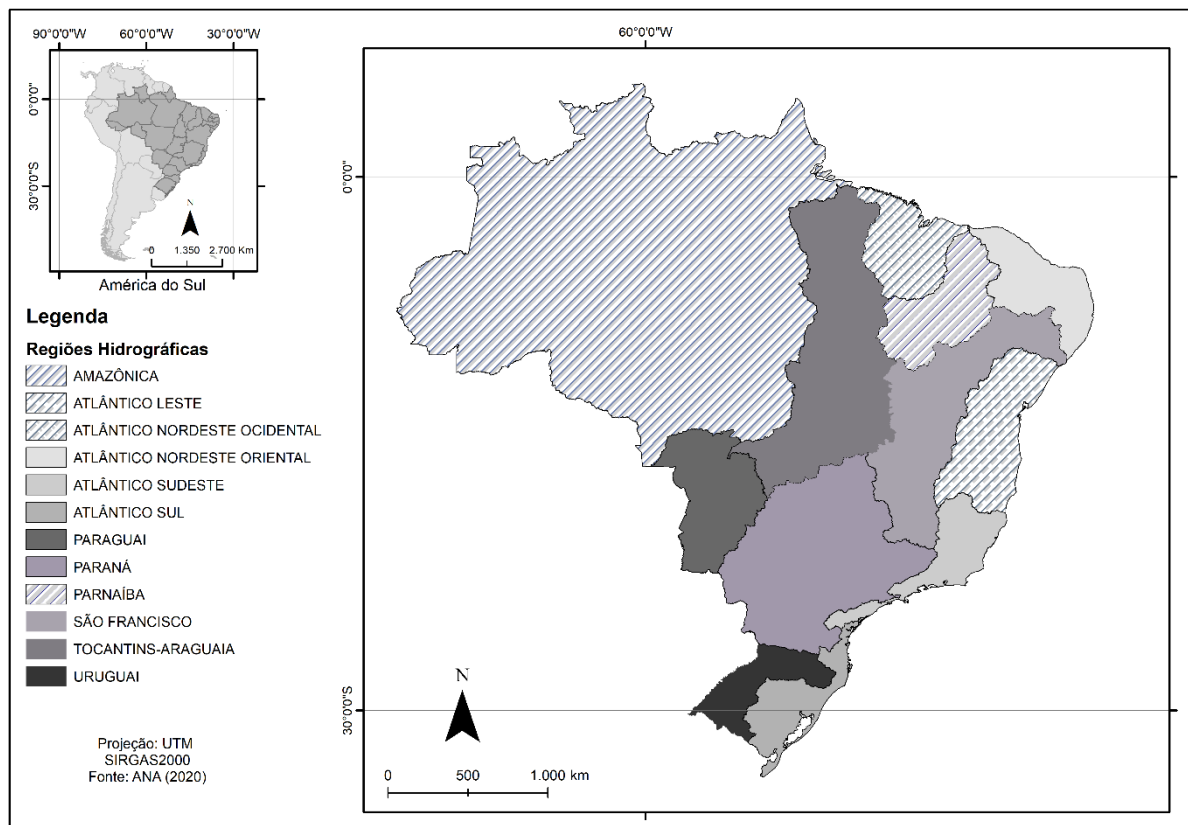


Figura 2. Regiões hidrográficas do Brasil.

Com o intuito de favorecer o processo de planejamento, adoção de medidas e implementação da PNRH, alguns estados acabaram dividindo o seu território em BHs e até

mesmo implementando políticas próprias para a gestão de seus recursos hídricos. Para exercer o gerenciamento de recursos hídricos, um recorte de áreas similares é adotado por meio do estabelecimento de regiões hidrográficas, marcadas por ser uma localidade de planejamento e ações de controle a serem realizadas (PEIXOTO; SILVEIRA, 2017). Por exemplo, no caso do estado de São Paulo, a descentralização da gestão de recursos hídricos e a gestão participativa acabou sendo favorecida pela divisão do estado em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) (Figura 3).

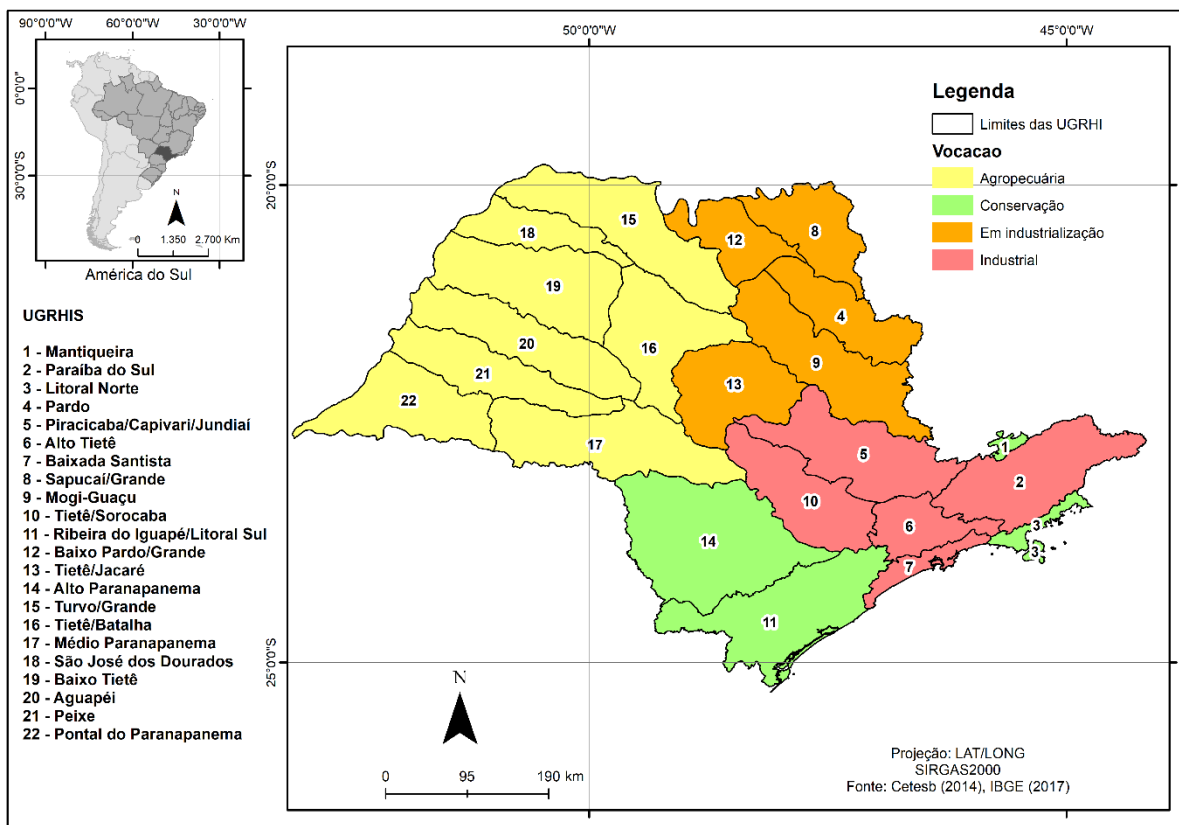


Figura 3. UGRHIS do estado de São Paulo.

No estado de São Paulo, um importante marco para reverter a degradação dos corpos aquáticos foi a instituição da Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei n° 7.663/91), mecanismo dotado de uma proposta inovadora, como a gestão descentralizada e integrada dos recursos (JACOBI; FRACALANZA; SILVA-SÁNCHEZ, 2015). É importante destacar que a aptidão econômica das regiões, fatores políticos e sociais são elementos que podem ser considerados para a delimitação e análise de uma BH. Por exemplo, por meio da Lei Estadual n° 9.034/94, o estado de São Paulo compartimentou seu território em unidades geográficas com vocação industrial, em industrialização, agropecuária e conservação.

A PERH adotou os princípios estabelecidos pela Constituição Estadual que são: (i) Sistema Integrado de Recursos Hídricos - SIRH; (ii) Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH e (iii) Fundo Estadual de Recursos Hídricos - FEHIDRO (NEVES; PEREIRA; FOWLER, 2007). Ainda segundo Neves, Pereira e Fowler (2007), o PERH é um instrumento técnico da política sob responsabilidade de um comitê coordenador, a FEHIDRO fornece o suporte financeiro e o SIGRH é uma ferramenta. É de extrema importância a articulação de políticas urbanas municipais com o gerenciamento de recursos hídricos e atenção deve ser dada, também, para a água subterrânea (NEVES; PEREIRA; FOWLER, 2007).

Cada uma das UGRHI possui um órgão base denominado Comitê de BH (CBH), responsável pela tomada de decisão na BH e composto pelo poder público, usuários (e.g. concessionárias de abastecimento) e sociedade civil organizada. Outra figura muito importante é a Agência de Águas (AA), detentora da função executiva e responsável por oferecer suporte técnico e administrativo ao CBH.

Um dos processos mais importantes que ocorrem na BH é o ciclo hidrológico, onde a água circula entre os compartimentos ambientais mediante diversas transformações físicas. As principais etapas desse processo são (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008): (i) evaporação - transformação da água presente no solo em vapor em função da incidência solar sobre a superfície de água; (ii) transpiração - evaporação da água presentes nos organismos vegetais devido aspectos fisiológicos; (iii) evapotranspiração - somatória da evaporação e transpiração; (iv) precipitação - liberação de água condensada na forma de gotículas ou gelo; (v) interceptação - retenção da água proveniente da precipitação antes de sua chegada ao solo; (vi) infiltração - movimento de entrada da água nas diversas camadas do solo mediante a ação da gravidade; (vii) percolação - movimento de ordem subterrânea da água no solo até a zona saturada ou lençol freático e (viii) escoamento superficial - movimentação sobre a superfície da parcela de água precipitada que não infiltrou ou percolou no solo.

Ainda no que se refere às BHs, existe uma região muito importante denominada zona ripária. Esta região é delimitada basicamente pelo nível mais baixo e alto de um corpo hídrico, é naturalmente composta por uma vegetação e fauna adaptada à flutuação do canal, além de ser saturada (ZAKIA et al., 2009). Cabe salientar que, a vegetação ripária desempenha um papel muito importante na manutenção do microclima, regulação do fluxo de água e retenção de material particulado, quando possui sua integridade ecológica mantida (SILVA, 2018).

Os sistemas naturais são indispensáveis para a existência humana, visto a sua contribuição através de benefícios (IPBES, 2019). Deste modo, pode-se inferir que os ambientes aquáticos são responsáveis pela provisão de vários benefícios para a sociedade. Estes benefícios fornecidos pelos ecossistemas são denominados serviços ecossistêmicos e podem ser divididos nas seguintes categorias: (a) provisão; (b) regulação; (c) cultural; e (d) suporte (MEA, 2005). Na Figura 4, são apresentados os principais serviços fornecidos pelos corpos hídricos.

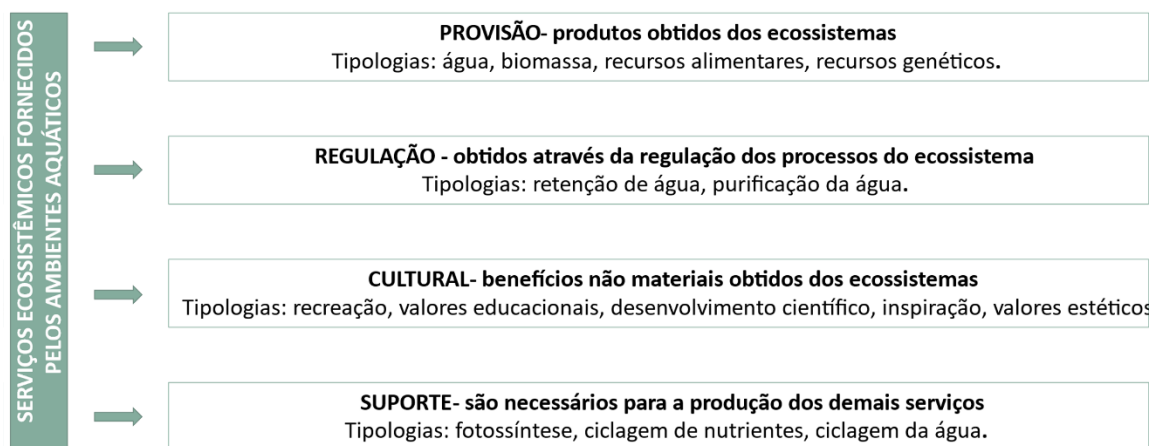


Figura 4. Serviços ecossistêmicos fornecidos pelos corpos hídricos. Fonte: MEA (2005) e IPBES (2019).

Sabe-se que, a redução da vegetação nativa pode contribuir para a redução dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos sistemas naturais (SILVA et al., 2022). No caso dos reservatórios, a situação não é diferente, já que estes sistemas são provedores de uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, que acabam sendo influenciados pelas ações antropogênicas. Brito, Miraglia e Semensatto (2018) avaliaram os serviços ecossistêmicos proporcionados pelo reservatório de Guarapiranga (região metropolitana de São Paulo, Brasil), devido às ações antropogênicas (que se refletiam nos usos da terra), constataram que os custos para o tratamento da água em 2010 equivaliam a US\$ 6,6 milhões, dada a alteração da capacidade de regulação do sistema.

Periotto e Tundisi (2013) constataram que a represa do Broa (Itirapina, São Paulo, Brasil) fornece mais de 20 tipologias de serviços ecossistêmicos para a sociedade, totalizando um valor de US\$ 120.445.657,87 ano⁻¹. Entretanto, a avaliação monetária não é a melhor forma de abordar estes benefícios, visto a influência de fatores ligados a aspectos socioeconômicos (SILVA et al., 2019) e a dificuldade de mensuração de alguns benefícios. Logo, a adoção de

abordagens qualitativas pode contribuir para a avaliação dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos reservatórios.

POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS

Os pilares de sustentação da PNRH podem ser observados na Figura 5. Observa-se, com base nos fundamentos que, a água pertence a toda coletividade e a sua dominialidade cabe ao Estado ou União. Nela, a água é tida como um recurso limitado principalmente a perda de qualidade apropriada para os diferentes usos múltiplos. Tratando-se de escassez, a prioridade é suprir as necessidades básicas dos seres humanos (abastecimento, alimentação, higiene) e saciar a sede dos animais. Fica evidente que os usos múltiplos devem ser assegurados, sendo assim, padrões de qualidade da água devem ser atendidos.

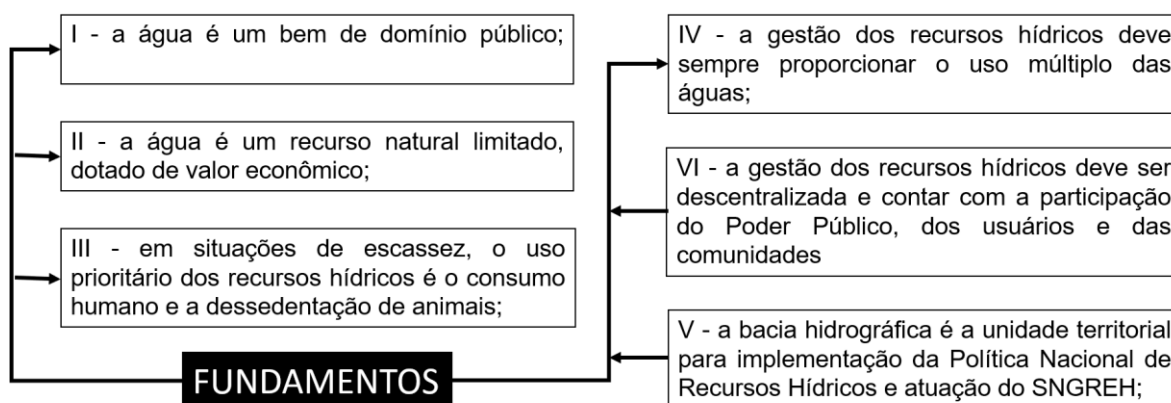


Figura 5. Fundamentos da PNRH. Fonte: Brasil (1997).

A adoção da BH como unidade territorial básica é um fator que auxilia no processo de planejamento e permite a consideração dos fatores ambientais (e.g. usos e cobertura da terra, características físicas do território). Nota-se que a participação pública e a descentralização são elementos presentes, e o principal intuito é democratizar as ações e legitimar a tomada de decisão acerca das medidas adotadas pelo CBH. Entretanto, na PNRH a dessedentação de animais é voltada para o uso humano e não a fauna silvestre (STRAUCH, 2017).

A Figura 6 indica os objetivos da PNRH, que corresponde basicamente ao que a política visa atingir. Fica claro, a forte influência dos princípios do desenvolvimento sustentável, uma relação entre disponibilidade de água e qualidade, a influência do princípio da

precaução, a importância dos recursos hídricos para o desenvolvimento nacional, o não uso inadequado dos recursos naturais e o manejo das águas em áreas urbanas, principalmente aquelas decorrentes dos episódios de chuva.

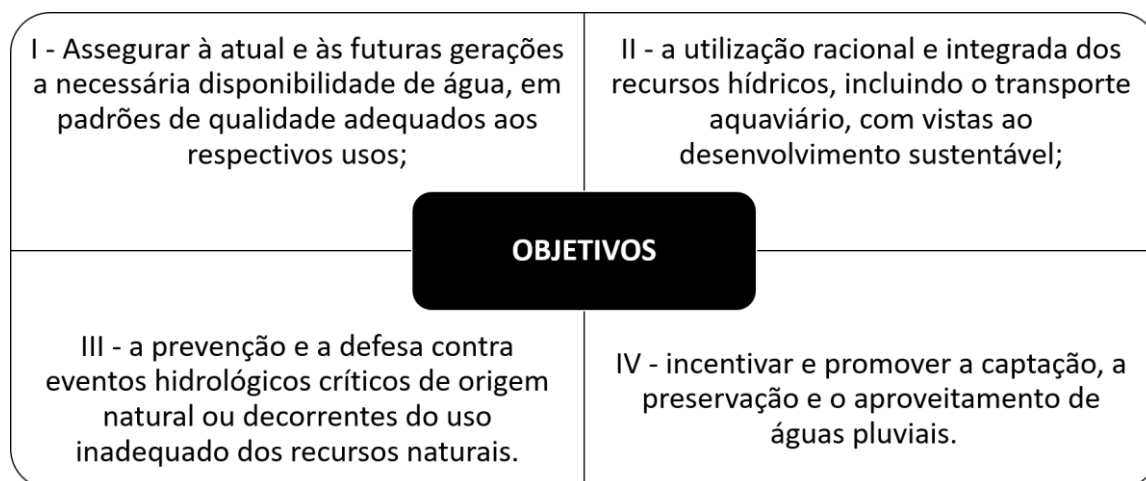


Figura 6. Objetivos da PNRH. Fonte: Brasil (1997).

Por seu turno, as diretrizes são elementos que servem de base para que os objetivos sejam alcançados, conforme foram fundamentados (Figura 7). A GRH deve ocorrer de maneira sistêmica, envolvendo diversas instituições, fase de planejamento, execução e monitoramento, pautados na manutenção da qualidade e quantidade, além de considerar toda a complexidade existente (e.g. contexto econômico, social, ambiental, político). Uma articulação com a gestão ambiental é um elemento necessário, dado a forte influência do uso dos recursos naturais sobre a qualidade e quantidade de água, assim como envolve uma articulação com outras políticas de caráter nacional (e.g. agropecuária, industrial, mineral) e ocupação do território, inclusive nas regiões de estuário e zonas costeiras.

A PNRH traz instrumentos que auxiliam na sua implementação e fornecem auxílio para o processo de desenvolvimento das atividades humanas (Quadro 1). Um instrumento pode ser entendido como um mecanismo que possibilita a compatibilização do uso humano dos recursos hídricos com a preservação de sua qualidade e quantidade, bem como de toda a biota aquática associada.

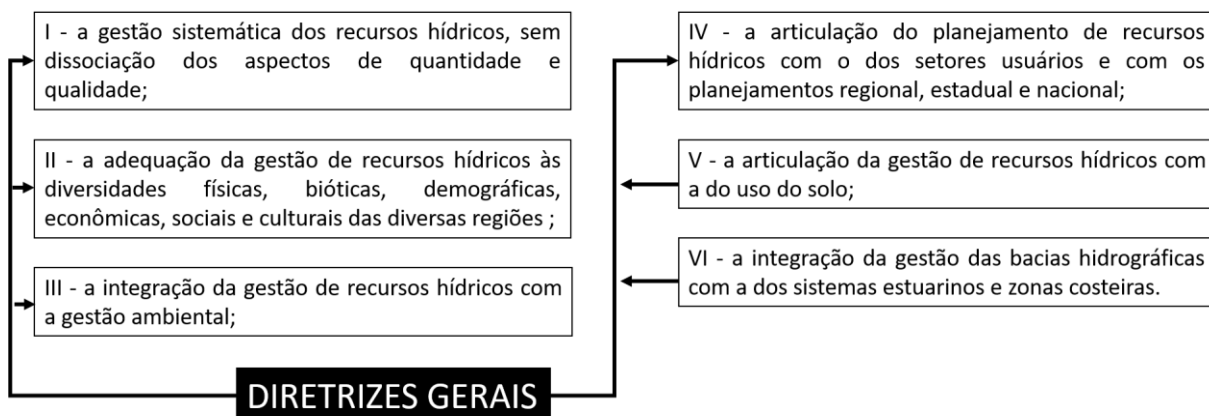


Figura 7. Diretrizes da PNRH. Fonte: Brasil (1997).

Quadro 1. Instrumentos da PNRH.

Instrumento	Descrição
Plano de Recursos Hídricos (PRH)	Planos diretores que fundamentam e orientam a implementação da PNRH e o GRH, possuem horizonte de longo prazo e devem conter no mínimo: (i) diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos; (ii) análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação da terra; (iii) balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais; (iv) metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis; (v) medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas; (vi) prioridades para outorga de direitos de uso de recursos hídricos (vii) diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos, (viii) e propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.
Enquadramento dos corpos de água em classes	Visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, além de diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. Atualmente é regido pela Resolução CONAMA 357/05. Este mecanismo classifica os corpos hídricos brasileiros em cinco classes (Classe Especial, Classe I, Classe II, Classe III e Classe IV) de acordo com o uso da água, condições ambientais e descargas poluidoras. Destaca-se que a Classe IV é a mais permissiva ao processo de degradação.
Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos	Assegura o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. Estão sujeitos a esse regime: (i) derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo; (ii) extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo; (iii) lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final; (iv) aproveitamento dos potenciais hidrelétricos; e (v) outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo hídrico. Alguns casos (e.g. lançamentos insignificantes) estão livres, já outros (e.g. geração de energia elétrica) estão condicionados ao PRH. A outorga de direito de uso dos recursos hídricos possui uma relação clara com o licenciamento ambiental e se articula com a gestão ambiental, o licenciamento deve se atentar ao disposto no plano de recursos hídricos.

Cobrança pelo uso de recursos hídricos	Visa: (i) reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; (ii) incentivar a racionalização do uso da água e (iii) obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos. Os usos sujeitos a outorga serão cobrados mediante a consideração de alguns fatores, tais como derivações, captações, lançamentos de esgoto etc. Os valores arrecadados devem ser utilizados na BH em que foram gerados.
Sistema de Informação sobre os recursos Hídricos	É um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre os RH e fatores relacionados com a sua gestão. A alimentação do sistema deve ser realizada pelos órgãos integrantes do SNGRE. Adota como princípios a (i) descentralização da obtenção e produção de dados e informações; (ii) coordenação unificada do sistema e (iii) acesso aos dados e informações garantidos à toda a sociedade. Os objetivos são (i) reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; (ii) atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional; e (iii) fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

Fonte: Fonte: Brasil (1997), Trindade (2017), Silva et al. (2019a).

O SNGREH é composto por diversos entes (Figura 8), distribuídos nos diferentes níveis (Federal, Estadual e BH), como também possuem uma determinada esfera para atuação, que varia desde a criação de políticas relacionadas com os recursos hídricos, bem como envolvem a implementação das políticas públicas, utilização dos instrumentos, gestão compartilhada, apoio técnico ou até mesmo a regulação das atividades. Uma descrição mais detalhada dos integrantes do SNGREH pode ser encontrada no Quadro 2.

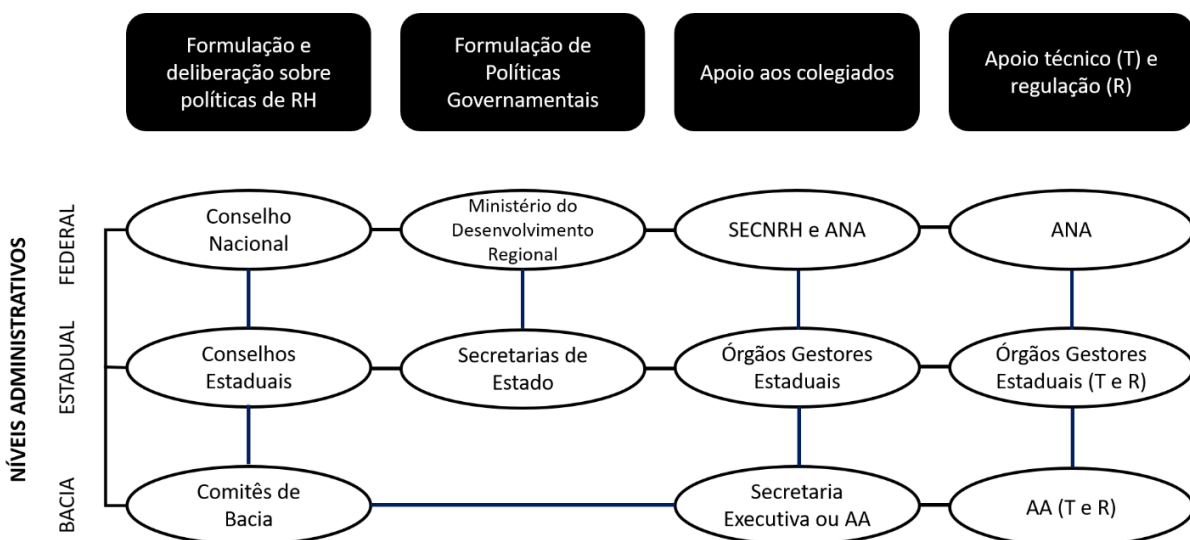


Figura 8. Matriz institucional do SNGRH, onde: ANA = Agência Nacional de Águas, Secretaria Executiva do Conselho Nacional de Recursos Hídricos = SECNRH; AA = Agências de Água. Fonte: Adaptado da Agência Nacional de Águas (2020).

Algumas infrações estão previstas em lei, como a deriva ou utilização dos recursos hídricos sem outorga e a implementação de empreendimentos relacionados com os recursos hídricos sem autorização. Fraudes, perfuração de poços e não atendimento dos regulamentos também são consideradas infrações. Para a punição, são previstos os seguintes fatores: advertências, multas e embargo (BRASIL, 1997).

Quadro 2. Descrição dos integrantes do SNGREH.

Integrante	Descrição
Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH)	Nível administrativo mais alto, responsável por estabelecer estratégias e diretrizes para a implementação da PNRH, assim como é o tomador de decisão sobre questões que fogem do âmbito regional e resolve os conflitos. É composto por representantes do nível Federal e Estadual, usuários e representantes das organizações civis. Suas competências envolvem articulação do planejamento nos diferentes níveis, arbitrar sobre conflitos, analisar alterações na PNRH e estabelecer diretrizes complementares para a PNRH.
Ministério do Desenvolvimento Regional	Nível administrativo responsável pelas funções do extinto Departamento de Recursos Hídricos e Departamento de Revitalização de Bacias Hidrográficas e Acessos à Água do Ministério do Meio Ambiente. Dentre suas competências, destaca-se a PNRH e a Política Nacional de Segurança Hídrica, além da gestão de recursos hídricos. Deve prover apoio técnico, atualizar o Plano Nacional de Recursos Hídricos e implementá-lo, como também deve coordenar o SNGREH e exercer as funções da secretaria-executiva do Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e DF (CRHE)	Desempenha um papel semelhante ao CNRH, assim como suas funções e competências, porém em nível estadual. Exerce funções deliberativas e normativas, está diretamente relacionado com a esfera governamental e soluciona conflitos em âmbito local (caso não possam ser resolvidos). Sua composição é regida por legislação estadual pautada na PNRH.
Órgãos dos poderes públicos Federal, Estaduais e Municipais	Composto pelos órgãos públicos que possuem relações com à gestão de recursos hídricos no âmbito estadual. Por exemplo, no estado de São Paulo, temos a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e o Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE).
Agência Nacional de Águas (ANA)	Organismo vinculado ao Ministério do Desenvolvimento Regional e ao CNRH, dotado de autonomia administrativa e financeira. Grande responsável pela articulação do planejamento e execução da PNRH. Dentre suas competências, destacam-se: supervisão, controle e avaliação de ações/atividades relacionadas com os recursos hídricos; disciplinamento da operacionalização, controle e avaliação dos instrumentos da PNRH; outorgar o direito de uso de recursos hídricos e fiscalizar os corpos de água de domínio da União; subsidiar o CNRH sobre a cobrança da água; implementar, mediante articulação com os Comitês, a cobrança pelo uso da água; e estimular pesquisa e capacitação de recursos humanos.
Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH)	São fóruns de decisão política associados a uma determinada BH (em sua totalidade ou sub-bacias), podem ser considerados o parlamento das águas. Contam com a participação de atores públicos (governos estaduais, prefeituras), usuários e sociedade civil organizada. Desempenha um importante papel para a PNRH, dado que é a instância-chave e a gestão que ali ocorre é participativa, bem como é onde ocorrem os conflitos. Esse integrante possui função deliberativa e consultiva, já que arbitra em primeira instância os conflitos, estabelece mecanismos para cobrança da

	<p>água, estabelece critérios para obras e aprova o plano de recursos hídricos da BH. É o responsável pelas atividades de planejamento e gestão dos recursos hídricos, realizam discussões e os planos/políticas voltadas para a gestão dos recursos hídricos, apontando os usos prioritários da BH analisada. O colegiado presente nos CBH tem como papel neutralizar aquelas ações ou práticas que são guiadas pelo interesse econômico/político e possuem caráter predatório, através de uma ação transparente. Os CBH possuem um papel voltado para a governança das águas e o seu planejamento, bem como a resolução de eventuais conflitos. O CBH pode ser enquadrado como o órgão máximo da BH, é responsável por realizar o diagnóstico da disponibilidade de recursos hídricos.</p>
Agências de Água (AA)	<p>Responsável pelo apoio técnico, administrativo e financeiro ao CBH. Este integrante torna possível a implementação das políticas formuladas pelo CBH, ou seja, executa elas. Sua área de atuação pode se resumir a um CBH ou mais. Sua sustentação pode ser favorecida pela cobrança pelo uso da água. Destaca-se que também é responsável pela cobrança da água, outorga, diagnóstico aprofundado da BH e elaboração do plano de recursos hídricos.</p>

Fonte: Brasil (1997), Jacobi, Fracalanza e Silva-Sánchez (2015); Rodrigues (2017); Strauch (2017); Castro, Alvarenga e Magalhães Jr. (2018); Gusmão e Pavão (2018); Pavão e Nascimento (2018); Ribeiro, Santos e Silva (2018).

O CNRH e CRHE podem delegar suas competências para organizações sem fins lucrativos. Destaca-se que enquanto um plano de bacia não for aprovado, o potencial hidráulico para geração de energia elétrica pode ser aproveitado mediante legislação setorial específica.

Enfatiza-se que, a Lei nº 14.026/2020, responsável por atualizar o marco legal do saneamento básico no Brasil e atribuir para a ANA (denominada agora como Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico) competências sobre a referida temática, que influencia diretamente nos recursos hídricos.

Por fim, destaca-se a aprovação do Plano Nacional de Recursos Hídricos (2022 - 2040). O documento possui caráter orientador e busca favorecer a implementação da PNRH, por meio do estabelecimento de estratégias e objetivos claros, como também metas. Dentre os aspectos abordados, destacam-se: (i) o diagnóstico e prognóstico dos recursos hídricos; (ii) estabelecimento de objetivos estratégicos referentes a utilização racional da água, prevenção de eventos críticos e melhoria da qualidade da água; (iii) o fortalecimento do SNGRH; (iv) a implementação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos; (v) a gestão da quantidade e qualidade dos recursos hídricos; (vi) a integração da PNRH e políticas setoriais; e (vii) o sistema de gerenciamento do Plano Nacional de Recursos Hídricos (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2022).

MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

A realização do Manejo de Bacias Hidrográficas (MBH) é um processo que deve inicialmente identificar o estado em que a BH se encontra, bem como o estado almejado, já que o seu principal intuito é compatibilizar os usos da terra e conservação ambiental (SCHLOSSER; KARR, 1981, PIRES; SANTOS, 2002; SILVA et al., 2016; OLIVEIRA-ANDREOLI et al., 2019). Para tanto, é preciso verificar se a BH se enquadra em uma categoria (i) natural - ocupadas por vegetação nativa; (ii) rurais - possui áreas destinadas ao desenvolvimento do agronegócio e possuem sua cobertura vegetal alterada; (iii) urbanas - caracterizadas pela grande presença de estrutura e adensamentos urbanos, além de forte alteração de sua vegetação remanescente e (iv) mistas - caracterizadas pela presença de áreas urbanas, espaços destinados ao agronegócio e presença de vegetação nativa.

É indispensável a reversão do quadro de degradação dos ambientes aquáticos inseridos em matrizes urbanas frente a forte influência dos padrões urbanísticos, além de atender a população mais vulnerável e estabelecida em áreas irregulares e implementar políticas públicas articuladas que visam a recuperação dos ambientes aquáticos (JACOBI; FRACALANZA; SILVA-SÁNCHEZ, 2015), sistematicamente, a longo prazo. Nesta conjectura, o Plano de Recursos Hídricos, um instrumento da PNRH, deve ser considerado para a promoção do manejo de BHs. Este instrumento tem como objetivo orientar a utilização da água de modo a evitar conflitos e situações de degradação, conforme descrito no Quadro 1.

Um diagnóstico da situação atual da BH deve ser elaborado. Uma boa alternativa consiste na obtenção de um diagnóstico ambiental (e.g. usos e cobertura da terra, hipsometria, declividade, pedologia, hidrografia, formações geológicas, biodiversidade, aspectos políticos) por meio do emprego de geotecnologias. A utilização dos usos e cobertura da terra das BHs junto ao monitoramento limnológico auxilia na detecção de fontes antropogênicas de degradação (MAROTTA; SANTOS; ENRICH-PRAST, 2008), possibilitando a constatação da influência sazonal. A identificação de elementos como solos, usos da terra e áreas protegidas contribuem para a reabilitação de áreas degradadas (DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ et al., 2019).

Nas regiões densamente povoadas ocorre um uso intensivo da água e o comprometimento de sua qualidade, tornando-a inapta para os usos múltiplos (RIBEIRO; SANTOS; SILVA, 2019). Ao mesmo tempo, políticas pertinentes ao contexto (e.g. PNRH,

PBH), público afetado, fatores socioeconômicos (e.g. especulação imobiliária, vocação agrícola, atividades industriais) e elaboração de cenários ou emprego de modelagens também devem ser considerados (WANG et al., 2016; SILVA, 2018). É de extrema importância a articulação de políticas urbanas municipais com o gerenciamento de recursos hídricos e atenção deve ser dada também para a água subterrânea (NEVES; PEREIRA; FOWLER, 2007).

Tratando-se das BHs urbanas e considerando os seus problemas mais comuns (e.g. saneamento básico, assoreamento, enchentes), o manejo pode ser realizado através de medidas estruturais e não estruturais. A segunda envolve identificação das áreas inundáveis, sistemas inteligentes para emissão de alerta e educação ambiental (FINKLER, 2013). Já medidas estruturais, envolvem bacia de retenção, canais verdes, sistemas de biorretenção, vala de infiltração, pavimento permeável, telhados verdes e saneamento básico (FINKLER, 2013). A adoção de tecnologias para a redução do consumo progressivo de água nas residências e BHs também é possível, principalmente no que se refere a dispositivos que consomem uma menor quantidade de água (TUNDISI, 2008; PAES; OLIVEIRA-SILVA, 2010). Como exemplos, pode-se citar o emprego de torneiras com sensores, redutores de pressão e arejadores de torneiras.

BHs rurais demandam medidas para manejo, que buscam basicamente a manutenção da vegetação nativa, controle dos processos erosivos, tratamento dos efluentes gerados, redução das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), manutenção da fertilidade do solo e participação dos proprietários rurais (NGUYEN et al., 2016; SILVA et al., 2016; SHAMSODDINI; BAHMANI; EMAMI, 2019). Um dos enfoques também é a realização do manejo da água, fator que se torna possível mediante a adoção de boas práticas hídricas, cujo enfoque pauta-se nas dimensões da produção do agronegócio e recursos naturais existentes, o que favorece a manutenção da qualidade e quantidade da água (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006). O Quadro 3 traz algumas práticas sustentáveis que podem ser adotadas em áreas rurais. Nota-se que, em relação ao saneamento básico em pequenas propriedades rurais, o jardim filtrante e a fossa séptica biodigestora (tecnologias da Empresa Brasileira de Pesquisa Pecuária) são medidas que podem ser adotadas em propriedades rurais para controle da contaminação e poluição das águas superficiais e subterrâneas.

Quadro 3. Práticas sustentáveis para a agricultura.

Categoria	Práticas	Descrição
Caráter vegetativo: uso racional da vegetação para minimizar a ocorrência de processos erosivos	Culturas em faixas ou consórcio de culturas	Plantio de culturas em faixas que variam em largura, combinando plantas que fornecem pouca proteção ao solo com plantas que possuem crescimento denso, ocorrendo uma alternância anual.
	Faixa de vegetação permanente	Plantio de cordões de vegetação permanente com faixas de plantas perenes que apresentam crescimento denso, dispostas em nível em um determinado espaço horizontal.
	Plantio direto	Sistema de plantio onde a semeadura não remove o solo e não ocorre a remoção de restos vegetais ou palha, um sulco pequeno é aberto somente para garantir o contato da semente com o solo, auxiliando no controle da erosão superficial.
Caráter edáfico: práticas que realizam modificações nos sistemas de cultivo e controlam os processos erosivos, além de melhorar a fertilidade do solo	Adubação verde	Incorporação de plantas ao solo que auxiliam na melhora dos atributos do solo (matéria orgânica, condições físicas do solo), as leguminosas além de aumentarem os teores de matéria orgânica no solo, fixam também o nitrogênio (prática vegetativa).
	Adubação orgânica	Uso de resíduos orgânicos gerados pela produção animal e vegetal para compostagem.
Caráter mecânico: uso de estruturas artificiais que visam a quebra da velocidade de escoamento da água durante episódios de chuva e facilitam a infiltração	Controle da erosão associada a estradas	Correção de processos erosivos através de estruturas para captação das águas pluviais, utilizando barraginhas e distribuindo a água pluvial captada pelo leito da estrada. As estradas devem ser planejadas para atender em longo prazo as demandas de tráfego.
	Terraceamento agrícola	Construção de obstáculos físicos para o controle da erosão hídrica, reduzindo a velocidade da água pluvial e favorecendo sua infiltração no solo, levando em conta as características da propriedade rural.

Fonte: Adaptado de São Paulo (2011), Filizola et al. (2011), e Finkler (2013).

