

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL – UFRGS
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS – IPH
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

DAMIÃO MACIEL GUEDES

FATORES AMBIENTAIS QUE INFLUENCIAM A QUALIDADE DA ÁGUA EM
RESERVATÓRIO SUBTROPICAL EM “CANYON”

PORTO ALEGRE
2022

DAMIÃO MACIEL GUEDES

TÍTULO: FATORES AMBIENTAIS QUE INFLUENCIAM A QUALIDADE DA ÁGUA EM
RESERVATÓRIO SUBTROPICAL EM “CANYON”

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento
Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção
do grau de doutor

Orientador: David Manuel Lelinho da Motta marques

PORTO ALEGRE

2022

CIP - Catalogação na Publicação

Guedes, Damião Maciel
FATORES AMBIENTAIS QUE INFLUENCIAM A QUALIDADE DA
ÁGUA EM RESERVATÓRIO SUBTROPICAL EM "CANYON" / Damião
Maciel Guedes. -- 2022.
124 f.
Orientador: David Da Motta Marques.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2022.

1. Gradiente espacial e sazonal. 2. Modelagem
hidrológica. 3. Modelagem da qualidade da água. 4.
Reservatórios em "canyon". I. Da Motta Marques, David,
orient. II. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os
dados fornecidos pelo(a) autor(a).

DAMIÃO MACIEL GUEDES

TÍTULO: FATORES AMBIENTAIS QUE INFLUENCIAM A QUALIDADE DA ÁGUA EM
RESERVATÓRIO SUBTROPICAL EM “CANYON”

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito
parcial à obtenção do grau de doutor.

Aprovado em: Porto Alegre, 25 de agosto de 2022).

Profº. Drº David Manuel Lelinho da Motta marques – IPH/UFRGS

Orientador

Profº. Drº Juan Martin Bravo – IPH/UFRGS

Examinador

Profº. Drº Fernando Fan – IPH/UFRGS

Examinador

Profº. Drº. Maurício Mello Petrucio – UFSC

Examinador

Profº. Drº. Carlos Ruberto Fragoso Júnior – UFAL

Examinador

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela oportunidade e às empresas Energética Barra Grande e Campos Novos Energia, pelo financiamento por meio do projeto de P&D da ANEEL.

Ao Prof. David da Motta Marques pela orientação, oportunidade, ensinamentos, infraestrutura, críticas e desafios. Por ser um visionário, sempre fomentando a inserção internacional de seu grupo de pesquisa e destaque internacional.

À querida Prof. Lucia Ribeiro Rodrigues profissional dedicada e competente no cenário da limnologia internacional, que teve grande dedicação e paciência para me estimular e indicar os caminhos.

Aos Srs. Edson Schiavotelo, Antônio Carlos Miranda, Juliano Natal, Nasser Bhering, Peter Erik e Paulo Ribeiro, por permitirem a utilização dos dados das empresas, darem o apoio necessário à execução dos trabalhos e pela excelente coordenação e liderança nas empresas.

Aos meus queridos pais Jorge Baptista Guedes (*in Memoriam*) e Sofia Maciel Guedes (*in Memoriam*) e a toda minha família pelo apoio de sempre.

À minha querida esposa Edna Correia Guedes pela parceria e companheirismo de vida.

À minha filha Mariana Correia Guedes e genro Luiz Felipe Baldo Marques, pelo apoio fundamental na tese e amor incondicional que nutrimos.

A meu filho Pedro Correia Guedes pelo carinho de sempre.

Aos amigos do IPH Rafael e Gláucia, pelo apoio e companheirismo de todas as horas.

Ao Vitor Goline, e Diego Ghisi, pelo apoio fundamental no início do trabalho.

À Vania, que sempre está ao meu lado, desde o início.

Aos amigos da USU e Nilo Peçanha, pelo carinho de sempre.

Não devemos interromper a exploração
E quando terminarmos,
Chegamos ao ponto de partida
Para ver o lugar pela primeira vez.
T.S.Eliot, Four Quartets (1942)

RESUMO

O conhecimento sobre a influência da água afluyente oriunda da bacia hidrográfica sobre a qualidade da água do reservatório é essencial para a gestão adequada dos recursos hídricos em reservatórios, por isso buscou-se caracterizar essa influência, para servir de base para o funcionamento de um reservatório subtropical, alongado e em “canyon” (reservatório da usina hidrelétrica de Barra Grande) e, com isso, gerar conhecimento para a gestão de outros tipos de reservatórios. Neste sentido, foram avaliados os padrões de variabilidade espaço temporal da qualidade da água (superficial, subsuperficial e de fundo), com análise dos parâmetros: temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido, transparência, fosforo total, nitrogênio total, clorofila a, sólidos totais e o tempo de residência da água no reservatório, coletadas mensalmente no período de 2005 a 2012. A Análise de Componentes Principais foi utilizada para definir a importância relativa de cada variável e Anova (bidirecional) para analisar a significância das diferenças na qualidade da água no eixo longitudinal do reservatório. A influência da água afluyente oriunda da bacia hidrográfica contribuinte sobre a qualidade da água foi realizada por meio de modelagem matemática (MGB-IPH para vazões, HEC-RAS para qualidade da água e IPH-ECO para simulação do reservatório). As variáveis turbidez, transparência de Secchi, tempo de residência e temperatura tem maior importância na qualidade da água. Foram observados gradientes espaciais e temporais, relacionados aos processos de circulação, sedimentação e ressuspensão. A influência da baixa vazão, alto tempo de residência e mistura invernal da coluna d'água na ciclagem de sólidos e nutrientes, pode explicar a variação desses processos. A modelagem da simulação da alteração da cobertura do solo mostrou que a substituição de florestas por outros usos causou um aumento nas vazões e cargas de nitrogênio total e fósforo total, e a substituição de outros usos por florestas resultou em redução nas vazões e cargas de nitrogênio total e fósforo total. A magnitude da anomalia da carga de nutrientes está associada ao grau de alteração causado no processo de transformação da precipitação em escoamento superficial, declividade do terreno, tipos de solo e práticas de uso do solo. Neste estudo de caso, a bacia hidrográfica apresenta solos rasos em 86% de sua área, com declividades do terreno acentuadas nas cabeceiras, o que facilita o escoamento para o reservatório. Anomalias positivas foram estimadas quando agricultura substitui outros usos e anomalias negativas quando áreas de agricultura são substituídas. Há estratificação térmica na porção mais profunda, com mistura de inverno e a operação da usina aumenta a mistura na coluna d'água. A utilização de métodos de análise estatística multivariada e a modelagem da influência da bacia hidrográfica, forneceu informações importantes para a compreensão desses processos e auxilia na interpretação de dados complexos para melhorar o monitoramento e uso das informações para os tomadores de decisão.

PALAVRAS-CHAVE: Gradiente espacial e sazonal, gestão de reservatório em “canyon”, Modelagem hidrológica e de qualidade da água.

ABSTRACT

Knowledge about the influent water from the basin is essential to management of water resources in reservoirs, so we sought to characterize this dynamics, to serve as a basis for the knowledge of the functioning of a subtropical reservoir. , elongated and in a “canyon” (reservoir of the Barra Grande hydroelectric plant) and, with that, generate basic knowledge for the management of other types of reservoirs. In this sense, the spatial and temporal variability patterns of water quality (surface, sub-surface and bottom) were evaluated, with analysis of parameters: temperature, pH, Dissolved Oxygen, transparency, total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll a, solids and the residence time of water in the reservoir, collected monthly from 2005 to 2012. Principal Component Analysis was used to define the relative importance of each variable and ANOVA (bidirectional) to analyze the significance of differences in water quality on the longitudinal axis of the reservoir. The influence of water from the contributing watershed on water quality was performed through mathematical modeling (MGB-IPH for flows, HEC-RAS for water quality and IPH-ECO for reservoir simulation). The variables turbidity, Secchi transparency, residence time and temperature have greater importance in water quality. Spatial and temporal gradients were observed, related to the circulation, sedimentation and resuspension processes, and the influence of low flow, high residence time and winter mixing of the water column on the cycling of solids and nutrients may explain the variation of these processes. Simulation modeling of land cover change showed that replacing forests with other uses caused an increase in flows and loads of total nitrogen and total phosphorus and replacing other uses with forests resulted in a reduction in flows and loads of nitrogen. total and total phosphorus. The magnitude of the nutrient load anomaly is associated with the degree of alteration caused in the process of transforming precipitation into surface runoff, terrain slope, soil types and land use practices. In this case study, the watershed has shallow soils in 86% of its area, with steep terrain slopes at the headwaters, which facilitates the flow to the reservoir. Positive anomalies were estimated when agriculture replaces other uses and negative anomalies when agricultural areas are reduced. There is thermal stratification in the deeper portion, with winter mixing. Plant operation increases mixing in the water column. The use of multivariate statistical analysis methods and the modeling of the influence of the watershed provided important information for the understanding of these processes and helps in the interpretation of complex data to improve the monitoring and use of information for decision makers.