A implementação de Sistemas Agroflorestais (SAF) pode ser uma alternativa válida para a redução da fragilidade associada aos sistemas de produção tradicionais, já que permite a combinação de diferentes espécies (e.g. frutas, fixadoras de nitrogênio) e a sua integração com práticas agrícolas, contribuindo para a melhoria da qualidade do solo e controle biológico de pragas (LIMA et al., 2010; IWATA et al., 2012; MARTINS et al., 2013; SILVA et al., 2014). Nesse sentido, a agricultura de baixo carbono pode favorecer a elaboração de propostas que almejem a implementação de SAF.

Na sequência, o manejo de BH mistas envolve o emprego de medidas direcionadas para áreas rurais e urbanas. Deve-se optar por medidas que favoreçam a retenção do fluxo de água, controle dos processos erosivos, manutenção da vegetação nativa (principalmente nas áreas de maior declividade e zona ripária) e não descarga de efluentes nos corpos hídricos superficiais sem tratamento prévio eficiente (SILVA et al., 2017; SMITH; SILVA; BIAGIONI, 2019).

A vegetação nativa presente nas BHs é regulada pela LPVN, mecanismo normativo responsável por dispor sobre critérios de proteção. A recuperação das áreas degradadas, proteção de nascentes, integração com os fragmentos remanescentes (e.g. reservas legais) e proteção das áreas de recarga são essenciais para a manutenção da integridade da BH e continuidade da provisão dos serviços ecossistêmicos (i.e., benefícios que a sociedade obtém dos ecossistemas naturais).

O emprego da reabilitação para a recuperação das funções ecológicas e o emprego da eco-hidrologia para recuperação da vegetação em locais estratégicos do terreno, são táticas que podem contribuir efetivamente para a recuperação da vegetação nativa (THEILING, 1995; TAMBOSI et al., 2015) e uso racional da BH, já que quanto maior a complexidade da paisagem, melhor a sua resposta aos eventos de perturbação (TSCHARNTKE et al., 2012).

Claramente, o PBH apresenta um caráter multidisciplinar, possui várias vertentes (e.g. saneamento básico, urbanismo, meio ambiente, defesa civil, usos do solo, vegetação nativa) e abrange aspectos regionais que transcendem municípios (RODRIGUES, 2017). É preciso lidar com as mudanças climáticas, principalmente no que se refere à contaminação dos recursos hídricos e extremos hidrológicos (TUNDISI, 2008). A remoção de áreas naturais em função de outros usos da terra contribui para o aumento da emissão de GEE, situação que também, pode se intensificar conforme os usos da terra (SOUZA; PIZELLA, 2020). Verifica-se a necessidade de um plano que vise a recuperação das águas (SILVA et al., 2018, BETTERNCOURT et al., 2021).

Outro fator importante para o MBH é a consideração dos instrumentos de gestão ambiental, como o Plano Diretor (PD) e os zoneamentos (e.g. Zoneamento Ecológico Econômico, Zoneamento Ambiental, Zoneamento Agrícola), além dos instrumentos presentes na PNRH, Políticas Agrícolas e do futuro Plano Nacional de Desenvolvimento Regional, a ser desenvolvido pelo Ministério do Desenvolvimento Regional. O PD e demais formas de

zoneamento são, basicamente, elementos que mostram aptidões e restrições existentes em um determinado território mediante a consideração de uma série de fatores (e.g. tipos de solos, declividade, fragilidade ambiental, fatores climáticos), com o intuito de disciplinar o uso e cobertura da terra, mediante o estabelecimento de diretrizes e otimizar o uso dos recursos naturais, considerando a questão ecológica de cada localidade.

Outros instrumentos podem contribuir neste sentido, Strauch (2017) destaca que: a Política Nacional de Saneamento Básico influencia diretamente na qualidade da água; a Política de Defesa Civil pauta seus trabalhos na prevenção e mitigação de eventos extremos, bem como a recuperação; as Unidades de Conservação favorecem a proteção dos recursos hídricos; a Política Nacional da Irrigação auxilia no uso sustentável da água e terra; e a Política Agrícola adota a BH como unidade básica e busca a recuperação dos ambientes.

A proteção de ecossistemas aquáticos pode ser favorecida mediante a integração de políticas públicas (SILVA et al., 2019b), mas tal integração pode ser afetada em BH que possui uma área de drenagem que ultrapassa os limites administrativos do município. Nesta ótica, o planejamento regional pode auxiliar no processo de gestão das BHs inseridas em mais de um município, favorecendo, assim, a integração com outras políticas e instrumentos ambientais, promovendo os usos múltiplos da água e manejo das BHs (OLIVEIRA-ANDREOLI et al., 2019).

Seguindo uma lógica semelhante, o plano de recursos hídricos traz uma série de informações que auxiliam no MBH, visto que possui um conteúdo mínimo, além de apresentar ações para que os objetivos sejam atingidos e ser integrado com outras políticas (e.g. uso de cobertura do solo, zoneamentos). Ressalta-se que, a fiscalização por parte dos órgãos públicos é extremamente importante para a contemplação dos objetivos, e para o controle eficaz dos impactos ambientais decorrentes do desenvolvimento de atividades econômicas (e.g. saneamento ambiental adequado, gerenciamento de resíduos sólidos, adoção de tecnologias para controle da poluição).

O conjunto desses instrumentos possibilita o planejamento do território da BH, a sua articulação auxilia na implementação de estratégias de manejo nos diferentes níveis administrativos (i.e. Federal, Estadual e Municipal). É importante enfatizar que os componentes e processos que ocorrem na BH estão sendo considerados, assim como uma série de ações necessitam ser elaboradas mediante os objetivos a serem atingidos e mediante os

prognósticos/cenários obtidos. Deve-se evitar a contínua conversão de áreas naturais em outros usos da terra, ocorrência de processos erosivos e controlar a poluição/contaminação, medidas que exigem o envolvimento de produtores rurais, representantes das atividades industriais desenvolvidas na área de interesse, população e gestores públicos.

A drenagem da água nas BHs é um fator a ser considerado, devem ser empregadas técnicas que favoreçam a retenção da água no sistema. No meio urbano podem ser adotados Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana - *Sustainable Urban Drainage Systems* (e.g. obras para contenção do escoamento superficial, emprego de pavimento permeável, baixa impermeabilização, armazenamento temporário da água pluvial, valas de infiltração, telhado verde) (SMITH; SILVA; BIAGIONI, 2019).

A questão econômica ainda é um dificultador no gerenciamento de recursos hídricos, porém os recursos advindos da cobrança da água podem favorecer investimentos relacionados a recuperação dos corpos aquáticos (NEVES; PEREIRA; FOWLER, 2007). Sendo assim, esse instrumento de política ambiental possibilita a implementação de estratégias direcionadas ao MBH. A obtenção desses recursos pode ser proveniente de fundos específicos, criados por mecanismos, dispositivos ou através da participação em projetos (e.g. Plantando Águas), assim como podem ser obtidos através dos usuários de água e atividades potencialmente poluidoras. O município desempenha um papel muito importante no gerenciamento de recursos hídricos devido a sua interação com outros atores na BH, além das articulações de medidas que possuem caráter conservacionista ou preservacionista no ordenamento do território (CARNEIRO; CARDOSO; AZEVEDO, 2008).

O comprometimento da qualidade da água, a ocorrência de chuvas abaixo da média e a baixa disponibilidade hídrica afeta a oferta para as BHs (JACOBI; CIBIM; LEÃO, 2015). É importante considerar a vazão outorgada e o balanço existente entre oferta e demanda, situação que exige a verificação da Curva de Permanência da BH (ABREU; TONELLO, 2018). Ademais, é preciso identificar conflitos pelo uso da água, avaliação da oferta e demanda futura, análise do contexto regional e a identificação da estrutura institucional (RIBEIRO et al., 2019).

O Pagamento por Serviços Ambientais é um instrumento de grande valia para a sustentabilidade socioeconômica e ambiental nas BHs, visto a geração de recursos que podem ser repassados aos protetores e contribuição para a manutenção da qualidade da água (HUPFER; CHAVES, 2017). A aprovação da Lei n° 14.119, que trata desta matéria, poderá

auxiliar na promoção de melhorias quando devidamente regulamentada. Tal situação pode favorecer a implementação dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e do Acordo Climático de Paris, visto a otimização proporcionada nas paisagens pelos recursos financeiros (SANTOS et al., 2020).

MONITORAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

Ainda no que tange ao manejo de bacias hidrográficas e GRH, é preciso enfatizar a necessidade de adoção de medidas que permitam o entendimento dos padrões existentes na paisagem e dos processos ecológicos que ocorrem nas BHs. A qualidade da água acaba sendo comprometida em função dos diferentes usos da terra (e.g. áreas agrícolas, industriais, áreas urbanas), devido à poluição (UUEMMA; ROOSAARE; MANDER, 2007; SOUZA; PIZELLA, 2020) e outras ações antropogênicas.

A entrada de compostos nos ambientes aquáticos, oriundos de áreas antropogênicas, ocasiona mudanças diretas na qualidade e quantidade dos recursos hídricos, conferem mudanças no ambiente físico e nos componentes biológicos (MACHADO et al., 2020). Assim, quando abordamos o monitoramento de recursos hídricos, é fundamental realizar análises nos corpos hídricos e na BH como um todo, que podem ser por meio, respectivamente, do monitoramento limnológico e indicadores da paisagem

A avaliação da qualidade da água é um procedimento necessário para a caracterização inicial de um determinado corpo hídrico. Cabe salientar que, a qualidade depende da finalidade de seu uso, cuja destinação pode ser para o abastecimento público ou, até mesmo, a verificação da interferência ocasionada pelo descarte de efluentes advindos de processos industriais. O monitoramento limnológico fornece subsídios para a tomada de decisão e demanda o conhecimento técnico e pesquisa científica, já que as alterações da qualidade da água envolvem fatores antropogênicos ou mesmo naturais, que podem inviabilizar os ecossistemas aquáticos continentais (MAROTTA; SANTOS; ENRICH-PRAST, 2008; GONZALES-INCA et al., 2015).

Um diagnóstico eficiente é necessário para a resolução dos problemas relacionados à gestão inadequada dos recursos hídricos, principalmente por auxiliar no manejo e uso dos mesmos (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). Para tanto, campanhas de amostragem devem ser realizadas de modo a verificar a situação em que o ambiente alvo de análise se

encontra. Usualmente, as amostragens de água e/ou sedimento ocorrem considerando o ciclo hidrológico: durante a estação chuvosa (verão) e de estiagem (inverno), uma vez que o nível de água presente no ecossistema aquático e a temperatura do ambiente sofrem variações, devido à sazonalidade. Além do gradiente temporal (i.e., período chuvoso e seco), costuma-se realizar a amostragem considerando um gradiente longitudinal, isto é, coletas de águas são realizadas em vários pontos distintos do mesmo corpo hídrico com o intuito de verificar alterações e suas possíveis causas associadas.

A modelagem matemática pode auxiliar no monitoramento dos sistemas aquáticos. Tal ferramenta visa construir um modelo que verifique mudanças na qualidade da água, tendo em consideração condições iniciais, a dependência das simulações/fenômenos e o impacto final (ZIEMIŃSKA-STOLARSKA; SKRZYPSKI, 2012). Pesquisas anteriores reconheceram o uso da modelagem matemática na avaliação da qualidade da água (WARD; LINCH, 1996; XU et al., 2017, CRESPO et al., 2018, BIANCHINI JR. et al., 2019, CHEN et al., 2019, ABSALON et al., 2020). Conforme demonstrado, a modelagem matemática parece ser uma forma robusta de verificar o impacto das atividades antropogênicas nos corpos hídricos, principalmente a perda da qualidade da água, e apontar os principais fatores determinantes para mudanças nas variáveis limnológicas e estratégias de otimização.

Considerando os resultados dos processos de modelagem, ações podem ser formuladas visando a redução de insumos nos sistemas aquáticos, a influência da ação humana na qualidade da água, formulação de planos e identificação de áreas prioritárias para restauração (ANDERSON et al., 1998; WESTPHAL; CHAPRA; SUNG, 2004; ZHOU et al., 2016). Além disso, fatores como benefícios econômicos potenciais, capacidade de armazenamento, o impacto das mudanças climáticas e a dinâmica das variáveis biogeoquímicas nos corpos hídricos podem ser verificados (NOVER et al. 2019; SINISCALCHI et al., 2020).

O monitoramento e a gestão dos recursos hídricos requerem diferentes métodos, e os métodos padronizados permitem uma avaliação abrangente e sistemática (MILES, 2008). Hoje em dia, o ciclo iterativo de monitoramento-modelagem-avaliação (planejar, agir, avaliar e responder) contribui para o gerenciamento adaptativo, promove a redução da incerteza ambiental e ajuda a compreender questões relacionadas à qualidade da água do reservatório (ARHONDITSIS et al., 2019).

Assim, as ferramentas básicas da qualidade geralmente utilizadas em diversos processos podem atender a múltiplos propósitos, o que é favorável à gestão do sistema, melhoria de status e processo de tomada de decisão (SOKOVIĆ et al., 2009). As operações padrão podem garantir a consistência da qualidade nos procedimentos de monitoramento. Esses métodos ajudam a atingir as metas e permitem a verificação de efeitos adversos nas áreas-alvo, aprimorando as capacidades de solução de problemas e melhoria da qualidade (MILES, 2008).

O ciclo *Plan-Do-Check-Act* (PDCA) melhora a gestão da água em diferentes níveis e aborda desafios considerando a melhoria contínua e a água potável segura, bem como a conformidade do sistema de água potável (BERESKIE; RODRIGUEZ; SADIQ, 2017). O ciclo PDCA não é apenas uma ferramenta, mas também um conceito que contribui para a melhoria de processos e subsidia a redução de impactos ambientais e custos (REALYVÁSQUEZ-VARGAS et al., 2018). Na literatura, existem estudos que abordam a aplicação do ciclo PDCA para gestão da água, como no Canadá (BERESKIE; RODRIGUEZ; SADIQ, 2017) e na China (HUANG et al., 2019; MEI et al., 2019), mas no Brasil, o ciclo PDCA é aplicado na indústria e nos serviços de saúde, evidenciando a carência de estudos relacionados à gestão da água.

Considerando sua contribuição em cada etapa, as ferramentas básicas da qualidade estão relacionadas ao ciclo PDCA. Ferramentas como listas de verificação (*checklist* ou *check sheet*), gráficos de Pareto e gráficos de Ishikawa suportam o ciclo PDCA (REALYVÁSQUEZ-VARGAS et al., 2018). Levando em consideração os dados de monitoramento limnológico dos reservatórios e as diretrizes de qualidade da água, as análises de não conformidade podem verificar a interferência humana, incluindo impactos na paisagem (CUNHA et al., 2013). Portanto, considerando a determinação da causa raiz do problema e o desenvolvimento da estratégia, ferramentas de qualidade adequadas são essenciais para melhorar o plano de manejo (SOKOVIC; PAVLETIC; PIPAN, 2010, REALYVÁSQUEZ-VARGAS et al., 2018).

As ferramentas de gestão da qualidade podem ser aplicadas mesmo em situações cotidianas e de produção mais limpa (BAMFORD; GREATBANKS, 2005; SILVA et al., 2013). O ciclo PDCA é uma estratégia de melhoria da qualidade sistêmica geralmente usada nos setores de manufatura e saúde, para os quais as ferramentas de qualidade (BAUER; DUFFY; WESTCOTT, 2005; REALYVÁSQUEZ-VARGAS et al., 2018; KNUDSEN et al., 2019; ISNIAH; PURBA, 2021) contribuem para a implementação do ciclo e auxilia na melhoria da qualidade da água. No Canadá, o ciclo PDCA foi aplicado à gestão da água potável incorporando a estrutura de governança e proporcionando oportunidades de melhorias

(BERESKIE; RODRIGUEZ; SADIQ, 2017). Na China, o ciclo foi utilizado para o projeto de reabilitação do rio Maozhou visando a gestão da segurança (HUANG et al., 2019) e para um monitoramento emergencial do lago barreira (MEI et al., 2019).

INDICADORES DE PAISAGEM

Na literatura, é evidente a forte relação existente entre a composição da paisagem e sua influência sobre a qualidade da água (O'NEILL et al., 1997; GERGEL et al., 2002; GERGEL, 2005; LATHROP; TULLOCH; HATFIELD, 2007; AMIRI; NAKANE, 2009; CHEN et al., 2009; PETTY et al., 2010; QIU; TURNER, 2015; BUMA; LIVNEH, 2017; PAULA et al., 2018; ZHANG; LIU; HOU, 2018; IKEMATSU et al., 2020). Os indicadores de paisagem desempenham um importante papel por permitirem a verificação dos impactos humanos sobre os recursos hídricos e quais os usos da terra relacionados com a deterioração da qualidade da água, como também a variabilidade físico-química dos ambientes e o fornecimento de bases para a manutenção da integridade da BH (GERGEL, 2002; GERGEL et al., 2005).

As áreas naturais, em especial as zonas ripárias, desempenham várias funções ambientais e participam da provisão de serviços ecossistêmicos (retenção sedimentos, purificação da água, estabilidade das margens) e são indispensáveis para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos (IKEMATSU et al., 2020). Alterações da cobertura vegetal impactam diretamente no balanço hídrico, então este componente da paisagem é útil para se verificar os distúrbios nas BHs (DOSSKEY et al., 2010, BUMA; LIVNEH, 2017). Neste sentido, nota-se que o planejamento da paisagem auxilia no monitoramento de mudanças e no controle das fontes responsáveis pelas alterações limnológicas (CHEN et al., 2009). O indicador de paisagem Hemerobia pode ser de grande valia para a constatação do grau de naturalidade e artificialidade das BHs, subsidiando a tomada de decisão e o desenho de medidas de manejo.

A Hemerobia foi um indicador proposto por Jalas durante o ano de 1955, com o intuito de se constatar o grau de proximidade existente com o natural, além de apontar a capacidade de regulação dos distúrbios pelas unidades que constituem a paisagem (WALZ; STEIN, 2014). A Hemerobia reflete a naturalidade da paisagem através de uma escala (Quadro 4), além disso, consegue refletir o grau de interferência antropogênica, a dependência do manejo humano e a dependência tecnológica. Conforme a estrutura da biocenose, é possível se verificar o grau de

distúrbios ocasionados pela ação antropogênica (SUKOPP, 2003). Outrossim, uma descrição acerca da biodiversidade também pode ser obtida por meio da Hemerobia, visto a consideração dos reflexos da ação antropogênica sobre o meio abiótico e biótico (RÜDISSER; TASSER; TAPPEINER, 2012).

Quadro 4. Graus de hemerobia, naturalidade e sua respectiva descrição.

HEMEROBIA	NATURALIDADE	DESCRIÇÃO
Ahemerobiótico	Natural	Sistemas caracterizados por nenhuma ou mínima alteração (e.g. influência de processos globais), dotado de grande capacidade de autorregulação e com baixíssima ou nenhuma interferência antropogênica e dependência tecnológica
Oligohemerobiótico	Próximo ao Natural	Sistemas semelhantes ao anterior, possuem a estrutura e funcionamento ecológico esperado, porém com maior grau de interferência antropogênica e dependência tecnológica
Mesohemerobiótico	Semi-Natural	Sistemas em que os ecossistemas naturais característicos não ocorrem mais, sofreram modificações e se tornaram novos ecossistemas em função da interferência antropogênica, é marcado pela artificialização parcial, apresenta baixa dependência tecnológica e uma limitada capacidade de autorregulação
Euhemerobiótico	Alterado	Sistemas modificados e marcados pelo domínio do agronegócio, assim como uma forte dependência tecnológica e necessidade de manejo, apresenta uma moderada a forte interferência antropogênica e baixa capacidade de autorregulação
Polihemerobiótico	Cultural	Sistemas que englobam áreas de mineração, áreas peri-urbanas e de transição (rural-urbano), caracterizada pela redução dos elementos naturais, bem como uma forte dependência de manejo, uma alta interferência antropogênica e dependência energética
Metahemerobiótico	Artificial	Sistemas artificiais com selamento do solo $\geq 30\%$, criados totalmente pelos humanos e dependente do seu manejo, estando sob forte interferência antropogênica e marcados pela completa destruição das biocenoses, além de uma alta dependência tecnológica

Fonte: Blume e Sukopp (1976), Habber (1990), Rüdissler, Tasser e Tappeiner (2012), Walz e Stein (2014).

O Grau de Hemerobia é uma ferramenta útil para a avaliação da estrutura da paisagem e a sua influência sobre a qualidade da água, já que áreas com maiores graus de Hemerobia (e.g. Polihemerobiótico, Metahemerobiótico) tendem a influenciar negativamente a qualidade da água, em função das desregulações que ocorrem nos ecossistemas, principalmente na sua estrutura e metabolismo (SILVA et al., 2017; FERREIRA et al., 2018). Desta forma, este indicador de paisagem constitui uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas, uma vez que, pode se verificar as áreas com maior desregulação e se adotar medidas que visem salvaguardar os ambientes com maior grau de naturalidade, impedindo a homogeneização da paisagem.

Logo, evidencia-se a necessidade de criação de ‘paisagens multifuncionais’, pautadas na condução de um manejo adequado das áreas alteradas que influenciam diretamente na qualidade e quantidade da água, localidades que podem ser consideradas *hotspots* de mudança. Uma paisagem heterogênea exerce influência sobre os serviços ecossistêmicos, nas BHs, é de vital importância a manutenção das áreas naturais e para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos (QIU; TURNER, 2015). A impermeabilização de mais de 30% da bacia hidrográfica acarreta na deterioração da qualidade da água, situação que torna preciso a implementação de políticas que auxiliem na manutenção da paisagem (LATHROP; TULLOCH; HATFIELD, 2007).

REFERÊNCIAS

ABREU, M. C.; TONELLO, K. C. Disponibilidade e demanda hídrica na bacia do rio Sorocaba, Brasil: um alerta à gestão dos recursos hídricos. **Sociedade & Natureza**, v. 30, p. 209-232, 2018.

ABSALON, D.; MATYSIK, M.; WOZNICA, A.; LOZOWSKI, B.; JAROSZ, W.; ULANCZYK, R.; BABCZYNSKA, A.; PASIERBINSKI, A. Multi-Faceted Environmental Analysis to Improve the Quality of Anthropogenic Water Reservoirs (Paprocany Reservoir Case Study). **Sensors**, v. 20, n. 9, p. 1-30, 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília, 2002, 32p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **O que é o SINGREH?**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/aguas-no-brasil/sistema-de-gerenciamento-de-recursos-hidricos/o-que-e-o-singreh>>. Acesso em 26 de abril 2020.

AMIRI, B. J.; NAKANE, K. Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku district of Japan. **Water resources management**, v. 23, p. 931–956, 2009.

ANDERSON, M. A.; STEWART, M. H.; YATES, M. V.; GERBA, C. P. Modeling the impact of body-contact recreation on pathogen concentrations in a source drinking water reservoir. **Water Research**, v. 32, p. 3293–3306, 1998.

ARHONDITSIS, G. B. et al. Castles built on sand or predictive limnology in action? Part A: Evaluation of an integrated modelling framework to guide adaptive management implementation in Lake Erie. **Ecological Informatics**, v. 53, p. 100968, 2019.

AZNAR, F.; SANTOS, L.; SILVA, M., ARAÚJO, R. A influência do uso e ocupação do solo na análise das variáveis limnológicas no ponto de monitoramento Stan 02700 do Rio Santo Anastácio, município de Piquerobi–SP. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 16, n. 3, p. 1-14, 2020.

- BAMFORD, David R.; GREATBANKS, Richard W. The use of quality management tools and techniques: a study of application in everyday situations. **International Journal of Quality & Reliability Management**, v. 22, n. 4, 376-392, 2005.
- BETTENCOURT, P.; FULGÊNCIO, C.; GRADE, M.; WASSERMAN, J. C. A comparison between the European and the Brazilian models for management and diagnosis of river basins. **Water Policy**, v. 23, n. 1, p. 58-76, 2021.
- BERESKIE, T.; RODRIGUEZ, M. J.; SADIQ, R. Drinking water management and governance in Canada: an innovative Plan-Do-Check-Act (PDCA) framework for a safe drinking water supply. **Environmental Management**, v. 60, n. 2, p. 243-262, 2017.
- BIANCHINI JR, I.; FUSHITA, Â. T.; CUNHA-SANTINO, M. B. Evaluating the retention capacity of a new subtropical run-of-river reservoir. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 191, n. 3, p. 1-15, 2019.
- BLUME, H. P.; SUKOPP, H. Ecological significance of anthropogenic soil changes. **Schriftenreihe fur Vegetationskunde**, v. 10, p. 75-89, 1976.
- BOZELLI, R. L., FARIAS, D. S., LIMA, S. K. F., LIRA, R. T. S., NOVA, C. C., SETUBAL, R. B., SODRÉ, E. O. Pequenas áreas úmidas: importância para a conservação e gestão da biodiversidade brasileira. **Diversidade e Gestão**, v. 2, p. 122 – 138, 2019.
- BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934 - Decreta o Código de Águas**. Disponível em: < <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-24643-10-julho-1934-498122-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em 20 de dezembro de 2020.
- BRASIL. **Lei Federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997 - Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>. Acesso em 20 de dezembro de 2020.
- BRESSIANI, D. A. et al. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9–35, 31 maio 2015.
- BRITO, F. M.; MIRAGLIA, S. G. EL Khouri; SEMENSATTO, D. Ecosystem services of the Guarapiranga Reservoir watershed (São Paulo, Brazil): value of water supply and implications for management strategies. **International Journal of Urban Sustainable Development**, v. 10, n. 1, p. 49-59, 2018.
- BUMA, B.; LIVNEH, B. Key landscape and biotic indicators of watersheds sensitivity to forest disturbance identified using remote sensing and historical hydrography data. **Environmental Research Letters**, v. 12, 074028, 2017.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, p. 465-473, 2003.
- CARNEIRO, P. R. F.; CARDOSO, A. L.; AZEVEDO, J. P. S. O planejamento do uso do solo urbano e a gestão de bacias hidrográficas: o caso da bacia dos rios Iguaçu/Sarapuí na Baixada Fluminense. **Cadernos Metrópole**, n. 19, p. 165-190, 2008.

CARVALHO, A. T. F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 1, n. 42, p. 140-161, 2020.

CASTRO, F. V. F.; ALVARENGA, L. J.; MAGALHÃES JR.; A. P. A Política Nacional de Recursos Hídricos e a gestão de conflitos em uma nova territorialidade. **Geografias**, v. 1, n. 1, 37-50, 2005.

CHEN, L.; TIAN, H.; FU, B.; ZHAO, X. Development of a new index for integrating landscape patterns with ecological processes at watershed scale. **Chinese Geographical Science**, v. 19, p. 37–45, 2009.

CHEN, Z.; HUANG, P.; ZHANG, Z. Interaction between carbon dioxide emissions and eutrophication in a drinking water reservoir: A three-dimensional ecological modeling approach. **Science of the Total Environment**, v. 663, p. 369–379, 2019.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **O que é gestão de recursos hídricos?** Disponível em: <<http://cbhsaofrancisco.org.br/2017/o-que-e-gestao-de-recursos-hidricos/>>. Acesso em 26 de dezembro de 2020.

CRESPO, M.; ORSONI, J.; BORTOLI, J.; RAPAPORT, A.; ROUSSEAU, A.; JAUZEIN, V. Optimal discharge locations to refill hydric reservoirs with reused water-application to the Jaunay lake case study. **Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science**, v. 31, n. 4, p. 377–385, 2018.

CUNHA, D. G. F. et al. CONAMA Framework Resolution 357/2005: spatial and temporal analysis of water quality legal compliances in rivers and reservoirs from São Paulo state, Brazil (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

CUNHA-SANTINO, M B., BIANCHINI JR, I, 2010. **Ciências do ambiente: conceitos básicos em ecologia e poluição**. São Carlos: EdUFSCar, 2010, 179 p.

CUTTS, B. B.; GREENLEE, A. J.; PROCHASKA, N. K.; CHANTRILL, C. V.; CONTRACTOR, A. B.; WILHOIT, J. M.; ABTS, N.; HORNIK, K. Is a clean river fun for all? Recognizing social vulnerability in watershed planning. **PLOS One**, v. 13, n. 5, p. e0196416, 2018.

DOSSKEY, M. G.; VIDON, P.; GURWICK, N. P.; ALLAN, C. J.; DUVAL, T.; LOWRANCE, R. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, p. 261-277, 2010.

DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ, M.; ZAVALA-CRUZ, J.; RINCÓN-RAMÍREZ, J. A.; MARTÍNEZ-ZURIMENDI, P. Management Strategies for the conservation, restoration and utilization of mangroves in Southeastern Mexico. **Wetlands**, v. 39, p. 907-919, 2019.

DUARTE, C. G.; MALHEIROS, T. F.; GRISOTTO, L. E. G.; ÁVILA, R. D. Legislação e gestão de recursos hídricos nas áreas de mananciais da Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 3, p. 245-257, 2010.

FERREIRA, C. S.; SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. River Monjolinho Watershed: water quality, sediment and Hemeroby Index. **Ambiência**, v. 14, n. 3, p. 522–538, 2018.

- FILIZOLA, H. F. et al. Controle dos Processos Erosivos Lineares (ravinas e voçorocas) em Áreas de Solos Arenosos. **Circular Técnica**, Jaguariúna, SP, 2011.
- FINKLER, R. **Planejamento, manejo e gestão de bacias**. Agência Nacional de Águas, Brasília, 2013.
- FOLETO, E. M. O contexto dos instrumentos de gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil. **Geoambiente**, v. 30, p. 39-59, 2018.
- GALVÃO, J.; BERMAN, C. Crise hídrica e energia: conflitos no uso múltiplo das águas. **Estudos Avançados**, v. 29, p. 43-68, 2015.
- GERGEL, S. E. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? **Landscape Ecology**, v. 20, p. 177–189, 2005.
- GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Sciences**, v. 64, p. 118–128, 2002.
- GOMES, J. L.; BARBIERI, J. C. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no Estado de São Paulo: um novo modelo de política pública. **Cadernos EBAPE.BR**, v. 2, p. 01-21, 2004.
- GONZALES-INCA, C. A.; KALLIOLA, R.; KIRKKALA, T.; KIRKKALA, T.; LEPISTÖ, A. Multiscale Landscape Pattern Affecting on Stream Water Quality in Agricultural Watershed, SW Finland. **Water Resources Management**, v. 29, p. 1669–1682, 2015.
- GUSMÃO, P.P., PAVÃO, B.B.M. Gestão das águas, comitês de bacias hidrográficas e resolução de conflitos ambientais. **Ambientes: Revista de Geografia e Ecologia Política**, v. 1, p. 38 – 77, 2019.
- HABER, W. Using Landscape Ecology in Planning and Management. In: Zonneveld, I.S.; Forman, R.T.T. (Eds.). **Changing Landscapes: an ecological perspective**. Springer-Verlag, New York, pp 217-232, 1990.
- HUANG, W. D. et al. Application of causal analysis to the safety management of urban water environment treatment project. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2019. p. 012161.
- HUPFFER, H. M.; CHAVES, I. R. Mecanismos de incentivo econômico: o exemplo privilegiado do programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). In: STRAUCH, M., BERWING, J. A. (Org.). **Gestão de bacias hidrográficas: bases legais**. Perse, São Paulo, 2017, pp. 52 - 84.
- IKEMATSU, P.; BITAR, O. Y.; LONGO, M. H. C.; CAMPOS, S. J. A. M.; FERREIRA, A. L. Análise da função ambiental das áreas de preservação permanente na avaliação de empreendimentos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 55, p. 1-18, 2020.
- IORIS, A.A.R. Passado e presente da Política de Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil. **Finisterra**, v. 82, p. 87 – 99, 2006.
- IPBES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 2019. 1148 pp.

ISNIAH, S.; PURBA, H. H. The application of using statistical process control (SPC) method: literature review and research issues. **Spektrum Industri**, v, 19, n. 2, p. 125-133, 2021.

IWATA, B. F.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; GEHRING, C.; CAMPOS, L. P. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n° 7, p. 730 - 738, 2012.

JACOBI, P.R.; CIBIM, J.; LEÃO, R.S. Crise hídrica na Macrometrópole Paulista e respostas da sociedade civil. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, 2015.

JACOBI, P. R., FRACALANZA, A. P., SILVA-SÁNCHEZ, S. Governança da água e inovação na política de recuperação de recursos hídricos na cidade de São Paulo. **Cadernos MetrÓpole**, v. 17, p. 61-81, 2015.

KNUDSEN, S. V. et al. Can quality improvement improve the quality of care? A systematic review of reported effects and methodological rigor in plan-do-study-act projects. **BMC health services research**, v. 19, n. 1, p. 1-10, 2019.

LATHROP, R. G.; TULLOCH, D. L.; HATFIELD, C. Consequences of land use change in the New York–New Jersey Highlands, USA: Landscape indicators of forest and watershed integrity. **Landscape and Urban Planning, Studying Landscape Change: Indicators, Assessment and Application**, v. 79, p. 150-159, 2007.

LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E.; FERREIRA, M. E.; NOGUEIRA, S. H.; WITTMANN, F.; DIAS, M. S.; DAGOSTA, F. C. P.; BAYER, M. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 9, p. e77, 2019.

LIMA, S. S.; LEITE, L. F. C.; AQUINO, A. M.; OLIVEIRA, FRANCISCO DAS CHAGAS; CASTRO, A. A. J. F. Estoques da serapilheira acumulada e teores de nutrientes em Argissolo sob manejo agroflorestal no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v.34, p.75 - 84, 2010

MACHADO, A. B.; FESKA, L. R.; OSORIO, D. M. M.; BERLESE, D. B. Nanopartículas no ambiente aquático – da produção ao tratamento da água: uma revisão. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 55, p. 61-71, 2020.

MANCINI, R. M. O. M.; JACOBI, P. R. Environmental Sustainability and integration in water resources policy in Brazil: inseparable issues. **Brazilian Journal of Environmental Sciences**, v. 55, n. 3, p. 298-312, 2020.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, p. 67-79, 2008.

MARTINS, J. C. R.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SANTOS, A. F.; NAGAI, M. A. Produtividade de biomassa em sistemas agroflorestais e tradicionais no Cariri Paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n° 6, p. 581 - 587, 2013.

MEI, J. Y.; ZHANG, M. B.; ZHOU, B. Research on the hydrological emergency monitoring system of high-risk Barrier Lake based on PDCA theory. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2019. p. 012103.

MELO, G. K. R. M. M.; MARACAJ, K. F. B.; DANTAS NETO, J. **Histórico evolutivo legal dos recursos hídricos no Brasil: uma análise da legislação sobre a gestão dos recursos hídricos a partir da história ambiental**. In: *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XV, n. 100, maio 2012. Disponível em: <

http://www.ambitojuridico.com.br/site/?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=11606>. Acesso em dez 2018

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; VETTORAZZI, C. A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, 2018.

MILES, E. J. The SSC cycle: a PDCA approach to address site-specific characteristics in a continuous shallow water quality monitoring project. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 10, n. 5, p. 604-611, 2008.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005, 137 pp.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/plano-nacional-de-recursos-hidricos-1/Plano%20de%20Acao%20e%20Anexo%20Normativo%20para%20apreciacao%20do%20CNRH/plano-de-acao_pnrhv2022paracnrh.pdf>. Acesso em: 21 de março de 2022.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno Setorial de Recursos Hídricos: Agropecuária**. Secretaria de Recursos Hídricos – Brasília, 2006, 96 p.

MURALIKRISHNA, I. V.; MANICKAM, V. Chapter One - Introduction. In: MURALIKRISHNA, I. V.; MANICKAM, V. (Eds.). **Environmental Management**. [s.l.] Butterworth-Heinemann, 2017. p. 1–4.

NEVES, M. A.; PEREIRA, S.; FOWLER, H. G. Impactos do sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos na bacia do Rio Jundiá (SP). **Ambiente & Sociedade**, v. 10, p. 149-160, 2007.

NGUYEN, L. H.; MOHAN, G.; JIAN, P.; TAKEMOTO, K.; FUKUSHI, K. Low-Carbon watershed management: potential of greenhouse gas reductions from wastewater treatment in rural Vietnam. **The Scientific World Journal**, p. 1-12, 2016.

NOVER, D. M.; DOGAN, M. S.; RAGATZ, R.; BOOTH, L.; MEDELLÍN-AZUARA, J.; LUND, J. R.; VIERS, J. H. Does More Storage Give California More Water? **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 55, n. 3, p. 759–771, 2019.

OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; SILVA, F. L.; LÓPEZ, F. M. A.; MACHADO, R.; TEODORO, C.; BIANCHINI JÚNIOR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, A. T.; CRESTANA, S. A importância do planejamento regional para a manutenção dos usos múltiplos da água em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 52, p. 16-27, 2019.

O'NEILL, R.V.; HUNSAKER, C. T.; JONES, B.; RIITERS, K. H.; WICKHAM, J. D.; SCHWARTZ, P. M.; GOODMAN, I. A.; JACKSON, B. L.; BAILLARGEON, W. S. Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale: Using landscape indicators to assess

biotic diversity, watershed integrity, and landscape stability. **BioScience**, v. 47, p. 513-519, 1997.

PAES, R. P.; OLIVEIRA-SILVA, G. C. Aplicação de tecnologias de conservação do uso da água através do reúso - estudo de Caso Cuiabá, MT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, 97-107, 2010.

PAULA, F. R.; GERHARD, P.; FERRAZ, S. F. B.; WENGER, S. J. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1181-1191, 2018.

PASQUALETTO, A.; LO PRESTI, D.; ROVAI, M.; MURO, A. Comparison of Water Resources Policies between Brazil and Italy. **Laws**, v. 8, n. 4, p. 32, 2019.

PAVÃO, B.B.M.; NASCIMENTO, E. P. Crise hídrico como unidade analítica sobre a regulação das águas brasileiras. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 52, p. 1-20, 2019.

PEIXOTO, F. S.; SILVEIRA, R. N. C. M. Bacia hidrográfica: tendências e perspectivas da aplicabilidade no meio urbano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 03, p. 840-853, 2017.

PERIOTTO, N.A.; TUNDISI, J. G. Ecosystem services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of damns multiple-uses. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 471-482, 2013.

PETTY, J. T.; FULTON, J. B.; STRAGER, M. P.; MEROVICH, G. T.; STILES, J. M.; ZIEMKIEWICZ, P. F. Landscape indicators and thresholds of stream ecological impairment in an intensively mined Appalachian watershed. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, 1292-1309, 2010.

PINHEIRO, J. A. C.; DIAS, H. C. T.; PAIVA, H. N.; SILVA, C. M.; FERNANDES FILHO, E. I.; OLIVEIRA NETO, S. N.; BARBOSA, R. A. Processos hidrológicos na bacia hidrográfica do Córrego Zerede em Timóteo - MG. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 4, p. 1658-1671, 2019.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (Org.) **Conceitos de bacias hidrográficas: terias e aplicações**. Ilhéus, Editus, 2002, pp. 8 - 27.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

POUSA, R.; COSTA, M. H.; PIMENTA, F. M.; FONTES, V. C.; BRITO, V. F. A.; CASTRO, M. Climate Change and Intense Irrigation Growth in Western Bahia, Brazil: The Urgent Need for Hydroclimatic Monitoring. **Water**, v. 11, n. 5, p. 933, 2019.

QIU, J.; TURNER, M. G. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. **Ecosphere**, v. 6, p. 1-19, 2015.

REALYVÁSQUEZ-VARGAS, A.; ARREDONDO-SOTO, K. C.; CARRILLO-GUTIÉRREZ, T.; RAVELO, G. Applying the Plan-Do-Check-Act (PDCA) Cycle to Reduce the Defects in the Manufacturing Industry. A Case Study. **Applied Sciences**, v. 8, p. 2181, 2018.

RIBEIRO, W. Dossiê: água, política e natureza. **Ambientes: Revista de Geografia e Ecologia Política**, v. 1, n. 2, p. 9 - 10, 2019.

RIBEIRO, W.C.; SANTOS, C.L.S.; SILVA, L.P.B. Conflito pela água, entre a escassez e a abundância: marcos teóricos. **Ambientes: Revista de Geografia e Ecologia Política**, v. 1, n. 2, p. 11 – 37, 2019.

RODRIGUES, R.S. Planejamento integrado (ambiental, hídrico, saneamento, uso e ocupação do solo). In: STRAUCH, M.; BERWING, J. A. (Org.) **Gestão de bacias hidrográficas: bases legais**. São Paulo, Perse, 2017. p. 191 - 204.

ROSSI, R. A.; SANTOS, E. Conflito e regulação das águas no Brasil - a experiência do Salitre. **Caderno CRH**, v. 31, n. 82, p. 151-167, 2018.

RÜDISSER, J.; TASSER, E.; TAPPEINER, U. Distance to nature - a new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, v. 15, p. 208-216, 2012.

SANTOS, F. A. M.; COLEHO-JÚNIOR, M. G.; CARDOSO, J. C.; BASSO, V. M.; MARQUES, A. L. P.; SILVA, E. M. R. Program Outcomes of Payments for Watershed Services in Brazilian Atlantic Forest: How to Evaluate to Improve Decision-Making and the Socio-Environmental Benefits. **Water**, v. 12, p. 1-24, 2020.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente/ Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. **Agricultura Sustentável**. São Paulo: SMA, 2011

SCHLOSSER, I. J.; KARR, J. R. Water quality agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during base flow. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 17, p. 233-240, 1981.

SHAMSODDINI, S.; EMAMI, S.N., BAHMANI, S. Analyzing effective factors on rural participation in watershed management activities (Case study: Cheshmeh Zainal Broujen). **Iranian Journal of Watershed Management Science**, v. 13, n. 46, p. 102-111, 2019.

SILVA, A.; FONSECA, A.; MONTEIRO, J.; SANTOS, L. A gestão e monitoramento das águas: uma abordagem das legislações em Portugal e Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 4, p. 1512-1525, 2018.

SILVA, D. A. L.; DELAI, I.; CASTRO, M. A. S.; OMETTO, A. R. Quality tools applied to cleaner production programs: a first approach toward a new methodology. **Journal of Cleaner Production**, 47, 174-187, 2013.

SILVA, F. L. **Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada para o manejo**. Dissertação (Mestrado). São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 2018.

SILVA, F. L.; AGUIAR-LÓPEZ, F. M.; MACHADO, R.; OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; FUSHITA, Â. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JÚNIOR, I. an approach to verify naturalness loss and its relation with ecosystems services in Brazilian Cerrado: Implications to Management. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 10, n. 2, p. 55-74, 2022.

SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; BIANCHINI JR., I., CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade dos sedimentos do rio Monjolinho: índice de geoacumulação. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 4, 79-87, 2016.

SILVA, F. L., OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z., MACHADO, R., TEODORO, C.C., LÓPEZ, F. M. A., FUSHITA, A. T., CUNHA-SANTINO, M. B., BIANCHINI JR, I. Aspects that should be considered in a possible revision of the Brazilian Guideline Conama Resolution 357/05. **MOJ Ecology & Environmental Sciences**, v. 4, n. 5, p. 195-197, 2019.

SILVA, F. L.; SILVA, G. C.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade das águas e hemerobia da bacia do córrego do Mineirinho, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 6, p. 1921-1933, 2017.

SILVA, F. L.; STEFANI, M. S.; SMITH, W. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. The municipality role in Brazilian wetlands conservation: the establishment of connections among the Master Plan, the National Hydric Resources Policy and two international strategic plans. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, p. 2193-2203, 2019.

SILVA, F. L.; SMITH, W. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. Método não monetário para a avaliação dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas em áreas urbanas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 1, p. 1-8, 2019.

SILVA, J. P.; SILVA R. C.; FRANCO, F. S.; LOPES, P. R. Sistema Agroflorestal no Assentamento Pirituba II em Itapeva, São Paulo. **Cadernos de Agroecologia**, v. 9, n° 4, p. 1 - 10, 2014.

SMITH, W. S.; SILVA, F. L.; BIAGIONI, R. C. Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, 2019.

SINISCALCHI, A. G.; DI MAGGIO, J.; ESTRADA, V.; SOLEDAD DIAZ, M. Integrated mathematical models for drinking water reservoirs and constructed wetlands as a tool for restoration planning. **Journal of Hydrology**, v. 586, p. 124867, 2020.

SOBRAL, M. C.; ASSIS, J. M. O.; OLIVEIRA, C. R.; SILVA, G. M. N.; MORAIS, M.; CARVALHO, R. M. C. Impacto das mudanças climáticas nos recursos hídricos no submédio da bacia hidrográfica do Rio São Francisco - Brasil. **Revista Eletrônica do Prodema**, v. 12, p. 95-106, 2018.

SOKOVIĆ, M. et al. Basic quality tools in continuous improvement process. **Journal of Mechanical Engineering**, v. 55, n. 5, p. 1-9, 2009.

SOKOVIC, M.; PAVLETIC, D.; PIPAN, K. K. Quality improvement methodologies–PDCA cycle, RADAR matrix, DMAIC and DFSS. **Journal of achievements in materials and manufacturing engineering**, v. 43, n. 1, p. 476-483, 2010.

SOUZA, J. R. et al. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso Rio Almada, sul da Bahia, Brasil. **REDE-Revista Eletrônica do Prodema**, v. 8, n. 1, 2014.

SOUZA, V. A. A.; PIZELLA, D. G. O enquadramento das águas doces superficiais brasileiras em rios de domínio da união: desafios e perspectivas para a gestão da qualidade hídrica. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 56, p. 1-15, 2020.

STRAHLER, A.N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, p. 1117-1142, 1952.

STRAUCH, M. O sistema de proteção dos recursos hídricos no Brasil. In: STRAUCH, M.; BERWING, J. A. (Org.) **Gestão de bacias hidrográficas: bases legais**. São Paulo: Perse, pp. 8 – 27, 2017.

SUKOPP, H. Flora and vegetation reflecting the urban history of Berlin. **Erde**, v. 134, n. 3, p. 295-316, 2003.

SULLIVAN, P. J.; AGARDY, F. J.; CLARK, J. J. J. CHAPTER 1 - The Water We Drink. In: SULLIVAN, P. J.; AGARDY, F. J.; CLARK, J. J. J. (Eds.). **The Environmental Science of Drinking Water**. Burlington: Butterworth-Heinemann, 2005. p. 1–28.

TAMBOSI, L. R. et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151–162, ago. 2015.

THEILING, C. H. Habitat rehabilitation on the upper Mississippi River. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 11, n. 2, p. 227–238, 1 out. 1995.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, n° 3, p. 661 - 685, 2012.

TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Ciência e Cultura**, v. 55, n. 4, p. 31-33, 2003.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, 7-16, 2008.

TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

UNITED NATIONS. **The United Nations Water Development Report: Valuing Water**. Paris, UNESCO, 2021, 187 p.

UUEMMA, E.; ROOSAARE, J.; MANDER, U. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. **Hydrology Research**, v. 38, p. 125–138, 2007.

WALZ, U.; STEIN, C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 279-289, 2014.

WANG, G.; MANG, S.; CAI, H.; LIU, S.; ZHANG, Z.; WANG, L.; INNES, J. L. Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends. **Journal of Forestry Research**, v. 27, p. 967–994, 2016.

WARD, F. A.; LYNCH, T. P. Integrated river basin optimization: modeling economic and hydrologic interdependence 1. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 32, n. 6, p. 1127-1138, 1996.

WESTPHAL, K. S.; CHAPRA, S.C.; SUNG, W. Modeling TOC and UV-254 absorbance for reservoir planning and operation. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 3, p. 795-809, 2004.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **2.1 billion people lack safe drinking water at home, more than twice as many lack safe sanitation.** Disponível em: <<https://www.who.int/news-room/detail/12-07-2017-2-1-billion-people-lack-safe-drinking-water-at-home-more-than-twice-as-many-lack-safe-sanitation>>. Acesso em 25 de junho de 2020.

XU, C.; ZHANG, J.; BI, X.; XU, Z.; HE, Y.; GIN, K. Y. H. Developing an integrated 3D-hydrodynamic and emerging contaminant model for assessing water quality in a Yangtze Estuary Reservoir. **Chemosphere**, v. 188, p. 218-230, 2017.

ZAKIA, M. J. B., FERRAZ, F. F. B., RIGHETTO, A. M., LIMA, W. P. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, p. 51-61, 2009.

ZHANG, X.; LIU, Y.; HOU, L. Correlation Analysis between Landscape Metrics and Water Quality under Multiple Scales. **Environmental Research and Public Health**, v. 15, p. 1-14, 2018.

ZHOU, B.; XU, Y.; VOGT, R. D.; LU, X.; LI, X.; DENG, X.; YUE, A.; ZHU, L. Effects of Land Use Change on Phosphorus Levels in Surface Waters-a Case Study of a Watershed Strongly Influenced by Agriculture. **Water Air and Soil Pollution**, v. 227, n. 5, p. 1-14, 2016.

ZIEMIŃSKA-STOLARSKA, A.; SKRZYPSKI, J. Review of Mathematical Models of Water Quality. **Ecological Chemistry and Engineering**, v. 19, n. 2, p. 197-211, 2012.

CAPÍTULO II

MODELAGEM MATEMÁTICA – RESERVATÓRIO DE BARRA BONITA



Reservatório de Barra Bonita (Barra Bonita, SP).

INTRODUÇÃO

Os reservatórios artificiais fazem parte da reserva de água doce global, são influenciados pelo ciclo da água e estão conectados com os mares e oceanos (STEPHENS et al., 2020). O represamento de ambientes lóticos e a operação de plantas hidrelétricas alteram o regime hidrológico, influenciando o fluxo a jusante (CIRIA; LABAT; CHIOGNA, 2019). Devido suas características específicas (e.g., heterogeneidade, morfometria, gradiente longitudinal, tempo de retenção, fluxo), os reservatórios acabam reduzindo o fluxo de elementos após o represamento, dado os processos bioquímicos que ocorrem nestes ambientes (AKBARZADEH et al., 2019).

As comunidades biológicas (fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados, peixes) participam ativamente desses processos nos reservatórios, entretanto, elas acabam sendo influenciadas pelas condições ambientais e mudanças que ocorrem no ambiente (SANTOS et al., 2018; BERBERICH et al., 2019; BORTOLINI et al., 2019; YAN et al., 2020). Por outro lado, os reservatórios são elementos integrantes de sistemas socioecológicos e são fortemente influenciados por aspectos de ordem política e pela interação com os seres humanos (KELLNER, 2021).

Sendo assim, o metabolismo e o funcionamento destes sistemas acabam sofrendo alterações em decorrência das ações antropogênicas, alterando as variáveis limnológicas a jusante. É necessário que ocorra a avaliação destes ambientes, o que favorece a verificação de seu funcionamento, situação necessária para o manejo destes ambientes (TUNDISI, 2018). Tal situação é ainda mais necessária em um cenário de crises de escassez hídrica e mudanças climáticas, que tende a se agravar. Os usos da terra e o desenvolvimento de atividades antropogênicas comprometem a qualidade dos afluentes formadores dos reservatórios, trazendo prejuízos para a sociedade e efeitos adversos para a biota, bem como para a provisão de serviços ecossistêmicos.

Considerando a perda quali-quantitativa da água, o emprego de indicadores fornece bases para a tomada de decisão e favorecem o monitoramento ambiental, refletindo a qualidade dos recursos hídricos (FILIPPIS et al., 2020). A modelagem pode ser uma ferramenta que favorece o manejo de reservatórios, elucidando eventuais padrões e apontando situações que demandam estratégias de manejo (TUNDISI, 2018) para que os usos múltiplos da água sejam possibilitados.

De fato, os reservatórios são caracterizados por vários impactos negativos (sociais, econômicos, ambientais) e externalidades durante sua construção, por outro lado, podem ser provedores de serviços ecossistêmicos, apesar de alguns serviços serem difícil de se estimar (INTRALAWAN et al., 2018). O tempo de residência destes sistemas pode ser utilizado para o estabelecimento de relações entre a redução ou aumento da concentração de variáveis limnológicas (MAAVARA et al., 2020), um importante serviço ecossistêmico de suporte.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade de retenção de elementos do RBB (São Paulo, Brasil), um dos reservatórios mais impactados na América Latina, devido ao recebimento de altas cargas orgânicas e industriais da região metropolitana de São Paulo e de Campinas. Para tanto, foi utilizado um modelo zero-dimensional para verificar o balanço de massa de 12 variáveis limnológicas, entre os anos de 2010 e 2019. Acredita-se que, devido suas propriedades e processos, RBB consegue reter grande parte da concentração das variáveis limnológicas, marcadas pela grande interferência antropogênica nos rios Tietê e Piracicaba.

MATERIAL E MÉTODOS

A abordagem matemática utilizada nesta pesquisa teve como base estudos prévios conduzidos, que consideraram a capacidade de retenção de reservatórios em cascata e a variação temporal do balanço de massa das variáveis limnológicas (CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI JR., 2017; BIANCHINI JR; FUSHITA; CUNHA SANTINO, 2019). Com base nas Equações 1 e 2, realizou-se a descrição dos balanços de massa das variáveis limnológicas. Para tanto, assumiu-se como premissa que o reservatório é um sistema caracterizado por uma mistura completa com entrada constante de fluxo (CHAPRA; RECKHOW, 1983).

$$\alpha = \frac{Q}{V} + k_1 \text{ (Equação 1)}$$

$$C = \frac{W}{\alpha V} (1 - e^{-\alpha t}) \text{ (Equação 2)}$$

Em que: α = fator de assimilação, d^{-1} (Σ sink); k = constante da taxa de reação de primeira ordem; d^{-1} ; Q/V = fluxo hidráulico (HF = taxa de diluição), d^{-1} ; Q = vazão a montante; V = volume do reservatório; C = valor da variável em estado estacionário; W = o termo de carregamento (e.g. a carga diária da substância); $kg d^{-1}$; t = o tempo necessário para atingir a concentração de equilíbrio.

As seguintes premissas básicas foram assumidas: (i) os reservatórios são passíveis de serem representados por um modelo zero dimensional (i.e. reator contínuo de tanque agitado - RCTA), (ii) todos os reservatórios estão em estado estável (os valores iniciais e finais são constantes), gerando a função de carregamento de etapas; (iii) o tempo de retenção hidráulica é suficiente para que o reservatório atinja o equilíbrio (JØRGENSEN; BENDORICCHIO, 2001; CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI JR., 2017). As variáveis limnológicas à jusante dos reservatórios derivam dos valores à montante, exceto pelos elementos gerados ou assimilados nos reservatórios durante o tempo de retenção (SONDERGAARS et al., 2003; TEODORU; WEHRLI, 2005).

Os coeficientes de alfa (α) foram obtidos através de uma padronização dos valores de perdas (e.g. adsorção, sedimentação, absorção biológica) ou ganhos dos elementos no reservatório, comparados com os valores iniciais, derivados dos principais afluentes do reservatório em análise (RBB). Conforme Bianchini Jr., Fushita e Cunha-Santino (2019), pode-se observar o seguinte: (i) se o valor de alfa é positivo e maior que a taxa de diluição (FH), é um indicativo de que o elemento é retido no reservatório, bem como a retenção do elemento é maior do que a adução; (ii) se o valor de alpha é igual a FH, a retenção é nula, logo a concentração a jusante é a mesma a montante; e (iii) se o valor de alpha é negativo ou menor que FH, é um indicativo de que a retenção é nula, como também o reservatório é uma fonte do elemento, dado que a concentração a jusante é superior que a montante. A categorização dos valores de alpha se baseou no seguinte: (i) valores > 0 e $< 0,5$ = moderada capacidade de retenção; (ii) valores $> 0,5 - 1,0$ = boa capacidade de retenção; (iii) valores $> 1,0$ = alta capacidade de retenção.

A parametrização do modelo se baseou na obtenção do coeficiente alpha para as variáveis limnológicas obtidas durante seis campanhas anuais entre o período de 2010 e 2019. As variáveis CF, DBO_{5,20}, CE, CHL, PT, NO₂, NO₃, NH₄, OD, pH, TURB e ST foram analisadas. Para esse propósito, foi utilizada na Equação 2: (i) a média dos valores de cada ponto de entrada (W), (ii) a média da adução do fluxo, (iii) o tempo de retenção e (iv) o volume. Através da substituição do valor de alfa (método iterativo), os valores das variáveis calculadas (parâmetro C) foram comparados com a média dos valores obtidos nas campanhas amostrais. Os valores de alpha foram calculados com base no algoritmo iterativo não linear GRG (*Generalized Reduced Gradient*; FYLSTRA et al., 1998), utilizando o método dos mínimos quadrados.

Os dados de vazão e volume foram obtidos através da base de dados sobre reservatórios da ANA (ANA, 2022). Já os dados das variáveis limnológicas e precipitação (Prec), são oriundos da CETESB (2022). Para o estabelecimento dos valores de entrada das variáveis limnológicas e Prec, foram consideradas às vazões históricas dos rios Tietê (1981-2019, média = 230,80 m³) e Piracicaba (1994-2019, média = 135,59 m³), obtidas em bases oficiais (DAEE, 2022; SINRH, 2022). Considerando que o reservatório é formado por dois grandes afluentes, os valores de entrada das variáveis foram determinados mediante uma média ponderada, considerando o fluxo médio de cada rio, seguido de sua somatória ao longo do período avaliado. Por fim, buscando evidenciar se existem relações entre o número de retenções das variáveis limnológicas, precipitação e aspectos físicos do reservatório (volume, vazão afluente - Vaf, vazão defluente - Vdef, FH, tempo de retenção - TR), foi conduzida uma análise de correlação de Spearman (p-valor: 0,05) em linguagem R.

RESULTADOS

RBB é um reservatório dendrítico, formado por dois tributários principais. Durante o período de análise, o tempo de retenção do reservatório variou de 16 a 321 dias, apresentando um tempo médio de 84 dias (± 65 dias). Desta forma, o reservatório se renovou várias vezes durante o período analisado. O volume médio girou em torno de 77% ($\pm 15,35\%$) da capacidade do sistema. Conforme evidenciado, os coeficientes de alpha foram positivos e maiores que FH, indicando que a variável foi retida pelo sistema. Baixos valores foram observados para FH (média = 0,018765 d⁻¹ \pm 0,012786 d⁻¹) no intervalo selecionado.

Se tratando do período de análise, algumas variáveis são apresentadas na Figura 1. O volume apresentou flutuações entre os anos de 2010 e 2019, variando principalmente em função da sazonalidade e do regime de precipitação, que apresentou maiores valores durante os meses iniciais de 2010, 2012, 2016 e 2017. Entre os anos de 2013 e 2015, observa-se o aumento do tempo de retenção do RBB, assim como menores vazões (afluente e defluente). Os maiores valores de FH foram observados nos anos de 2010 e 2016. Quanto a retenção das variáveis, 649 determinações foram obtidas, considerando as 12 variáveis limnológicas. Os valores obtidos para alpha e FH, por meio das Equações 1 e 2, são apresentados nos APÊNDICES de 1 a 4.

Nenhum valor negativo de alpha foi obtido durante a análise. Quanto aos valores de alpha menores que FH, tal situação foi observada durante uma determinação de TURB, no mês

de setembro de 2019. Já nas demais determinações ($n = 648$), os valores de α foram positivos e muito superiores aos valores de FH, mais que uma ordem de grandeza. O cenário encontrado indica que o sistema aquático possui uma boa capacidade de retenção das variáveis limnológicas. Quanto aos eventos de retenção, salvo TURB ($n = 58$), as demais variáveis apresentaram 59 eventos de retenção cada. Basicamente, todas as variáveis foram retidas pelo RBB.

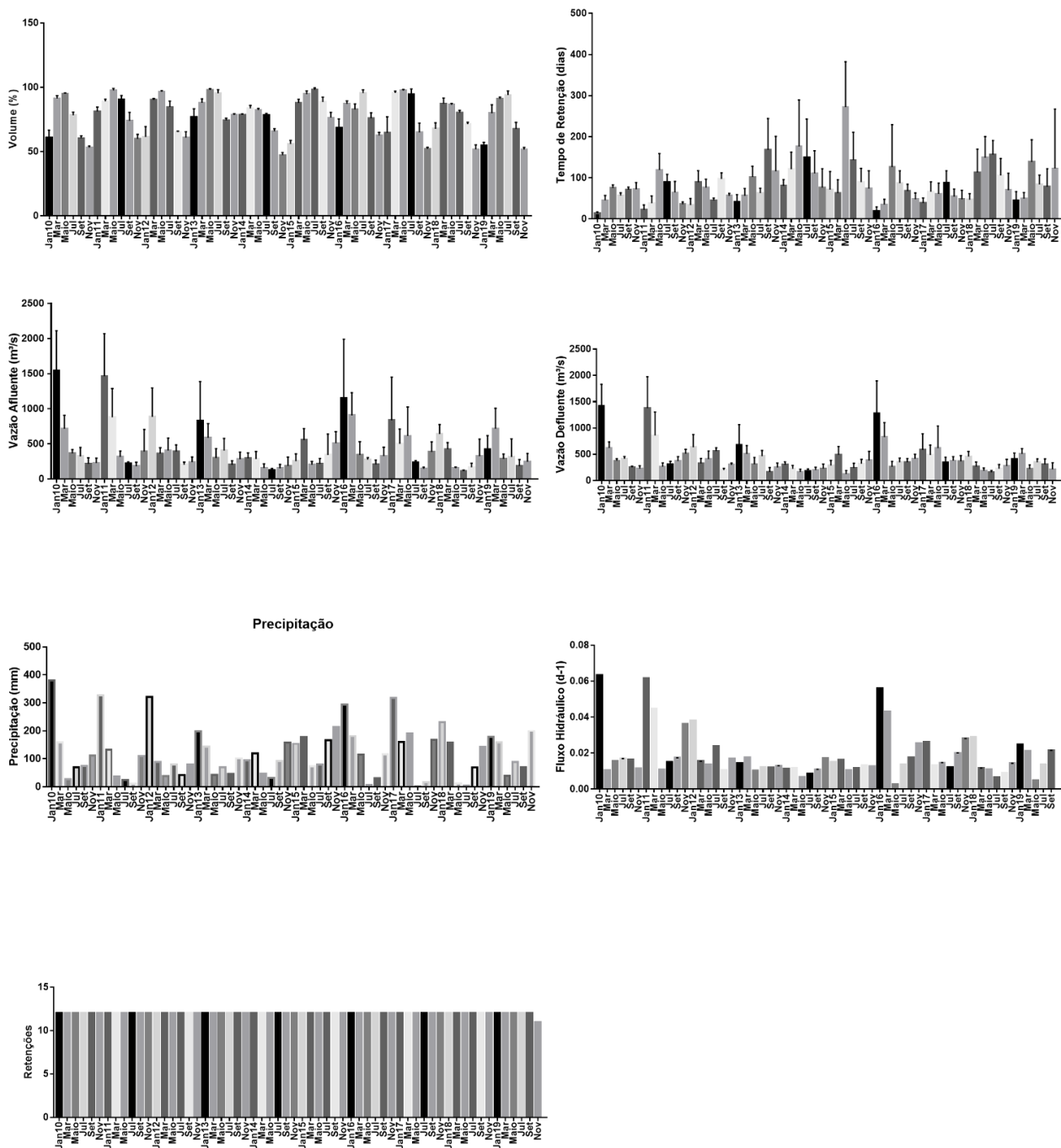


Figura 1. Variações temporais da vazão, volume, vazão afluente, vazão defluente, fluxo hidráulico, precipitação e retenções das variáveis limnológicas do RBB.

A retenção das variáveis foi observada de maneira semelhante, no período de estiagem (maio, julho e setembro) e de cheia (janeiro, março e novembro), já que praticamente o mesmo número de determinações foram realizadas nestes períodos.

Na Figura 2, é evidenciada a categorização dos valores de alpha. Os valores da categorização de CF e NH₄ demonstram que o reservatório possui uma alta capacidade de retenção. Por outro lado, se tratando das variáveis NO₂ e TURB, a capacidade de retenção é moderada, dado o predomínio dos valores de alpha entre 0 e 0,5. Por sua vez, no caso de PT, os valores indicam uma alta capacidade de retenção, salvo algumas situações que demonstram uma boa capacidade. Já em relação ao OD, é claro o predomínio de valores indicativos de uma boa capacidade de retenção. No caso das demais variáveis (DBO_{5,20}, CE, CHT, NO₃, pH e ST), uma alta capacidade de retenção é indicada na maior parcela dos valores.

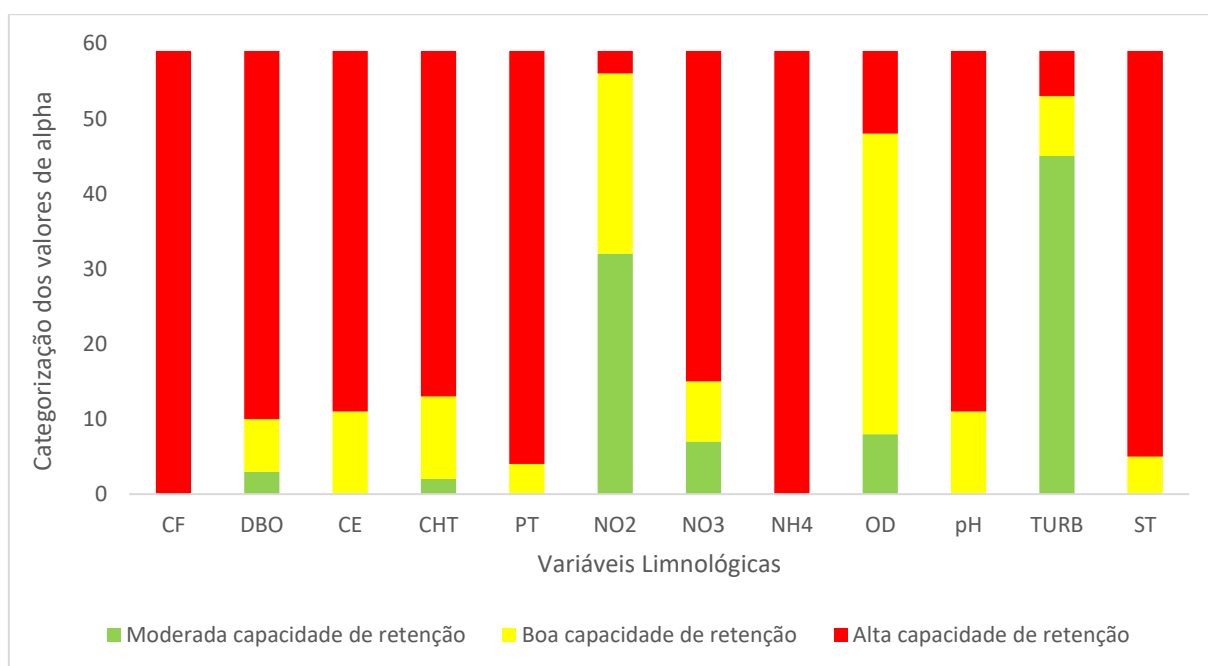


Figura 2. Categorização dos valores de alpha. Onde: CE= condutividade elétrica; CF = coliformes termotolerantes; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; NH₄ = nitrogênio amoniacal; NO₂ = nitrito; OD = oxigênio dissolvido; PT = fósforo total; TURB = turbidez; ST = sólidos totais; Moderada capacidade de retenção: valores > 0 e < 0,5; boa capacidade de retenção: valores > 0,5 - 1,0; alta capacidade de retenção: > 1,0.

As correlações significativas de Spearman (p-valor: 0,05) entre as variáveis analisadas são apresentadas na Figura 3. Observam-se correlações positivas e negativas. Quanto aquelas que são positivas entre os valores de alpha e outras variáveis, destacam-se: OD e pH, NO₃ e OD; OD e Prec; OD e FH; OD e Vaf; Vdef e OD; NO₃ e NO₂, NO₃ e TURB; NO₃ e Prec; NO₃

e FH; NO₃ e Vaf; NO₃ e Vdef; NO₂ e TURB; NO₂ e Prec, NO₂ e Vaf; NO₂ e Vdef; TURB e Prec; TURB e FH; TURB e Vaf; TURB e Vdef; TURB e CF, Prec e FH; Vaf e Prec; Prec e Vdef; FH e Vaf; FH e Vdef; Vaf e Vdef; TR e CHL; TR e CE; TR e ST, TR e TURB, TR e Volume, NH₄ e CHL; NH₄ e CE; NH₄ e ST, e CHL e CE. Por outro lado, correlações negativas foram observadas: OD e TR; OD e CHL, OD e NH₄; OD e ST, OD e CHL; OD e CE; pH e DBO, NO₃ e TR; NO₃ e NH₄; NO₃ e ST, NO₃ e CHL; NO₃ e CE; TURB e TR; TURB e NH₄; TURB e CHL; TURB e ST, Prec e TR; Prec e NH₄; Prec e CE; Prec e ST, FH e TR; FH e NH₄; FH e CHL; FH e ST; FH e Volume; Prec e Volume; Vaf e TR; Vaf e NH₄; Vaf e CHL; Vaf e CE; Vaf e ST; Vdef e TR; Vdef e TR; Vdef e NH₄; Vdef e ST; Vdef e CHL; Vdef e CE; Prec e Volume; e FH e Volume. Algumas correlações fortes foram constatadas, principalmente envolvendo TURB, Vaf, Vdef, CHL e volume.

Os achados evidenciam possíveis relações entre os fatores físicos e a precipitação do reservatório influenciam nos valores de alfa, o que pode estar associado com a ocorrência de processos biogeoquímicos.

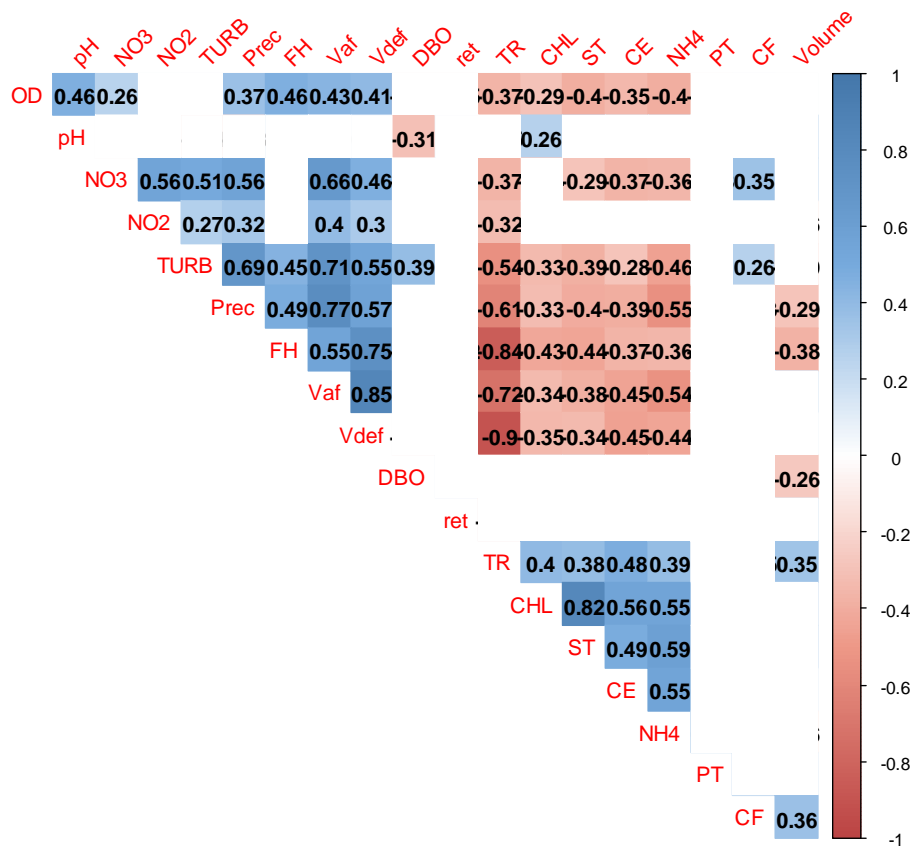


Figura 3. Matriz da correlação de Spearman. Onde: CE= condutividade elétrica; CF = coliformes termotolerantes; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; NH₄ = nitrogênio amoniacal; NO₂ = nitrito; OD = oxigênio dissolvido; PT = fósforo total; TURB = turbidez; ST = sólidos totais; FH = taxa de diluição (d-1), Prec = precipitação (mm);

Vaf = vazão afluente; Vdef = vazão defluente; TR = tempo de retenção; ret = número de retenções. Os espaços em branco indicam correlações não significativas (p-valor: 0,05).

DISCUSSÃO

O RBB pode ser considerado um dos sistemas aquáticos mais degradados da bacia hidrográfica do Prata, situação decorrente principalmente da poluição advinda de regiões metropolitanas e pelo desenvolvimento de atividades agrícolas (NOGUEIRA et al., 2021). O comprometimento da qualidade da água do reservatório se associa principalmente com a interferência antropogênica nos seus principais tributários, os rios Tietê e Piracicaba. Sabe-se que, a criação de reservatórios ocasiona impactos ambientais adversos, que afetam a área de contribuição direta e a jusante do empreendimento, visto a sua influência direta na disponibilidade de água (ZANIOLO et al., 2021) e os processos ecológicos que ali ocorrem.

Os reservatórios são sistemas que possuem uma série de processos bioquímicos, que contribuem para a ciclagem da matéria e transformação de elementos (CUNHA-SANTINO; BITAR; BIANCHINI JR., 2013). Destaca-se que, os processos longitudinais e as características dos reservatórios (e.g. trofia, morfometria, heterogeneidade) se associam com os processos metabólicos, como produção primária, degradação da matéria orgânica e ciclos biogeoquímicos (TUNDISI, 2018; HASANZADEH et al., 2020). Nestes sistemas, são observados os mesmos processos que estruturam e regem o funcionamento dos lagos naturais (TUNDISI, 2018).

O volume de água acumulado nos reservatórios e os processos que ali ocorrem, como as taxas de sedimentação de frações do carbono e retenção de nutrientes, contribuem para a diferenciação das variáveis limnológicas a jusante e a montante do ecossistema (SANTOS et al., 2018). Estes sistemas artificiais funcionam como reatores biogeoquímicos, deste modo, acabam retendo substâncias e ocasionando diferenças nas concentrações de entrada e saída ao longo do tempo (AKBARZADEH et al., 2019).

No caso do RBB, ficou evidente como suas propriedades e processos contribuem para a retenção de grande parcela dos valores das variáveis limnológicas analisadas, o que favorece a melhoria da qualidade da água a jusante. A assimilação de compostos pelos reservatórios pode ser compreendida como um serviço ecossistêmico (INTRALAWAN et al., 2018), mas é importante enfatizar todos os impactos socioambientais e externalidades relacionadas à construção destes ambientes, tanto os positivos como os negativos.

Todavia, quando estabilizados, estes sistemas exercem influência direta na retenção de elementos e devem ser considerados no manejo dos impactos adversos, como eutrofização

(AKBARZADEH et al., 2019). Entre os anos de 2013 e 2015, uma grave crise hídrica ocorreu no estado de São Paulo (JACOBI; BUCKERIDGE; RIBEIRO, 2021). Deste modo, as variações observadas no caso de RBB podem estar associadas com as variações que ocorreram no volume e vazão, dada a forte influência do regime pluviométrico e da sazonalidade.

Outros estudos evidenciaram que estes ecossistemas artificiais conseguem sequestrar diversas variáveis limnológicas devido ao seu funcionamento e metabolismo (SMITH; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2014; CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI JR., 2017; BIANCHINI, FUSHITA; CUNHA-SANTINO, 2019; MAAVARA et al., 2020). No presente estudo, as retenções observadas podem estar ligadas aos processos de sedimentação e assimilação.

As condições de operação dos reservatórios influenciam diretamente no fluxo, bem como as alterações antropogênicas nas áreas de contribuição direta interferem nestes sistemas (CIRIA; LABAT; CHIOGNA, 2019). Modelos matemáticos voltados para a avaliação de reservatórios contribuem para a elaboração de diretrizes de manejo (ZHOU et al., 2016). O balanço de massa acaba sendo um método utilizado para a quantificação da retenção de substâncias, como o nitrogênio (AKBARZADEH et al., 2019).

A heterogeneidade espacial dos reservatórios está ligada a fatores como morfologia, fluxo e tempo de residência dos reservatórios; logo alterações podem ocorrer na absorção e mineralização de compostos oriundos do sistema aquático e terrestre (BERBERICH et al., 2019).

Fatores como temperatura e volume pluviométrico influenciam diretamente o funcionamento dos reservatórios (YAN et al., 2020). O manejo de reservatórios demanda a implementação de processos institucionais e de governança, dado o seu papel na provisão de água em situações de estiagem e escassez (KELLNER, 2021).

Reservatórios são sistemas complexos que fazem parte de ecossistemas socioecológicos, são influenciados pelas ações antropogênicas, processos naturais e político-institucionais (KELLNER, 2021). O caso do RBB, não é diferente, medidas de manejo são necessárias para a sua manutenção a longo prazo, é preciso a condução de investimentos para a melhoria da qualidade da água de seus tributários. A abordagem adotada demonstrou-se útil para a verificação da capacidade de retenção de reservatórios em áreas antropizadas. Os achados podem contribuir para a tomada de decisão.

CONCLUSÃO

A modelagem matemática demonstrou ser uma ferramenta útil para a avaliação de reservatórios. De fato, o RBB consegue reter grande parte das variáveis limnológicas dos rios Piracicaba e Tietê, devido suas propriedades e processos biogeoquímicos. A melhoria da qualidade da água ocorre a jusante do reservatório. Apesar de estar inserido em uma região subtropical e sofrer forte influência da sazonalidade, variações não ocorreram na capacidade de retenção. Todavia, ao se deparar com a categorização dos valores de alpha, nota-se que a retenção pode ser considerada boa ou muito alta, na maior parte dos casos. Mesmo sendo um dos reservatórios mais poluídos do estado de São Paulo, RBB fornece um importante serviço ecossistêmico, dada a sua capacidade de retenção.

REFERÊNCIAS

AKBARZADEH, Z. et al. Effects of damming on river nitrogen fluxes: a global analysis. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 33, n. 11, p. 1339-1357, 2019.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. **Dados de operação dos reservatórios SIN**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/sar0/MedicaoSin?dropDownListEstados=26&dropDownListReservatorios=19040&dataInicial=05%2F01%2F2010&dataFinal=05%2F01%2F2010&button=Buscar>>. Acesso em 25 de janeiro de 2022.

BERBERICH, M. E. et al. Spatial variability of sediment methane production and methanogen communities within a eutrophic reservoir: Importance of organic matter source and quantity. **Limnology and Oceanography**, v. 65, n. 6, p. 1336-1358, 2020.

BIANCHINI, I.; FUSHITA, Â. T.; CUNHA-SANTINO, M. B. Evaluating the retention capacity of a new subtropical run-of-river reservoir. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 191, n. 3, p. 1-15, 2019.

BORTOLINI, J. C. et al. Response to environmental, spatial, and temporal mechanisms of the phytoplankton metacommunity: comparing ecological approaches in subtropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 830, n. 1, p. 45-61, 2019.

CHAPRA, S. C.; RECKHOW, K. H. Engineering **Approaches for Lake Management: Mechanistic Modelling**, v. 2. Butterworth Publishers, Woburn, 1983.