KEYWORDS: Spatial and seasonal gradient, “canyon” reservoir management, Hydrological and water quality modeling.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Esquema geral da estrutura da tese.	19
Figura 2. Componentes básicos de um reservatório para a geração de energia hidrelétrica.	20
Figura 3. Fluxo da água no reservatório em função da temperatura.	24
Figura 4. Principais compartimentos e vetores de fluxos de reservatórios	25
Figura 5. Zonação em reservatórios evidenciando a zona fluvial, a zona intermediária e a zona lacustre.	26
Figura 6. Características do Reservatório da UHE Barra Grande.	34
Figure 7. Location of the Barra Grande HPP reservoir and sampling points.	41
Figure 8 - Average monthly values of accumulated volume and residence time (a), affluent flow and level of reservoir amount in meters (b), affluent flow (m ³ / s) and residence time in days (c) in the Barra Grande HPP reservoir, SC in the period between November 2005 and December 2012.	45
Figure 9. Temperature variation at the P3, P2 and P1 points in the Barra Grande hydroelectric plant reservoir, considering the period from September 2005 to December 2013, at the surface, middle and bottom depths.	53
Figure 10. Variation of temperature and dissolved oxygen at the P3, P2 and P1 points in the Barra Grande plant reservoir, considering the period from September 2005 to December 2013 in the surface (a) and bottom (b) depths.	54
Figure 11. Results of the principal component analysis (P3) applied to the environmental variables together at the P3, P2 and P1 points, on the surface of the Barra Grande reservoir, SC, which correspond, respectively, to the region of the tributaries forming the head of the Barra reservoir; the section of contributions from the tributaries forming the central part of Reservoir and the section near the dam. Turbidity = turb, Transparency Secchi = Secchi, Residence time = Tr, temperature = temp.	57
Figure 12. Results of the principal component analysis (PCA) applied to the environmental variables at the points P3_fundo, P2_fundo and P1_fundo, which correspond, respectively, to the region of the tributaries forming the head of the Reservoir; the section of contributions from the tributaries forming the central part of the Reservoir and the section near the dam. Turbidity = turb, Total Solids = ST, Dissolved Oxygen = OD, temperature = temp.	59
Figura 13. (a) Principais rios afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande, (b) Localização dos postos de monitoramento da qualidade da água em rios afluentes do reservatório da UHE Barra Grande (indicados com círculos).	73
Figura 14. (a) Precipitação média mensal nos diferentes postos pluviométricos e (b) vazão média mensal nos postos fluviométricos Passo do Honorato (70150000), Vacas Gordas (70600000), Pelotinhas (70610000), Santana (70710000) e Socorro (7072000). Fonte: Motta Marques (2017).	75
Figura 15. (a) Nível da água, (b) Vazão afluente média mensal e (c) Tempo de residência, para o reservatório da UHE Barra Grande, período entre novembro de 2005 a dezembro de 2013. Fonte: Motta Marques et al. (2017).	77
Figura 16. Pontos de controle de vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH.	78
Figura 17. Hidrograma simulado e observado nas estações Fonte: do Autor (2022) .	84
Figura 18. Uso do solo e tipo de solo existente Unidades de Resposta Hidrológica (URHs) e bacias hidrográficas de contribuição aos postos de monitoramento (pontos na cor vermelha)	88
Figura 19. Bacia hidrográfica do rio Pelotas dividida em regiões: bacia hidrográfica dos rios principais afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande (na cor laranja); bacia hidrográfica incremental do reservatório da UHE Barra Grande (na cor marrom) e bacia hidrográfica a jusante da barragem da UHE Barra Grande (na cor branca).	90
Figura 20. Valores de batimetria do reservatório da UHE Barra Grande com resolução de 50 x 50 m em cada célula computacional.	94

Figura 21. Anomalia de vazão (a, d, g), carga de Nitrogênio total (b, e, h) e carga de Fósforo total (c, f, i) média anual (%) em cada cenário de alteração do uso do solo considerando o aporte de toda a bacia hidrográfica (a, b, c), de apenas os rios principais (d, e, f) e de apenas a bacia incremental (g, h, i) do reservatório da UHE Barra Grande. Fonte: Do autor 2202.....	97
Figura 22. Anomalia de vazão (a, d, g), carga de Nitrogênio total (b, e, h) e carga de Fósforo total (c, f, i) média mensal (%) em cada cenário de alteração do uso do solo considerando o aporte de toda a bacia hidrográfica (a, b, c), de apenas os rios principais (d, e, f) e de apenas a bacia incremental (g, h, i) do reservatório da UHE Barra Grande. Fonte: Do autor 2202.....	98
Figura 23. Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da UHE Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento P1, no inverno 2008. Resultados para o cenário com e sem operação. Fonte: Do autor (2022).	101
Figura 23 (cont.). Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da UHE Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento P2, no inverno 2008. Resultados para o cenário com e sem operação. Fonte: Do autor (2022).	102
Figura 23 (cont.).. Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da UHE Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento P3, no inverno 2008. Resultados para o cenário sem operação Fonte: do Autor (2022).	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Categoria de Reservatórios Quanto ao Seu Volume e Área.....	21
Table 2. Description and coordinates of the sampling points for the analysis of the water quality of the Barra Grande HPP reservoir, SC.....	42
Table 3. Variables analyzed and respective units, quality standards defined in the legislation and methods of analysis.....	42
Table 4. Averages of the physicochemical variables of water quality sampled in the sub-surface of the Barra Grande HPP reservoir, with the general average in the reservoir, average by season and by collection point, at the P3, P2 and P1 points.	47
Table 5. Averages of the physical-chemical variables of water quality sampled at the bottom of the Barra Grande reservoir, with the general average in the reservoir, average by season and by collection point, at the PCA, PCE and PAC points.....	48
Table 6. Analysis of variance (Anova two way) for sub-surface sampling in the Barra Grande reservoir.	49
Table 7. Analysis of variance (Anova two way) for background sampling in the Barra Grande UHE reservoir.	50
Tabela 8. Descrição e georreferenciamento dos pontos de monitoramento.	74
Tabela 9. Medidas de desempenho no período de verificação em diferentes estações fluviométricas com dados.....	81
Tabela 10. Distribuição das URHs nas bacias de contribuição dos pontos de monitoramento da qualidade da água.	88
Tabela 11. Cenários futuros alternativos de uso da terra.	89

Sumário

1	Introdução	14
1.1	Introdução	14
1.2	. Questões Científicas	17
1.3	. Objetivos	17
1.3.1.	Objetivo geral	17
1.3.2.	Objetivos específicos	17
1.4	Estrutura do Projeto	18
Capítulo 2. Base teórica		19
1.5.1.	Reservatórios de água	19
1.5.2.	Tipos de reservatórios	20
1.5.3.	Impactos ambientais nos reservatórios	22
1.5.4.	Qualidade da água em reservatórios	25
1.5.5.	Gestão e conservação dos reservatórios	27
1.5.6.	Modelagem matemática em reservatórios	29
1.5.7.	Reservatório da UHE Barra Grande	33
1.6.	Justificativa	34
2.	Capítulo 2. Definition of water quality variability parameters and dynamics to improve management in a deep “canyon” type subtropical hydroelectric reservoir	37
2.1.	INTRODUCTION	38
2.2.	MATERIAL AND METHODS	40
2.2.1.	Description of the Study Area	40
2.2.2.	Experimental and Sampling Design	41
2.2.3.	Measurements of affluent flow and reservoir level	43
2.2.4.	Spatio-temporal analysis of water quality	43
2.3.	RESULTS AND DISCUSSION	44
2.3.1.	Reservoir hydraulics	44
2.3.2.	Environmental quality parameters dynamics	45
2.3.3.	Time and space gradients in water quality	49
2.3.4.	Thermal and oxygen stratification and dynamics in the reservoir ...	52
2.3.5.	Trends in sub-surface water quality	55
2.3.6.	Trends in Bottom Water Quality	57
2.4.	CONCLUSION	60
2.5.	ACKNOWLEDGES	60
2.6.	REFERÊNCIAS	61
3.	Capítulo 3. Modelagem da água afluyente ao reservatório da UHE Barra Grande e simulação do reservatório	68

3.1. INTRODUÇÃO	70
3.2. METODOLOGIA	72
3.2.1. Estudo de caso	72
3.2.1. Dados hidrológicos	74
3.2.2. Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica	78
3.2.3. 2.4. Modelagem da qualidade da água e cenários de alteração da cobertura/uso do solo.....	85
3.2.4. Simulação do reservatório da UHE Barra Grande.....	90
3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO	93
3.3.1 Simulação de cenários futuros de mudança na cobertura/uso do solo	93
3.3.2. Simulação de reservatório.....	99
4. CONCLUSÕES	104
5 REFERÊNCIAS	104
Capítulo 4: Discussão geral	111
Capítulo 5: Conclusão geral.....	119
Capítulo 6: Referências	121

1 Introdução

1.1 Introdução

Ecossistemas de água doce estão particularmente expostos a estressores antropogênicos e climáticos e, por isso, podem ser considerados sentinelas de mudanças globais e locais (Jenny *et al.*, 2020, Lobo *et al.*, 2021) e vêm sendo afetados por alterações nos padrões de precipitação, hidrológicos, evaporação e aumento de temperatura, devido aos processos resultantes das mudanças climáticas (Gomes *et al.*, 2017). Reservatórios são geralmente considerados como corpos d'água intermediários entre rios e lagos, compartilhando algumas características com ambos (Casamitjana *et al.*, 2003, Becker, 2008). Um reservatório artificial geralmente tem caráter público social, pois os benefícios estendem-se para a sociedade e até para a nação, como é o caso da geração de energia, que alimenta um sistema de transmissão que interliga diversas regiões (Mees, 2018). O contexto atual de mudanças climáticas pode tornar os lagos e reservatórios mais vulneráveis à eutrofização (NAZARI-SHARABIAN *et al.*, 2019, IPCC, 2007), pois são potencializados pelas alterações no escoamento superficial resultantes das alterações nos usos do solo (Du *et al.*, 2019).

Os grandes lagos diferem dos lagos menores por apresentarem maiores volumes e vazão afluyente, com consequências diretas e indiretas sobre a exposição a estressores (Jenny *et al.*, 2020), por isso, os reservatórios grandes podem estar sempre sujeitos à variabilidade e incerteza no regime de fluxo da água na bacia hidrográfica, apesar do grande volume de água com efeito de tamponamento (Ningpeng *et al.*, 2019; Zhong *et al.*, 2016). As condições hidrodinâmicas em reservatórios em “canyon” desempenham um papel fundamental no controle da distribuição espaço-temporal das propriedades físicas e químicas da água armazenada e a topografia irregular e a energia do fluxo da água resulta em heterogeneidade espacial na deposição de sedimentos (Qin, *et al.*, 2020). Nesses reservatórios em “canyon”, há redução da velocidade do fluxo de água na estação seca, e, quando essa velocidade diminui, a profundidade da água aumenta, o oxigênio e o pH reduzem e a temperatura da água tende a reduzir com uma massa de água maior, indicando a existência de uma zona de transição do rio para o reservatório. (Zahng *et al.*, 2017). Além disso, o carbono orgânico autóctone que é gerado no reservatório a partir dos nutrientes afluentes tem um fluxo de acumulação maior do que o carbono emitido na superfície para a atmosfera como CO₂, indicando que o reservatório em “canyon” é um grande sumidouro de carbono (Qin *et al.*, 2020). Como observado por De Freitas *et al.* (2022) a aplicação das melhores práticas de gestão em áreas-chave, como áreas de recarga de aquíferos, seguida da revegetação de áreas

ribeirinhas, é a estratégia mais eficaz para reduzir as oscilações temporais na disponibilidade hídrica.

O Brasil possui destaque entre os países como um dos maiores níveis de produção de energia hidrelétrica e capacidade instalada de Usinas Hidrelétricas-UHEs no mundo (Sgarbia et al, 2019; Fearnside, 2019), A geração hidrelétrica forneceu 55,3% da energia elétrica consumida no Brasil em 2021 (EPE, 2022). A construção de um reservatório de água para a geração hidrelétrica no Brasil está condicionada à emissão de licenças ambientais, onde todos os impactos ambientais são levantados e avaliados, com definição de medidas de controle e mitigação (Brasil, 1981; Conama, 1986; Conama, 1997). Entretanto, a compilação de muitos conjuntos de dados em amplas regiões e ao longo do tempo em um banco de dados integrado para sustentar essa análise, é muito complexa e exige muitos recursos, o que acaba por gerar muitos dados e nenhuma informação que sirva de base para a tomada de decisões de gestão do reservatório (Soranno et al., 2017).

A construção do reservatório em “canyon” da Usina Hidrelétrica - UHE Barra Grande representou um novo componente regulador das vazões naturais do rio Pelotas, com efeito moderador dos hidrogramas afluentes (Engevix, 1998). Os objetivos do programa de gestão da qualidade da água no processo de licenciamento do empreendimento incluem diagnóstico e acompanhamento da evolução do sistema, elaboração de estudos e prognósticos e adoção de possíveis intervenções necessárias à mitigação de impactos ambientais, também inclui a determinação da influência mútua entre os empreendimentos localizados na cascata de reservatórios de jusante. Com isso, o monitoramento gerou um grande volume de dados (Engevix. 1998; Baesa, 2014). Esses dados não foram utilizados como informações para a gestão e, por isso, os objetivos estabelecidos no processo de licenciamento não foram integralmente atingidos, principalmente quanto ao uso das informações para adoção de intervenções necessárias e análise da influência mútua sobre os reservatórios em cascata na bacia (Motta Marques, 2017). Isto se deve principalmente à dificuldade dos atores envolvidos em transformar esses dados em informações, pois, os bancos de dados gerados pelos programas de monitoramento geram matrizes muito extensas, complexas e de difícil interpretação. Os dados gerados nesse tipo de processo, não possuem linearidade, possuem característica não estacionária e propriedades imprecisas, devido às mudanças naturais imprevisíveis e interdependentes (Tiyasha & Yansen, 2020).

Para tratar das limitações apontadas, o uso de ferramentas e instrumentos podem ser muito úteis. A análise estatística multivariada é uma ferramenta importante para

estudar o padrão espaço-temporal da qualidade da água (Muangthong & Shrestha, 2015; Ruzdjak & Ruzdjak, 2015; Phung *et al.*, 2015; Calazans *et al.*, 2018; Barra Rocha & Pereira, 2016; Diamantini *et al.*, 2018; Ogwueleka, 2015; Li *et al.*, 2016; Xiang *et al.*, 2016). Os modelos matemáticos de simulação dos processos hidrológicos, hidráulicos e de qualidade das águas permitem a representação da realidade da bacia e de geração de cenários futuros, o que facilita a definição de metas para atingir os objetivos e alcançar o futuro projetado. Alguns modelos fisicamente baseados têm sido desenvolvidos e aplicados para simulação hidrológica em diferentes bacias hidrográficas, como o Modelo de grandes bacias - MGB/IPH (Collischonn *et al.*, 2007); contudo, para aplicação de alguns desses modelos são necessários dados de entrada de alta qualidade, especialmente de parâmetros de solo de difícil e dispendiosa determinação e séries históricas climáticas completas espacialmente distribuídas, dentre outros (Viola *et al.*, 2009).

A contribuição para a inovação científica deste trabalho é a geração de conhecimento sobre os fatores que influenciam a qualidade da água em sistema de lago artificial alongado, em ambiente de “canyon”, a partir da utilização de dados de monitoramento da qualidade da água, clima e vazão para, por meio do uso de estatística multivariada e modelagem dos dados, permitir a otimização de monitoramento e gestão do reservatório. Desta forma é possível contribuir para aperfeiçoar a gestão dos recursos hídricos a respeito dos componentes, estressores e drivers neste tipo de ambiente, além de aperfeiçoar os programas de monitoramento e vigilância da qualidade da água no reservatório.

Este trabalho visa definir a influência da água afluenta sobre a qualidade da água no reservatório da UHE Barra Grande e definir os fatores ambientais relevantes, por meio dos seguintes estudos:

- Avaliação temporal e espacial da variação de 11 parâmetros de qualidade da água do reservatório: para o entendimento do relacionamento entre variáveis monitoradas foram usados métodos multivariados (Análise de componente principal - PCA), aplicados às matrizes de variáveis limnológicas físico-químicas, verificando como estão associadas no espaço e tempo. Estas análises foram realizadas usando-se o software PC-ORD (McCune & Mefford, 1999).
- Modelagem hidrológica da água afluenta ao reservatório, com base nos coeficientes de exportação e vazões geradas pelo MGB-IPH.

- Modelagem da qualidade da água com uso da componente de qualidade da água do modelo HEC-RAS, a partir da estimativa do aporte de nutrientes por cargas difusas por mini bacia, (Nitrogênio total e Fósforo total), da bacia hidrográfica ao reservatório.
- Simulação do reservatório, utilizando o modelo IPH-ECO, para representar os processos físico-químicos do corpo d'água profundo na definição dos processos de estratificação e movimentação na coluna d'água ao longo do reservatório.

1.2 . Questões Científicas

- Qual é o comportamento do sistema hídrico do reservatório da UHE Barra Grande?
- Quais são os fatores ambientais que influenciam a vazão e a qualidade da água no reservatório?
- É possível fornecer conhecimento de base para otimização da gestão e monitoramento do reservatório?

1.3 . Objetivos

1.3.1. Objetivo geral

Identificar os fatores que influenciam a hidrologia e qualidade da água em sistema de reservatório artificial alongado, tipo “canyon” para servir de base para a gestão e monitoramento desses recursos hídricos.

1.3.2. Objetivos específicos

1. Analisar os padrões temporais e espaciais da dinâmica da qualidade da água de reservatório alongado tipo “canyon”.
2. Caracterizar possíveis variações na contribuição hídrica da bacia hidrográfica ao reservatório, por meio do uso de modelagem hidrológica da vazão afluente ao reservatório.
3. Avaliar a influência da alteração de possíveis usos futuros do solo na bacia hidrográfica sobre a qualidade da água do reservatório, com uso de modelagem de qualidade da água.
4. Caracterizar a variação da temperatura e estratificação da coluna d'água no reservatório e a influência da operação, por simulação do reservatório.
5. Definir os parâmetros e fatores ambientais relevantes para gestão e monitoramento dos recursos hídricos da bacia de contribuição do reservatório.