CIRIA, T. P.; LABAT, D.; CHIOGNA, G. Detection and interpretation of recent and historical streamflow alterations caused by river damming and hydropower production in the Adige and Inn river basins using continuous, discrete and multiresolution wavelet analysis. **Journal of Hydrology**, v. 578, p. 124021, 2019.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BITAR, A. L.; BIANCHINI JR., I. Chemical constraints on new man-made lakes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 12, p. 10177–10190, 2013.

CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JR, I. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, v. 356, p. 48 - 58, 2017.

Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE. **Hidrologia - Banco de dados hidrológicos**. Disponível em: <<http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/Default.aspx?dadosorigem=Fluviométricos&ugrhi=UGRHI&cidadeugrhi=PIRACICABA%2FCAPIVARI%2FJUNDIAI&prefixoposto=4D-007>>. Acesso em 25 de janeiro de 2022.

FILIPPIS, G. et al. Water Quality Assessment: A Quali-Quantitative Method for Evaluation of Environmental Pressures Potentially Impacting on Groundwater, Developed under the MINO Re. Project. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 6, p. 1835, 2020.

FYLSTRA, D.; LASDON, L.; WATSIN, J.; WAREN, A. Design and use of the Microsoft Excel solver. **INTERFACES**, v. 28, n. 5, p. 29-55, 1998.

HASANZADEH, S. K.; SAADATPOUR, Motahareh; AFSHAR, Abbas. A fuzzy equilibrium strategy for sustainable water quality management in river-reservoir system. **Journal of Hydrology**, v. 586, p. 124892, 2020.

INTRALAWAN, A. et al. Tradeoff analysis between electricity generation and ecosystem services in the Lower Mekong Basin. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 27-35, 2018.

JØRGENSEN, S. E.; BENDORICCHIO, G. **Fundamental of Ecological Modelling**, 3 rd ed. Elsevier, Amsterdam, 2001, 523 p.

KELLNER, E. The controversial debate on the role of water reservoirs in reducing water scarcity. Wiley Interdisciplinary Reviews: **Water**, v. 8, n. 3, p. e1514, 2021.

JACOBI, P. R.; BUCKERIDGE, M.; RIBEIRO, W. C. Governança da água na Região Metropolitana de São Paulo-desafios à luz das mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, v. 35, p. 209-226, 2021.

MAAVARA, T. et al. River dam impacts on biogeochemical cycling. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 2, p. 103-116, 2020.

NOGUEIRA, M. G.; PERCHIBE-NEVES, G.; NALIATO, D. O.; CASANOVA, S. M. C.; DEBASTIANI-JÚNIOR, J. R.; ESPÍNDOLA, E. G. Limnology and water quality in La Plata basin (South America)–Spatial patterns and major stressors. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106968, 2021.

SANTOS, N. C. L. et al. Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. **Hydrobiologia**, v. 819, n. 1, p. 77-91, 2018.

Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - SNIRH. **Séries Históricas de Estações - HIDROWEB**. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br>>. Acesso em 25 de janeiro de 2022.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p. 73-88, 2014.

STEPHENS, G. L. et al. Earth's water reservoirs in a changing climate. **Proceedings of the Royal Society A**, v. 476, n. 2236, p. 20190458, 2020.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sedimentation and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 505, p. 135 - 145, 2003.

TEODORU, C.; WEHRLI, B. Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River. **Biogeochemistry**, v. 76, n. 3, p. 539-565, 2005.

TUNDISI, J. G. Reservoirs: new challenges for ecosystem studies and environmental management. **Water Security**, v. 4, p. 1-7, 2018.

YAN, M. et al. Community compositions of phytoplankton and eukaryotes during the mixing periods of a drinking water reservoir: dynamics and interactions. **International Journal Of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 4, p. 1128, 2020.

ZANIOLO, M. et al. When timing matters—misdesigned dam filling impacts hydropower sustainability. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1-10, 2021.

ZHOU, B.; XU, Y.; VOGT, R. D.; LU, X.; LI, X.; DENG, X.; YUE, A.; ZHU, L. Effects of Land Use Change on Phosphorus Levels in Surface Waters—a Case Study of a Watershed Strongly Influenced by Agriculture. **Water Air and Soil Pollution**, v. 227, n. 5, p. 1-14, 2016.

CAPÍTULO III

FERRAMENTAS DA QUALIDADE APLICADAS À LIMNOLOGIA



Reservatório de Itupararanga (Votorantim, SP)

INTRODUÇÃO

A poluição e contaminação associada às atividades antropogênicas têm contribuído para a redução da disponibilidade de água com qualidade adequada e ocasionado desregulações ecológicas (BORETTI; ROSA, 2019) em nível global. Dada a importância do assunto, água e saneamento foram contemplados como um dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (agenda 2030), logo o manejo sustentável é preconizado (NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2021). No Brasil, atualmente uma crise hídrica desde 2014, responsável por afetar o abastecimento, a manutenção dos sistemas naturais e a geração de energia elétrica em razão das mudanças climáticas, distribuição irregular das chuvas, aspectos hidrológicos e socioeconômicos (TARGA; BATISTA, 2015; NOBRE et al., 2016; FAGUNDES et al., 2020; GETIRANA; LIBONATI; CATALDI, 2021; HUNT et al., 2022).

Desta forma, o cenário demanda a adoção de medidas que favoreçam o diagnóstico e o manejo adequado dos sistemas aquáticos, com intuito de manter sua funcionalidade ecológica e o atendimento das necessidades da sociedade. Os reservatórios são sistemas que merecem atenção, já que contribuem para a geração de energia, abastecimento público e estão conectados com outros sistemas hídricos lóticos. Cabe enfatizar que a Organização Mundial da Saúde, desde os anos 2000, recomenda a elaboração de planos de segurança da água (*Water Safety Plan*), dada a sua relação com a saúde pública e a necessidade da adoção de medidas para evitar agravos (WHO, 2008) e salvaguardar a qualidade da água.

A identificação das causas associadas aos problemas de qualidade pode ser um desafio, mas a existência de padronizações favorece o processo (FOULLA, 2021). Ferramentas básicas da qualidade são passíveis de serem empregadas em diversas organizações, pois favorecem o monitoramento e o controle de processos (BHOSALE; SHILWANT; PATIL, 2013). O ciclo *Plan-Do-Check-Act* (PDCA) emerge como uma alternativa para a limnologia aplicada, possui quatro fases e funciona de forma cíclica, promovendo um processo de melhoria contínua. Tal ciclo permite a obtenção de conhecimento e idealiza a necessidade de mudanças, a sua primeira fase (*Plan*) demanda a obtenção de informações, logo o emprego de ferramentas da gestão da qualidade (e.g. Diagrama de Pareto, *Check Sheet*) são necessárias (BHOSALE; SHILWANT; PATIL, 2013).

Na literatura, evidencia-se o emprego do ciclo PDCA voltado para corpos hídricos (MILES, 2008; ALEGRE et al., 2013; KANAKOUDIS et al., 2015). Abordagens deste tipo

contribuem para a resolução de problemas de ordem ambiental e auxiliam em atividades operacionais (GARZA-REYES et al., 2018). Existem esforços voltados para a aplicação do ciclo PDCA, e conseqüentemente ferramentas da qualidade, no que se remete a geração de efluentes e o seu descarte (GARZA-REYES et al., 2018). Todavia, observa-se a carência de trabalhos que realizem a aplicação das ferramentas de gestão da qualidade em dados limnológicos, visando o estabelecimento do ciclo PDCA. Este tipo de abordagem torna-se ainda mais necessária em um cenário de desmantelamento das políticas ambientais no Brasil (BARBOSA; ALVES; GRELE, 2021), como a flexibilização da LPVN pelo Congresso Nacional, o que pode impactar negativamente as águas interiores devido as alterações dos padrões da paisagem e a sua influência sobre os ecossistemas aquáticos.

Diante do cenário de crescente demanda por recursos naturais e da perda qualitativa da água, o emprego de ferramentas e análises que favoreçam o entendimento das causas associadas a alteração da qualidade da água são necessárias para a manutenção dos ecossistemas naturais e atendimento das necessidades humanas. Logo, o presente trabalho realizou o emprego de ferramentas e indicadores já existentes, visando auxiliar os gestores ambientais.

Para tanto, foram geradas informações úteis para o manejo de reservatórios inseridos em áreas antropizadas (estado de São Paulo, Brasil) por meio da aplicação de ferramentas da qualidade para a identificação e priorização de não conformidades limnológicas (i.e., valores em desacordo com os valores de referência), bem como foi verificada a relação destas não conformidades com a dinâmica da paisagem. Diante do exposto, acredita-se que: (i) o maior número de não conformidades ocorreu nos trechos a montante dos reservatórios, porém devido a capacidade de retenção, uma redução é verificada nos trechos a jusante; (ii) o número de não conformidades difere em função do regime pluviométrico; (iii) as não conformidades limnológicas se relacionam com a dinâmica da paisagem; e (iv) os trechos a montante são similares entre si, assim como os trechos a jusante.

MATERIAL E MÉTODOS

Dados Limnológicos

Para a realização desta pesquisa, selecionou-se como período de análise o intervalo de 2010 a 2019. Foram utilizados dados da Cetesb, disponibilizados em seu endereço eletrônico (<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>). As seguintes variáveis foram analisadas: CE, CF, DBO_{5,20}, CHL, NH₄, NO₂, NO₃, pH, PT, OD e TURB. Em cada ano, seis amostras de água foram coletadas nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro. Buscando verificar quais amostras foram coletadas durante o período de cheia e de seca, foi verificada a média pluviométrica (1991-2019) da USMT e UPCJ. Logo, três amostras (janeiro, março e novembro) foram obtidas durante a estação chuvosa, enquanto as demais (maio, julho e setembro) foram coletadas no período de estiagem. Destaca-se que, devidos os baixos valores de NO₂, não foi possível gerar gráficos *boxplots*.

Ferramentas da Gestão da Qualidade

As ferramentas da gestão da qualidade são utilizadas no ciclo *Plan-Do-Check-Act* (PDCA - Figura 1), dado o seu papel de suporte para a identificação de problemas e promoção da gestão ambiental (SILVA; MEDEIROS; VIEIRA, 2017). Neste sentido, acredita-se que estas ferramentas podem ser úteis na identificação de variáveis em desacordo com os valores de referência estabelecidos por *guidelines* (i.e., não conformidades), assim como as prováveis causas associadas. Na Tabela 1, são elencadas as ferramentas da gestão da qualidade empregadas para avaliar às variáveis limnológicas. Para a determinação das não conformidades, foram adotados os valores recomendados pela Resolução CONAMA 357/05 e pela CETESB (CE: 100 µS/cm), dispositivos que visam a manutenção da qualidade da água. Cabe salientar que, três reservatórios (RBB, RI e RSG) são enquadrados na Classe II e um deles se enquadra na Classe Especial (RJJ), ambos preconizam os usos múltiplos da água. Sendo assim, os seguintes valores orientadores trazidos pela Resolução CONAMA 357/05 foram adotados: DBO_{5,20} ≤ 5 mg/L; CHL - 250 mg/L; OD ≥ 5mg/L; NH₄ ≤ 3,7 mg/L; NO₃ ≤ 10 mg/L; NO₂ ≤ 1 mg/L; pH de 6 a 9; CF ≤ 1.000 UFC/100 ml; PT ≤ 0,1 mg/L ou ≤ 0,03 mg/L para ambientes lênticos (como no caso do trecho a jusante do reservatório de Itupararanga - I4); TURB ≤ 100 UNT). Porém, algumas variáveis (DBO_{5,20} ≤ 3 mg/L; CF ≤ 600 UFC/100 ml) são mais restritivas no RJJ.

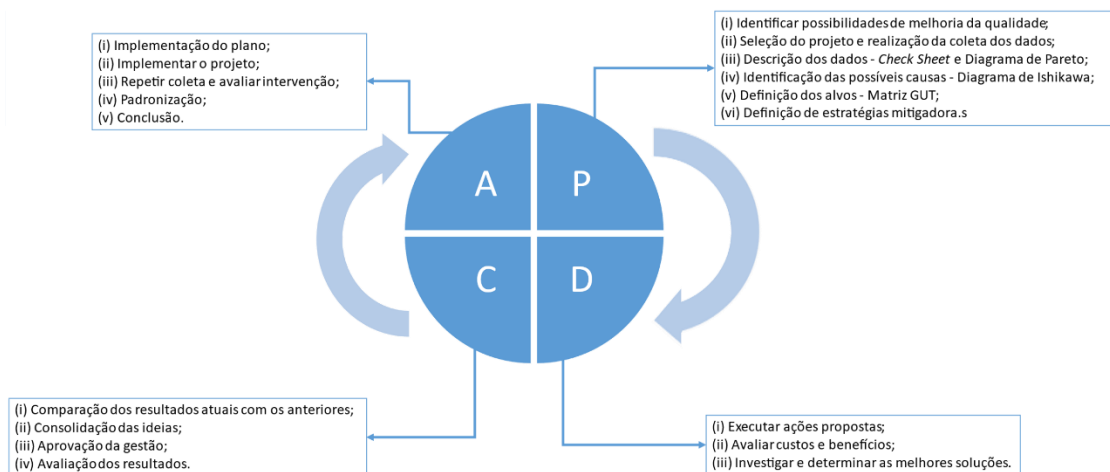


Figura 1. Etapas do Ciclo PDCA e relações com as ferramentas da gestão da qualidade. Adaptado de Bauer, Duffy e Westcott (2006) e Silva, Medeiros e Vieira (2017).

Tabela 1. Ferramentas da gestão da qualidade empregadas para a análise das variáveis limnológicas

Ferramenta	Descrição
<i>Check Sheet</i>	Permite o registro da frequência de eventos específicos em um conjunto de dados, sua estrutura permite a obtenção de informações úteis devido a listagem dos itens.
Diagrama de Pareto	Prioriza os principais tipos de não conformidades encontradas conforme a sua frequência relativa e acumulada.
Diagrama de Ishikawa	Possibilita o estabelecimento de relações entre o problema tratado e os principais fatores desencadeadores.
Matriz GUT	Prioriza as principais não conformidades encontradas mediante o produto obtido pelas notas atribuídas aos fatores gravidade, urgência e tendência. Para tanto, verifica-se a capacidade da não conformidade ocasionar maiores distúrbios nos sistemas, a necessidade de aplicação de medidas para reduzir sua seriedade e a sua intensificação/consequências com o passar do tempo.

Adaptado de Bauer et al. (2006).

Usos da Terra e o índice *Distance to Nature* (D_2N)

Buscando evidenciar a relação entre as não conformidades limnológicas e a interferência antropogênica, foi utilizado o indicador de estrutura da paisagem D_2N (RÜDISSER; TASSER; TAPPEINER, 2012), que se baseia na combinação da naturalidade (N_d) e distância ao habitat natural (D_n), bem como varia de 0 a 1 (CAPÍTULO IV). Este índice foi calculado em linguagem R, assim como a variação temporal do D_2N foi obtida conforme descrito por Almeida et al. (2018). Para a aplicação dos índices, foram delimitados os usos da terra para os anos de 2010 e 2020, com base no manual técnico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013) no *Google Earth Engine*, utilizando imagens Landsat 5 e 8 (30 metros de resolução), assim como o algoritmo *Random Forest* e *machine learning*. Foram utilizadas as áreas de contribuição direta de cada uma das estações amostrais, disponibilizadas na forma de *ottobacias* (nível 5). As *ottobacias* são BHs delimitadas pelo método desenvolvido

por Otto Pfafstetter, adotadas oficialmente pelo Brasil e obtidas através da área de contribuição e nível hierárquico dos rios (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS, 2021).

Análises Estatísticas

Buscando verificar as hipóteses, análises estatísticas foram realizadas por meio da linguagem R (R CORE, 2021). A normalidade dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk (p-valor: 0,05) e da análise dos resíduos. Apesar das tentativas de transformação dos dados, a normalidade não foi obtida. O conjunto de dados não possui distribuição normal, logo análises não paramétricas (Kruskal-Wallis e Correlação de Spearman) foram aplicadas, adotando um p-valor de 5%. Com o intuito de verificar a similaridade entre os trechos e relações com a dinâmica da paisagem, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), uma análise multivariada baseada na redução dimensional, que mediante a matriz de confusão e similaridades/dissimilaridades, produz uma representação espacial dos objetos analisados (HÄRDLE; SIMAR, 2015).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período de análise, 7.258 dados foram verificados (ca. 660 dados por variável, 165 dados por estação amostral de cada reservatório). Os valores médios, valor máximo, valor mínimo e desvio padrão dos dados de cada reservatório são apresentados no APÊNDICE (5 a 8). Na Figura 2, são apresentados os *boxplots* para cada variável, exceto NO₂.

O Reservatório de Barra Bonita (RBB) e de Salto Grande (RSG) demonstraram os maiores valores de DBO_{5,20}, PT, NH₄, e CE em função da dispersão e distribuição dos dados, enquanto o Reservatório de Itaparanga (RI) e de Jaguari-Jacareí (RJJ) demonstraram valores similares e menores em relação aos demais. Uma grande variação foi constatada nas concentrações de OD, as maiores concentrações foram verificadas em RJJ, a pior situação foi verificada em BB1, os demais trechos apresentaram maiores concentrações no período de estiagem, bem como no RSG foi verificado uma grande variabilidade. Tratando-se no NO₃, RSG foi o reservatório com os maiores valores médios, apesar dos valores discrepantes observados em RBB.

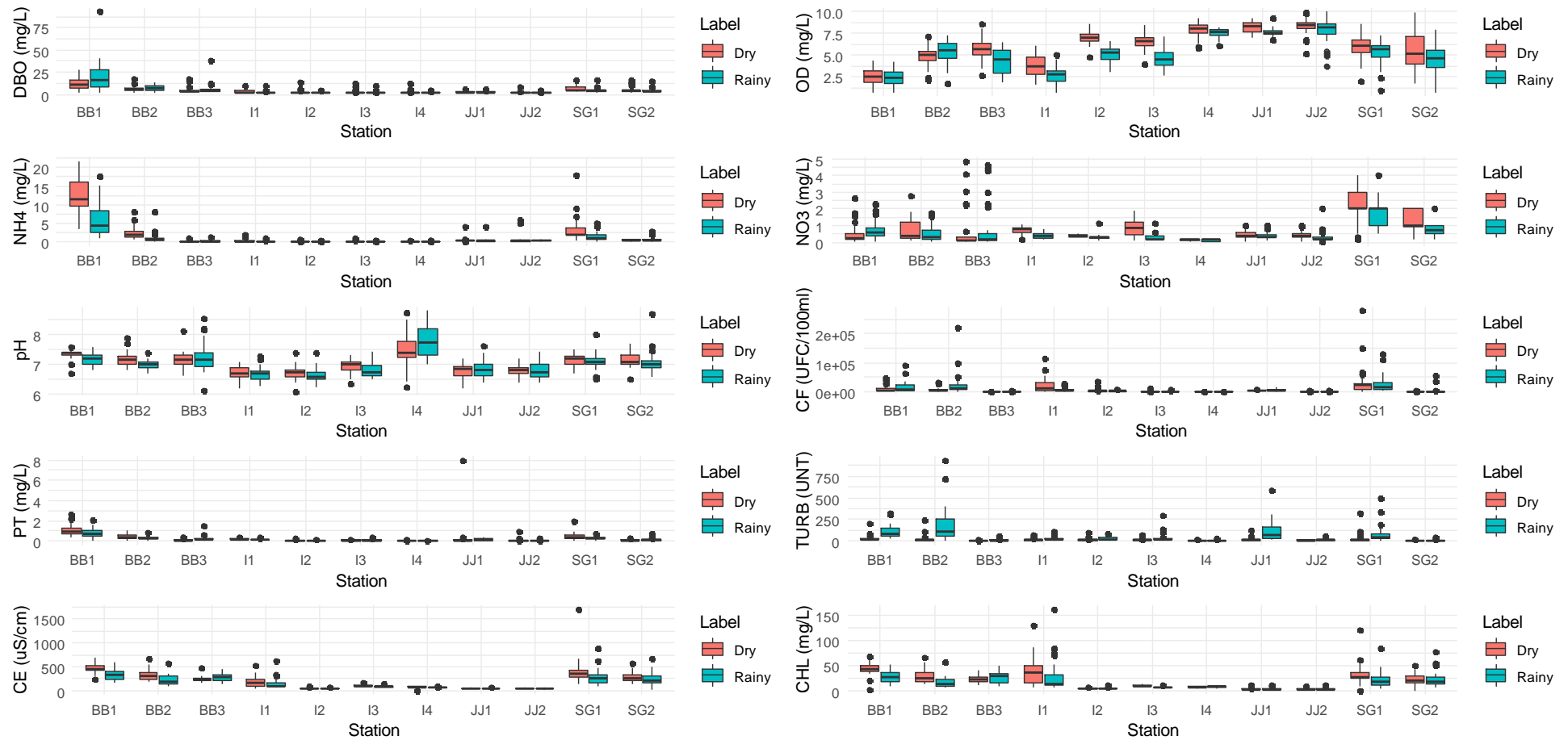


Figura 2. *Boxplot* para as variáveis analisadas dos reservatórios RBB, RSG, RI e RJJ durante o período de 2010 a 2019. Onde: CF = coliformes termotolerantes; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; CE = condutividade elétrica; CHL = cloreto total; PT = fósforo total; NO2 = nitrato; NO3 = nitrito; NH4 = nitrogênio amoniacal; OD = oxigênio dissolvido (OD); TURB = turbidez; Dry = estação seca; e Rainy = estação chuvosa. Trechos a montante: BB1, BB2, I1, I2, I3, JJ1, SG1. Trechos a jusante: BB3, I4, SG2, JJ2.

Os valores de pH variaram entre 6 e 9, os maiores e menores valores foram observados em RI. Quanto aos CF, a dispersão dos dados foi maior no RSG, RI (I1) e RBB, enquanto o RJJ apresentou a menor dispersão. A maior dispersão dos dados referente a TURB foi verificada na estação chuvosa, sendo os maiores valores constatados em RBB e RJJ. Já em relação a CHL, a maior variabilidade dos dados é observada no RBB, RI (I1) e RSG, em ambas as estações climáticas. Algumas variáveis apresentaram *outliers* (e.g. DBO_{5,20}, OD, NO₃, TURB e CE), o que pode estar associado a variações nos sistemas naturais. Em relação a DBO_{5,20}, observam-se os maiores valores nos rios tributários do RBB (BB1 e BB2) durante a estação chuvosa, valores até quatro vezes acima do recomendado (5 mg/L) em BB1, os menores valores observados a jusante do reservatório (BB3). No RSG, os maiores valores médios de DBO_{5,20} foram observados durante o período chuvoso, porém todos estavam dentro do permitido, exceto SG1 no período de estiagem (7,13 mg/L). Já em relação ao caso de RI, os valores de DBO_{5,20} estavam em acordo com o valor de referência e demonstraram ser similares entre todos os pontos (I1 a I4) em ambas as estações climáticas. Quanto ao RJJ, os valores médios observados foram similares entre JJ1 e JJ2 (> 2 mg/L), porém dentro do recomendado (< 3,00 mg/L) em ambas as estações climáticas.

No que lhe concerne, CHL demonstrou os maiores valores médios nos rios tributários durante o período de estiagem (RBB, RI, RJJ) e/ou de cheia (RSG) em relação aos pontos a jusante, mas os valores observados entre os trechos estão dentro da faixa recomendada (< 250 mg/L), já que o maior valor médio encontrado foi observado em BB1 (43,53 mg/L), no RBB.

Maiores valores de OD foram observados no trecho a jusante do RBB (valores próximos ao preconizado pelo *guideline* - ≥ 5 mg/L), a montante são observados valores mais baixos (< 3 mg/L), em especial no rio Tietê (BB1), durante a cheia. Já no RSG, os valores de OD foram superiores a 5 mg/L no trecho a jusante (exceto na estação chuvosa - 4,63 mg/L) e a montante, estando em conformidade com a Resolução CONAMA 357/05. No caso do RI, salvo I1 (valores inferiores a 3,8 mg/L) e I3 durante a cheia (4,55 mg/L), os valores médios de OD estavam acima do recomendado (concentrações > 5 mg/L). O RJJ possui valores médios de OD em acordo com o estabelecido (> 6,00 mg/L), as maiores concentrações médias foram observadas em ambos os pontos (JJ1 e JJ2) durante a estiagem (> 7,00 mg/L).

Quanto a CE, os trechos avaliados nos reservatórios (RBB, RSG) possuem valores médios até quatro vezes superior ao valor de referência (100 μ S/cm), os pontos a montante dos reservatórios são mais impactados em relação ao ponto a jusante. Em relação ao RI, valores

médios superiores ao preconizado foram observados em I1 e I3 (estiagem), quanto aos demais pontos e o RJJ, são caracterizados por serem menos impactados e por valores médios de CE inferiores a 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

De maneira geral, os valores médios de NH_4 estavam dentro do recomendado ($\leq 3,7$ mg/L) nos reservatórios (RBB, RSG, RI e RJJ), exceto no BB1 (6,07 mg/L na cheia e 12,77 mg/L na estiagem), onde os valores foram superiores ao valor de referência. Os trechos a jusante dos reservatórios tendem a demonstrar valores médios ligeiramente menores do que a montante.

Se tratando do NO_3 , os valores entre os trechos avaliados no RBB (BB1, BB2 e BB3) possuem valores médios similares (variando de 0,49 a 0,84 mg/L). No RSG, os valores médios são maiores a montante (SG1) do que a jusante (SG2), porém em todos os casos os valores médios estão bem abaixo do *guideline* (≤ 10 mg/L). O maior valor médio observado em RI foi 0,85 mg/L durante o período de estiagem (I3), destaca-se que os demais pontos e estações climáticas demonstraram valores inferiores a 0,5 mg/L. Por fim, no RJJ os valores médios de NO_3 não foram superiores a 0,45 mg/L, sendo maiores durante o período de estiagem.

No geral, os valores médios de NO_2 estavam acima do recomendado (≤ 1 mg/L) em RBB, principalmente no trecho a jusante do reservatório no período de estiagem (cerca de duas vezes acima do recomendado), nos demais reservatórios (RSG, RI e RJJ) os valores médios estavam abaixo do *guideline*, tanto a jusante como a montante.

Os valores médios obtidos para o pH em alguns reservatórios (RBB, RSG) giraram em torno de 7 (ligeiramente maiores no período de estiagem), indicando neutralidade, além de evidenciar uma consonância com os valores de referência (6 a 9). Destaca-se que, os valores médios obtidos para RI (I1, I2 e I3) e RJJ (JJ1 e JJ2) indicam que o meio é ligeiramente ácido, visto que são valores inferiores a 7.

Observaram-se altos valores médios (principalmente na estação chuvosa) para CF nos rios contribuintes (BB1 e BB2), de seis a 11 vezes superior ao limite (1.000 UFC/100 ml), todavia, no trecho a jusante (BB3) de RBB observa-se uma situação mais favorável, visto a grande redução e o atendimento a Resolução CONAMA 357/05. Quanto ao RSG, os valores de CF foram até 34 vezes acima do recomendado nos trechos avaliados (SG1 e SG2), exceto P2 durante o período de estiagem. Com exceção do trecho a jusante (I4), os demais pontos de RI (I1 a I3) apresentaram valores médios de 1 até 20 vezes superior ao valor de referência, a pior situação foi observada em I1. No caso do RJJ, CF deve ser inferior a 600 UFC/100 ml, observa-

se que somente os valores médios do trecho a jusante atende ao disposto em ambas as estações, entretanto, no trecho a montante os valores de CF foram de quatro a oito vezes superior ao limite estabelecido.

Constatou-se altos valores médios de PT em todos os trechos do RBB, visto que estavam acima do recomendado ($> 0,1$ mg/L), todavia, BB1 e BB2 demonstraram os maiores valores médios, estando de três a 10 vezes acima do permitido. Salvo o trecho a montante no RSG durante o período de estiagem (BB2), os demais valores médios observados para PT estavam até quatro vezes acima do recomendado. As concentrações médias de PT no RI somente estavam acima do recomendado em I1 (valores variando de 0,149 a 0,186 mg/L), os demais trechos apresentaram concentrações inferiores ao estabelecido pelo *guideline*. Similarmente, RJJ demonstrou no trecho a jusante (JJ1) concentrações médias de PT até três vezes superiores ao *guideline* ($< 0,1$ mg/L) na seca e cheia, porém a jusante as concentrações médias em ambos os períodos atenderam ao valor de referência.

Um padrão pode ser constatado em relação a TURB no RBB, os maiores valores foram constatados durante a cheia, BB1 e BB2 demonstraram valores médios superiores ao recomendado (100 UNT) neste período, ao passo que BB3 demonstrou valores médios inferiores a 11 UNT. Um padrão similar é observado nos demais reservatórios, no caso do RSG, RI e RJJ (exceto em JJ1 durante o período chuvoso), os valores médios estiveram abaixo do limite estabelecido.

Salvo o RSG, o maior número de não conformidades foi registrado durante o período chuvoso no RBB ($n = 444$), RI ($n = 196$) e RJJ ($n = 95$), conforme evidenciado pelas frequências na Tabela 2. Os pontos amostrais com o maior número de não conformidades são localizados a montante dos reservatórios (BB1, BB2, SG1, JJ1, RI1, RI2, RI3), ao passo que os pontos a jusante apresentaram menores frequências de não conformidades. As variáveis CE, CF, DBO_{5,20}, PT e OD são responsáveis pela maioria das não conformidades observadas em todos os reservatórios analisados. Destaca-se que, em alguns casos tais variáveis estavam em desacordo com os valores de referência em todas as amostragens realizadas ou em boa parte delas, como se observa no caso de CE e CF no RBB. Por outro lado, variáveis como pH e CHL estavam em total conformidade com os valores de referência, enquanto as demais variáveis apresentam menos não conformidades nos reservatórios. Algumas não conformidades diferiram significativamente (p -valor $< 0,05$) entre os trechos dos reservatórios (DBO_{5,20}, OD, EC, NH₄,

NO₂, CF, PT), porém o mesmo não foi observado entre as estações climáticas (i.e. cheia e seca) (APÊNDICE 9).

No que lhe concerne, o RBB possui o maior número de não conformidades (n=860) em ambas as estações climáticas, observadas principalmente em BB1 (n=378) e BB2 (n=290), os principais tributários. Na sequência, destaca-se RI (n=372), marcado por II (n=210) concentrar mais da metade das não conformidades. O RSG é o terceiro com o maior número de não conformidades, similar ao RBB, o trecho a montante apresenta o maior número de não conformidade em relação aos demais reservatórios (n=227). Já em relação ao RJJ, é o corpo hídrico com o menor número de não conformidades, que se concentram principalmente em JJ1 (n=166) no período chuvoso. Salienta-se que, uma grande redução do número de não conformidades relacionadas ao OD (exceto no RSG), CF, PT e DBO_{5,20} ocorrem nos reservatórios, refletindo o maior atendimento aos *guidelines* nos trechos a jusante.

Tabela 2. Check sheet para as não conformidades limnológicas (2010 – 2019).

BARRA BONITA										
Variáveis	BB1		BB2		BB3		TOTAL			
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca		
CE	30	30	29	30	30	30	89		90	
CF	30	30	29	28	1	0	60		58	
CHL	0	0	0	0	0	0	0		0	
DBO _{5,20}	26	24	18	16	8	7	52		47	
NH ₄	10	29	1	7	0	0	18		36	
NO ₂	22	16	14	18	23	24	59		58	
NO ₃	0	0	0	0	0	0	0		0	
OD	30	30	12	16	19	8	61		54	
pH	0	0	0	0	0	0	0		0	
PT	28	30	26	27	22	13	76		70	
Turb	12	1	17	2	0	0	29		3	
TOTAL	188	190	146	144	103	82	444		416	
JAGUARI-JACAREÍ										
Variáveis	JJ1		JJ2		TOTAL					
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca		
CE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CF	30	29	7	3	37	32				
CHL	0	0	0	0	0	0				
DBO _{5,20}	5	5	2	1	7	6				
NH ₄	0	1	0	2	1	2				
NO ₂	0	0	0	1	0	1				
NO ₃	0	0	0	0	0	0				
OD	0	0	4	1	4	1				
pH	0	0	0	0	0	0				
PT	17	8	4	2	21	10				
Turb	19	2	6	0	25	3				
TOTAL	71	45	23	10	95	55				
ITUPARARANGA										
Variáveis	I1		I2		I3		I4		TOTAL	
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca

CE	17	22	0	0	10	16	0	0	25	40
CF	30	30	28	26	10	9	0	0	68	65
CHL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DBO _{5,20}	1	4	0	2	1	2	0	3	2	11
NH ₄	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NO ₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NO ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OD	29	26	9	1	21	2	0	0	59	29
pH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PT	24	26	5	3	5	6	4	6	38	41
Turb	1	0	0	0	3	0	0	0	4	0
TOTAL	102	108	42	32	50	35	4	9	196	186

SANTO GRANDE

Variáveis	SG1		SG2		TOTAL	
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca
CE	28	30	28	30	56	60
CF	30	29	6	4	36	33
CHL	0	0	0	0	0	0
DBO _{5,20}	7	14	6	6	13	20
NH ₄	3	8	0	0	3	8
NO ₂	0	1	0	0	0	1
NO ₃	0	0	0	0	0	0
OD	8	7	19	14	27	21
pH	0	0	0	0	0	0
PT	27	29	14	11	41	42
Turb	4	2	0	0	4	2
TOTAL	107	120	73	65	180	187

Conforme evidenciado na Figura 3, os Diagramas de Pareto indicam que as variáveis CE, PT, CF, DBO_{5,20} e OD possuem os maiores registros de não conformidades limnológicas, conforme indicado pela porcentagem cumulativa. No caso do RBB, para além das variáveis previamente mencionadas, destaca-se que quando aliadas as variáveis NO₂ e NH₄, totalizam 781 não conformidades e correspondem a 96,20% da frequência cumulativa, enquanto as demais variáveis (TURB e CHL) configuram menos de 4% das não conformidades encontradas. O RJJ teve variáveis em que não se registrou não conformidades (pH, CHL, CE), porém a principal não conformidade foi CF (46,30%), que em conjunto com mais quatro variáveis (PT, TURB, DBO_{5,20} e OD) totalizam mais de 97,30% das não conformidades. Algumas variáveis também foram marcadas pela não existência de inconformidades no RI (NO₂, NO₃, CHL, pH e NH₄), TURB e DBO_{5,20} foram responsáveis por 2,07% das não conformidades, enquanto as demais variáveis totalizaram 97,93% das irregularidades constatadas (CF, OD, PT, CE). Quanto ao RSG, cinco variáveis (CE, PT, CF, OD e DBO_{5,20}) somam 95,10% das não conformidades limnológicas, ao passo que NH₄, TURB e NO₂ totalizam 4,90% das não conformidades.

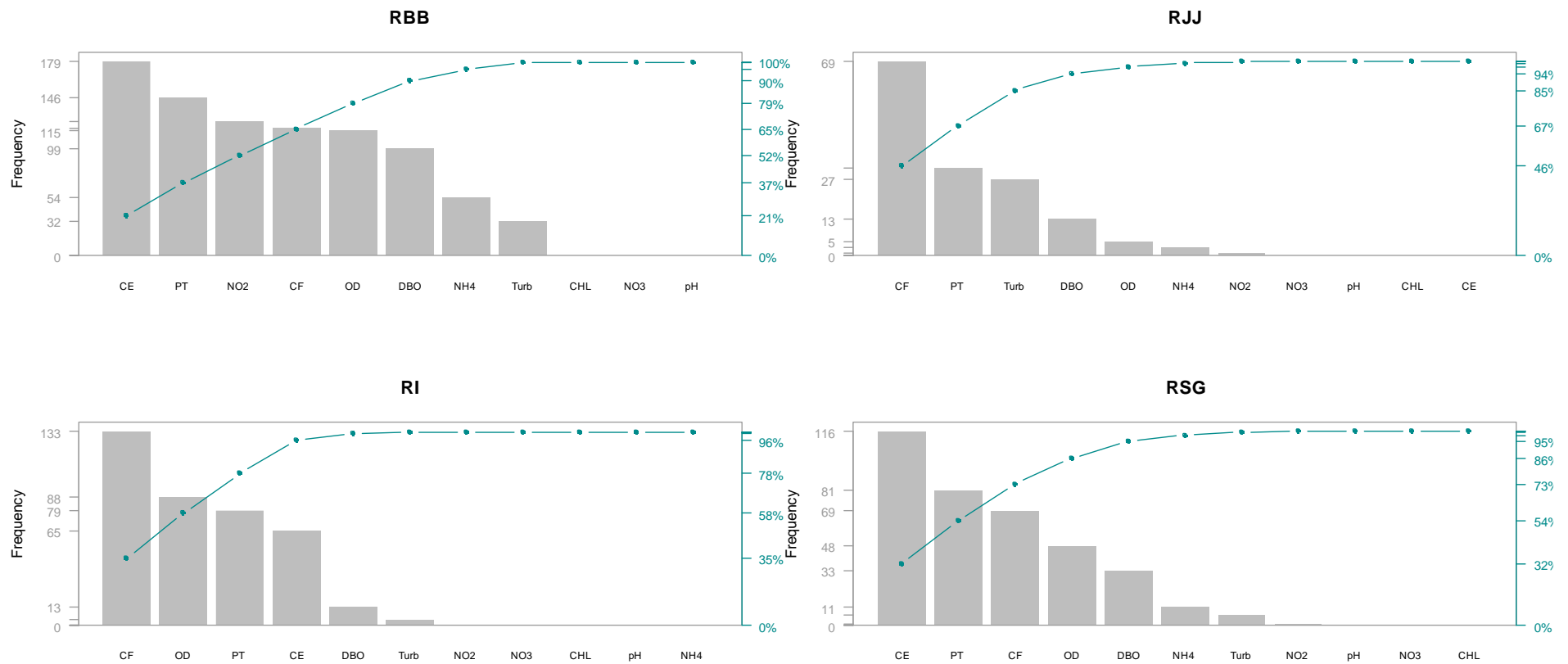


Figura 3. Diagrama de Pareto para os reservatórios analisados. Onde: CF = coliformes termotolerantes; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; CE = condutividade elétrica; CHL = cloreto total; PT = fósforo total; NO2 = nitrato; NO3 = nitrito; NH4 = nitrogênio amoniacal; OD = oxigênio dissolvido; pH e TURB = turbidez.

Como preconizado pela ferramenta da qualidade Diagrama de Ishikawa (Figura 4), os possíveis fatores associados com o desencadeamento das não conformidades limnológicas foram elencados. No caso dos reservatórios analisados, pode-se elencar como elementos desencadeadores do não atendimento aos valores de referência principalmente a entrada de efluentes domésticos e/ou industriais, poluição pontual/difusa, processos de degradação da matéria orgânica, o comprometimento da vegetação marginal dos corpos hídricos, a entrada de substâncias nos ambientes aquáticos e problemas estruturais relacionadas ao saneamento básico nas áreas rurais e urbanas.