1.4 Estrutura do Projeto

O projeto de tese está estruturado na forma de seis capítulos que, no conjunto, abordam o objetivo geral do presente projeto, focados nos objetivos específicos propostos e por meio do uso das metodologias e bases de dados utilizados. A estrutura da tese é a seguinte:

- Capítulo 1: Introdução
- Capítulo 2: Base teórica
- Capítulo 3: Definição de parâmetros de dinâmica e qualidade da água para o gerenciamento em reservatório profundo de hidrelétrica subtropical tipo cânion.
 - Este capítulo foi publicado na RBRH (<https://doi.org/10.1590/2318-0331.272220210126>).
- Capítulo 4: Modelagem da água afluente ao reservatório da UHE Barra Grande e simulação do reservatório.
 - Este capítulo está em processo de publicação na revista Engenharia Sanitaria e Ambiental, da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES.
- Capítulo 5: Discussão geral
- Capítulo 6: Conclusão geral
- Capítulo 7. Referências

A Figura 1 apresenta um esquema global da estrutura da tese, a interrelação entre os capítulos e as metodologias propostas para cada um. As informações de entrada envolvem o levantamento do estado da arte e levantamento das questões científicas para formar a base teórica, incluindo introdução, objetivos do trabalho e a metodologia, com os métodos de trabalho. Por outro lado, temos a baseas informações das séries de dados de qualidade da água geredos pela empresa, para verificação dos gradientes temorais e espaciais e definição dos parâmetros mais relevantes no monitoramento. Tamém são dados de entrada as informações fluviométricas e pluviométricas e os mapas de cobertura do solo para alimentação dos modelos utilizados para caracterizar o reservatório em termos de hidrologia e qualidade da água. Uma vez difinidos os parâmetros, os gradientes e a modelagem de qualidade da água emodelagem dos perfis do reservatório, são definidos o modelo de monitoramento e a caraterização do reservatório, com os quais são definidas as concussões e encaminhamentos.

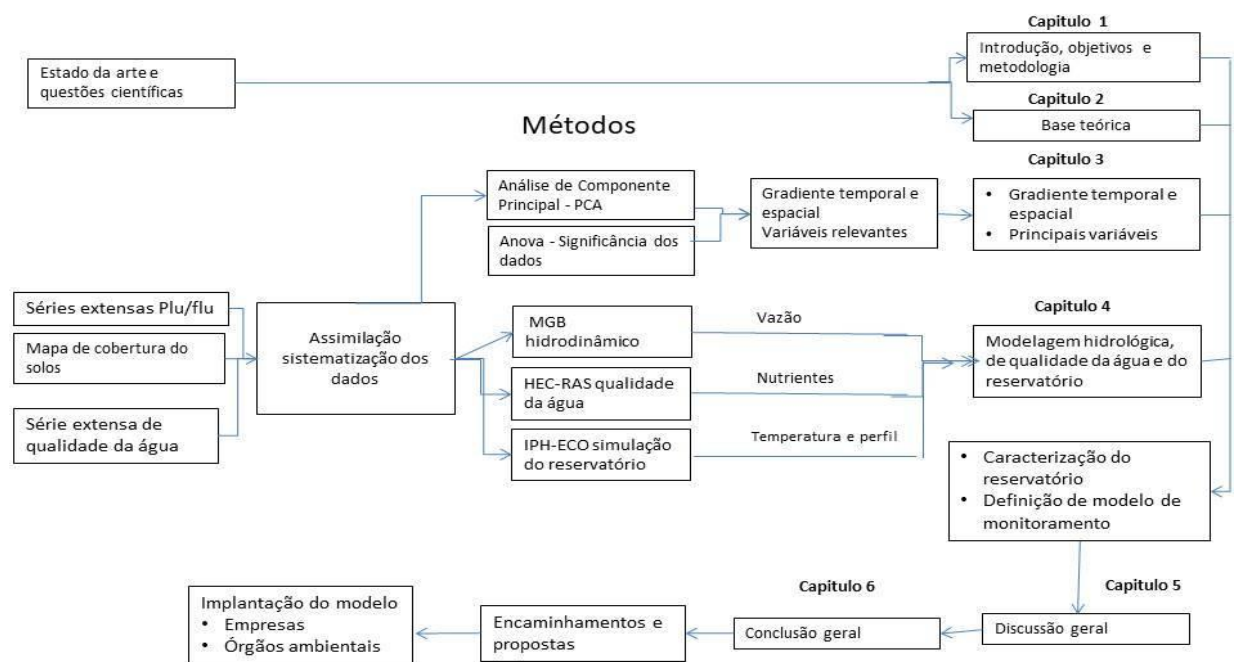


Figura 1. Esquema geral da estrutura da tese.

Capítulo 2. Base teórica

Os primeiros estudos de limnologia foram realizados em lagos, daí a sua denominação (limnos=lagos), mas a abrangência foi logo ampliada, englobando outros ecossistemas aquáticos continentais, com os mesmos processos fundamentais físicos, químicos e biológicos (Lampareli, 2004). Destaca-se a heterogeneidade espacial que ocorre em lagos e reservatórios; apresentando uma região com forte influência dos rios formadores – região lótica, outra intermediária – região de transição e, finalmente uma região considerada lacustre, localizada próxima à barragem (Lampareli, 2004). Por outro lado, alguns trechos de rios localizados entre reservatórios têm suas vazões regularizadas, fazendo com que seu comportamento como rio se aproxime do funcionamento dos reservatórios (Lampareli, 2004).

1.5.1. Reservatórios de água

A construção de reservatórios de água tem se mostrado muito útil à humanidade há mais de quatro séculos, sendo construídos para armazenar e regularizar o fluxo de água em uma região, pois a água nem sempre está disponível o tempo todo para todos e na quantidade necessária, já que pode se tornar escassa na estiagem ou causar cheias desastrosas quando em abundância (Mello, 2013). Um reservatório tem a função de

armazenar água que escoar em um curso d'água e a finalidade deste armazenamento pode ter distintos objetivos e, geralmente, o interesse na construção de um reservatório é de caráter público social, pois na maioria dos casos os benefícios estendem-se para a sociedade e até para todos de uma nação, como é o caso da geração de energia, que alimenta um sistema de transmissão que interliga todas as suas regiões (Mees, 2018).

A expansão da oferta de eletricidade no Brasil tem sido predominantemente baseada na energia hidrelétrica (Sgarbia *et al.*, 2019), sendo que os reservatórios para a geração de energia hidrelétrica estejam presentes nos diversos ecossistemas de água doce do Brasil, com seu funcionamento próprio devido a seus componentes que resultem em características próprias (Mees, 2018), como pode ser observado na Figura 2.

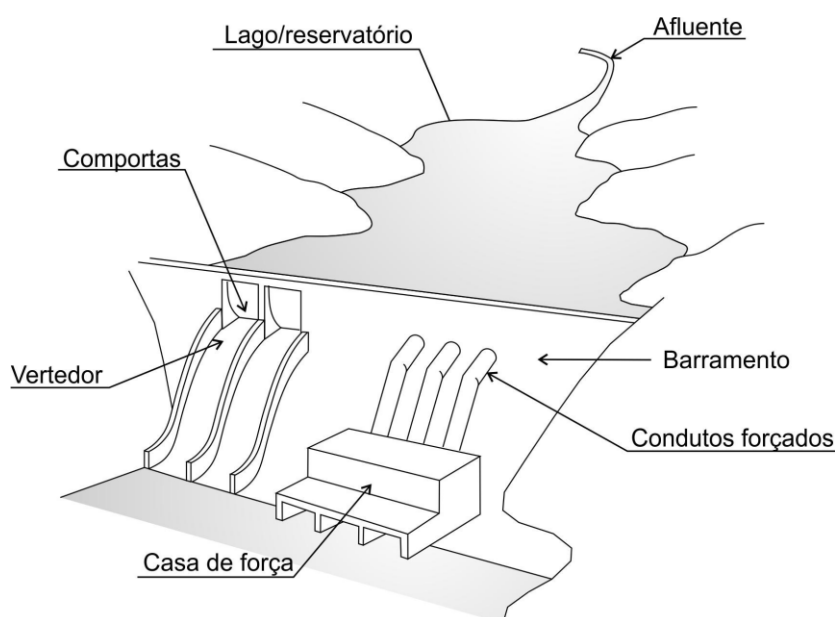


Figura 2. Componentes básicos de um reservatório para a geração de energia hidrelétrica.

Fonte: Mees, 2018.

1.5.2. Tipos de reservatórios

Os reservatórios podem ser classificados por suas características físicas ou construtivas, tais como capacidade de armazenamento, altura do barramento e tempo de residência médio de uma parcela de água no seu interior. Segundo o Comitê Brasileiro de Grandes Barragens, para que uma represa seja considerada uma grande barragem, precisa ter mais de 15 m de altura entre o ponto mais baixo da fundação até a crista. Se tiver entre 10 e 15m, teria que ter o mínimo de 500m de comprimento de crista, mínimo de 100.000m³ de água acumulada, ter acima de 2.000m³/s de vazão

(Mees, 2018). Quanto ao volume e área, os reservatórios podem ser classificados conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Categoria de Reservatórios Quanto ao Seu Volume e Área

Categoria do reservatório	Volume (m ³)	Área (Km ²)
Pequeno	10 ⁶ a 10 ⁸	1 a 10 ²
Médio	10 ⁸ a 10 ¹⁰	10 ² a 10 ⁴
Grande	10 ¹⁰ a 10 ¹¹	10 ⁴ a 10 ⁶

Fonte: Mees (2018)

Os reservatórios podem ainda ser classificados quanto ao tempo de residência, que é a relação entre volume e a vazão média de entrada. Os reservatórios de pequena relação vazão/volume são os grandes reservatórios, com tempo de residência maior que um ano, onde pequenas variações sazonais ocorrem no armazenamento e a vazão de saída é retirada da superfície. Os de média relação vazão/volume são os grandes reservatórios com tempo de residência entre 4 meses e 1 ano, que apresentam estratificação vertical e grande variação do armazenamento. Os reservatórios com grande relação vazão/volume são os de baixo tempo de residência (menor do que 4 meses), com pouco ou nenhuma estratificação vertical e a variação longitudinal da temperatura pode ocorrer (Mees, 2018).

Os grandes reservatórios podem ser profundos e encaixados em vales ou rasos e espalhados, os reservatórios de pequena escala tornaram-se recentemente uma escolha preferida na concepção de projetos hidráulicos, dada a sua relação custo-eficácia e as suas consequências sociopolíticas e ambientais. A construção e o gerenciamento de numerosos reservatórios são considerados como uma importante fonte de alterações no regime de fluxo da água na bacia hidrográfica (Ningpeng et al., 2019).

Enquanto pequenos reservatórios podem ser capazes de fornecer benefícios econômicos adicionais, eles, juntamente com reservatórios maiores, também dividem substancialmente a bacia do rio em pequenos segmentos, interrompendo assim os processos hidrológicos naturais (Ningpeng et al., 2019). Um reservatório mais profundo e grande se comporta mais como um lago ou um rio, dependendo principalmente do tempo de residência, que, se for maior do que 10 dias, o comportamento é de reservatório (Casamitjana *et al.*, 2003). Reservatórios em vales encaixados em “canyon” possuem características próprias em relação à dinâmica hídrica, pois são profundos

com tendências a estratificação da água, porém, dependendo do fluxo d'água, tem comportamento diversificado em relação à movimentação das águas, podendo se comportar como rio ou um grande lago, além disso, a variação do volume pode resultar em variações no nível, com grande deplecionamentos (Mees, 2018; Ningpeng et al., 2019; Casamitjana et al., 2003).

O reservatório da UHE Barra Grande é classificado como reservatório grande, com vales encaixados em "canyon", em sua maior parte possui solos rasos e solos mais profundos ocorrem mais a jusante. Estas características dão ao reservatório uma condição de muita movimentação da água, enchimento rápido e um alto deplecionamento (cerca de 30 metros). Ou seja, apesar de ser um grande reservatório, tem uma alta variação e dinâmica hídrica, podendo ter muita variação de estado, como os reservatórios menores.

1.5.3. Impactos ambientais nos reservatórios

Os grandes lagos, geralmente acima de 100 Km² diferem dos lagos menores por apresentarem maiores volumes e vazão afluyente, maior comprimento da costa, maior profundidade e certa influência de vento, devido a um efeito de ondas (Jenny, *et al.*, 2020). Essas propriedades têm consequências diretas e indiretas sobre a exposição a estressores, a intensidade dos impactos, a eficácia a ações de gestão ambiental e a duração de recuperação (Jenny *et al.*, 2020). O aquecimento rápido induzido pelo clima em lagos grandes e profundos é observado na superfície das águas (Woolway & Merchant, 2018; Zhong *et al.*, 2016).

Os ecossistemas de água doce estão sendo transformados rapidamente, esses sistemas vêm sendo afetados por alterações nos padrões de precipitação, períodos mais intensos e mais longos de estratificação térmica, modificação hidrológica, concentração elevada de dióxido de carbono, aumento da carga de nutrientes e aumento de temperaturas devido aos processos resultantes das mudanças climáticas (Gomes *et al.*, 2017), mas o os efeitos das mudanças climáticas e da eutrofização nos lagos dependem do estado trófico (Rigosi *et al.*, 2014). Os grandes lagos estão particularmente expostos a estressores antropogênicos e climáticos e exigirão esforços de conservação mais intensos em um mundo mais quente e cada vez mais povoado, para utilizar e manter as águas de formas sustentáveis e de alta qualidade. Eles são sentinelas de mudanças globais e locais, e estudos recentes demonstraram evidências perturbadoras de sua degradação coletiva, em termos de esgotamento de recursos

(água e alimentos), aquecimento rápido e perda de gelo, destruição de habitats e ecossistemas, perda de espécies e aceleração da poluição (Jenny *et al.*, 2020).

No contexto atual de mudanças climáticas, observa-se que a hidrologia das áreas tributárias e os próprios reservatórios podem ser bastante afetados, o que pode impactar profundamente sua operação e, possivelmente, a qualidade da água dos reservatórios. Isto pode ser observado por meio de indicadores como o gradiente de temperatura e o total de sólidos dissolvidos na água (Azadi *et al.*, 2019). É possível que as mudanças climáticas levem à diminuição dos períodos úmidos e aumento dos períodos secos, sem alteração na média de precipitação, o que pode reduzir o potencial de geração e restringir os usos da água de reservatórios (Lima, 2014).

As mudanças químicas, termais e físicas que a água corrente sofre quando é barrada podem alterar significativamente o reservatório e o rio a jusante. A extensão da deterioração da qualidade da água está, em geral, relacionada ao tempo de retenção do reservatório - sua capacidade de armazenamento em relação à quantidade de água que flui para o reservatório. A água de uma barragem a fio d'água sofrerá muito pouca ou nenhuma deterioração; enquanto que a água armazenada por muitos meses ou mesmo anos atrás de uma grande barragem pode influenciar a maioria dos seres vivos no reservatório e no rio, por dezenas de quilômetros ou mais a jusante da barragem (McCully, 2017).

Em reservatórios profundos tipo "canyon", espera-se que concentrações de fósforo total sejam elevadas durante os períodos de maior precipitação e a condutividade reduz durante esses períodos, mas, muitas variações nas condições ambientais são induzidas por outros fatores que variam de forma sutil sazonalmente ou inter-anualmente e independente da intensidade da precipitação (Armengol *et al.*, 1999; Alvarez-Cobelas *et al.*, 2006; Marcé *et al.*, 2006; Naselli-Flores, 2011; Geraldés & George 2012). Já Zanatae & Espíndola (2002), observaram que, em reservatórios tipo "canyon", de acordo com o grau de decaimento das concentrações no sentido rio--barragem, há correlação mais significativa no período seco para fósforo e material em suspensão.

O curso da água no reservatório orienta o ciclo anual do padrão longitudinal de circulação nos reservatórios profundos tipo "canyon". Temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade no influxo são os principais fatores que descrevem esses processos. O fluxo da água no reservatório, fluindo no fundo (underflow), meio (interfluxo) ou camadas superiores (transbordamento) influenciam muito o grau de mistura entre as águas do rio e do reservatório. (Armengol *et al.*, 1999). Observam-se três padrões de circulação ao

longo do ano: underflow no inverno, overflow ou interflow na primavera, e interflow seguinte a termoclina no verão/outono. A eficiência deste sistema depende das cargas de nutrientes, concentrações de nutrientes no reservatório, taxas de sedimentação, atividade biológica e vazão de água.

A água liberada por reservatórios profundos apresenta alterações de temperatura, pois o efeito tamponamento faz com que a amplitude térmica ao longo do ano seja bem menor do que a natural. Isto influencia a concentração de oxigênio dissolvido e de sólidos suspensos e, por conseguinte, altera as reações químicas que acontecem a água. Desta forma, as alterações das mudanças sazonais naturais da temperatura podem alterar o ciclo de vida dos organismos aquáticos, como a reprodução, a eclosão e a metamorfose das larvas, por exemplo, geralmente dependem de estímulos térmicos (McCully, 2017). Na Figura 3, são apresentados, de uma forma geral, 3 formas de fluxo de entrada da água em função da temperatura da água afluyente e do reservatório.

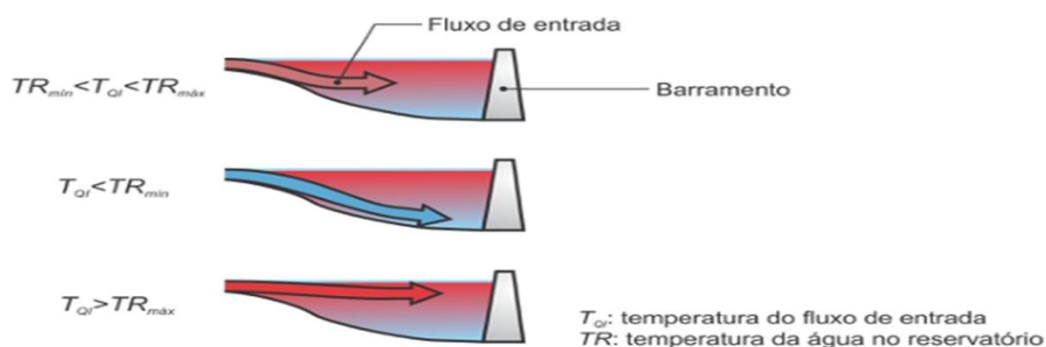


Figura 3. Fluxo da água no reservatório em função da temperatura.

Fonte: Mees, 2018.