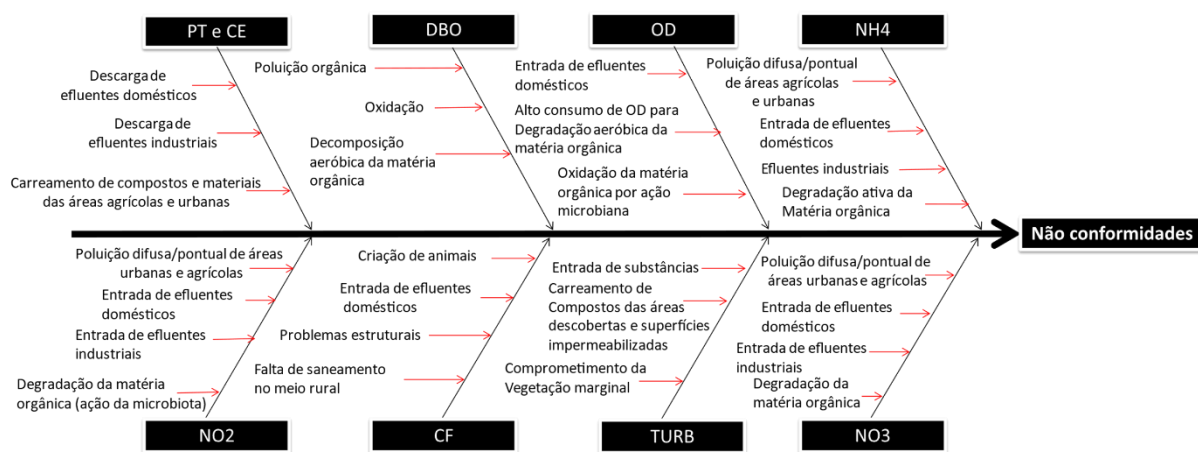


Figura 4. Diagrama de Ishikawa para as não conformidades dos reservatórios.

Na Tabela 3, é apresentada a priorização das não conformidades. As variáveis CF e TP são prioritárias para intervenção devido ao score máximo (125), seguidas por CE, OD e DBO_{5,20}. Tal situação deve-se as implicações das alterações dessas variáveis no funcionamento e metabolismo dos sistemas aquáticos, o que demanda medidas de intervenção e manejo. As demais variáveis, possuem escores mais baixos e menor grau de urgência e gravidade, sendo elencadas para intervenção após a resolução das causas associadas à ocorrência das não conformidades prioritárias.

Tabela 3. Matriz GUT para a priorização das não conformidades encontradas.

Variável	Gravidade (G)	Urgência (U)	Tendência (T)	GxUxT
CE	5	4	5	100
PT	5	5	5	125
NO₂	3	2	2	12
CF	5	5	5	125
OD	5	4	4	80
DBO_{5,20}	4	4	4	64
NH₄	4	4	2	32
TURB	2	2	2	8
NO₃	5	2	2	20

Na Figura 5, são apresentadas as correlações de Spearman significativas (p-valor: 0,05) para as não conformidades limnológicas e os elementos ligados a dinâmica da paisagem. Fortes correlações negativas foram observadas entre mudança em direção ao natural e NO₂, mudança em direção ao natural e CE, mudança em direção ao artificial e mudança em direção ao natural, além da relação entre mudança em direção ao natural e DBO_{5,20}. Por outro lado, fortes correlações positivas também foram observadas: mudança em direção ao artificial e NO₂, mudança em direção ao artificial e CE, NO₂ e DBO_{5,20}, CE e OD, CE e DBO_{5,20}, CE e PT, NH₄ e a não ocorrência de mudanças da paisagem em nenhuma direção (i.e. natural ou artificial), NH₄ e DBO_{5,20}, TURB e a não modificação da paisagem, CF e PT, OD e PT, assim como DBO_{5,20} e PT. Correlações significativas mais fracas não foram observadas, já que os valores foram superiores a 0,6. Claramente, existem relações entre a ocorrência de não conformidades limnológicas e a dinâmica da paisagem.

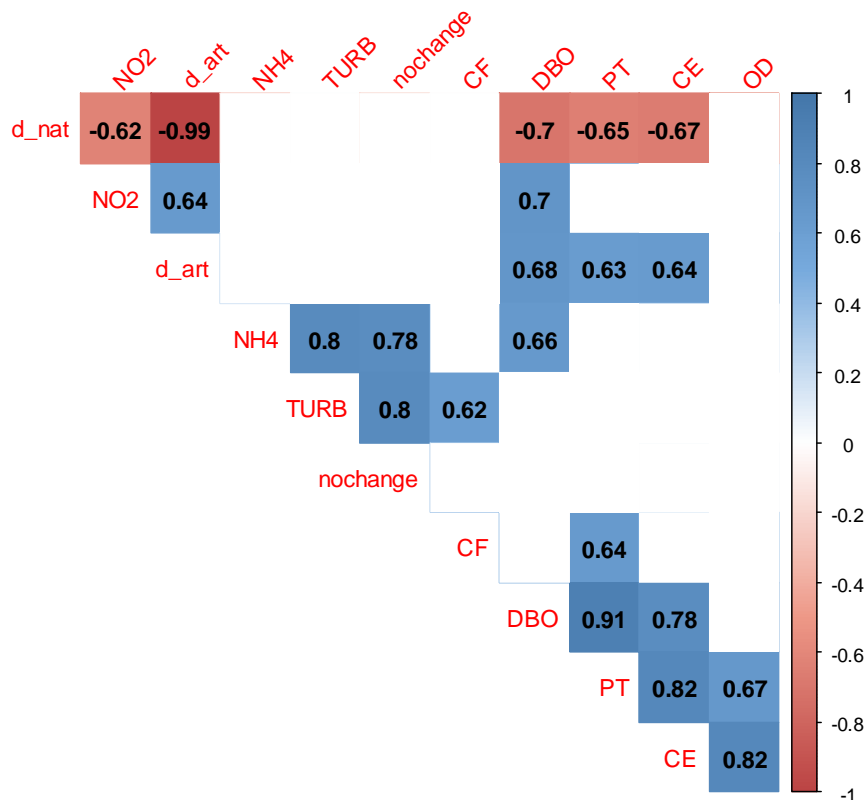


Figura 5. Matriz da correlação de Spearman. Onde: CE= condutividade elétrica; CF = coliformes termotolerantes; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; NH4 = nitrogênio amoniacal; NO2 = nitrito; OD = oxigênio dissolvido; PT = fósforo total; TURB = turbidez; d_art = mudança em direção ao artificial, nochange = não modificação da paisagem; d_nat = mudança em direção ao natural. Os espaços em branco indicam correlações não significativas (p-valor: 0,05).

A análise PCoA explicou 66,88% da variação dos dados (Eixo 1 = 48,95%, Eixo 2 = 17,92%). Com exceção do ponto 5 (JJ2), nota-se que existem similaridades entre os trechos a jusante dos reservatórios (3 = BB3, 9 = I4, 11 = SG2), conforme evidenciado no diagrama (Figura 6). Os pontos 8 (I3) e 9 (I4) estão relacionados a não ocorrência de mudanças da paisagem, já o ponto 5 (JJ2) se relaciona com a mudança em direção ao natural. Destaca-se que os pontos 3 (BB3) e 11 (SG2) demonstram similaridades, bem como estão relacionados com NO₂, OD, DBO_{5,20}, e a mudança em direção ao artificial. No que lhe concerne, o ponto 1 (BB1) demonstra associação com as variáveis DBO_{5,20}, CE, OD, PT e NH₄. Notavelmente, os pontos 2 (BB2), 6 (RI1) e 10 (SG1) são similares dada a sua proximidade, além das relações com algumas variáveis (TURB e CF) e oposição à não ocorrência de mudanças. Quanto aos pontos 4 (JJ1) e 7 (I2), demonstram similaridades e se relacionam com TURB e CF. É evidente uma relação inversa entre PT, mudança em direção ao natural e a não ocorrência de modificações na paisagem, bem como mudança em direção ao artificial com TURB e CF. Possivelmente, existe

uma associação entre as mudanças da estrutura da paisagem e as não conformidades limnológicas.

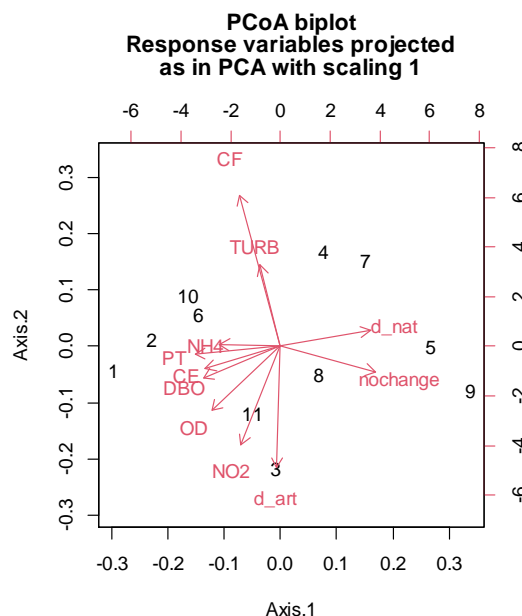


Figura 6. Diagrama da PCoA. Legenda: CE= condutividade elétrica; CF = coliformes termotolerantes; CHL = cloreto total; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; NH4 = nitrogênio amoniacal; NO2 = nitrito; OD = oxigênio dissolvido; PT = fósforo total; TURB = turbidez; d_art = mudança em direção ao artificial, nochange = não modificação da paisagem; d_nat = mudança em direção ao natural; 1=BB1; 2=BB2; 3=BB3; 4=JJ1; 5=JJ2; 6=I1; 7=I2; 8=I3; 9=I4, 10=SG1, 11=SG2.

Estudos prévios demonstraram que os corpos hídricos do estado de São Paulo e os reservatórios analisados são impactados pelas ações antropogênicas, dado o elevado grau de trofia e a alteração das variáveis limnológicas, tais como CE, TP, DBO_{5,20}, OD e formas de nitrogênio (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013; CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016; DE-CARLI et al., 2018; CARDOSO-SILVA et al., 2021). Dentre os sistemas, os mais impactados são RBB e RSG, dado o grande contingente populacional, o tratamento precário dos efluentes domésticos/industriais e a agricultura intensiva, sendo estes os responsáveis pela alta descarga de substâncias (metais, pesticidas, nutrientes, etc.) nos corpos hídricos (ZORZAL-ALMEIDA et al., 2017; COLADELLO et al., 2020; CARDOSO-SILVA et al., 2021; NOGUEIRA et al., 2021).

A maioria dos reservatórios (RBB, RI, RJJ) apresentou o maior número de não conformidades na cheia, da mesma forma como os trechos a montante tiveram maiores frequências de não conformidades. CE, CF, DBO_{5,20}, OD e PT são as variáveis limnológicas

mais preocupantes para intervenção e com o maior registro de não conformidades, já que vários valores estavam muito acima dos *guidelines* e somam mais de 90% das não conformidades, conforme evidenciado pelo Diagrama de Pareto e pela Matriz GUT. Por outro lado, algumas variáveis (pH, CHL, NO₃) estavam dentro dos valores recomendados. Diferenças significativas foram encontradas entre as não conformidades entre os diferentes trechos (DBO_{5,20}, OD, EC, NH₄, NO₂, CF, PT), mas o mesmo não ocorreu para as estações climáticas.

As alterações observadas possivelmente se relacionam com o despejo irregular de efluentes, os processos biológicos, o comprometimento da vegetação nativa e a poluição difusa/pontual das áreas antropizadas, conforme evidenciado pelo Diagrama de Ishikawa e outros estudos envolvendo água doce (BRAZNER et al., 2007; CVETKOVIC; CHOW-FRASER, 2011; BUCCI et al., 2015; MELO et al., 2019, SILVA et al., 2020).

As não conformidades limnológicas estão correlacionadas significativamente com a dinâmica da paisagem obtida através do D₂N. Outrossim, a análise multivariada indicou uma similaridade entre os trechos a jusante dos reservatórios, salvo SG2. Sabe-se que, a dinâmica da paisagem influencia diretamente a qualidade da água, alterando as variáveis limnológicas (MAHMOODI et al., 2019) e resultando em não conformidades. A pressão antropogênica altera a naturalidade da paisagem (hemerobia) e modifica as respostas ecológicas, visto a interferência da heterogeneidade dos sistemas (LAUSCH et al., 2015), situação que pode contribuir para a geração de não conformidades limnológicas.

Diante do cenário de crise hídrica a perda quali-quantitativa da água, o manejo de reservatórios assume um papel essencial. O comprometimento da qualidade da água pode resultar em doenças de veiculação hídrica e a poluição pontual/difusa pode levar a escassez de água, riscos que demandam intervenções e atenção para com o cenário futuro (SETTY et al., 2018). Os reservatórios são sistemas que fazem parte da matriz energética brasileira, são utilizados para armazenar água e influenciam diretamente no fluxo ambiental a jusante (HUNT et al., 2022). Deste modo, um manejo adaptativo pode ser elaborado diante dos problemas encontrados, ainda mais em cenários de incerteza (SHIND et al., 2013).

As mudanças climáticas têm contribuído para a intensificação de eventos extremos e agravamento do período de estiagem, o processo de desmatamento tem intensificado tal situação (GETIRANA; LIBONATI; CATALDI, 2021). A atual legislação que trata da vegetação nativa ao redor dos corpos hídricos brasileiros (Lei Federal 12.651/2012) é marcada

por afetar a qualidade da água (RODRIGUES-FILHO et al., 2015, VALERA et al., 2019), porém sua atual flexibilização e a imposição de responsabilidades para o nível local pode agravar a situação dos reservatórios e ocasionar alterações limnológicas. Diante da atual crise, é necessário enfatizar a necessidade de planejamento a longo prazo e a adoção de práticas sustentáveis, já que a água transcende limites físicos e práticas em outras regiões (e.g. desmatamento) influencia negativamente este recurso (TARGA; BATISTA, 2015).

O uso de critérios qualitativos para a priorização de fatores auxilia no planejamento e gestão, visto o seu papel de suporte para a decisão (KANAKOUDIS et al., 2015) como é o caso da Matrix GUT. Neste contexto, os corpos hídricos podem ser inseridos no ciclo PDCA, tal ação favorece um potencial de remediação de problemas, a implementação de soluções preventivas e a antecipação de eventuais preocupações (SHIND et al., 2013). Ferramentas da gestão da qualidade contribuem para o manejo de sistemas aquáticos. Este fato deve-se ao seu papel no monitoramento, mensuração, diagnóstico e avaliação (MOUMEN; AOUFIR, 2018). A contribuição da estrutura adotada na gestão da qualidade para o monitoramento da qualidade da água já foi salientada previamente, sendo enfatizada a adição contínua de informação, favorecendo a verificação da variabilidade ocasionada pela ação humana (MILES, 2008; ALEGRE et al., 2013; KANAKOUDIS et al., 2015; SHIND et al., 2013).

A verificação de eventuais problemas e a identificação dos mecanismos diretores favorece a adoção de medidas corretivas. Este tipo de problema é conhecido como não conformidade, sua identificação é possível por meio da adoção de padrões, que possibilitem comparações (FOULLA, 2021). A utilização dessas ferramentas auxilia no aumento do atendimento de normas ou aspectos impostos por legislação (SILVA et al., 2020). As ferramentas empregadas pertencem a fase inicial do ciclo PDCA, elas podem contribuir para a integração de qualidade e meio ambiente através de um processo de melhoria contínua, possibilitando uma mudança de cultura (SILVA; MEDEIROS; VIEIRA, 2017).

O emprego de abordagens baseadas na qualidade em outras áreas é possível, os resultados gerados fornecem bases para o manejo e formulação de estratégias (DUDIN et al., 2015). No presente trabalho, o intuito é favorecer a manutenção dos sistemas aquáticos, que muitas vezes acabam recebendo estes efluentes e são fortemente influenciados pela alteração da paisagem, impossibilitando os usos múltiplos. Este tipo de abordagem possibilita a identificação de impactos adversos sobre trechos específicos, evidenciando ações que podem solucionar os problemas ali encontrados (MILES, 2008).

Ademais, uma grande quantidade de dados limnológicos foram sintetizados por meio das ferramentas empregadas (*Check Sheet*, Diagrama de Pareto), variáveis de qualidade da água foram priorizadas para manejo por meio da Matriz GUT e as prováveis causas foram levantadas pelo Diagrama de Ishikawa, como também se associaram com as mudanças da paisagem. As informações geradas são úteis para a tomada de decisão, manejo e planejamento acerca dos reservatórios. Porém, a aplicação das ferramentas demanda que os profissionais aplicadores possuam o conhecimento técnico sobre a complexidade dos sistemas avaliados para atribuição dos *scores* e levantamento dos impactos.

Por fim, em relação a hierarquização das variáveis alvo de intervenção verifica-se PT e CF, seguidos de CE, OD e DBO_{5,20}. A situação destas variáveis se associa principalmente com a poluição difusa/pontual de áreas antropizadas, assim como pela entrada de efluentes nos corpos hídricos e o processo de degradação da matéria orgânica.

CONCLUSÃO

Neste trabalho, foram utilizadas ferramentas da gestão da qualidade (*Check Sheet*, Diagrama de Pareto, Diagrama de Ishikawa e Matriz GUT) para a identificação de não conformidades limnológicas, com o intuito de favorecer o manejo dos reservatórios e a tomada de decisão. A dinâmica da paisagem obtida através do índice D₂N e análises estatísticas foram adotadas para a geração de informações. Os resultados gerados podem contribuir para o manejo dos reservatórios, dada a identificação das prováveis causas das não conformidades e a sua relação com a dinâmica da paisagem. De fato, as maiores frequências de não conformidades ocorrem nos trechos a montante dos reservatórios e uma redução é constatada nos trechos a jusante. Por outro lado, o número de não conformidades diferiu significativamente entre os trechos, mas não entre as estações climáticas. Os trechos a montante demonstram serem similares entre si (BB1, BB2, RI3, SG1), assim como alguns trechos a jusante (BB3 e I4). Não conformidades limnológicas (NO₂, CE, NH₄, DBO_{5,20}) se correlacionaram significativamente com a dinâmica da paisagem, em especial mudanças em direção ao artificial e ausência de mudanças da paisagem. Os reservatórios caracterizados por serem mais impactados são RBB e RSG, visto a forte influência antropogênica e a descarga de efluentes oriundas de grandes áreas urbanas (Piracicaba, Campinas, São Paulo). A abordagem adotada se demonstrou útil para o manejo de reservatórios, já que é de fácil aplicação e pode ser utilizada por gestores, técnicos ambientais, tomadores de decisão e cientistas. Este trabalho realizou o emprego de ferramentas

da gestão da qualidade aliada a análises estatísticas e o indicador de estrutura da paisagem D₂N para evidenciar relações entre não conformidades limnológicas e identificar suas prováveis causas, o que pode contribuir para o ciclo PDCA e implementação de estratégias. Por fim, enfatiza-se a necessidade do direcionamento de recursos para a coleta e o tratamento de efluentes, além da adoção de práticas mais sustentáveis na agricultura, a promoção de um planejamento integrado, a recuperação da vegetação nas BHs, a continuidade do monitoramento limnológico e o emprego deste método para a análise de um conjunto maior de variáveis.

REFERÊNCIAS

- ALEGRE, H.; COELHO, S. T.; COVAS, D. I. C.; ALMEIDA, M. DO C.; CARDOSO, A. A utility-tailored methodology for integrated asset management of urban water infrastructure. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 13, n. 6, p. 1444–1451, 2013.
- ALMEIDA, D., ANDRÉ, M., SCARIOT, E. C., FUSHITA, A. T., DOS SANTOS, J. E., & BOGAERT, J. Temporal change of Distance to Nature index for anthropogenic influence monitoring in a protected area and its buffer zone. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 189-194, 2018.
- BARBOSA, L. G.; ALVES, M. A. S.; GRELLE, C. E. V. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land Use Policy**, v. 104, p. 105384, 2021.
- BAUER, J. E.; DUFFY, G.; WESTCOTT, R. T. **The Quality Improvement Handbook**. ASQ Quality Press, 2006.
- BHOSALE, D. D.; SHILWANT, S. C.; PATIL, S. R. Quality improvement in manufacturing processes using SQC tools. **International Journal of Engineering Research and Applications**, v. 3, p. 832-837, 2013.
- BORETTI, A.; ROSA, L. Reassessing the projections of the world water development report. **NPJ Clean Water**, v. 2, n. 1, p. 1-6, 2019.
- BRAZNER, J. C. et al. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. **Journal of Great Lakes Research**, v. 33, p. 42-66, 2007.
- BUCCI, M. M. H. S.; DELGADO, F. E. F.; OLIVEIRA, L. F. C. Water quality and trophic state of a tropical urban reservoir for drinking water supply (Juiz de Fora, Brazil). **Lake and Reservoir Management**, v. 31, n. 2, p. 134-144, 2015.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.
- CARDOSO-SILVA, S.; FRASCARELI, D.; SILVA, D. C. V. R.; FIGUEIRA, R. C. L.; BITTENCOURT, D.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. An abiotic typology and reference conditions for nutrients and chlorophyll-a in subtropical reservoirs (São Paulo State, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 13, p. 16029-16041, 2021.

COLADELLO, L. F.; GALO, M. L. B.; SHIMABUKURO, M. H.; IVÁNOVA, I.; AWANGE, J. Macrophytes' abundance changes in eutrophicated tropical reservoirs exemplified by Salto Grande (Brazil): Trends and temporal analysis exploiting Landsat remotely sensed data. **Applied Geography**, v. 121, p. 102242, 2020.

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, v. 94, p. 516-524, 2016.

CVETKOVIC, M.; CHOW-FRASER, P. Use of ecological indicators to assess the quality of Great Lakes coastal wetlands. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1609-1622, 2011.

DUDIN, M. N.; FROLOVA, E. E.; GRYZUNOVA, N. V.; SHUVALOVA, E. B. The Deming Cycle (PDCA) concept as an efficient tool for continuous quality improvement in the agribusiness. **Asian Social Science**, v. 11, n. 1, p. 239-246, 2015.

FAGUNDES, O. S.; OLIVEIRA, L. C. A.; YAMASHITA, O. M.; SILVA, I. V.; CARVALHO, M. A. C.; RODRIGUES, D. V. The water crisis and its implications in Brazilian agribusiness: A bibliographic review. **Scientific Electronic Archives**, v. 13, n. 1, p. 42–50, 2020.

FOULLA, B. Quality problem solving with PDCA cycle. **Journal of Excellence for Economics and Management Research**, v. 5, n. 2, p. 249-268, 2021.

GARZA-REYES, J. A.; ROMERO, J. T.; GOVIDAN, K.; CHERRAFI, A.; RAMANATHAN, U. A PDCA-based approach to environmental value stream mapping (E-VSM). **Journal of Cleaner Production**, v. 180, p. 335-348, 2018.

GETIRANA, A.; LIBONATI, R.; CATALDI, M. Brazil is in water crisis—it needs a drought plan. **Nature**, v. 600, p. 218-220, 2021.

HÄRDLE, W.H., SIMAR, L. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2015, 580 p.

HUNT, J. D. et al. Energy crisis in Brazil: Impact of hydropower reservoir level on the river flow. **Energy**, v. 239, p. 121927, 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra 2013**. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>>. Acesso em: 03 de agosto de 2020.

KANAKOUDIS, V.; TSITSIFLI, S.; CERK, M.; BONAVEC, P.; SAMARAS, P.; ZOUBOULIS, A. I. Basic principles of a DSS tool developed to prioritize NRW reduction measures in water pipe networks. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 7, n. 1, p. 39-51, 2015.

LAUSCH, A.; BLASCHKE, T.; HAASE, D.; HERZOG, F.; SYRBE, R.; TISCHENDORF, L.; WALZ, U. Understanding and quantifying landscape structure—A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. **Ecological Modelling**, v. 295, p. 31-41, 2015.

MAHMOODI, M.; HONARMAND, M.; NASERI, F.; MOHAMMADI, S. Linking land use changes to variation in surface water quality: evidence from 36 catchments in Iran. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 4, p. 8151-8169, 2019.

MELO, D. S. et al. Self-organizing maps for evaluation of biogeochemical processes and temporal variations in water quality of subtropical reservoirs. **Water Resources Research**, v. 55, n. 12, p. 10268-10281, 2019.

MILES, E. J. The SSC cycle: a PDCA approach to address site-specific characteristics in a continuous shallow water quality monitoring project. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 10, n. 5, p. 604-611, 2008.

MOUMEN, M.; AOUFIR, H. E. Use and relevance of quality, safety and environment management tools and techniques: an empirical investigation, case of Moroccan companies. **International Journal of Industrial and Systems Engineering**, v. 29, n. 2, p. 144-162, 2018.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Objetivos do Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/goals>>. Acesso em: 17 de maio de 2021.

NOBRE, C. A. et al. Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 8, n. 2, p. 252-262, 2016.

NOGUEIRA, M. G.; PERCHIBE-NEVES, G.; NALIATO, D. O.; CASANOVA, S. M. C.; DEBASTIANI-JÚNIOR, J. R.; ESPÍNDOLA, E. G. Limnology and water quality in La Plata basin (South America)–Spatial patterns and major stressors. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106968, 2021.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing (2021)**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 15 dezembro de 2021.

RODRIGUES-FILHO, J. L.; DEGANI, R. M.; SOARES, F. S.; PERIOTTO, N. A.; BLANCO, D. S.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E.; TUNDISI, J. G. Alterations in land uses based on amendments to the Brazilian Forest Law and their influences on water quality of a watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 125-134, 2015.

RÜDISSER, J.; TASSER, E.; TAPPEINER, U. Distance to nature – a new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 208-216, 2012.

SETTY, K. E.; ENAULT, J.; LORET, J.; SERRA, C. P.; MARTIN-ALONSO, J.; BARTRAM, J. Time series study of weather, water quality, and acute gastroenteritis at Water Safety Plan implementation sites in France and Spain. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, n. 4, p. 714-726, 2018.

SHINDE, V. R.; HIRAYAMA, N.; MUGITA, A.; ITOH, S. Revising the existing performance indicator system for small water supply utilities in Japan. **Urban Water Journal**, v. 10, n. 6, p. 377-393, 2013.

SILVA, A. S.; MEDEIROS, C. F.; VIEIRA, R. K. Cleaner Production and PDCA cycle: Practical application for reducing the Cans Loss Index in a beverage company. **Journal of Cleaner Production**, v. 150, p. 324-338, 2017.

SILVA, F. L.; STEFANI, M; S.; SMITH, W. S.; SCHIAVONE, D. C.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. An applied ecological approach for the assessment of anthropogenic disturbances in urban wetlands and the contributor river. **Ecological Complexity**, v. 43, p. 100852, 2020.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS. **Divisão Hidrográfica por Ottocodificação**. Disponível em: <<http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/atlasrh2013/1-II-TEXTO.pdf>>. Acesso em: 29 de dezembro de 2021.

TARGA, M. S.; BATISTA, G. T. Benefits and legacy of the water crisis in Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 2, p. 234-239, 2015.

VALERA, C. A. et al. The Buffer Capacity of Riparian Vegetation to Control Water Quality in Anthropogenic Catchments from a Legally Protected Area: A Critical View over the Brazilian New Forest Code. **Water**, v. 11, n. 3, p. 549, 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO Guidelines for drinking-water quality (2008)**. Disponível em: <<https://www.who.int/publications-detail-redirect/9789241547611>>. Acesso em: 31 de dezembro de 2021.

ZORZAL-ALMEIDA, S.; SOININEN, J.; BINI, L. M.; BICUDO, D. C. Local environment and connectivity are the main drivers of diatom species composition and trait variation in a set of tropical reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 9, p. 1551 - 1563, 2017.

CAPÍTULO IV

MUDANÇA TEMPORAL DO USO DA TERRA E *DISTANCE TO NATURE*
(D2N)



Reservatório de Jaguari-Jacareí (Jaguari, SP)

Fonte: Ângela Terumi Fushita

INTRODUÇÃO

As BHs são sistemas complexos caracterizados pelas interações ecológicas e por serem unidades de planejamento; assim, distúrbios antrópicos comprometem o funcionamento e o metabolismo desses sistemas. Pesquisas anteriores (ÁLVAREZ; VALERO; SANTOS, 2017, KIM; ARNHOLD, 2018, MELLO et al., 2018, ARRIAGADA et al., 2019, METCALFE et al., 2019, VALERA et al., 2019, WANG et al., 2021) demonstraram a influência da terra nos elementos naturais, transporte de poluentes/contaminantes, qualidade da água e prestação de serviços ecossistêmicos. É necessário avaliar as BHs e as pressões sobre esses sistemas, com foco na gestão.

As ações humanas afetam a estrutura e a configuração das paisagens, devido à pressão antropogênica (hemerobia), a compreensão desses processos temporalmente permite a previsão e o entendimento das implicações ecológicas (LAUSH et al., 2015). Desta forma, a análise de paisagens dominadas pelo ser humano fornece bases para iniciativas de gestão e restauração, em função da identificação dos principais diretores de mudança (CHAZDON et al., 2021) e do reflexo das atividades econômicas. O uso da terra é um parâmetro essencial para avaliar BHs (MAHMOODI et al., 2019), e deve ser considerado no planejamento ambiental. Desta forma, a caracterização do uso da terra de BHs favorece a análise da integridade e a identificação dos principais fatores de perturbação (FLOTEMERSCH et al., 2016).

O sensoriamento remoto é uma técnica que potencializa a identificação do uso da terra (TELUGUNTLA et al., 2018; OLIPHANT et al., 2019; PHALKE et al., 2020) em diferentes períodos, sendo útil quando aplicado em análises temporais. Quando combinado a indicadores de estrutura da paisagem, é possível avaliar os padrões espaciais, as áreas artificiais e os elementos naturais da região de interesse. Dentre os indicadores disponíveis, vale citar o *Distance to Nature* (D₂N). Essa ferramenta foi desenvolvida por Rüdissler, Tasser e Tappeiner (2012) e reflete a influência antropogênica na biodiversidade, com base no grau de naturalidade e na distância com a natureza. Além disso, o D₂N foi empregado em alguns estudos (RÜDISSER et al., 2015, ALMEIDA et al., 2018, ANDRÉ et al., 2018, DEIN; RÜDISSER, 2020, DZHAMBOV et al., 2021) e provou ser uma boa métrica de paisagem de interferência antropogênica em sistemas naturais.

Considerando a importância das BHs para a manutenção do ser humano e dos processos ecológicos, bem como a falta de aplicação do D₂N em BHs, este trabalho teve como

objetivo verificar a mudança temporal do uso da terra e a influência antropogênica em duas BHs (sudeste do Brasil) entre 2010 e 2020, fornecendo informações úteis para o planejamento e gestão ambiental. Acredita-se que existem diferenças significativas nos valores D₂N ao longo dos anos e entre as unidades analisadas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Usos da terra

Para a elaboração dos usos e cobertura da terra, foram utilizadas imagens sínteses de satélite Landsat 5 e Landsat 8, para os anos de 2010 e 2020, respectivamente. A obtenção das imagens com 30 metros de resolução e o processamento foram conduzidos no *Google Earth Engine* (GEE). Uma composição multiespectral das imagens (5R4G3B ou 6R5G4B) foi realizada. O banco de dados georreferenciado foi manipulado no Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcGis 10.2. A projeção geográfica adotada foi a Universal Transversa de Mercator, Fuso 23 S e o datum SIRGAS 2000. As Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos Rio Sorocaba e Médio Tietê (USMT) e a Piracicaba/Capivari/Jundiá (UPCJ) possuem 11.829 km² e 15.303,67 km² de área, respectivamente (COMITÊ SOROCABA - MÉDIO TIETÊ, 2013; COMITÊS PCJ, 2017). A escolha das unidades se deu pelo fato de serem as áreas de drenagem dos reservatórios analisados.

O Manual de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013) foi utilizado para a determinação das classes e tipologias ocupacionais dominantes na área de estudo: (i) área descoberta; (ii) áreas urbanizadas; (iii) corpos hídricos; (iv) lavoura temporária; (v) pastagem; (vi) silvicultura; e (vii) vegetação nativa (APÊNDICE 10). Os usos da terra foram classificados de maneira supervisionada, para tanto, foram sorteadas aleatoriamente 440 áreas em cada ano, para treinamento e validação, com base no tom e textura das imagens. Cada área de treinamento foi delimitada na forma de marcadores. A classificação das tipologias ocupacionais ocorreu com base nos pixels das áreas de treinamento, através de técnicas de *machine learning* disponíveis no GEE. Os usos e cobertura da terra foram determinados com base no classificador *Random Forest*, algoritmo empregado em outros estudos de sensoriamento remoto (e.g. TELUGUNTLA et al., 2018; OLIPHANT et al., 2019; PHAN; KUCH; LEHNERT, 2020; PHALKE et al., 2020; MAGIDI et al., 2021). A acurácia o

e coeficiente de Kappa foram verificados, com base na matriz de confusão gerada, com 70% das áreas de treinamento e 30% de teste. O mapeamento utilizado teve acurácia superior a 85%.

Durante o início de 2022, foi realizada a verdade terrestre na área de estudo, 540 pontos foram registrados (Página 7). Se tratando das tipologias, o coeficiente de Kappa foi de 0,69, dada a confusão entre as tipologias lavoura temporária, silvicultura, área descoberta e pastagem. Considerando as classes de uso da terra (i.e. antrópico não-agrícola, antrópico agrícola, natural e água), o coeficiente de Kappa foi igual a 0,94.

Distance to Nature (D₂N)

O índice *Distance to Nature* (D₂N) é composto pela combinação de outros dois indicadores: Naturalidade (Nd) e Distância do habitat natural (Dn), situação que possibilita a consideração da conectividade estrutural da paisagem frente a proximidade dos habitats naturais e o processo de antropização (RÜDISSER; TASSER; TAPPEINER, 2012). Seguindo os cálculos demonstrados por estes autores, o D₂N foi obtido utilizando a linguagem R (R CORE TIME, 2020). Nd utiliza a escala de hemerobia (i.e. natural, próximo ao natural, seminatural, alterado, cultural e artificial com elementos naturais) para classificar as informações referentes ao uso e cobertura da terra e o indicador Dn é baseado na distância euclidiana até o polígono de área natural mais próximo, utilizando a mesma classificação de uso e cobertura da terra aplicada para o indicador Naturalidade (ALMEIDA et al., 2018).

Para completar a análise e evidenciar a mudança temporal que ocorreu na área de estudo, subtraíram-se os valores de D₂N entre os anos de 2010 e 2020, conforme a Equação 1, procedimento realizado por Almeida et al. (2018).

$$D_2N_{change} = D_2N_{2010} - D_2N_{2020} \text{ (Equação 1)}$$

Análise Estatística

Considerando a hipótese (i.e., existem diferenças significativas nos valores D₂N ao longo dos anos e entre as unidades analisadas), foi realizada uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) em linguagem R, utilizando o pacote ‘vegan’. Tal análise é baseada em distâncias e permutação de pontos, obtidos a partir de uma distribuição

para a realização do teste (VICENTE-GONZALEZ; VICENTE-VILLARDON, 2021). Da mesma forma que Costa et al. (2017), o método foi baseado na distância euclidiana, as BHs (UPCJ e USMT) correspondem aos fatores, os anos avaliados são os níveis, e 1000 pontos foram amostrados aleatoriamente em cada arquivo raster obtido para o índice D_2N ($n = 4000$ pontos).

RESULTADOS

Durante o período avaliado, foram identificadas sete tipologias de uso da terra: (i) área descoberta; (ii) áreas urbanizadas; (iii) corpos d'água; (iv) lavoura temporária; (v) pastagem; (vi) silvicultura; e (vii) vegetação nativa. A classificação teve uma precisão geral de 0,9672 e um valor de Kappa de 0,9670 para 2010. Para 2020, a precisão geral e os valores de Kappa foram de 0,9653 e 0,9712, respectivamente.

O uso da terra da USMT e UPCJ pode ser observado na Figura 1, sendo evidente a predominância de áreas com maiores níveis de hemerobia, devido aos usos agrícolas e urbanos em detrimento de áreas naturais ou próximas a naturais. Além disso, a vegetação remanescente está associada aos corpos hídricos das BHs.

Na USMT, durante o período avaliado é possível verificar a predominância de áreas agrícolas antrópicas (i.e. lavoura temporária, área descoberta, pastagem e silvicultura) em ambos os anos, mas uma diminuição é observada entre 2010 (76,91%) e 2020 (62,72%). A vegetação nativa apresentou aumento ao longo dos anos, dado o ganho de área (2010 = 15,82%, 2020 = 29,63%). Por outro lado, a silvicultura apresentou decréscimo de área, devido à redução de 29,95% para 13,16% do território. Basicamente, a água e as áreas antropogênicas não agrícolas permanecem constantes, devido à área correspondente nos anos considerados e ao pequeno aumento das áreas urbanizadas (de 5,66% para 5,95%). As tipologias mais representativas, em ambos os períodos, são silvicultura, lavoura temporária, área descoberta, pastagem e vegetação nativa. É possível notar que esses usos da terra tiveram distribuição semelhante na área de estudo ao longo dos anos. As áreas urbanizadas estão concentradas no sudeste da USMT, assim como as áreas de vegetação nativa. O corpo d'água principal está localizado a noroeste do USMT (RBB). Em relação à pastagem e silvicultura, os usos são distribuídos por todas a BH, principalmente na parte central. A lavoura temporária é observada principalmente ao redor dos corpos d'água (noroeste) e no meio da BH.

Semelhante a USMT, na UPCJ é evidente a predominância de usos agrícolas nos anos avaliados, juntos lavoura temporária, área descoberta, pastagem e silvicultura ocuparam 72,5% do território em 2010 e 60,89% em 2020. Claramente, houve uma diminuição da área destinada a esses usos. O ganho de vegetação nativa pode ser notado durante a análise, em 2020 a tipologia de uso da terra correspondia a 23,86% da UPCJ. A silvicultura foi o uso da terra com maior perda de área de 2010 a 2010 na área de estudo, 20,59% ao longo dos anos. As áreas urbanizadas apresentaram ligeiro aumento no período analisado (de 13,85% para 13,95%). Porém, os corpos d'água mostraram situação inversa, constatada perda de área (0,14%). Lavoura temporária, área descoberta, floresta e silvicultura foram as principais tipologias de uso da terra, sua distribuição na USMT foi semelhante em 2010 e 2020. A vegetação nativa está concentrada principalmente na região sudeste; as principais áreas urbanizadas podem ser notadas no noroeste e sudeste. As tipologias agrícolas estão concentradas no meio da área de estudo e ao redor do reservatório de Barra Bonita (noroeste), o principal corpo d'água na USMT.

A Figura 2 traz o D_2N cada área de estudo, variando de 0 a 1, conforme o esquema de categorias da métrica: (i) natural ou próximo ao natural (0 - 0,06), (ii) paisagem extensivamente cultivada (0,06 - 0,35), e (iii) paisagem urbanizada ou cultivada intensivamente (0,35 - 1). A UPCJ em ambos os anos teve o predomínio de áreas extensivamente cultivadas, principalmente na porção sul durante 2010, e em toda a bacia durante 2020. As paisagens urbanizadas/intensivamente cultivadas estão localizadas no meio da UPCJ, entretanto, observa-se uma diminuição entre 2010 e 2020. Por outro lado, é evidente o aumento de áreas naturais ou próximas a naturais no período avaliado em todas as áreas de estudo, indicando a melhoria da conectividade da vegetação.

No que se refere ao USMT, o intervalo predominante do índice concentra-se no curso alto e baixo da BH (em 2010), como também no curso médio (em 2020), e corresponde a paisagem extensivamente cultivada, apesar da ligeira queda de 2010 para 2020. Conforme observado para UPCJ, ocorreu um aumento de áreas naturais ou próximas ao natural no intervalo avaliado, principalmente na parte inferior e superior da BH em 2020. Ocorreu uma redução da paisagem urbanizada ou intensivamente cultivada de 2010 para 2020, contribuindo para a melhoria da qualidade da área de estudo. Destacamos que foi possível verificar uma elevada influência antropogênica e comprometimento da conectividade na porção alta e média da BH em 2010, devido à distribuição e concentração de áreas mais artificiais.

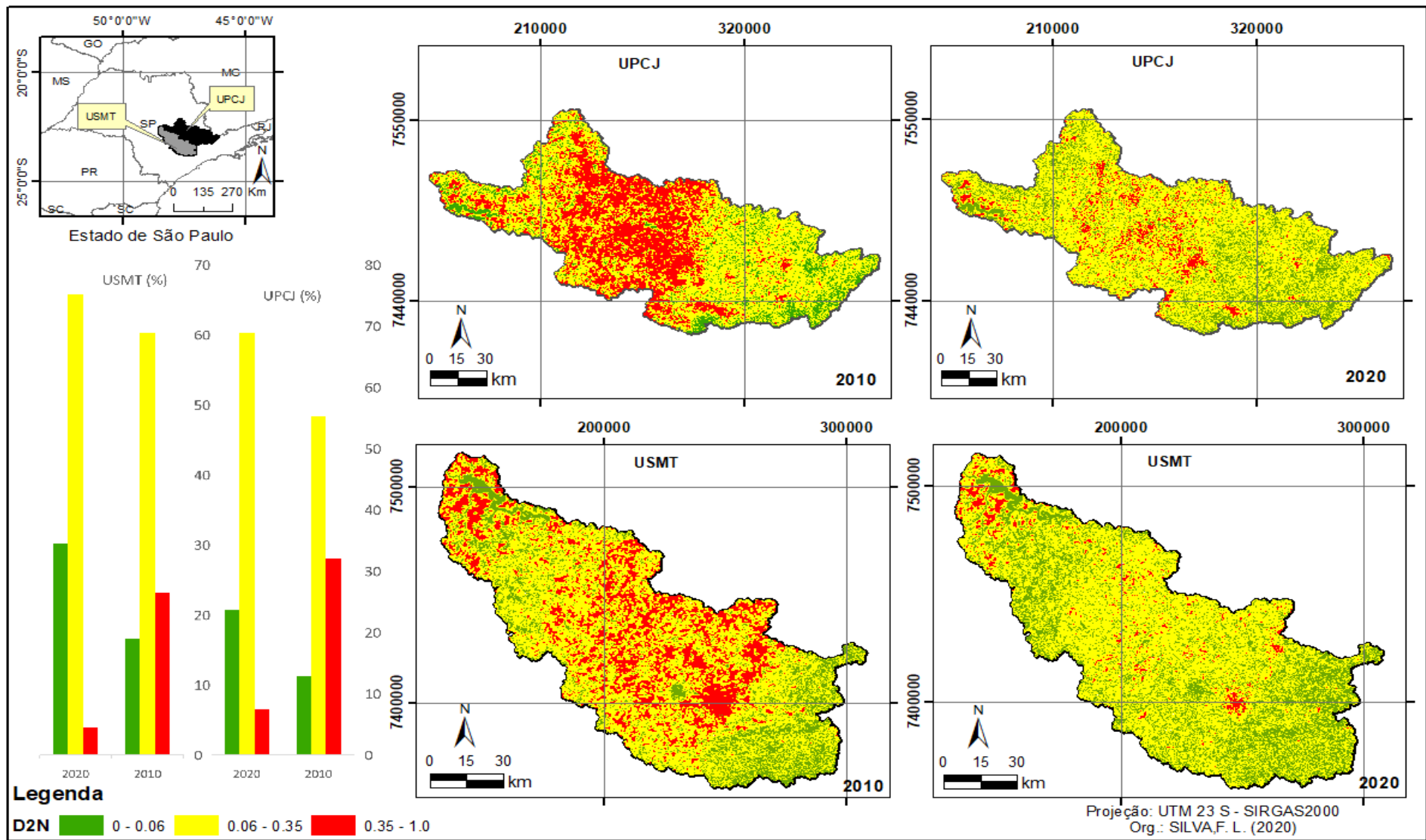


Figura 2. D2N para UPCJ e USMT através dos anos.

No período avaliado, as áreas mudaram em direção ao natural (áreas verdes) e artificial (áreas vermelhas; Figura 3). Áreas inalteradas foram observadas em ambas as BHs (áreas amarelas), por todo o território. Na UPCJ, as áreas que mudaram de direção artificial estão concentradas no curso médio e baixo, as áreas que mudaram na direção natural estão predominantemente localizadas no curso alto, principalmente no leste e sudeste. A USMT teve áreas mudando em direção natural concentradas na porção superior e inferior, as áreas que mudaram em direção artificial são observadas principalmente no curso alto e médio. Verifica-se que, entre 2010 e 2020, UPCJ e USMT tiveram um maior percentual de áreas mudando em direção artificial do que em direção natural. Embora as áreas inalteradas tenham sido predominantes nas áreas de estudo, o UPCJ apresentou uma dinâmica de uso da terra mais elevada do que o USMT.

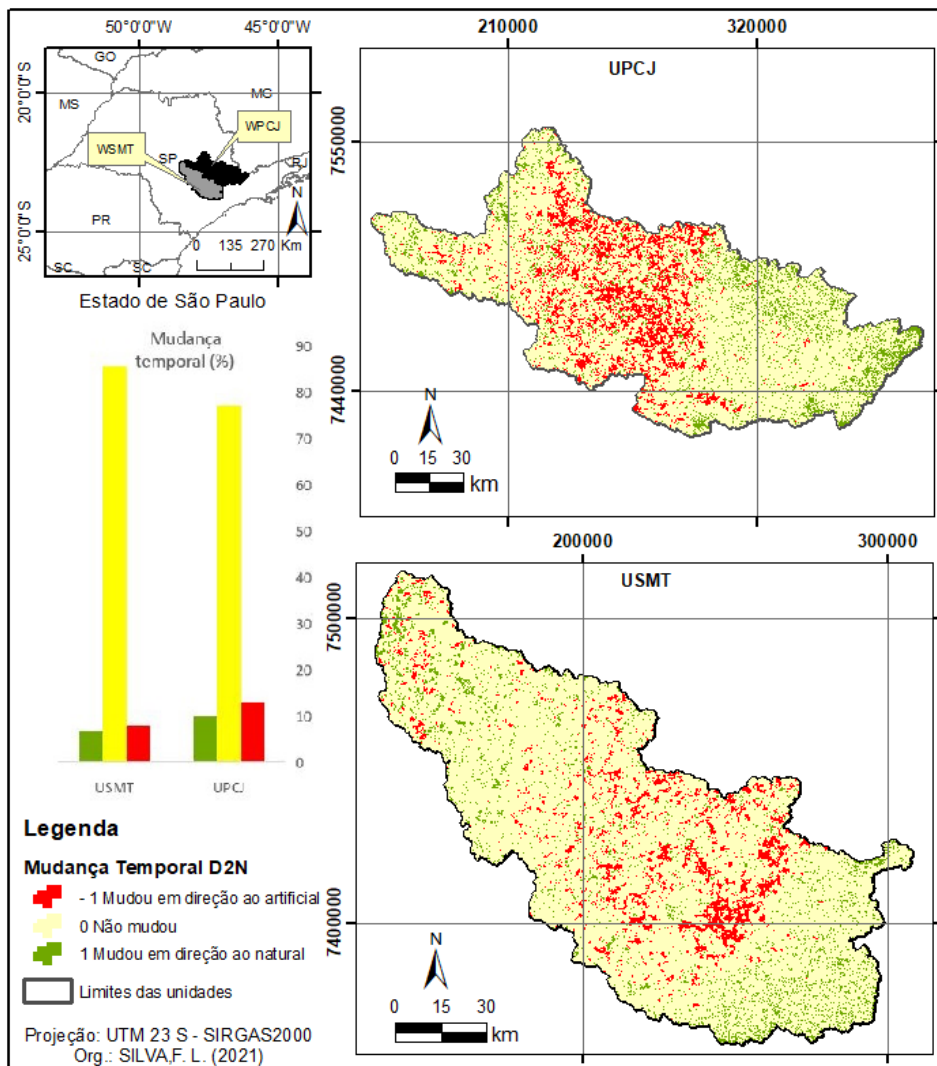


Figura 3. Mudança temporal entre 2010 e 2020 para o índice D₂N na UPCJ e USMT.

Quanto a condição de naturalidade entre os anos e as BHs, a PERMANOVA demonstrou que diferenças significativas foram observadas (APÊNDICE 11). De fato, existem diferenças significativas na naturalidade da paisagem entre os anos avaliados ($F = 227,7$; p-valor: 0,001). Foram constatadas diferenças significativas da naturalidade entre os anos de 2010 e 2020 na UPCJ ($F = 232,27$; p-valor: 0,002) e USMT ($F = 220,40$; p-valor: 0,002), entre as duas bacias ($F = 30,166$; p-valor: 0,001), bem como entre as bacias no ano de 2010 ($F = 32,689$; p-valor: 0,002) e no ano de 2020 ($F = 21,983$; p-valor: 0,002).

DISCUSSÃO

Pesquisas demonstraram a aplicação do D_2N para verificar a intensidade e/ou influência do uso da terra em várias escalas, como país (RÜDISSER; TASSER; TAPPEINER, 2012; RÜDISSER et al., 2015), cidade (ANDRÉ et al., 2018, DEIN; RÜDISSER, 2020), área de proteção ambiental (ALMEIDA et al., 2018) e o contexto regional (DZHAMBOV et al., 2021). Destes trabalhos, apenas dois estudos (ANDRÉ et al., 2018; ALMEIDA et al., 2018) avaliaram a mudança temporal do uso da terra adotando o D_2N para verificar a interferência antropogênica nos sistemas naturais. Porém, a análise considerou uma unidade de conservação (Floresta Nacional de Irati, Brasil) e uma cidade (paisagens da cidade de Lubumbashi, República do Congo). No presente estudo, utilizou-se o indicador de paisagem aplicado a BHs, tal análise temporal do D_2N nessas unidades não foi relatada na literatura.

Verificou-se que nas áreas de estudo, o intervalo mais representativo é paisagem extensivamente cultivada em ambos os períodos. Além do aumento das áreas naturais/próximas ao natural e da diminuição das paisagens urbanizadas/intensivamente cultivadas, as BHs apresentam elevados níveis de áreas antropogênicas. Ao longo do período de 10 anos, verificou-se a predominância de áreas convertidas para usos culturais/artificiais em relação a áreas mudando em direção ao natural, como observado em outras regiões que empregaram o D_2N (ALMEIDA et al., 2018; ANDRÉ et al., 2018). O agronegócio desempenha um papel importante no contexto brasileiro, o governo fornece mecanismos que contribuem para o aumento das atividades e observa-se uma pressão sobre o capital natural, dados os danos ambientais ocasionados pela agricultura, situação observada em economias emergentes como o Brasil (GARRETT et al., 2018, PIAO et al., 2021).

As diferenças significativas observadas entre as unidades e períodos analisados podem estar associadas com o fato de a USMT demonstrar mais áreas naturais/próximas ao natural, enquanto a UPCJ apresenta um maior número de áreas artificiais. Destaca-se que um maior incremento da vegetação nativa foi observado na USMT, o que contribuiu para a melhoria da naturalidade em 2020 e implicou na diferenciação das áreas de estudo, dado o maior número de fragmentos de vegetação nativa e o aumento da conectividade da paisagem.

Verificamos que ambas as BHs apresentam diminuição dos usos agrícolas (principalmente silvicultura) e aumento da vegetação nativa, porém, o agronegócio corresponde a mais de 60% do território e a principal atividade foi a silvicultura em 2010; durante 2020, a lavoura temporária foi a principal atividade, sendo que as áreas descobertas são áreas onde ocorreu a colheita da cana-de-açúcar e os proprietários preparam o solo para um novo ciclo. Custos, oportunidades, preço da terra e distância das fábricas de processamento podem ser a razão para os padrões da silvicultura (SILVA; BATISTELLA, MORAN, 2017) e outras mudanças de culturas. Superfícies produtivas e densidade populacional implicam em impactos ambientais cumulativos que comprometem a saúde das BHs e aumentam a vulnerabilidade devido à perda de biodiversidade e distúrbios ecológicos ocasionados por fontes impactantes (ZHAI; XIA; ZHANG, 2017, MELLO et al., 2018, ARRIAGADA et al., 2019).

Por conta da produção do biocombustível etanol no Brasil, há um aumento das áreas destinadas à cultura da cana-de-açúcar nas BHs. De 2000 a 2015, o cultivo da cana-de-açúcar aumentou notavelmente no sudeste do Brasil (CALDARELLI; GILIO, 2018). No estado de São Paulo, nota-se um aumento das áreas ocupadas pela cana-de-açúcar de 2003 a 2013 e uma tendência de aumento (145%) é estimada até 2060, situação ligada à conversão de áreas de pastagem e outras atividades (silvicultura, lavouras) em campos de cana-de-açúcar (SILVA et al., 2021). UPCJ e USMT possuem áreas de aptidão predominantemente adequadas para o cultivo da cana-de-açúcar, conforme apontado para o Zoneamento Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro (SÃO PAULO, 2008). O efeito de substituição das atividades agrícolas pela cana-de-açúcar afeta a matriz de uso da terra (CALDARELLI; GILIO, 2018) da área de estudo, situação que pode explicar a redução da silvicultura e o aumento das paisagens urbanizadas/intensivamente cultivadas temporalmente, devido ao aumento produtividade e insumos agrícolas.

O aumento da vegetação nativa pode estar relacionado à regeneração natural do Cerrado Brasileiro em pastagens/propriedades rurais abandonadas e à recuperação da Mata

Atlântica no estado de São Paulo, situação observada na literatura (CAVA et al., 2017, SILVA; BATISTELLA; MORAN, 2017), podendo também estar ligado a iniciativas de recuperação dessas áreas por força de lei. Grandes propriedades rurais costumavam manter a cobertura vegetal nativa devido ao acesso a recursos e crédito, mas fica evidente uma heterogeneidade regional na distribuição espacial da vegetação para o atendimento de políticas públicas (LEITE et al., 2020) e às exigências legais, como a recuperação de áreas degradadas. A LPVN traz obrigações legais em relação à conservação dos ecossistemas terrestres nativos em áreas rurais e urbanas, bem como estabelece a recuperação de áreas degradadas. No entanto, tal lei é criticada pela redução de obrigações legais, áreas de proteção ambiental e permissão para desmatamento (BRANCALION et al., 2016), da mesma forma que os *buffers* ciliares delimitados não podem proteger efetivamente a qualidade da água em bacias (VALERA et al., 2019).

Além disso, as unidades de conservação que visam o uso sustentável, podem potencializar a redução da intensidade da influência antropogênica (ROSOT et al., 2018) devido à recuperação florestal nas áreas protegidas nas BHs. A restauração de florestas tropicais vem ocorrendo na América Latina em alguns *hotspots* (Cerrado Brasileiro, Mata Atlântica, etc.), situação que pode indicar uma transição devido ao desmatamento no século passado (NANNI et al., 2019). Os resultados corroboram com tal situação, a melhora do D₂N ao longo de 2020 e a transição das áreas em direção ao natural sugerem melhorias na qualidade estrutural das BHs, mesmo considerando o alto grau de antropização. A dinâmica do uso da terra de BHs e a recuperação da vegetação são essenciais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e manejo adequado, alternativas sustentáveis podem ser implementadas visando a proteção dos ecossistemas e a conservação de áreas críticas (DUAN; CAI, 2018, YANG et al., 2018, SANTOS et al. al., 2019).

Dadas as necessidades da população e o desenvolvimento das atividades econômicas, foram desenvolvidas ações para a UPCJ e USMT (FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ, 2016, AGÊNCIA DA BACIA PCJ, 2020), visando manter o funcionamento ecológico e metabolismo dos sistemas. A análise da estrutura da paisagem favorece o planejamento ambiental e a gestão dos sistemas ecológicos, visto que a mudança insustentável dos usos e cobertura da terra resulta em ameaças à biodiversidade, alteração dos serviços ecossistêmicos e perda de habitat natural (BOTEQUILHA LEITÃO; AHERN, 2002, FUSHITA; SANTOS, 2017). Atividades

antropogênicas podem comprometer a integridade das BHs e levar a distúrbios ecológicos. Podemos inferir que a recuperação da área de vegetação permite o aumento da heterogeneidade interna (LAUSCH et al., 2015).

Os resultados da pesquisa podem auxiliar os tomadores de decisão e planejadores ambientais na promoção do manejo adequado de BHs, protegendo os recursos naturais, a biodiversidade e a prestação de serviços ecossistêmicos. O sensoriamento remoto é uma abordagem útil para a avaliação do uso da terra (PHAN et al., 2020, MAGIDI et al., 2021). Mais notavelmente, o D₂N permite verificar as áreas com maior influência antropogênica nas BHs e as áreas com melhores condições. A mudança temporal indicou efetivamente as áreas que mudaram em direção artificial, bem como em direção natural, fornecendo elementos para o manejo e apontando áreas críticas para intervenção.

Recomenda-se a recuperação da vegetação nas BHs, o emprego de práticas agrícolas menos intensivas, o disciplinamento do uso da terra, a promoção da conectividade da paisagem e o monitoramento contínuo. Trabalhos futuros deverão verificar a interferência antropogênica das BHs, por meio do D₂N e sua relação com a oferta de serviços ecossistêmicos e cenários ambientalmente sustentáveis. Como limitação, destacamos a necessidade de aquisição de dados biológicos para aprimorar a análise.

CONCLUSÃO

Basicamente, foram aplicados o sensoriamento remoto e o índice de *Distance to Nature* (D₂N) para verificar a mudança temporal do uso da terra e a influência antrópica em duas BHs brasileiras. A abordagem permite o gerenciamento de BHs, considerando áreas prioritárias identificadas por uma abordagem viável. A novidade do trabalho foi a utilização dos resultados obtidos para a unidade analisada (i.e., BHs), considerando informações que respondem as BHs, ou seja, os parâmetros limnológicos (Capítulo III). Verificou-se que, além da diminuição no período, as atividades ligadas ao agronegócio são os principais usos da terra nas BHs, situação indicada pelas categorias paisagem extensivamente cultivada e paisagem urbanizada/intensivamente cultivada. Em relação à dinâmica temporal, mais áreas mudaram em direção ao artificial do que ao natural, porém, o aumento da vegetação é evidente e permitiu uma melhor situação da paisagem frente à influência antropogênica. De fato, existem diferenças significativas na naturalidade da paisagem entre as BHs e os anos avaliados, situação que pode ser associada com a maior naturalidade da USMT e a maior artificialidade constatada na UPCJ.

Seria interessante aplicar esta abordagem para verificar a influência antrópica em BHs de outras regiões, devido à identificação de *hotspots* para manejo e tomada de decisão, com base no D₂N. Reforça-se a necessidade de planejamento e conservação do solo para manter a função ecológica e o metabolismo na UPCJ e USMT.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ. **Relatório Final do Plano de Recursos Hídricos das Bacias PCJ 2020-2035**. Disponível em: <<https://plano.agencia.baciaspcj.org.br/oplano/documentos/relatório-final>>. Acesso em: 22 de novembro de 2021.

ALMEIDA, D., ANDRÉ, M., SCARIOT, E. C., FUSHITA, A. T., DOS SANTOS, J. E., & BOGAERT, J. Temporal change of Distance to Nature index for anthropogenic influence monitoring in a protected area and its buffer zone. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 189-194, 2018.

ÁLVAREZ, X. et al. Anthropogenic nutrients and eutrophication in multiple land use watersheds: Best management practices and policies for the protection of water resources. **Land Use Policy**, v. 69, p. 1-11, 2017.

ANDRÉ, M.; VRANKEN, I.; BOISSON, S.; MAHY, G.; RÜDISSER, J.; VISSER, M.; LEJEUNE, P.; BOGAERT, J. Quantification of anthropogenic effects in the landscape of Lubumbashi. In: BOGAERT, J., COLINET, G., MAHY, G. (Eds.). **Anthropisation Des Paysages Katangais. Presses agronomiques de Gembloux**. Gembloux: Belgique, pp 237-255, 2018.

ARRIAGADA, L. et al. A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing several stressors: A case study in Mediterranean Chile. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1517-1533, 2019.

BOTEQUILHA-LEITAO, A.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 59, n. 2, p. 65-93, 2002.

BRANCALION, P. H. S. et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. e1-e16, 2016.

CALDARELLI, C. E.; GILIO, L. Expansion of the sugarcane industry and its effects on land use in São Paulo: Analysis from 2000 through 2015. **Land Use Policy**, v. 76, p. 264-274, 2018.

CAVA, M. G. B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1164-1172, 2018.

CHAZDON, R. L. et al. Key challenges for governing forest and landscape restoration across different contexts. **Land Use Policy**, v. 104, p. 104854, 2021.

COMITÊS PCJ. **Relatório da situação dos recursos hídricos 2017**. Disponível em: <http://www.comitespcj.org.br/images/Download/RS/PCJ_RS-2017_RelatorioFinal_CRH-SP.pdf>. Acesso em 20 mar. 2018.

COMITÊ SOROCABA - MÉDIO TIETÊ. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2013**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation/%5C6205/rs-06-01-13.pdf>>. Acesso em 03 abr. 2018

COSTA, R. C.; GOLÇALVES, C. F.; FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E. Land Use/Cover and Naturalness Changes for Watershed Environmental Management (Southeastern Brazil). **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 5, n. 11, p. 1-14, 2017.

DUAN, L.; CAI, T. Quantifying impacts of forest recovery on water yield in two large watersheds in the cold region of northeast China. **Forests**, v. 9, n. 7, p. 392, 2018.

DZHAMBOV, A. M. et al. Allergic symptoms in association with naturalness, greenness, and greyness: A cross-sectional study in schoolchildren in the Alps. **Environmental Research**, v. 198, p. 110456, 2021.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra 2013**. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>>. Acesso em: 03 de agosto de 2020.

FLOTEMERSCH, J. E. et al. A watershed integrity definition and assessment approach to support strategic management of watersheds. **River Research and Applications**, v. 32, n. 7, p. 1654-1671, 2016.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Relatório II Prognóstico "Plano de Bacia", abrangendo, no mínimo, o período 2016-2027**. Disponível em: <<https://agenciasmt.com.br/userfiles/files/Plano%20de%20Bacia/Plano%202019/Relatório%20II%20PLANO%20DA%20BACIA%20HIDROGRÁFICA%202016-2027%20-%20PROGNÓSTICO.pdf>>. Acesso em: 22 de novembro de 2021.

FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E. Land Use Change Trajectories for Wetland Management (Mogi-Guaçu Floodplain River, Southern Brazil). **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 5, n. 10, p. 62-76, 2017.

GARRETT, R. D. et al. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 53, p. 233-243, 2018.

KIM, I.; ARNHOLD, S. Mapping environmental land use conflict potentials and ecosystem services in agricultural watersheds. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 827-838, 2018.

LAUSCH, A.; BLASCHKE, T.; HAASE, D.; HERZOG, F.; SYRBE, R. U.; TISCHENDORF, L.; WALZ, U. Understanding and quantifying landscape structure—A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. **Ecological Modelling**, v. 295, p. 31-41, 2015.

LEITE, M. S. et al. Socioeconomic factors and native vegetation cover in rural lands in São Paulo State, Brazil. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, 2020.

MAGIDI, J.; NHAMO, L.; MPANDELI, S.; MABHAUDHI, T. Application of the Random Forest Classifier to Map Irrigated Areas Using Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 13, n. 5, p. 876, 2021.

- MAHMOODI, M. et al. Linking land use changes to variation in surface water quality: evidence from 36 catchments in Iran. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 4, p. 8151-8169, 2019.
- MELLO, K. et al. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, 2018.
- METCALFE, C. D. et al. Pesticides related to land use in watersheds of the Great Lakes basin. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 681-692, 2019.
- NANNI, A. S. et al. The neotropical reforestation hotspots: A biophysical and socioeconomic typology of contemporary forest expansion. **Global Environmental Change**, v. 54, p. 148-159, 2019.
- OLIPHANT, A. J.; THENKABAIL, P. S.; TELUGUNTLA, P.; XIONG, J.; GUMMA, M. K.; CONGGALTON, R. G.; YADAV, K. Mapping cropland extent of Southeast and Northeast Asia using multi-year time-series Landsat 30-m data using a random forest classifier on the Google Earth Engine Cloud. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 81, p. 110-124, 2019.
- PHALKE, A. R.; ÖZDOGAN, M.; THEMKABAIL, P. S.; ERICKSON, T.; GORELICK, N.; YADAV, K.; CONGALTON, R. G. Mapping croplands of Europe, Middle East, Russia, and Central Asia using landsat, random forest, and google earth engine. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 167, p. 104-122, 2020.
- PHAN, T. N.; KUCH, V.; LEHNERT, L. W. Land Cover Classification using Google Earth Engine and Random Forest Classifier—The Role of Image Composition. *Remote Sensing*, v. 12, n. 15, p. 2411, 2020.
- PIAO, R. S. et al. Green Growth and Agriculture in Brazil. **Sustainability**, v. 13, n. 3, p. 1162, 2021.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing (2021)**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.r-project.org>>. Acesso em: 15 julho de 2020.
- ROSOT, M. A. D. et al. Riparian forest corridors: A prioritization analysis to the Landscape Sample Units of the Brazilian National Forest Inventory. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 501-511, 2018.
- RÜDISSER, J.; TASSER, E.; TAPPEINER, U. Distance to nature – a new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 208-216, 2012.
- RÜDISSER, J. et al. Biodiversity in cultural landscapes: influence of land use intensity on bird assemblages. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 10, p. 1851-1863, 2015.
- SÃO PAULO. **Zoneamento agroambiental para o setor sucroalcooleiro - 2008**. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/etanolverde/zoneamento-agroambiental/>>. Acesso em 22 de novembro de 2021.

- SANTOS, G. L. et al. Evaluation of natural regeneration and recovery of environmental services in a watershed in the Cerrado-Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, n. 6, p. 5571-5583, 2020.
- SILVA, G. J. et al. Aptitude of areas planned for sugarcane cultivation expansion in the state of São Paulo, Brazil: a study based on climate change effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 305, p. 107164, 2021.
- SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Science & Policy**, v. 74, p. 14-22, 2017.
- TELUGUNTLA, P.; THENKABAIL, P. S.; OLIPHANT, A.; XIONG, J.; GUMMA, K.; CONGALTON, R. G.; YADAV, K.; HUETE, A. A 30-m landsat-derived cropland extent product of Australia and China using random forest machine learning algorithm on Google Earth Engine cloud computing platform. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 144, p. 325-340, 2018.
- VALERA, C. A. et al. The Buffer Capacity of Riparian Vegetation to Control Water Quality in Anthropogenic Catchments from a Legally Protected Area: A Critical View over the Brazilian New Forest Code. **Water**, v. 11, n. 3, p. 549, 2019.
- VICENTE-GONZALEZ, L.; VICENTE-VILLARDON, J. L. **Package 'PERMANOVA' (2021)**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/PERMANOVA/PERMANOVA.pdf>. Acesso em: 20 de dezembro de 2021.
- WANG, R. et al. Impacts of rapid urbanization on ecosystem services under different scenarios—A case study in Dianchi Lake Basin, China. **Ecological Indicators**, v. 130, p. 108102, 2021.
- YANG, Y. et al. Effects of underground mining on vegetation and environmental patterns in a semi-arid watershed with implications for resilience management. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 17, p. 1-12, 2018.
- ZHAI, X.; XIA, J.; ZHANG, Y. Integrated approach of hydrological and water quality dynamic simulation for anthropogenic disturbance assessment in the Huai River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 598, p. 749-764, 2017.

CAPÍTULO V

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS



Rio Tietê (Anhembi, SP)

INTRODUÇÃO

Nos últimos 50 anos, ocorreu um rápido aumento do número de reservatórios ao redor do globo (50 mil com área > 15 m², 17 milhões com área > 100 m²) (IPES, 2019), com destacada importância para o cenário brasileiro; pelo seu papel na geração de energia elétrica e no abastecimento público. Na última década, tem sido vivenciada uma crise hídrica que afeta diversos setores econômicos e a manutenção dos ecossistemas naturais. Porém, a situação tende a se agravar em razão das mudanças climáticas, que influenciam diretamente no volume dos reservatórios (RAULINO; SILVEIRA; LIMA-NETO, 2021).

Apesar de possuírem diversos impactos socioambientais associados à sua construção (ARANTES; SOUZA, 2021; SOARES; OLIVEIRA, 2021) e contribuírem com a emissão de gases de efeito estufa (GRUCA-ROKOSZ; CIESLA, 2021), os reservatórios podem fornecer diversos benefícios para a sociedade, tais como provisão de água, retenção de nutrientes, atividades recreativas, entre outros. Estes benefícios podem ser entendidos como serviços ecossistêmicos, que são os benefícios proporcionados aos seres humanos por meio do funcionamento dos ecossistemas e manutenção do capital natural (MEA, 2005; KUMAGAI et al., 2021).

Todavia, quando a integridade dos ecossistemas é alterada em seu funcionamento e em sua estrutura, a provisão de serviços ecossistêmicos pode ficar comprometida (BURKHARD et al., 2012). Quando ocorre a degradação da qualidade da água destes sistemas e as variações em seu fluxo, perdas e prejuízos podem ser observados nos benefícios e serviços ecossistêmicos proporcionados pelos reservatórios.

Emerge a necessidade de se realizar uma avaliação destes serviços, considerando as ações (vetores) envolvidas, as mudanças na qualidade da água e a sua relação com as mudanças nos serviços ecossistêmicos/benefícios. Os vetores podem ser compreendidos como "fatores naturais ou induzidos pelo ser humano que direta ou indiretamente ocasionam uma mudança em um ecossistema" (MEA, 2005). A avaliação monetária de serviços ecossistêmicos acaba sendo empregada para comunicar os valores proporcionados pelo capital natural, mas existem dimensões que não são passíveis de serem avaliadas (SUKHDEV; WITTMER; MILLER, 2014). Na literatura, avaliações têm sido realizadas para a valoração dos serviços ecossistêmicos prestados por ambientes lênticos (e.g. PERIOTTO; TUNDISI, 2013; ZHAO; LIU, 2015; REYNAUD; LANZANOVA, 2017), mas não existe um consenso acerca da

valoração destes serviços ecossistêmicos (REYNAUD; LANZANOVA, 2017). Muitas vezes, a adoção de métodos qualitativos acaba sendo indicada, dada a influência socioeconômica que as avaliações podem sofrer (SILVA et al., 2019).

Informações contribuem com a tomada de decisão (WANG et al., 2021). A utilização eficiente dos reservatórios deve ser propiciada e; estes sistemas necessitam que seus benefícios e eventuais interferências sejam considerados (TUNDISI; MATSURA-TUNDISI; TUNDISI, 2008). Neste sentido, os índices de qualidade da água e as suas variáveis constituintes podem ser de grande valia para a verificação de relações entre parâmetros limnológicos e serviços ecossistêmicos (KEELER et al., 2012; VAN HOUTVEN et al., 2014) em reservatórios, oferecendo subsídios para a tomada de decisão e reforçando a importância do manejo adequado destes ambientes.

Os reservatórios de Barra Bonita (RBB), Itupararanga (RI), Jaguari-Jacareí (RJJ) e de Salto Grande (RSG) estão localizados no interior do estado de São Paulo, em uma das regiões mais populosas e industrializadas do Brasil. Estes reservatórios são influenciados por diversas atividades antropogênicas, recebem descargas de efluentes com maior ou menor intensidade, são eutróficos ou hipereutróficos, além de desempenharem um importante papel provendo água para grandes regiões metropolitanas ou mesmo gerando energia elétrica (SOTERO-SANTOS, 2006; MARTINS et al., 2011; MORAES PEDRAZZI et al., 2013; GAZONATO-NETO et al., 2014) e permitindo a navegação. Dado o contexto brasileiro, uma avaliação dos serviços ecossistêmicos proporcionados por estes sistemas pode trazer implicações práticas para a tomada de decisão.

Diante do exposto, o presente trabalho tem como premissa que a perda da qualidade da água em reservatórios compromete a provisão de serviços ecossistêmicos. Assim, o objetivo foi estabelecer uma abordagem qualitativa para a análise das relações entre as variáveis constituintes de um indicador de qualidade da água com mudanças nos serviços ecossistêmicos/benefícios proporcionados pelos reservatórios citados, apontando possíveis mudanças de valor e salientando estratégias de manejo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Buscando realizar a avaliação dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos reservatórios alvo de análise (RBB, RSG, RI e RJJ), uma abordagem qualitativa foi adotada.

Para tanto, empregou-se a estrutura proposta por Keeler et al. (2012), para avaliação dos serviços relacionados à qualidade da água, assim como a integração de aspectos socioeconômicos e biofísicos (Figura 1). O levantamento dos serviços ecossistêmicos ocorreu com base em MEA (2005) e IPBES (2019), o que possibilitou o levantamento dos benefícios proporcionados pelos reservatórios. Além disso, foram obtidos dados sobre a qualidade da água dos trechos a jusante e a montante dos reservatórios elencados, disponibilizados pela CETESB para os anos de 2010 a 2019 (CETESB, 2022). Uma discussão foi realizada enfatizando os serviços ecossistêmicos (*sensu* citação), considerando as variáveis (i.e. CF, pH, DBO_{5,20}, nitrogênio total, PT, temperatura, TURB, ST e OD) que compõem o Índice de Qualidade da Água (IQA) e a sua relação com os serviços ecossistêmicos, como também eventuais mudanças de valores que podem decorrer da alteração destes serviços.

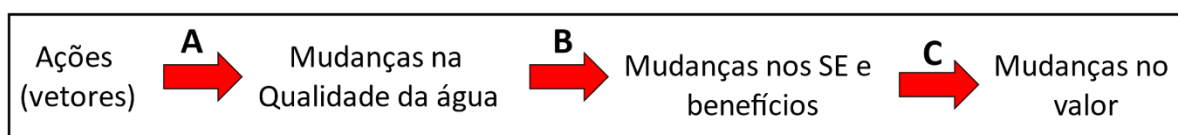


Figura 1. Estrutura para avaliação dos diretores e valores dos serviços ecossistêmicos (SE) ligados à qualidade da água em reservatórios. Adaptado de Keeler et al. (2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme evidenciado na Tabela 1, SG1 (rio Atibaia) e BB1 (rio Tietê) apresentam o maior comprometimento da qualidade da água temporalmente, dado que os valores do IQA correspondem majoritariamente a categoria regular (36-51) e ruim (19-36), principalmente em BB1. Nos demais trechos, especialmente naqueles a jusante dos reservatórios (SG2, BB3, I4, JJ1) a qualidade da água apresenta melhora em relação aos trechos a montante, visto a maior frequência das categorias boa (51-79) e ótima (79-100). Ao longo do período analisado, não foram observadas grandes oscilações nos valores médios do IQA.

Os pontos à jusante dos reservatórios têm maior IQA, ou seja, é possível verificar a provisão do serviço de regulação da qualidade da água. Sabe-se que, reservatórios em cascata regulam as concentrações de variáveis limnológicas (CUNHA-SANTINO; FUSHITA; BIANCHINI JR, 2017), situação que pode ser observada no rio Tietê, dada a depuração dos elementos provenientes da região metropolitana de São Paulo (RODGHER et al., 2005).

Tabela 1. Valores médios do IQA a montante e a jusante dos reservatórios avaliados.

Trecho	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
SG1	45	48	48	45	38	43	48	47	55	52
SG2	60	67	64	68	64	62	65	64	70	72
BB1	28	33	33	27	24	28	35	39	32	34
BB2	40	42	50	44	43	44	51	45	47	48
BB3	71	74	72	66	63	63	64	71	71	70
I1	47	50	46	48	48	46	51	51	46	45
I2	65	67	65	62	67	61	65	63	62	63
I3	64	65	70	65	66	63	69	64	66	66
I4	89	85	91	88	89	88	88	88	92	87
JJ1	56	62	67	64	69	62	59	62	58	55
JJ2	78	79	78	81	79	77	71	79	82	82

Fonte: CETESB (2022). Categorias do IQA: Ótima: 79 - 100; Boa: 51 - 79; Regular: 36 - 51; Ruim: 19 - 36; Péssima: ≤ 19.

Durante crise hídrica, que aconteceu entre os anos de 2014 e 2015, foi observada a redução nos valores do IQA em todos os reservatórios, situação menos pronunciada naqueles cujo entorno estão unidades de conservação ou estão em áreas de mananciais, como RI e RJJ. A situação constatada pode ser um indicativo que a capacidade de autorregulação do sistema e a resiliência estão menos comprometidos, ou seja, quanto mais intenso for a influência dos usos da terra, maior o comprometimento na provisão dos serviços ecossistêmicos. Os pontos dos reservatórios na porção “alta” (mananciais) das bacias (RJJ) tem os maiores valores de IQA com menores variações ao longo do tempo, demonstrando que: (i) o impacto das atividades antrópicas ao longo da bacia interferem diretamente nos serviços ecossistêmicos prestados pelos ecossistemas aquáticos (vide os valores de IQA de BB1); e (ii) as estratégias de conservação das áreas de mananciais (e.g. o pagamento por serviços ambientais – PSA) podem ajudar a manter a provisão de serviços dos ecossistemas aquáticos.

Os ambientes aquáticos alvo de análise são marcados por apresentarem forte influência dos usos da terra, despejo irregulares de efluentes domésticos/industriais e pelo carreamento de compostos das áreas antropogênicas agrícolas, o que acarreta um processo acelerado de eutrofização e alteração das variáveis limnológicas (PT, OD, DBO_{5,20}, CF, NO₃), implicando na perda de qualidade da água. Tal situação foi evidenciada por diversos estudos (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2005; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013; CUNHA et al., 2013; CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016; WATANABE et al., 2016; ZORZAL-ALMEIDA et al., 2017; DE-CARLI et al., 2018; RIETZLER et al., 2018; COLADELLO et al., 2020; CARDOSO-SILVA et al., 2021).

Considerando as variáveis que fazem parte do IQA, verifica-se que alterações nos valores das variáveis afetam negativamente a provisão de serviços ecossistêmicos e benefícios proporcionados pelos reservatórios, gerando uma série de gastos e impossibilitando os usos múltiplos da água, situação atrelada a mecanismos diretos e indiretos (Figura 3). Conforme evidenciado, as alterações das variáveis limnológicas constituintes do IQA influenciam diretamente em serviços ecossistêmicos de diferentes categorias (i.e., regulação, suporte, cultural).

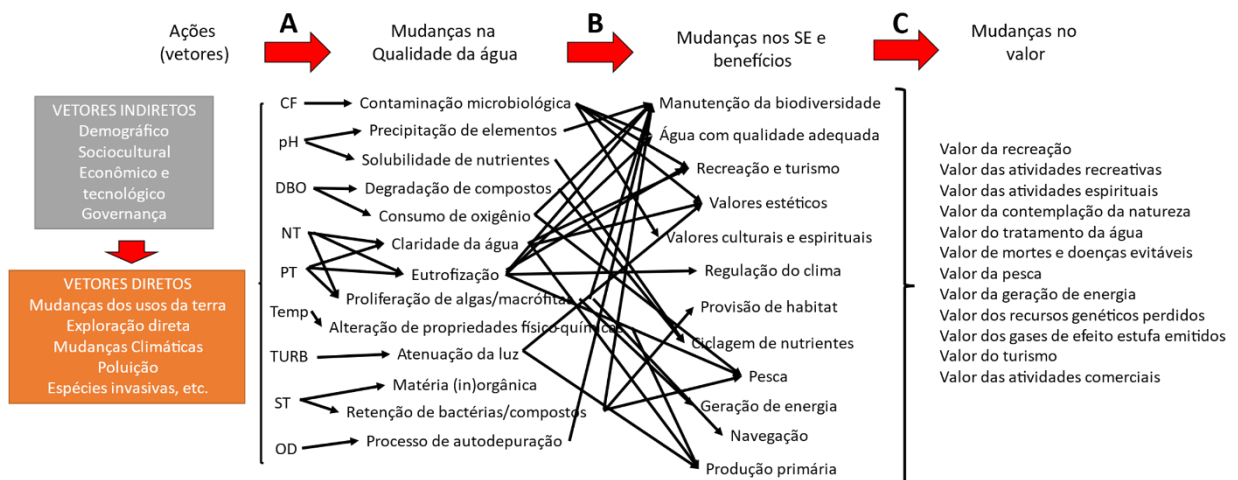


Figura 2. Relações entre as variáveis constituintes do IQA e os serviços/benefícios proporcionados pelos reservatórios. Onde: CF = Coliformes Termotolerantes; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; NT = Nitrogênio Total; PT = Fósforo Total; Temp = Temperatura; TURB = Turbidez, ST = Sólidos Totais, OD = Oxigênio Dissolvido; SE = serviços ecossistêmicos. Baseado em: MEA (2005), Keeler et al. (2012), IPBES (2019), CETESB (2022).