O efeito de concentrar partículas de sedimento e nutrientes faz com que no verão sejam liberadas do epilimnio, no vertedouro, água mais quente, pobre em nutrientes, com alta concentração de oxigênio e muito fitoplâncton. Já no hipolimnio, que é a água captada na tomada d'água para as turbinas, é liberada água pobre em oxigênio, mais ácidas e com mais partículas, minerais e nutrientes (McCully, 2017). Desta forma, a operação da hidrelétrica altera a estrutura térmica da coluna d'água e processos de mistura no reservatório devido à vazão efluente, sua localização e programação de geração (Ibarra; *et al.*, 2015). Afeta também a hidrodinâmica do reservatório, força a estratificação profunda, promove mistura vertical e reduz a dispersão horizontal e altera a vazão defluente (Ibarra; *et al.*, 2015; Rossel & De La Fuente, 2015; Mirza *et al.*, 2013).

A operação pode afetar a qualidade da água no reservatório e o manejo dessa operação deve ser baseado em conhecimento da dinâmica do sistema e dos gradientes do

reservatório, sempre que houver ameaças à qualidade da água. Ajustes na intensidade da vazão efluente, de forma a reduzir o nível do reservatório e o tempo de residência nesses eventos críticos podem ser formas eficientes para evitar eventos indesejáveis de proliferação do plâncton (Rossel & De La Fuente, 2015; Salusso & Morana, 2018). Os fatores que influenciam a dinâmica da água em um reservatório são apresentados na Figura 4.

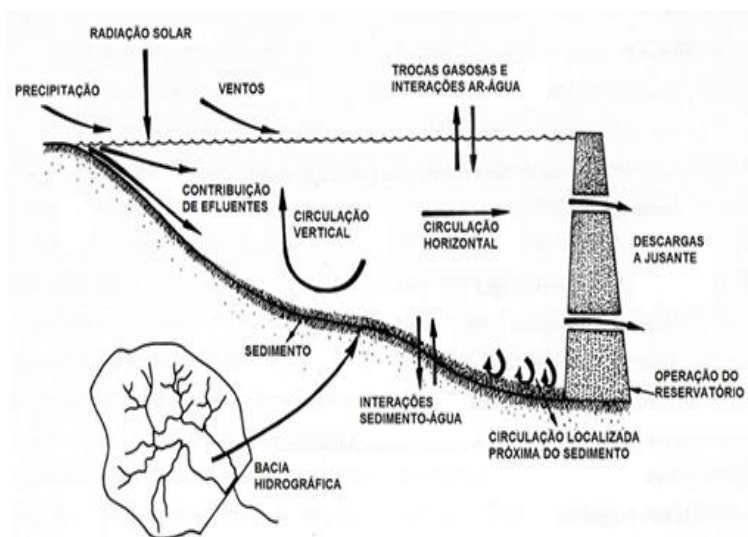


Figura 4. Principais compartimentos e vetores de fluxos de reservatórios
Fonte: Mess, 2018

1.5.4. Qualidade da água em reservatórios

Diversos fatores determinam a qualidade da água de reservatórios, dentre eles pode-se destacar a sazonalidade das variáveis climáticas, a ação do vento, a origem geológica da bacia de captação, o transporte de nutrientes por rios afluentes e o desmatamento e uso da terra na área de influência. Essas flutuações podem acarretar heterogeneidade espacial e temporal nas características químicas da água, com consequência na diversidade, densidade e resiliência da biota do reservatório (Magbanua *et al.*, 2015).

A qualidade da água é um problema importante para a gestão do meio ambiente aquático e a variação da qualidade da água é um processo contínuo. A distribuição espacial da qualidade da água poderia fornecer informações dinâmicas para o tomador de decisão do manejo do ambiente aquático (Xiang *et al.*, 2016). Por isso, é necessário avaliar adequadamente o padrão espacial e temporal da qualidade da água nos rios, que é influenciado por múltiplos fatores. Há uma grande quantidade de fenômenos complexos e múltiplos fatores na avaliação abrangente da qualidade da água, e muitos fenômenos e conceitos difusos estão envolvidos na avaliação (Xiang *et al.*, 2016). A zonação formada em um reservatório é apresentada na Figura 5.

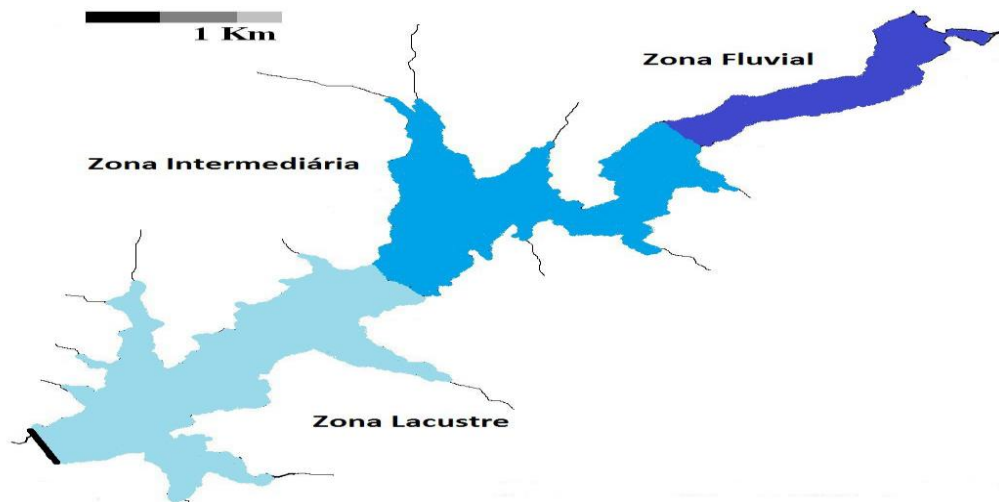


Figura 5. Zonagem em reservatórios evidenciando a zona fluvial, a zona intermediária e a zona lacustre.
Fonte: Mees, 2018.

Os usos da terra influenciam de forma significativa as variações na qualidade da água (Juahir et al., 2011; Bu et al., 2014; Barbosa, 2015; Muangthong & Shrestha, 2015; Calijuri et al., 2015; Mainali & Chang, 2018; Bayer, 2014; Martin et al., 2017; Zeinalzadeha & Rezaeib, 2017; Giri et al., 2018; Liu et al., 2018). Alterações espaciais e sazonais na qualidade da água superficial geralmente são influenciadas pelas chuvas ou outras fontes (Barakat et al., 2016). Nitrogênio e fósforo são observados como indicadores de resposta da qualidade da água aos usos da terra, e parecem responder melhor na estação seca (Xiang et al., 2016).

Revisão realizada por Câmara et al., (2019) revelou que 87% dos estudos indicaram o uso da terra urbana como uma das principais fontes de poluição da água em bacias hidrográficas, enquanto 82% indicaram o uso agrícola da terra, 77% indicaram o uso florestal da terra e 44% indicaram outros usos da terra. As atividades agrícolas e florestais afetaram mais a qualidade da água por sua correlação positiva significativa com os indicadores físicos e químicos, enquanto as atividades de desenvolvimento urbano tiveram maior impacto na qualidade da água, através da alteração dos processos hidrológicos de escoamento e erosão (Camara et al., 2019). Como observado por De Freitas et al. (2022) a aplicação das melhores práticas de gestão em áreas-chave, como áreas de recarga de aquíferos, seguida da revegetação de áreas ribeirinhas, é a estratégia mais eficaz para reduzir as oscilações temporais na disponibilidade hídrica (Mwaijengoab et al., 2020).

Além de outras, as variáveis físico-químicas são amplamente usadas para modelagem da qualidade da água de rios (Wan Mohtar *et al.*, 2019). Para essa análise, somente

algumas propriedades físicas e químicas foram inicialmente consideradas, mas vários produtos químicos que afetam a qualidade da água foram descobertos posteriormente e variáveis físicas e químicas produzem efeitos sinérgicos junto com vários outros fatores ambientais, como biológicos e hidromorfológicos, que podem produzir resultados imprevisíveis (Tiyasha *et al.*, 2020). Por isso, avaliação e interpretação da qualidade da água é complexa, influenciada por diversos fatores e atividades humanas e envolve muitas variáveis e inúmeras interações entre elas e nem todos os fenômenos que ocorrem são completamente conhecidos (Tiyasha *et al.*, 2020). Estatísticos têm dificuldade em gerenciar a grande quantidade de dados, além disso, a coleta de amostras, testagem e manuseio de dados são processos demorados e que exigem muitos recursos, em termos de produtos químicos, equipamentos e mão de obra. Abordagens tradicionais trazem dificuldades em relação à qualidade da água e resultam em despesas. Essas situações afetam a tomada de decisão e a efetividade dos programas de monitoramento (Tiyasha *et al.*, 2020).

1.5.5. Gestão e conservação dos reservatórios

A alteração do regime hídrico e da qualidade da água são questões que devem ser tratadas no contexto da gestão ambiental dos empreendimentos, por meio do monitoramento da qualidade da água (Toledo, *et al.*, 2012). Para este fim, é prática comum que agências regulamentadoras do governo definam uma série de parâmetros representativos das condições físico-químicas, biológicas, hidrometeorológicas e hidromorfológicas, por meio de uma série de estações de monitoramento ao longo do rio e reservatório, em intervalos regulares (Pinto; *et al.*, 2013.). Entender os fatores que afetam a qualidade da água e os serviços ecológicos fornecidos pelos ecossistemas de água doce e como a qualidade da água responderá às mudanças globais é uma questão ambiental global urgente (Soranno *et al.*, 2017).