Altos valores de CF indicam contaminação microbiológica da água, bem como a possibilidade da presença de patógenos (SETTY et al., 2018) e o desenvolvimento de doenças de veiculação hídrica, cujo desfecho pode resultar em internações e óbitos. Diante disto, atividades que envolvam diretamente o contato com a água e recreação acabam sendo impossibilitadas nos reservatórios. Elevadas concentrações de CF possui relação direta com efluentes não tratados, como também se associa com o aumento das concentrações de nutrientes (PT e nitrogênio total) e a ocorrência de eutrofização. Juntos, estes fatores afetam diretamente os serviços ecossistêmicos, dado os prejuízos diretos e indiretos à biodiversidade (e.g., produção de toxinas por algas), impossibilidade de usos consuntivos e não consuntivos da água (RINKE et al., 2019), bem como atividades econômicas (e.g., pesca). No caso do RSG e RBB, que apresentaram os maiores valores de coliformes, há comprometimento nos serviços de regulação, provisão e cultural. Neste caso, podem ocorrer o impedimento de recreação de

contato primário e o crescimento excessivo de macrófitas, como observado em RBB e RSG. Sabe-se que, o crescimento demasiado de macrófitas pode impactar diretamente no funcionamento de hidrelétricas, além de demandarem a alocação de recursos para sua retirada e manejo.

O PT advindo de atividades antropogênicas pode interferir de forma negativa nos serviços ecossistêmicos de provisão e culturais, dada a degradação da qualidade da água e por afetar a biodiversidade (MACDONALD et al., 2016). Agricultura e efluentes domésticos/industriais são importantes fontes de nitrogênio total e altas concentrações ocasionam alterações nos mecanismos de regulação e retroalimentação dos ecossistemas, mas a capacidade de retenção dos reservatórios pode contribuir para a redução das concentrações a jusante, visto o favorecimento da ciclagem de nutrientes (LI et al., 2019; PHAM et al., 2019). Deve-se atentar que o excesso da produtividade primária e o aumento na velocidade da ciclagem da matéria podem contribuir para a emissão de gases de efeito estufa. Os reservatórios funcionam como sistemas que regulam variáveis limnológicas, como as concentrações de PT, dada a sua capacidade de retenção (BIANCHINI JR; FUSHITA; CUNHA-SANTINO, 2019). A concentração destas variáveis é influenciada pela antropização da área de contribuição direta, onde observa-se a presença de atividades ligadas ao agronegócio e áreas urbanizadas, principalmente no caso de RSG e RBB.

Variações nos valores de pH acabam sendo influenciadas pela sazonalidade e atividades antropogênicas, como também essas oscilações ocorrem em razão do volume de água e excesso de produção primária; quando os valores estão em desacordo os *guidelines*, efeitos prejudiciais podem ser evidenciados (ATIQUE; AN, 2019; WOLDEAB et al., 2018). O pH afeta diretamente processos fisiológicos e de ciclagem, dada a sua relação com nutrientes, a adsorção/dessorção de metais e interferências na manutenção de processos biológicos, levando a prejuízos na provisão de serviços ecossistêmicos. Por outro lado, valores de pH nas faixas que favorecem a manutenção da vida podem contribuir para a continuidade da provisão destes benefícios.

A $DBO_{5,20}$ reflete a quantidade de matéria orgânica bioquimicamente degradável existente em uma amostra de água, relaciona-se diretamente com a formação de substâncias húmicas e frações recalcitrantes do carbono (SILVA et al., 2017; WOLDEAB et al., 2018). Tal variação possui associação com a ciclagem de nutrientes. Todavia, altos valores desta variável refletem poluição orgânica e maior consumo de OD, que dependendo das condições de

degradação da matéria, pode gerar um ambiente anóxico e criar condições inadequadas para a manutenção e persistência de espécies, favorecendo a ocorrência de espécies tolerantes e levando a perda de recursos genéticos.

Quanto a temperatura, este parâmetro exerce influência direta nos processos que ocorrem nos reservatórios, acaba influenciando sua hidrodinâmica, na concentração de variáveis limnológicas (e.g. OD), nos processos bioquímicos, na produção primária/secundária e nas teias alimentares, refletindo diretamente na produção de serviços ecossistêmicos (TRANMER et al., 2020). Em um cenário de aumento das temperaturas em função das mudanças climáticas, profundas mudanças ecológicas podem ocorrer nestes sistemas (AZADI; ASHOFTEH; LOÁICIGA, 2019), podendo modificar a estrutura de base dos reservatórios em análise.

TURB é uma variável dependente da sazonalidade e, também, das condições do entorno, quando a água não possui condições adequadas, prejuízos podem ocorrer para os seres humanos e para a biota, já que o aumento das concentrações e a redução do volume de reservatórios afetam a capacidade de diluição (MARTINS et al., 2019). Essa variável está associada com a abundância e organização de comunidades, seu aumento associa-se com o aporte de elementos para os corpos hídricos (MOURA et al., 2021), sendo assim, relaciona-se diretamente com os ST. Por sua vez, o valor de ST possui relação direta com o transporte de sedimentos e de outras substâncias no ambiente aquático, devido suas propriedades, sendo que alguns efeitos deletérios podem ser observados para a biodiversidade, visto que os ST podem ocupar localidades, como as utilizadas para desova da ictiofauna e prejudicar a manutenção da biodiversidade (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2010; SILVA et al., 2016; SMITH; SILVA; BIAGIONI, 2019).

Sabe-se que, os reservatórios podem prover milhares de dólares anuais na forma de serviços ecossistêmicos (PERIOTTO; TUNDISI, 2013). Todavia, a deterioração dos ecossistemas acaba prejudicando a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais para os seres humanos, sendo que alguns deles são insubstituíveis (IPES, 2019). Diante de questões econômicas, nem todos os serviços ecossistêmicos proporcionados acabam sendo considerados (SUKHDEV; WITTMER; MILLER, 2014). Os usos múltiplos dos sistemas aquáticos necessitam de um manejo adequado, da mesma forma como é preciso um fluxo mínimo para a manutenção dos ecossistemas (RINKE et al., 2019). O desenvolvimento das atividades

antropogênicas contribui para a alteração das variáveis limnológicas e perda da qualidade da água de reservatórios (ATIQUE; AN, 2019).

Os vetores de mudanças das variáveis limnológicas e dos serviços ecossistêmicos se relacionam com ações antropogênicas (PHAM et al., 2019), influenciados por aspectos indiretos de ordem socioeconômica e tecnológica. Neste caso, os valores dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos reservatórios acabam sendo alterados, já que gastos acabam sendo necessários para o tratamento da água, da mesma forma como atividades socioeconômicas (e.g. turismo, recreação, lazer, contemplação da natureza, atividades espirituais) sofrem prejuízos ou mesmo restrições. Por exemplo, os custos associados com o tratamento da água acabam aumentando devido alterações das variáveis limnológicas, contaminação/poluição e perda de qualidade da água (CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016; DANELON; AUGUSTO; SPOLADOR, 2021). A falta de saneamento implica em gastos com internações ocasionadas por doenças evitáveis veiculadas à água (e.g. diarreia, cólera, etc.), bem como traz prejuízos para o mundo do trabalho e escolar, vistos os dias perdidos em razão das internações (PAIVA; SOUZA, 2018).

Os diferentes elementos que fazem parte da composição das paisagens são responsáveis pela provisão de serviços ecossistêmicos e interferem nos sistemas aquáticos (HACKBART et al., 2017). Certamente, os padrões da paisagem influenciam na provisão de serviços ecossistêmicos e na qualidade da água, quanto maior a complexidade, maior pode ser a provisão destes benefícios (DUARTE et al., 2018). O controle de nutrientes é um aspecto fundamental para a manutenção da saúde dos ecossistemas (VAN HOUTVEN et al., 2014).

O estabelecimento de estruturas que possibilitem a avaliação dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos ambientes aquáticos é de grande valia para os gestores e tomadores de decisão, suas informações possibilitam o direcionamento de investimentos e o estabelecimento de ações conservacionistas (KEELER et al., 2012). Sendo assim, a manutenção dos benefícios proporcionados pelos reservatórios avaliados depende da promoção do seu manejo adequado, bem como de avaliações regulares para a correção de eventuais deficiências.

CONCLUSÃO

Limitações são reportadas acerca dos métodos de valoração destes serviços, mas a adoção de métodos qualitativos permite a obtenção de um panorama dos serviços

ecossistêmicos proporcionados pelos sistemas, bem como eventuais relações entre variáveis limnológicas e mudanças nestes serviços/benefícios. As informações geradas são úteis para a promoção do manejo e tomada de decisão acerca dos reservatórios. Em trabalhos futuros, recomenda-se a consideração de outras variáveis limnológicas, o que possibilita um maior número de relações e maior representação da complexidade dos sistemas aquáticos. A adoção de medidas que visem salvaguardar a qualidade da água dos reservatórios RBB, RSG, RI e RJJ são essenciais, já que a alteração das variáveis limnológicas implicam em mudanças nos serviços ecossistêmicos/benefícios proporcionados e resultam de forma direta em maiores gastos para o tratamento da água e atendimento das necessidades da população, além de afetar adversamente a biodiversidade. Os achados demonstram que os reservatórios contribuem para a produção de energia, ciclagem de nutrientes e atividades econômicas. Entretanto, o comprometimento da qualidade da água tem afetado a obtenção de água com qualidade adequada, recreação e turismo, podendo afetar adversamente a biota e incidindo no aumento de gastos para a obtenção de água nos padrões adequados para as diferentes atividades humanas.

REFERÊNCIAS

- ARANTES, E. P.; SOUZA, M. L. Problemas ambientais nas margens do trecho inferior do Reservatório UHE Rosana SP/PR: percepção dos moradores lindeiros. **Revista Geografar**, v. 16, n. 1, p. 71-91, 2021.
- ATIQUE, U.; AN, K. Reservoir Water Quality Assessment Based on Chemical Parameters and the Chlorophyll Dynamics in Relation to Nutrient Regime. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, n. 3, 2019.
- AZADI, F.; ASHOFTEH, P.; LOÁICIGA, H. A. Reservoir water-quality projections under climate-change conditions. **Water Resources Management**, v. 33, n. 1, p. 401-421, 2019.
- BALKANLOU, K. R.; MÜLLER, B.; CORD, A. F.; PANAH, F.; MALEKIAN, A.; JAFARI, M.; EGLI, L. Spatiotemporal dynamics of ecosystem services provision in a degraded ecosystem: A systematic assessment in the Lake Urmia basin, Iran. **Science of the Total Environment**, v. 716, p. 137100, 2020.
- BIANCHINI JR, I.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B. Evaluating the retention capacity of a new subtropical run-of-river reservoir. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 3, p. 1-15, 2019.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological indicators**, v. 21, p. 17-29, 2012.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARDOSO-SILVA, S.; FRASCARELI, D.; SILVA, D. C. V. R.; FIGUEIRA, R. C. L.; BITTENCOURT, D.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. An abiotic typology and reference conditions for nutrients and chlorophyll-a in subtropical reservoirs (São Paulo State, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 13, p. 16029-16041, 2021.

COLADELLO, L. F.; GALO, M. L. B.; SHIMABUKURO, M. H.; IVÁNOVA, I.; AWANGE, J. Macrophytes' abundance changes in eutrophicated tropical reservoirs exemplified by Salto Grande (Brazil): Trends and temporal analysis exploiting Landsat remotely sensed data. **Applied Geography**, v. 121, p. 102242, 2020.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Publicações e relatórios**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 03 de janeiro de 2022.

COSTANZA, R. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. **Ecosystem Services**, v. 43, 101096, 2020.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR., N. CONAMA Framework Resolution 357/2005: spatial and temporal analysis of water quality legal compliances in rivers and reservoirs from São Paulo state, Brazil (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 159–168, 2013.

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, v. 94, p. 516-524, 2016.

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, v. 94, p. 516-524, 2016.

CUNHA-SANTINO, M B., BIANCHINI JR, I. **Ciências do ambiente: conceitos básicos em ecologia e poluição**. São Carlos: EdUFSCar, 2010, 179 p.

CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JR, I. A modeling approach for a cascade of reservoirs in the Juquiá-Guaçu River (Atlantic Forest, Brazil). **Ecological Modelling**, v. 356, p. 48-58, 2017.

DANELON, A. F.; AUGUSTO, F. G.; SPOLADOR, H. F. S. Water resource quality effects on water treatment costs: An analysis for the Brazilian case. **Ecological Economics**, v. 188, p. 107134, 2021.

DE-CARLI, B. P. et al. Comunidade zooplancônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, e2018013, 2018.

DUARTE, G. T.; SANTOS, P. M.; CORNELISSEN, T. G.; RIBEIRO, M. C.; PAGLIA, A. P. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1247-1257, 2018.

GAZONATO, A. J.; SILVA, L. C.; SAGGIO, A. A.; ROCHA, O. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. **Biota Neotropica**, v. 14, 2014.

GRUCA-ROKOSZ, R.; CIEŚLA, M. Sediment methane production within eutrophic reservoirs: The importance of sedimenting organic matter. **Science of The Total Environment**, v. 799, p. 149219, 2021.

HACKBART, V. C. S.; LIMA, G. T. N. P.; SANTOS, R. F. Theory and practice of water ecosystem services valuation: Where are we going?. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 218-227, 2017.

IPBES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 2019. 1148 pp.

KEELER, Bonnie L. et al. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 45, p. 18619-18624, 2012.

KUMAGAI, J. et al. Natural capital for nature's contributions to people: the case of Japan. **Sustainability Science**, p. 1-36, 2021.

LI, Z. et al. Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992–2016). **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 3, p. 317-327, 2019.

MACDONALD, G. K.; JARVIE, H. P.; WITHERS, P. J. A.; DOODY, D. G.; KEELER, B. L. Guiding phosphorus stewardship for multiple ecosystem services. **Ecosystem Health and Sustainability**, v. 2, n. 12, p. e01251, 2016.

MARTINS, D.; MARCHI, S. R.; COSTA, N. V.; CARDOSO, L. A.; RODRIGUES-COSTA, A. C. Levantamento de plantas aquáticas no reservatório de Salto Grande, Americana-SP. **Planta Daninha**, v. 29, n. 1, p. 231-236, 2011.

MARTINS, V. S. et al. Remote sensing of large reservoir in the drought years: Implications on surface water change and turbidity variability of Sobradinho reservoir (Northeast Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, p. 275-288, 2019.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, p. 367–378, 2005.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005, 137 pp.

MORAES PEDRAZZI, F. J.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, n. 01, p. 64, 2013.

MOURA, L. C. S. et al. Phytoplankton richness and abundance in response to seasonality and spatiality in a tropical reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 33, e13, 2021.

PAIVA, R. F. P. S.; SOUZA, M. F. P. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 34, n. 1, e00017316, 2018.

PERIOTTO, N.A.; TUNDISI, J. G. Ecosystem services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of dams multiple-uses. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 471-482, 2013.

PHAM, H. V.; TORRESAN, S.; CRITTO, A.; MARCOMINI, A. Alteration of freshwater ecosystem services under global change—A review focusing on the Po River basin (Italy) and the Red River basin (Vietnam). **Science of the Total Environment**, v. 652, p. 1347-1365, 2019.

RAULINO, J. B. S.; SILVEIRA, C. S.; LIMA-NETO, I. E. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semiarid reservoirs in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, p. 1321-1336, 2021.

REYNAUD, A.; LANZANOVA, D. A global meta-analysis of the value of ecosystem services provided by lakes. **Ecological Economics**, v. 137, p. 184-194, 2017.

RIETZLER, A. C.; BOTTA, C. R.; RIBEIRO, M. M.; ROCHA, O.; FONSECA, A. L. Accelerated eutrophication and toxicity in tropical reservoir water and sediments: an ecotoxicological approach. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 14, p. 13292-13311, 2018.

RINKE, K.; KELLER, P. S.; KONG, X.; BORCHARDT, D.; WEITERE, M. Ecosystem services from inland waters and their aquatic ecosystems. In: SCHRÖTER M., BONN A., KLOTZ S., SEPPELT R., BAESSLER C. (eds). **Atlas of Ecosystem Services**. Springer, Cham, 2019. p. 191-195.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 697-710, 2005.

SANTOS, L. G.; MACHADO, L. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Os grupos funcionais fitoplanctônicos nos reservatórios do Sistema Cantareira, São Paulo, Brasil. **Iheringia Serie Botânica**, v. 73, n. 2, p. 135 - 145, 2018.

SETTY, K. E.; ENAULT, J.; LORET, J.; SERRA, C. P.; MARTIN-ALONSO, J.; BARTRAM, J. Time series study of weather, water quality, and acute gastroenteritis at Water Safety Plan implementation sites in France and Spain. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, n. 4, p. 714-726, 2018.

SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade dos sedimentos do rio Monjolinho: índice de geoacumulação. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 4, 79-87, 2016.

SILVA, F. L. et al. Qualidade das águas e hemerobia da bacia do córrego do Mineirinho, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 6, p. 1921-1933, 2017.

SILVA, F. L.; SMITH, W. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. Método não monetário para a avaliação dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas em áreas urbanas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 1, p. 1-8, 2019.

SMITH, W. S.; SILVA, F. L.; BIAGIONI, R. C. Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, 2019.

SOARES, F. L. C.; OLIVEIRA, A. M. Análise dos impactos ambientais da construção da Barragem Fronteiras nas comunidades rurais do Distrito de Poti do Município de Crateús-CE. **Pensar Geografia**, v. 5, n. 1, p. 55-72, 2021.

SOTERO-SANTOS, R. B.; SILVA, C. R. S. E.; VERANI, N. F.; NONAKA, K. O.; ROCHA, O. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita reservoir (Middle Tiete river, Sao Paulo, Brazil). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 64, n. 2, p. 163-170, 2006.

SUKHDEV P.; WITTMER, H.; MILLER, D. **The Economics of Ecosystems and biodiversity (TEEB): Challenges and Responses**. In: Helm, D.; Hepburn, C. (eds). *Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity*. Oxford University Press: Oxford, 2014.

TRANMER, A. W. et al. Coupled reservoir-river systems: Lessons from an integrated aquatic ecosystem assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 260, p. 110107, 2020.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 1133-1135, 2008.

VAN HOUTVEN, G.; MANSFIELD, C.; PHANEUF, D. J.; VON HAEFEN, R.; MILSTEAD, B.; KENNEY, M. A.; RECKHOW, K. H. Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality. **Ecological Economics**, 99, 40–52, 2014.

WANG, R.; BAI, Y.; ALATALO, J. M.; YANG, Z.; YANG, Z.; YANG, W.; GUO, G. Impacts of rapid urbanization on ecosystem services under different scenarios – A case study in Dianchi Lake Basin, China. **Ecological Indicators**, v. 130, p. 108102, 2021.

WATANABE, F.; RODRIGUES, T.; BERNARDO, N.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N. Drought can cause phytoplankton growth intensification in Barra Bonita reservoir. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 2, n. 3, p. 1-7, 2016.

WOLDEAB, B. et al. Seasonal and spatial variation of reservoir water quality in the southwest of Ethiopia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 3, p. 1-13, 2018.

ZHAO, D.; LIU, J. A new approach to assessing the water footprint of hydroelectric power based on allocation of water footprints among reservoir ecosystem services. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 79, p. 40-46, 2015.

ZORZAL-ALMEIDA, S.; SOININEN, J.; BINI, L. M.; BICUDO, D. C. Local environment and connectivity are the main drivers of diatom species composition and trait variation in a set of tropical reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 9, p. 1551 - 1563, 2017.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa usou a Ecologia Aplicada para a promoção do manejo de reservatórios inseridos em áreas antropizadas. Em conjunto, às análises realizadas possibilitaram o entendimento dos vetores responsáveis pela degradação da qualidade da água, bem como a influência antropogênica refletida por meio dos usos e cobertura da terra das áreas de abrangência dos reservatórios. RBB e RSG são os ambientes mais impactados, dado os maiores valores das variáveis limnológicas e maior frequência de não conformidades. De fato, RBB consegue reter as variáveis limnológicas devido suas propriedades e metabolismo, contribuindo para a melhoria da água a jusante.

Se tratando dos valores orientadores e não conformidades, as maiores frequências ocorrem nos trechos a montante dos reservatórios avaliados durante o período chuvoso, porém a capacidade de retenção destes sistemas contribui para a redução das não conformidades a jusante. As BH avaliadas (UPCJ e USMT) apresentam uso intensivo da terra, principalmente em razão do desenvolvimento de atividades agrícolas. Apesar do aumento da vegetação nativa nas unidades durante o período avaliado, a paisagem ainda é extensivamente cultivada. Mesmo apresentando um contexto semelhante, diferenças significativas foram constatadas entre UPCJ e USMT, assim como entre os anos. O comprometimento da qualidade da água e a alteração das variáveis limnológicas pelas ações humanas afeta diretamente a provisão de serviços ecossistêmicos.

Conforme evidenciado no referencial teórico, existe um arcabouço jurídico que auxilia no manejo e gerenciamento dos reservatórios. Uma integração dos planos de bacias existentes com análises limnológicas e da paisagem contribuem para a formulação de estratégias ainda mais em um cenário de crise hídrica. Cabe enfatizar que, a crise hídrica possui um caráter dual, visto a sua associação com a perda de qualidade da água, como também a disponibilidade de água na quantidade necessária (situação influenciada fortemente pelo regime de precipitação).

Em relação aos gestores públicos, os dados levantados contribuem para o gerenciamento dos reservatórios e da sua área de influência, é preciso que as recomendações sejam incorporadas formalmente no planejamento e nos instrumentos de gestão, como os planos de bacia hidrográfica e planos municipais. Quanto a academia, os métodos abordados podem ser adotados para a análise de outras áreas de estudo considerando um maior número de

variáveis limnológicas, como também eventuais alterações podem ser propostas visando o alcance de outros resultados.

A abordagem utilizada demonstrou-se útil para o gerenciamento de reservatórios. Se tratando da área de estudo, recomenda-se: (i) o aumento da conectividade da paisagem; (ii) recuperação das áreas de preservação permanente; (iii) realização de um planejamento estratégico que almeje a melhoria da qualidade da água com metas e indicadores previamente estabelecidos; (iv) aumento das taxas de coleta e tratamento de efluentes industriais/domésticos, além da otimização da eficiência das atuais estações de tratamento; (v) implementação de práticas sustentáveis na agricultura; (vi) manutenção da rede de monitoramento da qualidade da água; e (vii) a adoção de uma abordagem regional para englobar municípios que não possuam plano diretor, bem como realizar a articulação entre os diferentes instrumentos de planejamento rural e ambiental existentes.

APÊNDICES

APÊNDICE 1. Valores temporais de alpha e da taxa de diluição (FH) para as variáveis CF, DBO_{5,20} e CE de Barra Bonita (2010-2019).

DATA	CF (log10)				DBO _{5,20} (mg/L)				CE (µS/cm)			
	Entrada	Saída	α	FH (d ⁻¹)	Entrada	Saída	α	FH (d ⁻¹)	Entrada	Saída	α	FH (d ⁻¹)
07/01/2010	4,98	1,33	3,75	0,0633	18,93	3,70	5,1100	0,0633	173,9	143,80	1,2096	0,0633
16/03/2010	4,00	0,00	810,00	0,0106	18,01	3,00	6,0100	0,0106	268,1	194,21	1,3805	0,0106
18/05/2010	3,77	0,21	18,00	0,0156	11,73	3,00	3,9100	0,0156	289,8008065	218,54	1,3261	0,0156
20/07/2010	3,77	1,61	2,34	0,0169	19,50	3,00	6,5000	0,0169	248,3666667	254,23	0,9770	0,0169
14/09/2010	4,29	2,13	2,02	0,0165	14,82	5,92	2,5050	0,0165	397,9333333	294,59	1,3508	0,0165
24/11/2010	3,90	0,48	8,20	0,0115	27,89	3,20	8,7200	0,0115	363,9661905	185,19	1,9654	0,0115
06/01/2011	4,09	0,19	22,00	0,0616	8,66	3,68	2,3550	0,0616	166,3458571	203,08	0,8191	0,0616
16/03/2011	4,17	0,72	5,80	0,0445	6,61	3,00	2,2000	0,0445	343,1327869	201,19	1,7055	0,0445
19/05/2011	3,54	0,40	8,80	0,0108	7,95	3,55	2,2400	0,0108	363,088481	222,17	1,6343	0,0108
18/07/2011	4,54	0,31	14,50	0,0151	12,64	3,06	4,1300	0,0151	340,2434177	237,71	1,4314	0,0151
12/09/2011	3,24	1,79	1,81	0,0174	7,86	2,99	2,6300	0,0174	466,63	304,00	1,5350	0,0174
24/11/2011	3,68	0,86	4,30	0,0363	14,05	3,51	4,0000	0,0363	388,807619	257,89	1,5077	0,0363
31/01/2012	4,10	0,31	13,10	0,0382	8,69	3,48	2,5000	0,0382	165,738	195,74	0,8467	0,0382
08/03/2012	4,23	0,78	5,40	0,0155	6,81	2,99	2,2800	0,0155	337,2778431	214,00	1,5761	0,0155
17/05/2012	3,55	0,45	7,90	0,0138	7,95	3,82	2,0800	0,0138	350,6011765	213,59	1,6415	0,0138
19/07/2012	4,54	0,36	12,50	0,0238	12,66	3,31	3,8300	0,0238	341,7	229,84	1,4867	0,0238
11/09/2012	3,19	1,59	2,01	0,0107	7,94	2,99	2,6550	0,0107	471,44	284,19	1,6589	0,0107
27/11/2012	3,58	1,06	3,38	0,0171	14,05	2,99	4,7000	0,0171	401	232,19	1,7270	0,0171
30/01/2013	3,86	1,27	3,05	0,0145	29,84	3,71	8,0500	0,0145	266,6364286	199,97	1,3334	0,0145
06/03/2013	3,96	0,66	6,00	0,0178	20,26	3,27	6,2000	0,0178	262,8714286	199,93	1,3148	0,0178
09/05/2013	3,74	1,51	2,48	0,0104	14,51	5,50	2,6360	0,0104	418,7755102	247,50	1,6920	0,0104
18/07/2013	3,68	1,81	2,03	0,0122	22,01	2,99	7,3500	0,0122	390,475	270,00	1,4462	0,0122
05/09/2013	3,80	1,79	2,12	0,0120	12,04	4,42	2,7250	0,0120	500,1064286	321,43	1,5559	0,0120
07/11/2013	4,68	1,65	2,84	0,0130	65,98	7,82	8,4400	0,0130	456,1866234	304,43	1,4985	0,0130
08/01/2014	3,80	1,32	2,88	0,0113	30,10	7,07	4,2600	0,0113	324,0250649	289,00	1,1212	0,0113
11/03/2014	3,95	1,67	2,37	0,0118	25,67	11,16	2,3000	0,0118	258,74375	293,54	0,8815	0,0118
29/05/2014	3,56	1,54	2,31	0,0067	12,36	6,55	1,8890	0,0067	525,3665079	457,05	1,1495	0,0067
29/07/2014	3,25	1,85	1,76	0,0088	9,16	6,09	1,5040	0,0088	689,0272727	443,59	1,5533	0,0088

04/09/2014	4,42	1,85	2,39	0,0109	15,50	5,79	2,6750	0,0109	674,3922078	431,58	1,5626	0,0109
06/11/2014	2,98	1,69	1,76	0,0172	29,27	5,09	5,7500	0,0172	561,5982143	400,19	1,4033	0,0172
07/01/2015	3,85	1,18	3,27	0,0150	21,95	5,21	4,2150	0,0150	415,15	311,40	1,3332	0,0150
04/03/2015	4,36	1,92	2,27	0,0164	19,34	16,56	1,1680	0,0164	301,13	287,92	1,0459	0,0164
06/05/2015	4,27	0,66	6,50	0,0105	17,93	4,95	3,6200	0,0105	413,901	290,49	1,4249	0,0105
16/07/2015	3,51	0,46	7,70	0,0118	19,94	9,61	2,0750	0,0118	391,221	321,22	1,2179	0,0118
03/09/2015	3,62	0,78	4,65	0,0132	10,86	11,39	0,9535	0,0132	590,93	312,87	1,8888	0,0132
11/11/2015	4,16	2,38	1,75	0,0127	20,61	4,68	4,4000	0,0127	274,39	175,32	1,5651	0,0127
06/01/2016	4,03	2,50	1,62	0,0561	11,30	4,86	2,3250	0,0561	174,8101159	175,14	0,9981	0,0561
03/03/2016	4,84	1,14	4,25	0,0432	9,15	3,45	2,6500	0,0432	177,6307143	175,43	1,0126	0,0432
05/05/2016	3,63	1,04	3,50	0,0028	7,14	3,11	2,2950	0,0028	401,4455844	235,06	1,7079	0,0028
07/07/2016	3,45	0,34	10,20	0,0136	3,79	3,97	0,9550	0,0136	369,9064935	234,19	1,5795	0,0136
14/09/2016	3,60	2,44	1,48	0,0178	4,46	28,29	0,1577	0,0178	400,5279167	305,29	1,3120	0,0178
16/11/2016	3,79	2,30	1,65	0,0256	5,51	20,32	0,2711	0,0256	321,3652459	299,72	1,0722	0,0256
03/01/2017	4,10	1,47	2,79	0,0263	5,43	4,41	1,2300	0,0263	316,109	236,55	1,3364	0,0263
02/03/2017	4,31	1,16	3,70	0,0132	2,64	2,99	0,8820	0,0132	231,9816429	230,47	1,0066	0,0132
18/05/2017	4,06	1,84	2,21	0,0147	2,60	3,46	0,7500	0,0147	371,7534211	199,53	1,8631	0,0147
06/07/2017	3,65	1,07	3,40	0,0123	3,07	7,68	0,4000	0,0123	353,8152632	261,33	1,3539	0,0123
12/09/2017	4,05	1,24	3,26	0,0201	7,19	5,40	1,3300	0,0201	489,18375	321,33	1,5224	0,0201
16/11/2017	3,62	1,73	2,09	0,0281	5,94	7,69	0,7720	0,0281	339,8835238	369,07	0,9209	0,0281
04/01/2018	3,86	1,64	2,35	0,0290	3,51	7,85	0,4465	0,0290	204,962	314,18	0,6524	0,0290
06/03/2018	4,26	1,37	3,11	0,0117	3,18	2,99	1,0650	0,0117	296,05625	225,29	1,3141	0,0117
03/05/2018	3,44	0,59	5,80	0,0110	2,85	2,99	0,9530	0,0110	487,5708929	255,66	1,9071	0,0110
12/07/2018	3,51	1,21	2,89	0,0066	7,30	2,99	2,4400	0,0066	594,4455844	351,86	1,6895	0,0066
18/09/2018	4,26	1,02	4,20	0,0090	13,98	3,00	4,6600	0,0090	623,84	302,02	2,0656	0,0090
22/11/2018	4,39	1,16	3,77	0,0144	17,98	3,00	5,9900	0,0144	440,6071429	272,67	1,6159	0,0144
10/01/2019	3,77	1,46	2,58	0,0248	11,56	3,00	3,8500	0,0248	252,3888	253,62	0,9952	0,0248
14/03/2019	4,34	1,40	3,10	0,0214	11,60	3,00	3,8700	0,0214	183,3048095	211,71	0,8659	0,0214
28/05/2019	3,66	1,95	1,88	0,0049	4,09	1,16	3,5400	0,0049	392,9977419	405,19	0,9699	0,0049
25/07/2019	3,96	0,64	6,20	0,0137	5,13	5,00	1,0260	0,0137	413,27	296,33	1,3947	0,0137
12/09/2019	3,69	1,04	3,55	0,0215	9,15	3,84	2,3850	0,0215	466,95	329,14	1,4187	0,0215

APÊNDICE 2. Valores temporais de alpha e da taxa de diluição (FH) para as variáveis CHT, PT e NO3 de Barra Bonita (2010-2019).

DATA	CHT (mg/L)				PT (mg/L)				NO3 (mg/L)			
	Entrada	Saída	α	FH (d^{-1})	Entrada	Saída	α	FH (d^{-1})	Entrada	Saída	α	FH (d^{-1})
07/01/2010	13,06	10,36	1,2600	0,0633	0,69	0,10	6,9500	0,0633	0,93	1,81	0,5140	0,0633
16/03/2010	21,04	15,39	1,3670	0,0106	0,44	0,04	11,0900	0,0106	1,38	2,15	0,6400	0,0106
18/05/2010	27,56	19,33	1,4260	0,0156	0,41	0,06	6,8200	0,0156	1,69	2,66	0,6340	0,0156
20/07/2010	18,58	26,62	0,6979	0,0169	0,60	0,09	6,6350	0,0169	0,98	3,73	0,2620	0,0169
14/09/2010	34,57	34,13	1,0128	0,0165	0,76	0,08	9,5600	0,0165	0,70	4,76	0,1460	0,0165
24/11/2010	34,86	15,12	2,3060	0,0115	0,85	0,01	85,0000	0,0115	1,19	1,27	0,9350	0,0115
06/01/2011	8,76	23,51	0,3718	0,0616	0,01	0,01	0,7200	0,0616	1,48	0,58	2,5700	0,0616
16/03/2011	17,68	13,41	1,3180	0,0445	0,03	0,02	1,5850	0,0445	1,31	2,14	0,6130	0,0445
19/05/2011	35,61	24,14	1,4755	0,0108	0,26	0,03	8,8400	0,0108	1,32	3,35	0,3960	0,0108
18/07/2011	40,28	29,34	1,3727	0,0151	0,80	0,06	13,4000	0,0151	0,96	3,58	0,2680	0,0151
12/09/2011	10,78	35,00	0,3080	0,0174	1,11	0,17	6,5200	0,0174	0,86	4,84	0,1770	0,0174
24/11/2011	29,95	27,95	1,0715	0,0363	0,56	0,08	7,0000	0,0363	1,21	2,39	0,5070	0,0363
31/01/2012	11,77	17,45	0,6745	0,0382	0,01	0,01	0,7150	0,0382	1,47	0,86	1,7200	0,0382
08/03/2012	30,27	18,65	1,6225	0,0155	0,03	0,02	1,3350	0,0155	1,26	2,47	0,5100	0,0155
17/05/2012	33,92	18,64	1,8200	0,0138	0,25	0,02	12,5000	0,0138	1,32	3,22	0,4100	0,0138
19/07/2012	31,23	19,91	1,5687	0,0238	0,81	0,05	16,1500	0,0238	0,96	3,46	0,2770	0,0238
11/09/2012	45,44	28,47	1,5960	0,0107	1,12	0,14	8,0000	0,0107	0,85	4,38	0,1935	0,0107
27/11/2012	34,31	19,20	1,7870	0,0171	0,58	0,07	3,4300	0,0171	1,23	3,16	0,3900	0,0171
30/01/2013	21,83	15,00	1,4550	0,0145	0,48	0,08	5,9500	0,0145	1,42	2,38	0,5960	0,0145
06/03/2013	22,23	14,37	1,5470	0,0178	0,33	0,07	4,8000	0,0178	1,80	2,67	0,6740	0,0178
09/05/2013	35,61	26,16	1,3612	0,0104	0,73	0,09	8,1000	0,0104	1,09	4,13	0,2645	0,0104
18/07/2013	34,40	25,39	1,3550	0,0122	0,56	0,67	0,8380	0,0122	1,53	4,41	0,3460	0,0122
05/09/2013	45,26	29,30	1,5445	0,0120	1,06	1,14	0,9310	0,0120	0,91	4,41	0,2070	0,0120
07/11/2013	39,43	30,73	1,2834	0,0130	1,22	0,12	10,1500	0,0130	0,51	2,69	0,1900	0,0130
08/01/2014	27,39	29,04	0,9430	0,0113	0,61	0,15	4,1000	0,0113	1,66	2,41	0,6890	0,0113
11/03/2014	19,31	29,58	0,6530	0,0118	0,99	0,12	8,2000	0,0118	1,58	2,60	0,6080	0,0118
29/05/2014	48,32	44,14	1,0947	0,0067	0,90	0,45	1,9950	0,0067	1,04	5,11	0,2040	0,0067
29/07/2014	66,67	48,55	1,3732	0,0088	1,64	0,54	3,0400	0,0088	0,70	5,57	0,1257	0,0088
04/09/2014	62,52	47,22	1,3240	0,0109	2,04	0,52	3,9250	0,0109	0,51	5,29	0,0957	0,0109
06/11/2014	54,35	39,97	1,3598	0,0172	1,18	0,39	3,0300	0,0172	0,62	4,07	0,1515	0,0172
07/01/2015	34,55	30,24	1,1425	0,0150	0,59	0,24	2,4700	0,0150	2,15	2,82	0,7640	0,0150
04/03/2015	24,13	22,31	1,0818	0,0164	0,40	0,16	2,5200	0,0164	1,83	2,19	0,8380	0,0164
06/05/2015	35,85	23,40	1,5320	0,0105	0,78	0,20	3,9200	0,0105	1,59	2,84	0,5580	0,0105