A construção de um reservatório de água para a geração hidrelétrica no Brasil deve ser precedida de estudos ambientais e estão condicionadas à emissão de licenças ambientais, tanto na fase de planejamento, construção e operação. Durante esse processo de licenciamento ambiental, todos os impactos ambientais do empreendimento são levantados e avaliados, de forma que se definam medidas de controle e mitigação dos impactos que resultem em alteração das condições naturais dos ambientes afetados (Brasil, 1981; Conama, 1986; Conama, 1997).

A análise da qualidade da água em reservatório realizada por empreendimentos como forma de atendimento às condicionantes de licenças ambientais, geralmente é

amostrada em regiões geográficas limitadas e por períodos de tempo limitados, mas a avaliação dos controles ambientais da qualidade da água requer a compilação de muitos conjuntos de dados e ao longo do tempo em um banco de dados integrado (Soranno *et al.*, 2017). A aplicação de técnicas estatísticas multivariadas é muito útil para a interpretação de matrizes complexas de dados de estudos da qualidade da água e status ecológico de ecossistemas, também permitem a interpretação de possíveis fatores ou fontes que influenciam sistemas aquáticos e fornecem uma ferramenta válida para a gestão e manejo dos recursos hídricos, tanto em qualidade quanto em quantidade. Além disso, a análise estatística multivariada é uma ferramenta importante para estudar o padrão espaço-temporal da qualidade da água (Muangthong & Shrestha, 2015; Ruzdjak & Ruzdjak, 2015; Phung *et al.*, 2015; Calazans *et al.*, 2018; Barra Rocha & Pereira, 2016; Diamantini *et al.*, 2018; Ogwueleka, 2015; Li *et al.*, 2016; Xiang *et al.*, 2016).

As prescrições ambientais em projetos de reservatórios de água devem procurar manter a sustentabilidade e a integridade ecológica dos ecossistemas hídricos, após qualquer alteração, os rios devem manter a variabilidade natural necessária para suportar o funcionamento dos ecossistemas. Por isso, é importante que a integridade dos ecossistemas seja acompanhada para que se possam tomar ações necessárias à conservação do ambiente aquático, esclarecer a função dessas alterações de fluxo e temperatura nos padrões dos ecossistemas (Mees, 2018). Neste sentido, a definição de um modelo de monitoramento para acompanhar as condições do ecossistema aquático e qualidade da água se torna relevante. Um modelo que seja eficiente e que otimize os recursos utilizados pelos empreendimentos, sem gerar custos desnecessários e que gere conhecimento efetivo para a gestão (Behmel *et al.*, 2016). Um monitoramento adequado deve derivar de conhecimento resultante de pesquisas limnológicas, que proporcionem dados que permitam estabelecer sistemas de prevenção e de identificação precoce de problemas relacionados à qualidade e aos usos da água. Os dados acumulados podem contribuir efetivamente para uma análise de tendências de qualidade do ecossistema aquático e permitem que se tomem ações de prevenção e correção que otimizem tratamentos futuros (Carvalho, 2003; Behmel *et al.*, 2016).

A delimitação do programa de monitoramento é estabelecida a partir das partes interessadas, que estabelecem os objetivos do monitoramento e o desenho do programa. Com a definição dos locais, parâmetros e frequência de amostragem, são estabelecidos, então, os requisitos administrativos, que envolvem a logística do programa para sua execução, as metodologias a serem adotadas e os recursos

necessários. Todos os dados gerados são transformados em informações a serem divulgadas nos canais de comunicação, que se encontram no nível de políticas de tomada de decisão, que deve ter as informações como base (Behmel *et al*, 2016).

1.5.6. Modelagem matemática em reservatórios

Os dados hidrológicos são incertos, considerando as mais básicas das quantidades, como chuva em um ponto, descarga em um ponto, particularmente nos eventos extremos, além de fluxos reais de evapotranspiração (Beven, 2019). Por isso, os dados relacionados à água são difíceis de projetar, como resultado de sua não linearidade, característica não estacionária e propriedades imprecisas, devido às mudanças naturais imprevisíveis, interdependentes e interferência humana. Como resultado, os dados têm ruído e são de baixa qualidade. Portanto, metodologias confiáveis, tais como modelos e suas avançadas ferramentas, são necessárias (Tiyasha & Yansen, 2020). Desta forma, a modelagem de sistemas ecológicos, hidrodinâmicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas apresenta muita complexidade e as relações matemáticas de parametrização das variáveis são empíricas e restritas a determinadas condições (Cunha, 2013). Uma vez que modelos são calibrados e validados permitem a obtenção de respostas rápidas e com boa aproximação da realidade, o que os tornam ferramentas essenciais para o gerenciamento de sistemas aquáticos, facilitando a tomada de decisão (Cunha, 2013).

A modelagem de sistemas ecológicos, hidrodinâmicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas apresenta muita complexidade, já que envolve muitas variáveis e há inúmeras interações entre elas e nem todos os fenômenos que ocorrem são completamente conhecidos. Assim, as relações matemáticas de parametrização das variáveis são empíricas e restritas a determinadas condições (Cunha, 2013). As equações que regem tais fenômenos são, em geral, não lineares e necessitam de poderosos softwares para sua modelagem mais adequada (Cunha, 2013). Uma vez que modelos são calibrados e validados permitem a obtenção de respostas rápidas e com boa aproximação da realidade, o que os tornam ferramentas essenciais para o gerenciamento de sistemas aquáticos, facilitando a tomada de decisão (Cunha, 2013).

A hidrologia como ciência tem uma longa história e a modelagem hidrológica monta à segunda metade da década de 1850. Os modelos hidrológicos geralmente estudam o fluxo e a qualidade da água e, por isso, também são utilizados na tomada de decisões em diferentes escalas. Até a década de 1960, muitos avanços ocorreram na modelagem dos diferentes componentes do ciclo hidrológico (Singh, 2018). Após esse período,

devido à revolução da informática, a modelagem hidrológica evoluiu, permitindo processar grandes quantidades de dados e utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Deve-se destacar que a eficácia da modelagem hidrológica depende em grande parte da escolha da ferramenta apropriada ou software de simulação hidrológica. Sua seleção depende dos objetivos da pesquisa, da disponibilidade de dados de entrada para sua execução e da incerteza na interpretação dos resultados (Singh, 2018).

Os modelos matemáticos de qualidade da água são instrumentos que possibilitam compreender o meio ambiente e visualizá-lo de forma integrada, associado às informações físicas, químicas e biológicas. Esses modelos são normalmente construídos estendendo modelos hidrodinâmicos detalhados com um componente que descreve os processos de advecção-difusão e transformação da qualidade da água de uma forma detalhada e baseada fisicamente. As técnicas de modelagem de qualidade da água vêm sendo aprimoradas desde a sua origem com o modelo desenvolvido por Streeter e Phelps (1925), que considera o escoamento permanente e uniforme e simula os parâmetros DBO e OD (Chapra, 1997).

O objetivo dos modelos é computar movimentos, transportes, escoamentos e fluxos da água e seus constituintes, como gases, salinidade, nutrientes, calor, sedimentos, etc. E, na análise de qualquer um destes fenômenos ou processos. Nos modelos, o sistema estudado é representado por uma linguagem físico-matemática, chamadas equações governantes, que é capaz de calculá-lo. Os modelos hidrológicos visam à obtenção do hidrograma de cheias na saída de água de uma bacia e são construídos a partir de abordagens físicas dos processos hidrológicos, utilizando equações da conservação da massa e da quantidade de movimento em sua forma completa ou simplificada. Já na modelagem hidrodinâmica, a mecânica do movimento para escoamento em regime turbulento é governada pelas Equações de Navier-Stokes. Essas equações representam o princípio da conservação da quantidade de movimento, e, em conjunto com a equação da continuidade, uma equação de estado e uma equação de transporte para cada constituinte da equação de estado, compõem o modelo matemático fundamental para qualquer corpo d'água (Rosman, 2001).

Os modelos matemáticos de simulação dos processos hidrológicos, hidráulicos e de qualidade das águas permitem a representação da realidade da bacia e de geração de cenários futuros, o que facilita a definição de metas para atingir os objetivos. Alguns modelos fisicamente baseados têm sido desenvolvidos e aplicados para simulação

hidrológica em diferentes bacias hidrográficas, como o Modelo de grandes bacias - MGB/IPH (Collischonn et al., 2007; Viola et al., 2009).

Nas décadas passadas, alguns autores apresentaram listas de modelos para sistemas aquáticos (Irvine e col., 2004, Arheimer et al., 2003) para modelos aplicados na Europa e dos modelos desenvolvidos nos EUA (Ward et al., 1999, Shoemaker et al., 2005, Shoemaker et al., 1997). Modelos são como hipóteses sobre como funciona um sistema hidrológico (Beven, 2018). Assim, testar se um modelo deve ser considerado adequado para determinada finalidade pode ser considerada uma forma de teste de hipóteses, com a possibilidade de rejeição, se o modelo não ajustar os dados de avaliação a algum nível definido de aceitabilidade, neste caso, também pode ser considerado um bom resultado, pois significa que é necessário fazer algumas melhorias, seja para a estrutura do modelo ou para os dados utilizados (Beven, 2018).