16/07/2015	36,51	27,68	1,3190	0,0118	0,61	0,28	2,1900	0,0118	1,54	3,47	0,4430	0,0118
03/09/2015	57,44	29,86	1,9240	0,0132	1,54	0,27	5,7200	0,0132	0,81	3,64	0,2230	0,0132
11/11/2015	21,63	11,60	1,8650	0,0127	0,80	0,20	4,0000	0,0127	1,57	2,63	0,5990	0,0127
06/01/2016	10,12	11,60	0,8725	0,0561	0,38	0,21	1,7900	0,0561	1,10	2,70	0,4065	0,0561
03/03/2016	11,02	11,35	0,9710	0,0432	0,95	0,09	10,6000	0,0432	1,44	1,85	0,7750	0,0432
05/05/2016	36,04	13,31	2,7080	0,0028	0,76	0,06	12,6000	0,0028	1,76	1,71	1,0260	0,0028
07/07/2016	32,06	21,66	1,4800	0,0136	0,75	0,10	7,5000	0,0136	1,37	3,85	0,3550	0,0136
14/09/2016	36,54	33,69	1,0848	0,0178	0,83	0,44	18,6000	0,0178	1,38	4,07	0,3385	0,0178
16/11/2016	26,86	31,48	0,8534	0,0256	0,85	0,32	2,6600	0,0256	1,43	3,54	0,4050	0,0256
03/01/2017	26,68	20,29	1,3150	0,0263	0,58	0,08	7,2800	0,0263	1,63	2,37	0,6870	0,0263
02/03/2017	17,45	13,76	1,2680	0,0132	0,54	0,07	7,7800	0,0132	1,50	1,90	0,7860	0,0132
18/05/2017	34,95	16,87	2,0720	0,0147	1,02	0,10	10,2000	0,0147	2,25	2,87	0,7830	0,0147
06/07/2017	30,98	25,90	1,1965	0,0123	1,76	0,11	16,0000	0,0123	1,79	3,84	0,4670	0,0123
12/09/2017	46,00	30,18	1,5240	0,0201	1,24	0,12	10,3000	0,0201	1,23	4,83	0,2545	0,0201
16/11/2017	29,97	29,69	1,0094	0,0281	0,56	0,12	4,6500	0,0281	1,95	4,84	0,4025	0,0281
04/01/2018	14,18	23,60	0,6009	0,0290	0,46	0,11	4,1500	0,0290	1,48	3,44	0,4300	0,0290
06/03/2018	24,01	21,37	1,1235	0,0117	1,05	0,10	10,5000	0,0117	1,67	2,32	0,7200	0,0117
03/05/2018	46,01	26,58	1,7310	0,0110	0,59	0,18	3,2600	0,0110	1,63	3,27	0,4970	0,0110
12/07/2018	55,79	35,57	1,5685	0,0066	1,80	0,23	7,8400	0,0066	1,30	4,09	0,3190	0,0066
18/09/2018	49,06	28,40	1,7275	0,0090	1,47	0,16	9,2400	0,0090	0,96	3,28	0,2920	0,0090
22/11/2018	36,93	24,06	1,5350	0,0144	1,53	0,12	12,8000	0,0144	0,87	2,86	0,3040	0,0144
10/01/2019	18,25	21,13	0,8636	0,0248	0,67	0,11	6,1000	0,0248	1,82	2,63	0,6910	0,0248
14/03/2019	11,02	16,40	0,6718	0,0214	0,54	0,07	7,8000	0,0214	1,89	2,28	0,8300	0,0214
28/05/2019	37,52	39,79	0,9430	0,0049	0,66	0,30	2,2100	0,0049	2,51	5,01	0,5010	0,0049
25/07/2019	38,65	29,80	1,2970	0,0137	0,66	0,13	5,1000	0,0137	2,15	4,30	0,5000	0,0137
12/09/2019	42,45	32,81	1,2938	0,0215	0,83	0,18	4,6300	0,0215	1,42	4,51	0,3150	0,0215

APÊNDICE 3. Valores temporais de alpha e da taxa de diluição (FH) para as variáveis NO₂, NH₄ e OD de Barra Bonita (2010-2019)

DATA	NO ₂ (mg/L)				NH ₄ (mg/L)				OD (mg/L)			
	Entrada	Saída	α	FH (d ⁻¹)	Entrada	Saída	α	FH (d ⁻¹)	Entrada	Saída	α	FH (d ⁻¹)
07/01/2010	0,32	0,01	31,6000	0,0633	1,79	0,66	2,7000	0,0633	4,01	3,63	1,1050	0,0633
16/03/2010	0,59	0,06	9,7800	0,0106	2,69	0,25	11,0000	0,0106	3,56	6,43	0,5540	0,0106
18/05/2010	0,26	0,11	2,4020	0,0156	4,57	0,30	15,5000	0,0156	3,97	6,75	0,5890	0,0156
20/07/2010	0,08	0,21	0,3580	0,0169	3,07	0,33	9,4000	0,0169	3,53	4,52	0,7800	0,0169
14/09/2010	0,21	0,18	1,1580	0,0165	8,45	0,35	24,0000	0,0165	2,35	3,00	0,7840	0,0165
24/11/2010	0,53	0,05	10,5900	0,0115	5,78	0,11	51,0000	0,0115	1,32	3,79	0,3490	0,0115
06/01/2011	0,09	0,03	2,9000	0,0616	0,79	0,14	5,8000	0,0616	4,30	2,77	1,5550	0,0616
16/03/2011	0,24	0,06	4,0750	0,0445	5,63	0,09	65,0000	0,0445	4,07	4,82	0,8450	0,0445
19/05/2011	0,27	0,06	0,4455	0,0108	6,57	0,21	32,0000	0,0108	3,44	4,35	0,7920	0,0108
18/07/2011	0,20	0,09	2,2370	0,0151	6,82	0,24	28,0000	0,0151	3,28	3,52	0,9340	0,0151
12/09/2011	0,12	0,30	0,4000	0,0174	12,26	0,39	31,0000	0,0174	3,08	5,70	0,5410	0,0174
24/11/2011	0,42	0,15	2,8200	0,0363	6,61	0,28	23,0000	0,0363	2,71	3,83	0,7080	0,0363
31/01/2012	0,08	0,04	2,1150	0,0382	0,79	0,13	6,0000	0,0382	4,32	3,19	1,3550	0,0382
08/03/2012	0,23	0,07	3,3350	0,0155	5,63	0,10	55,0000	0,0155	4,16	5,16	0,8050	0,0155
17/05/2012	0,27	0,04	6,8500	0,0138	6,57	0,19	34,0000	0,0138	3,33	4,80	0,6940	0,0138
19/07/2012	0,20	0,07	2,8800	0,0238	6,82	0,22	31,0000	0,0238	3,27	3,94	0,8290	0,0238
11/09/2012	0,12	0,23	0,5252	0,0107	12,26	0,32	38,0000	0,0107	3,00	5,75	0,5220	0,0107
27/11/2012	0,44	0,03	14,5200	0,0171	6,61	0,12	55,0000	0,0171	2,51	6,21	0,4040	0,0171
30/01/2013	0,46	0,06	7,6400	0,0145	3,56	0,11	33,0000	0,0145	4,57	6,09	0,7510	0,0145
06/03/2013	0,63	0,09	7,0100	0,0178	2,92	0,14	21,0000	0,0178	3,63	6,05	0,5990	0,0178
09/05/2013	0,14	0,24	0,5999	0,0104	7,84	0,29	27,0000	0,0104	3,31	4,96	0,6670	0,0104
18/07/2013	0,26	0,21	1,2145	0,0122	7,25	0,17	42,0000	0,0122	4,00	6,08	0,6570	0,0122
05/09/2013	0,17	0,25	0,6914	0,0120	13,10	0,24	55,0000	0,0120	1,94	5,71	0,3407	0,0120
07/11/2013	0,11	0,30	0,3730	0,0130	9,95	0,13	74,0000	0,0130	2,38	5,83	0,4075	0,0130
08/01/2014	1,59	0,12	13,2900	0,0113	5,12	0,11	48,0000	0,0113	2,89	3,80	0,7620	0,0113
11/03/2014	0,32	0,10	3,1950	0,0118	2,51	0,15	17,0000	0,0118	2,72	7,14	0,3815	0,0118
29/05/2014	0,18	0,26	0,6773	0,0067	9,15	0,46	20,5000	0,0067	2,89	5,42	0,5330	0,0067
29/07/2014	0,39	0,30	1,3060	0,0088	17,50	0,41	42,0000	0,0088	2,11	5,29	0,3990	0,0088
04/09/2014	0,11	0,33	0,3240	0,0109	16,36	0,45	37,0000	0,0109	2,28	5,37	0,4250	0,0109
06/11/2014	0,18	0,41	0,4296	0,0172	14,69	0,60	24,0000	0,0172	2,00	5,74	0,3480	0,0172
07/01/2015	1,03	0,10	10,2800	0,0150	4,69	0,10	45,0000	0,0150	2,25	2,60	0,8650	0,0150
04/03/2015	0,79	0,10	7,9450	0,0164	3,09	0,11	28,0000	0,0164	3,16	6,30	0,5010	0,0164
06/05/2015	0,38	0,17	2,2530	0,0105	12,27	0,56	22,0000	0,0105	3,77	4,26	0,8860	0,0105

16/07/2015	0,43	0,48	0,8960	0,0118	8,48	0,78	10,9000	0,0118	3,83	2,76	1,3850	0,0118
03/09/2015	0,33	0,65	0,5005	0,0132	14,48	0,50	29,0000	0,0132	3,83	2,92	1,3140	0,0132
11/11/2015	0,70	0,10	6,9600	0,0127	2,54	0,13	20,0000	0,0127	3,71	4,51	0,8230	0,0127
06/01/2016	0,38	0,10	3,7750	0,0561	1,29	0,13	11,0000	0,0561	5,27	4,30	1,2250	0,0561
03/03/2016	0,48	0,10	4,8220	0,0432	0,86	0,10	8,5000	0,0432	4,58	5,83	0,7860	0,0432
05/05/2016	0,35	0,10	3,5300	0,0028	7,11	0,10	68,0000	0,0028	4,61	6,35	0,7260	0,0028
07/07/2016	0,23	0,10	2,3460	0,0136	8,34	0,10	81,0000	0,0136	4,18	6,26	0,6680	0,0136
14/09/2016	0,30	0,15	2,0300	0,0178	8,78	0,10	85,0000	0,0178	4,20	5,49	0,7650	0,0178
16/11/2016	0,34	0,20	1,6805	0,0256	5,29	0,51	10,5000	0,0256	3,47	3,77	0,9200	0,0256
03/01/2017	0,39	0,17	2,3210	0,0263	6,15	0,56	11,0000	0,0263	3,31	3,51	0,9430	0,0263
02/03/2017	0,31	0,10	3,0550	0,0132	2,26	0,23	10,0000	0,0132	4,34	6,44	0,6740	0,0132
18/05/2017	0,38	0,15	2,5360	0,0147	6,75	0,77	8,9000	0,0147	4,89	6,48	0,7540	0,0147
06/07/2017	0,25	0,63	0,4202	0,0123	6,87	0,10	66,0000	0,0123	5,03	6,79	0,7410	0,0123
12/09/2017	0,41	0,36	1,1400	0,0201	11,73	0,10	112,0000	0,0201	3,95	5,28	0,7490	0,0201
16/11/2017	0,58	0,14	4,1670	0,0281	5,32	0,10	55,0000	0,0281	4,12	3,58	1,1510	0,0281
04/01/2018	0,41	0,10	4,1250	0,0290	1,57	0,25	7,0000	0,0290	4,70	3,68	1,2750	0,0290
06/03/2018	0,57	0,10	5,7400	0,0117	8,61	0,34	25,0000	0,0117	3,71	5,99	0,6190	0,0117
03/05/2018	0,42	0,13	3,2160	0,0110	4,90	0,11	42,0000	0,0110	3,56	5,74	0,6195	0,0110
12/07/2018	0,28	0,21	1,3345	0,0066	15,95	0,14	130,0000	0,0066	3,11	5,55	0,5610	0,0066
18/09/2018	0,19	0,27	0,7166	0,0090	14,55	0,24	60,0000	0,0090	2,02	3,56	0,5670	0,0090
22/11/2018	0,16	0,25	0,6415	0,0144	10,62	0,23	47,0000	0,0144	3,04	3,30	0,9200	0,0144
10/01/2019	0,92	0,20	4,5900	0,0248	1,90	0,18	10,5000	0,0248	3,56	3,85	0,9260	0,0248
14/03/2019	0,58	0,11	5,2350	0,0214	1,10	0,06	20,0000	0,0214	3,99	4,89	0,8160	0,0214
28/05/2019	0,84	0,44	1,9105	0,0049	7,10	0,76	9,4000	0,0049	4,60	3,46	1,3300	0,0049
25/07/2019	0,39	0,19	2,0570	0,0137	8,13	0,24	35,0000	0,0137	4,92	3,75	1,3140	0,0137
12/09/2019	0,44	0,27	1,6465	0,0215	9,99	0,39	25,5000	0,0215	3,74	3,66	1,0240	0,0215

APÊNDICE 4. Valores temporais de alpha e da taxa de diluição (FH) para as variáveis pH e TURB de Barra Bonita (2010-2019)

DATA	pH				TURB (UNT)			
	Entrada	Saída	α	FH (d^{-1})	Entrada	Saída	α	FH (d^{-1})
07/01/2010	7,24	6,99	1,0360	0,0633	290,87	143,80	2,0228	0,0633
16/03/2010	7,18	7,20	0,9980	0,0106	89,42	194,21	0,4604	0,0106
18/05/2010	7,39	7,19	1,0270	0,0156	34,27	218,54	0,1568	0,0156
20/07/2010	7,11	7,11	1,0000	0,0169	92,29	254,23	0,3630	0,0169
14/09/2010	7,55	6,88	1,0980	0,0165	41,50	294,59	0,1408	0,0165
24/11/2010	7,48	7,06	1,0600	0,0115	119,74	185,19	0,6466	0,0115
06/01/2011	7,28	6,96	1,0460	0,0616	243,87	203,08	1,2009	0,0616
16/03/2011	7,66	7,05	1,0860	0,0445	55,44	201,19	0,2750	0,0445
19/05/2011	7,61	7,01	1,0855	0,0108	24,61	222,17	0,1108	0,0108
18/07/2011	7,52	6,91	1,0885	0,0151	139,99	237,71	0,5889	0,0151
12/09/2011	7,65	7,39	1,0360	0,0174	11,26	304,00	0,0306	0,0174
24/11/2011	7,55	7,14	1,0570	0,0363	67,60	257,89	0,2619	0,0363
31/01/2012	7,28	7,00	1,0400	0,0382	248,50	195,74	1,2696	0,0382
08/03/2012	7,64	7,03	1,0870	0,0155	94,11	214,00	0,4398	0,0155
17/05/2012	7,62	7,07	1,0770	0,0138	26,78	213,59	0,1254	0,0138
19/07/2012	7,52	6,96	1,0800	0,0238	139,91	229,84	0,6087	0,0238
11/09/2012	7,65	7,59	1,0080	0,0107	10,98	284,19	0,0375	0,0107
27/11/2012	7,55	8,13	0,9280	0,0171	42,85	232,19	0,1845	0,0171
30/01/2013	7,28	7,25	1,0040	0,0145	132,46	199,97	0,6624	0,0145
06/03/2013	7,37	7,26	1,0150	0,0178	239,11	199,93	1,1960	0,0178
09/05/2013	7,61	7,15	1,0640	0,0104	42,66	247,50	0,1724	0,0104
18/07/2013	7,86	7,36	1,0680	0,0122	17,61	270,00	0,0649	0,0122
05/09/2013	7,68	7,74	0,9920	0,0120	19,48	321,43	0,0602	0,0120
07/11/2013	7,45	8,47	0,8789	0,0130	223,89	304,43	0,7354	0,0130
08/01/2014	7,38	7,14	1,0340	0,0113	66,01	289,00	0,2284	0,0113
11/03/2014	7,22	7,68	0,9400	0,0118	161,58	293,54	0,5505	0,0118
29/05/2014	7,64	7,34	1,0400	0,0067	15,11	457,05	0,0328	0,0067
29/07/2014	7,64	7,43	1,0280	0,0088	8,73	443,59	0,0168	0,0088
04/09/2014	7,70	7,60	1,0120	0,0109	18,20	431,58	0,0412	0,0109
06/11/2014	7,71	8,10	0,9520	0,0172	105,98	400,19	0,2648	0,0172
07/01/2015	7,49	7,00	1,0700	0,0150	36,17	311,40	0,1161	0,0150
04/03/2015	7,32	7,41	0,9870	0,0164	141,87	287,92	0,4927	0,0164
06/05/2015	7,48	7,02	1,0650	0,0105	97,51	290,49	0,3357	0,0105

16/07/2015	7,62	7,09	1,0750	0,0118	18,47	321,22	0,0571	0,0118
03/09/2015	7,79	6,95	1,1210	0,0132	18,27	312,87	0,0577	0,0132
11/11/2015	7,35	6,31	1,1635	0,0127	115,89	175,32	0,6611	0,0127
06/01/2016	7,22	6,21	1,1630	0,0561	127,42	175,14	0,7275	0,0561
03/03/2016	7,26	7,20	1,0090	0,0432	206,16	175,43	1,1752	0,0432
05/05/2016	7,51	7,29	1,0300	0,0028	11,46	235,06	0,0488	0,0028
07/07/2016	7,48	6,63	1,1280	0,0136	15,41	234,19	0,0653	0,0136
14/09/2016	7,60	7,16	1,0610	0,0178	11,65	305,29	0,0317	0,0178
16/11/2016	7,44	7,08	1,0510	0,0256	84,41	299,72	0,2816	0,0256
03/01/2017	7,50	6,78	1,1060	0,0263	78,12	236,55	0,3302	0,0263
02/03/2017	7,46	7,35	1,0150	0,0132	86,56	230,47	0,3756	0,0132
18/05/2017	7,62	7,37	1,0340	0,0147	19,09	199,53	0,0955	0,0147
06/07/2017	7,62	6,85	1,1120	0,0123	11,87	261,33	0,0442	0,0123
12/09/2017	7,68	7,03	1,0930	0,0201	11,06	321,33	0,0240	0,0201
16/11/2017	7,44	7,12	1,0450	0,0281	63,92	369,07	0,1728	0,0281
04/01/2018	7,30	7,45	0,9800	0,0290	95,83	314,18	0,3050	0,0290
06/03/2018	7,40	7,21	1,0260	0,0117	83,79	225,29	0,3719	0,0117
03/05/2018	7,67	7,03	1,0910	0,0110	13,71	255,66	0,0532	0,0110
12/07/2018	7,51	7,32	1,0260	0,0066	6,37	351,86	0,0166	0,0066
18/09/2018	7,45	7,37	1,0120	0,0090	35,65	302,02	0,1180	0,0090
22/11/2018	7,46	7,25	1,0290	0,0144	87,60	272,67	0,3213	0,0144
10/01/2019	7,24	7,06	1,0255	0,0248	79,98	253,62	0,3154	0,0248
14/03/2019	7,07	7,07	1,0000	0,0214	229,65	211,71	1,0848	0,0214
28/05/2019	7,56	7,81	0,9680	0,0049	15,74	405,19	0,0389	0,0049
25/07/2019	7,70	6,95	1,1070	0,0137	12,80	296,33	0,0410	0,0137
12/09/2019	7,42	7,21	1,0280	0,0215	8,09	329,14	0,0058	0,0215

APÊNDICE 5. Valores médios, desvio padrão (\pm DP), valores mínimo e máximo para as variáveis limnológicas avaliadas (2010 – 2019) - RBB.

Variáveis	BB1		BB2		BB3		GUIDELINE
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	
DBO_{5,20} (mg/L)	20,99	12,39	7,00	6,20	5,86	4,59	
DP	18,03	7,63	3,29	3,12	6,54	3,36	$\leq 5,00^a$
Min	1,99	1,99	2	2	2,99	2,99	(mg/L)
Max	93	28	14	17	38	17	
CHL (mg/L)	27,17	43,53	15,87	28,46	25,59	21,91	
DP	12,18	13,07	10,72	13,07	10,65	6,85	250 ^a
Min	9,31	0,49	5,14	13	8,20	10,50	(mg/L)
Max	52,70	67,70	56	65,90	49,40	39,90	
OD (mg/L)	2,36	2,62	5,28	4,81	4,35	5,58	
DP	0,91	1,02	1,35	1,25	1,41	1,36	$\geq 5,00^a$
Min	0,70	0,70	1,70	2,20	1,87	2,71	(mg/L)
Max	4,20	4,40	7,30	7,10	6,49	8,55	
CE (uS/cm)	327,42	478,40	221,60	327,36	271,75	245,07	
DP	111,74	105,83	102,76	122,53	81,15	57,94	100 ^b
Min	168,40	240	92,20	197	142,10	168,20	(uS/cm)
Max	590	681	571	669	441	470	
NH₄ (mg/L)	6,07	12,77	1,13	2,52	0,33	0,26	
DP	4,57	4,84	1,45	1,66	0,34	0,27	$\leq 3,7^a$
Min	0,91	3,48	0,20	0,80	0,099	0,05	(mg/L)
Max	17,50	21,70	8,00	8,00	1,50	1,06	
NO₃ (mg/L)	0,77	0,49	0,51	0,68	0,84	0,74	
DP	0,60	0,59	0,49	0,67	1,42	1,31	$\leq 10^a$
Min	0,06	0,04	0,04	0,07	0,0099	0,0099	(mg/L)
Max	2,32	2,68	1,77	2,78	4,67	4,87	
NO₂ (mg/L)	1,25	1,00	1,02	1,18	2,53	2,41	
DP	0,60	0,52	0,55	0,58	1,83	1,42	$\leq 1^a$
Min	0,097	0,009	0,13	0,32	5,66	4,67	(mg/L)
Max	2,27	2,39	2,20	2,00	0,099	0,099	
pH	7,16	7,34	6,97	7,17	7,26	7,15	
DP	0,19	0,16	0,15	0,24	0,51	0,28	6 – 9 ^a
Min	6,80	6,70	6,70	6,80	6,13	6,62	
Max	7,60	7,58	7,40	7,90	8,56	8,12	
CF (CFU/100 ml)	11.558	9.111,33	25.190,67	6.040,23	142,606	24,65	
DP	19.313,14	10.977,20	41.601,84	8.093,58	357,60	33,89	$\leq 1.000^a$
Min	1.120	1.140	420	200	0,99	0,99	(UFC/100 ml)
Max	92.000	48,000	220.000	41.000	2.000	124	
PT (mg/L)	0,80	1,09	0,31	0,45	0,21	0,10	
DP	0,49	0,56	0,16	0,26	0,28	0,086	$\leq 0,1^a$
Min	0,0069	0,348	0,0069	0,06	0,0069	0,0069	(mg/L)
Max	2,11	2,64	0,80	1,00	1,55	0,37	
Turb (NTU)	108,033	26,17	197,27	22,95	10,60	4,00	
DP	75,34	36,27	209,43	44,81	12,04	2,82	$\leq 100^a$
Min	24	5,40	9,34	5,41	1,16	0,99	(UNT)
Max	328	200	938	240	55,60	14	

DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CHL = Cloreto Total; OD = Oxigênio Dissolvido; CE = Condutividade Elétrica; NH₄ = nitrogênio amoniacal; NO₃ = nitrato; NO₂ = nitrito; CF = Coliformes Termotolerantes; PT = Fósforo Total; Turb = Turbidez; a = Resolução CONAMA 357/2005 (Classe 2); b = CETESB.

APÊNDICE 6. Valores médios, desvio padrão (\pm DP), valores mínimo e máximo para as variáveis limnológicas avaliadas (2010 – 2019) - RSG.

Variáveis	SG1		SG2		GUIDELINE
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	
DBO_{5,20} (mg/L)	4,93	7,13	4,33	4,96	
DP	2,80	3,62	2,77	3,79	$\leq 5,00^a$
Min	1,99	3,00	1,99	1,99	(mg/L)
Max	16,00	16,00	15	16	
CHL (mg/L)	21,58	31,56	22,22	21,93	
DP	15,98	21,36	16,57	10,69	250^a
Min	4	0,1	5	0,1	(mg/L)
Max	83	120	77	49	
OD (mg/L)	5,33	5,90	4,63	5,39	
DP	1,34	1,32	1,78	2,06	$\geq 5,00^a$
Min	0,70	0,90	0,70	0,70	(mg/L)
Max	4,20	7,28	8,00	9,9	
CE (uS/cm)	276	415,10	249,37	282,37	
DP	162,21	272,75	131,45	101,15	100^b
Min	95	144	23	129	(uS/cm)
Max	874	1700	670	573	
NH₄ (mg/L)	1,52	3,22	0,629	0,47	
DP	1,31	3,38	0,577	0,21	$\leq 3,7^a$
Min	0,099	0,3	0,11	0,13	(mg/L)
Max	5	18	3,00	0,90	
NO₃ (mg/L)	1,71	2,36	0,73	1,30	
DP	0,86	1,08	0,39	0,66	$\leq 10^a$
Min	0,50	0,19	0,19	0,19	(mg/L)
Max	4,00	4,00	2,00	2,00	
NO₂ (mg/L)	0,31	0,37	0,11	0,093	
DP	0,23	0,34	0,20	0,18	$\leq 1^a$
Min	0,06	0,0099	0,006	0,0059	(mg/L)
Max	1,00	2,00	1,00	1,00	
pH	7,11	7,15	7,10	7,14	
DP	0,28	0,18	0,38	0,23	$6 - 9^a$
Min	6,50	6,70	6,60	6,50	
Max	8,00	7,50	8,70	7,70	
CF (CFU/100 ml)	26.903,33	34.568,33	3.184,60	279,16	
DP	32.209,74	55.130,57	11.306,82	598,11	$\leq 1000^a$
Min	1.300	580	47	2	(UFC/100 ml)
Max	130.000	280.000	54.000	3.200	
PT (mg/L)	0,27	0,43	0,14	0,087	
DP	0,14	0,36	0,18	0,068	$\leq 0,1^a$
Min	0,069	0,069	0,0069	0,0069	(mg/L)
Max	0,70	2,00	0,70	0,30	
Turb (NTU)	77,10	29,69	10,14	4,83	
DP	101,66	59,40	10,17	4,441	$\leq 100^a$
Min	7	5	1	1	(UNT)
Max	488	322	45	21	

DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CHL = Cloreto Total; OD = Oxigênio Dissolvido; CE = Condutividade Elétrica; NH₄ = nitrogênio amoniacal; NO₃ = nitrato; NO₂ = nitrito; CF = Coliformes Termotolerantes; PT = Fósforo Total; Turb = Turbidez; a = Resolução CONAMA 357/2005 (Classe 2); b = CETESB.

APÊNDICE 7. Valores médios, desvio padrão (\pm DP), valores mínimo e máximo para as variáveis limnológicas avaliadas (2010 – 2019) - RI.

Variáveis	I1		I2		I3		I4		GUIDELINE
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	
DBO_{5,20} (mg/L)	2,43	3,26	2,06	2,60	2,32	2,79	2,22	2,85	
DP	1,51	1,92	0,36	2,15	1,49	2,26	0,67	2,59	$\leq 5,00^a$
Min	2	2	2,00	2,00	1,99	1,99	1,99	1,99	(mg/L)
Max	10	10	4,00	13,00	10,00	12,00	4,99	12,00	
CHL (mg/L)	28,03	35,58	3,95	4,09	5,97	8,58	7,52	6,82	
DP	33,29	28,54	1,32	0,55	1,71	1,89	1,91	1,25	250 ^a
Min	6,11	5,54	3,01	3,44	3,57	5,11	3,75	4,34	(mg/L)
Max	162	130	10,30	5,53	11,70	12,20	11,10	8,94	
OD (mg/L)	2,68	3,76	5,10	6,96	4,55	6,58	7,57	7,92	
DP	1,00	1,23	0,81	0,73	1,07	0,85	0,54	0,84	$\geq 5,00^a$
Min	0,70	1,60	3,00	4,80	2,70	4,00	6,10	5,80	(mg/L)
Max	5,10	6,10	6,60	8,60	7,10	8,40	8,20	9,20	
CE (uS/cm)	156,14	188,76	55,03	51,85	92,60	120,46	77,68	74,94	
DP	116,21	106,64	6,38	7,97	16,49	21,06	8,70	14,52	100 ^b
Min	79	54,60	43,80	42,00	63,00	73,00	60,00	6,90	(uS/cm)
Max	621	522	70,70	84,20	140,30	159,80	92,60	89,50	
NH₄ (mg/L)	0,25	0,40	0,125	0,15	0,13	0,17	0,14	0,14	
DP	0,25	0,42	0,07	0,13	0,10	0,18	0,10	0,08	$\leq 3,7^a$
Min	0,10	0,10	0,099	0,10	0,099	0,099	0,02	0,099	(mg/L)
Max	0,98	2,04	0,50	0,64	0,49	0,99	0,49	0,49	
NO₃ (mg/L)	0,418	0,733	0,298	0,401	0,288	0,85	0,142	0,153	
DP	0,173	0,229	0,168	0,065	0,215	0,484	0,065	0,053	$\leq 10^a$
Min	0,18	0,20	0,13	0,29	0,076	0,10	0,049	0,049	(mg/L)
Max	0,79	1,06	1,11	0,51	1,15	1,88	0,199	0,20	
NO₂ (mg/L)	0,056	0,077	0,064	0,055	0,059	0,065	0,054	0,063	
DP	0,040	0,037	0,103	0,045	0,055	0,052	0,044	0,044	$\leq 1^a$
Min	0,01	0,012	0,01	0,01	0,009	0,009	0,0099	0,0099	(mg/L)
Max	0,11	0,19	0,56	0,10	0,19	0,19	0,099	0,10	
pH	6,67	6,72	6,64	6,71	6,80	6,91	7,76	7,48	
DP	0,21	0,19	0,24	0,22	0,23	0,22	0,53	0,58	$6 - 9^a$
Min	6,30	6,20	6,24	6,10	6,35	6,50	7,00	6,23	
Max	7,28	7,10	7,39	7,40	7,30	7,42	8,80	8,73	
CF (CFU/100 ml)	8.199,33	20.258,67	1.896	3.522	827,86	1.232,66	5,36	4,56	
DP	8.126,77	25.372,56	1.630,98	6.871,47	1.141,95	2.389,35	6,95	7,54	$\leq 1.000^a$
Min	600	1040	460	260	116	100	0,99	0,99	(UFC/100 ml)
Max	26.000	116.000	6.800	34.000	5.100	11.000	33	40	
PT (mg/L)	0,149	0,186	0,0638	0,050	0,083	0,066	0,016	0,020	$\leq 0,1^a$
DP	0,075	0,085	0,032	0,054	0,061	0,039	0,012	0,017	(mg/L)
Min	0,015	0,04	0,012	0,007	0,022	0,0069	0,0069	0,0069	$\leq 0,3^{a*}$
Max	0,31	0,42	0,14	0,26	0,33	0,18	0,07	0,099	(mg/L)
Turb (NTU)	26,75	16,29	28,43	16,15	33,39	13,24	6,35	4,97	
DP	23,83	15,03	21,69	17,52	56,85	12,43	4,31	3,31	$\leq 100^a$
Min	7,50	5,90	10,00	7,20	6,30	6,20	2,00	2,00	(UNT)
Max	110	75,00	85,00	95,00	300	75,00	25,00	18,00	

DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CHL = Cloreto Total; OD = Oxigênio Dissolvido; CE = Condutividade Elétrica; NH₄ = nitrogênio amoniacal; NO₃ = nitrato; NO₂ = nitrito; CF = Coliformes Termotolerantes; PT = Fósforo Total; Turb = Turbidez; a = Resolução CONAMA 357/2005 (Classe 2); b = CETESB. * = valor para ambiente lântico Classe II (I4).

APÊNDICE 8. Valores médios, desvio padrão (\pm DP), valores mínimo e máximo para as variáveis limnológicas avaliadas (2010 – 2019) - RJJ.

Variáveis	JJ1		JJ2		GUIDELINE
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	
DBO_{5,20} (mg/L)	2,62	2,56	2,19	2,22	
DP	1,03	0,97	0,55	1,10	$\leq 3,00^a$
Min	1,99	1,99	1,99	1,99	(mg/L)
Max	6,00	6,00	4,00	8,00	
CHL (mg/L)	2,61	2,68	2,70	2,51	
DP	2,39	2,12	2,46	1,60	250 ^a
Min	0,80	1,00	1,00	1,00	(mg/L)
Max	10,00	10,00	11,00	9,00	
OD (mg/L)	7,61	8,18	7,77	8,33	
DP	0,49	0,68	1,37	0,94	$\geq 6,00^a$
Min	6,70	7,00	3,70	5,52	(mg/L)
Max	9,32	9,30	10,00	9,90	
CE (uS/cm)	41,42	44,73	48,57	46,79	
DP	6,99	7,49	10,70	9,21	100 ^b
Min	28,00	33,00	30,00	36,00	(uS/cm)
Max	61,00	61,00	74,00	66,00	
NH₄ (mg/L)	0,513	0,544	0,393	0,716	
DP	0,684	0,670	0,175	1,320	$\leq 3,7$
Min	0,080	0,099	0,06	0,0099	(mg/L)
Max	4,00	4,00	0,80	6,00	
NO₃ (mg/L)	0,39	0,45	0,317	0,416	
DP	0,22	0,20	0,364	0,233	$\leq 10^a$
Min	0,10	0,06	0,019	0,0099	(mg/L)
Max	1,00	1,00	2,00	1,00	
NO₂ (mg/L)	0,016	0,0251	0,012	0,0156	
DP	0,018	0,0214	0,016	0,0137	$\leq 1^a$
Min	0,0059	0,0059	0,0059	0,0059	(mg/L)
Max	0,10	0,10	0,10	0,10	
pH	6,84	6,80	6,81	6,812	
DP	0,291	0,229	0,276	0,176	6 – 9 ^a
Min	6,40	6,20	6,40	6,40	
Max	7,63	7,20	7,42	7,20	
CF (CFU/100 ml)	4.861,33	2.560	356	162,33	
DP	3.377,86	1.742,23	999,23	449,98	$\leq 600^a$
Min	340	40	3	3	(UFC/100 ml)
Max	13.000	6.800	4.300	2.000	
PT (mg/L)	0,145	0,346	0,045	0,060	
DP	0,119	1,447	0,063	0,162	$\leq 0,1^a$
Min	0,0069	0,0069	0,0069	0,0069	(mg/L)
Max	0,40	8,00	0,30	0,90	
Turb (NTU)	104,13	19,10	18,00	8,80	
DP	119,17	21,97	15,44	5,69	$\leq 100^a$
Min	12,00	7,00	2,00	2,00	(UNT)
Max	583,00	121,00	52,00	23,00	

DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CHL = Cloreto Total; OD = Oxigênio Dissolvido; CE = Condutividade Elétrica; NH₄ = nitrogênio amoniacal; NO₃ = nitrato; NO₂ = nitrito; CF = Coliformes Termotolerantes; PT = Fósforo Total; Turb = Turbidez; a = Resolução CONAMA 357/2005 (Classe 0); b = CETESB.

APÊNDICE 9. Resultados do teste Kruskal-Wallis ($\alpha=5\%$).

Variáveis	Fatores	Chi-Quadrado	Graus de Liberdade	p-valor
DBO_{5,20}	Estação	0,33848	1	0,5607
	Trecho	19,989	10	0,02936
OD	Estação	0,9138	1	0,3391
	Trecho	18,382	10	0,04884
EC	Estação	0,33848	1	0,5607
	Trecho	19,989	10	0,02936
NH₄ (mg/L)	Estação	0,83623	1	0,3605
	DP	Trecho	18,261	10
NO₂ (mg/L)	Estação	0,41956	1	0,5172
	DP	Trecho	18,812	10
CF (CFU/100 ml)	Estação	0,001123	1	0,9733
	DP	Trecho	19,098	10
PT (mg/L)	Estação	0,017287	1	0,8954
	DP	Trecho	20,311	10
Turb	Estação	3,6008	1	0,05775
	DP	Trecho	14,446	10

DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CHL = Cloreto Total; OD = Oxigênio Dissolvido; CE = Condutividade Elétrica; NH₄ = nitrogênio amoniacal; NO₃ = nitrato; NO₂ = nitrito; CF = Coliformes Termotolerantes; PT = Fósforo Total; Turb = Turbidez,

APÊNDICE 10. Exemplos das tipologias de usos da terra existentes nas unidades de análise verificados *in loco*.



Área Descoberta



Área Urbanizada



Corpos Hídricos



Lavoura Temporária



Lavoura Temporária



Pastagem



Silvicultura



Vegetação Nativa

APÊNDICE 11. Script PERMANOVA

```
smt<-raster("WMST.tif")
pcj[pcj<0]<-NA
pcj[pcj>0]<-1
smt[smt<0]<-NA
smt[smt>0]<-1
d2n510<-raster("105_d2n.tif")
d2n520<-raster("205_d2n.tif")
d2n510[d2n510<0]<-NA
d2n520[d2n520<0]<-NA
d2n1010<-raster("1010_d2n.tif")
d2n1020<-raster("2010_d2n.tif")
d2n1010[d2n1010<0]<-NA
d2n1020[d2n1020<0]<-NA
d2n5<- stack(d2n510,d2n520)
d2n10<- stack(d2n1010,d2n1020)
pcj_random<-randomPoints(pcj, n=2000)#1000 por ano
smt_random<-randomPoints(smt, n=2000)
statpcj10<- extract(d2n510,pcj_random[1:1000,])
statsmt10<- extract(d2n1010,smt_random[1:1000,])
statpcj20<- extract(d2n520,pcj_random[1001:2000,])
statsmt20<- extract(d2n1020,smt_random[1001:2000,])
bind10<-cbind(statpcj10, statsmt10)#coluna1=PCJ coluna2=SMT
bind20<-cbind(statpcj20, statsmt20)
bindano<-rbind(bind10,bind20)#2010 E 2020
bpcj<-bindano[,1]
bsmt<-bindano[,2]
ano <- as.factor(c(rep(1,1000),rep(2,1000)))#1=2010, 2=2020
testeano<-adonis(bindano~ano, method="euclidean",permutations=999)
testeano
Call:
adonis(formula = bindano ~ ano, permutations = 999, method = "euclidean")
```

Permutation: free

Number of permutations: 999

Terms added sequentially (first to last)

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
ano	1	16.183	16.1828	227.7	0.1023	0.001 ***
Residuals	1998	142.000	0.0711		0.8977	
Total	1999	158.182		1.0000		

```
testepcj<-adonis(bpcj~ano,method="euclidean",permutations=499)
```

testepcj

Call:

```
adonis(formula = bpcj ~ ano, permutations = 499, method = "euclidean")
```

Permutation: free

Number of permutations: 499

Terms added sequentially (first to last)

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
ano	1	10.154	10.1539	232.27	0.10414	0.002 **
Residuals	1998	87.345	0.0437		0.89586	
Total	1999	97.499		1.00000		

```
testesmt<-adonis(bsmt~ano,method="euclidean",permutations=499)
```

testesmt

Call:

```
adonis(formula = bsmt ~ ano, permutations = 499, method = "euclidean")
```

Permutation: free

Number of permutations: 499

Terms added sequentially (first to last)

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
ano	1	6.029	6.0289	220.4	0.09935	0.002 **
Residuals	1998	54.654	0.0274		0.90065	
Total	1999	60.683		1.00000		

```

bindpcj<-cbind(statpcj10, statpcj20)#coluna Ã© ano
bindsmt<-cbind(statsmt10, statsmt20)
bindbacia<-rbind(bindpcj, bindsmt)
bacia10<-bindbacia[,1]
bacia20<-bindbacia[,2]
bacia <- as.factor(c(rep(1,1000),rep(2,1000)))#1=pcj, 2=smt]
testebacia<-adonis(bindbacia~bacia, method="euclidean", permutations=999)
testebacia
Call:
adonis(formula = bindbacia ~ bacia, permutations = 999, method = "euclidean")

```

Permutation: free

Number of permutations: 999

Terms added sequentially (first to last)

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
bacia	1	2.144	2.14389	30.166	0.01487	0.001 ***
Residuals	1998	142.000	0.07107		0.98513	
Total	1999	144.144		1.00000		

```
testebacia10<-adonis(bacia10~bacia,method="euclidean", permutations=499)
```

testebacia10

Call:

```
adonis(formula = bacia10 ~ bacia, permutations = 499, method = "euclidean")
```

Permutation: free

Number of permutations: 499

Terms added sequentially (first to last)

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
bacia	1	1.78	1.78016	32.689	0.0161	0.002 **
Residuals	1998	108.81	0.05446		0.9839	
Total	1999	110.58		1.0000		

```
testebacia20<-adonis(bacia20~bacia,method="euclidean", permutations=499)
```

testebacia20

Call:

adonis(formula = bacia20 ~ bacia, permutations = 499, method = "euclidean")

Permutation: free

Number of permutations: 499

Terms added sequentially (first to last)

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
bacia	1	0.364	0.36373	21.893	0.01084	0.002 **
Residuals	1998	33.194	0.01661		0.98916	
Total	1999	33.558		1.00000		