Modelos de acoplamento para diferentes tipos de processos (hidrologia, hidrodinâmica, transporte de sedimentos, qualidade da água) ou meios (ar, água, solo / solo ou sedimento) tornaram-se comuns na década de 90 como evidência da importância das interações entre diferentes compartimentos ambientais e entre fenômenos de diferentes campos científicos. Esses grandes modelos, antes muito demorados, aproveitaram o advento da computação paralela e de processadores cada vez mais rápidos para serem numericamente mais eficazes. (Fontes, 2010).

Modelos sofisticados como esses implicam em multidisciplinaridade e geralmente são construídos e usados por uma equipe de especialistas avançados (Fontes, 2010). A maioria deles atualmente tende a incluir ferramentas de pré e pós-processamento para ajudar a gerar malhas, manipular dados e lidar com a exibição gráfica dos resultados. As capacidades numéricas melhoradas também permitiram o desenvolvimento de aplicações em maior escala geográfica, como as Bacias (Fontes, 2010). O grande volume de dados de campo necessários nem sempre está disponível e as campanhas de monitoramento tendem a ser muito caras. Atualmente, uma abordagem comum para superar esse problema é o uso de técnicas de sensoriamento remoto para adquirir dados e um GIS2 para armazenar e exibir os dados que são usados junto com os modelos de eutrofização (Fontes, 2010).

A evolução da modelagem da qualidade da água se apresenta em quatro etapas, considerando as demandas e recursos computacionais disponíveis em cada período. Em um primeiro momento se consideram todos os esforços que partiram do modelo Streeter-Phelps (Chapra, 1997). Nos anos 60 com a disponibilidade de recursos

computacionais começaram as avaliações de sistemas mais complexos. Nessa época alguns modelos incluíram processos como fotossíntese e decomposição de matéria orgânica no sedimento, no entanto o foco ainda se concentrava no OD e DBO, porém com avaliações considerando a bacia hidrográfica como um todo, na forma de sistemas distribuídos no espaço, e não mais apenas problemas pontuais. Nos anos 1970 os modelos de qualidade da água foram incorporando mecanismos de representação dos processos biológicos, como modelos de conservação de massa de fósforo e nitrogênio para lagos, alguns incluindo algas, focados no problema da eutrofização. As fases mais recentes da modelagem de qualidade de água têm incluído o transporte de substâncias tóxicas orgânicas e metais, permitindo a análise do acúmulo dessas substâncias e sua atuação na cadeia trófica (Mota Marques et al, 2017).

A definição das concentrações dos poluentes que são utilizadas para a calibração do modelo e podem ser divididos de acordo com o caráter da carga poluente: pontual ou difusa. Atualmente os modelos distribuídos de qualidade de água utilizam os sistemas de informação geográfica, SIG, para integrar as contribuições de fontes pontuais de poluição com as fontes difusas. A bacia hidrográfica é discretizada em elementos (sub-bacias, minibacias ou células) permitindo que cada elemento possua características específicas do tipo e cobertura do solo. Em cada um destes elementos os processos que ocorrem são tratados de forma pontual, como em um modelo concentrado (Mota Marques et al., 2017).

Os modelos de qualidade de água se baseiam nas equações de conservação de quantidade de movimento e da continuidade, nos modelos hidrodinâmicos, equações de conservação de massa, nos modelos de transporte advectivo-difusivo e equações dos processos das reações, nos modelos biogeoquímicos (Mota Marques et al., 2017). Com estes modelos é possível representar a dinâmica do escoamento, avaliando os ciclos de nitrogênio, fósforo e carbono durante o transporte de poluentes e as interações resultantes (Romeiro, 2003). Podem-se dividir os modelos distribuídos de qualidade da água em duas parcelas: uma relacionada à estimativa das cargas poluentes presentes na bacia e transporte destes através do escoamento superficial, e o transporte das cargas poluidoras na rede de drenagem da bacia hidrográfica (Mota Marques et al., 2017).

A modelagem matemática da qualidade da água pode ter diferentes níveis de complexidade de acordo com o número de parâmetros considerados. Um modelo pode ser simples, como o modelo unidimensional de Streeter-Phelps, que envolve dois parâmetros, ou complexos, como os modelos tridimensionais que envolvem um

conjunto grande de parâmetros. Geralmente para a simulação do escoamento em canais e rios são utilizados modelos unidimensionais e para o escoamento em lagos e reservatórios, modelos bidimensionais ou tridimensionais, buscando representar as componentes mais representativas do fluxo (Mota Marques et al., 2017).

O modelo de Grandes Bacias MGB/IPH (Collischonn, 2001) foi utilizado para simular o ciclo hidrológico e foi desenvolvido a partir dos modelos VIC-2L e LARSIM, que buscam preencher o espaço intermediário entre os modelos de transformação chuva-vazão, adaptados para pequenas bacias, e os modelos de circulação global, de grande escala. Este modelo discretiza a bacia em mini-bacias. A partir deste ponto simula os processos hidrológicos em cada mini-bacia. O MGB-IPH, modelo de grandes bacias é um modelo hidrodinâmico, com um pacote de modelos de simulação hidrológica e hidráulica, que representam o escoamento simula a transformação da chuva em vazão, que escoam em rios, canais até o reservatório (Collischonn, 2002). Com essa informação, foi utilizada a componente de qualidade da água do modelo HEC-RAS, que é um modelo hidráulico, para a propagação/decaimento das cargas ao longo da rede de drenagem, utilizando como unidade de território as Unidades de Resposta Hidrológica (URHs), mapeadas pelo cruzamento e reclassificação dos mapas de uso e ocupação do solo, vegetação e tipo de solo.

1.5.7. Reservatório da UHE Barra Grande

A formação do reservatório da UHE Barra Grande como novo canal condutor das afluições da bacia drenada, causou um efeito moderador dos hidrogramas afluentes, rebaixando em média as vazões de picos e homogeneizando as vazões mínimas drenadas pela bacia (Engevix, 1998).

O monitoramento da qualidade da água no reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande foi iniciado antes mesmo do enchimento em 2005/6, quando o trecho do reservatório ainda era o rio Pelotas e continua até os dias atuais. Nesse período, sofreu muitas alterações, tendo sido iniciado com mais de 60 parâmetros. Após mais de 10 anos de operação, o monitoramento veio sendo revisado e sofreu alterações e redução de parâmetros e a partir de 2013 foi iniciada a revisão de todo o monitoramento em programa de Pesquisa e Desenvolvimento da ANEEL, executado pelo IPH/UFRGS (Motta Marques *et al.*, 2017). Esta foi uma oportunidade de se avaliar todo o conjunto de dados gerados e verificar os fatores ambientais mais relevantes para a qualidade da água, sendo possível caracterizar os parâmetros relevantes para o monitoramento e, assim, definir um modelo para monitoramento que permita caracterizar o ecossistema e

acompanhar as condições ambientais, que é muito importante para o empreendimento (Mota Marques *et al*, 2017). As características da UHE Barra Grande são apresentadas na Figura 6.



Figura 6. Características do Reservatório da UHE Barra Grande.
Fonte UHE Barra Grande, [Http://baesa.com.br](http://baesa.com.br)

No processo de licenciamento do empreendimento, foram definidos os objetivos do programa de monitoramento de qualidade da água, que determinam a necessidade de diagnosticar a qualidade da água na área de influência da UHE Barra Grande, além de identificar os fatores que condicionam a qualidade da água e as condições limnológicas do sistema. Também incluem a necessidade de acompanhar a evolução do sistema durante as fases do empreendimento, permitir a elaboração de estudos e prognósticos e definir intervenções necessárias à mitigação de impactos indesejáveis na qualidade das águas durante as fases de pré-enchimento, enchimento, estabilização e operação. Envolve também a determinação da influência mútua entre os empreendimentos localizados na mesma bacia, identificando problemas e benefícios advindos dessa influência e buscando elementos para auxiliar na definição de linhas de ação para a cascata de reservatórios (Engevix. 1998; Baesa, 2014).

1.6. Justificativa

Programas de monitoramento contínuos fornecem grande quantidade de registros de vários parâmetros, mas de difícil organização, interpretação e obtenção de informações significativas desses dados. As empresas operadores e geradoras de energia são responsáveis pela execução desses programas, mas não se voltam para analisar os dados de forma a entender o funcionamento do sistema de forma integrada com o meio ambiente. Por isso é importante o entendimento ambiental desses registros por meio da utilização de métodos que analisem tendências espaço-temporais na qualidade da água

e identifiquem os fatores que afetam essa qualidade (Gu *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2009; Su *et al.*, 2011; Behmel, *et al.*, 2016; Shoda, 2019).

O conhecimento sobre as cargas afluentes, fontes poluidoras e da dinâmica hídrica são de extrema importância para a gestão dos recursos hídricos, entretanto, os programas de monitoramento geram matrizes muito extensas, complexas e de difícil interpretação. Muitas vezes, o monitoramento não atinge o seu principal objetivo que é o de analisar de maneira mais profunda o nível de qualidade das águas de um corpo d'água. Os bancos de dados gerados pelos programas de monitoramento são, na maioria das vezes, subutilizados. Por isso, as técnicas avançadas de análise desse extenso banco de dados, são ferramentas úteis para que esses dados brutos coletados pelas estações de monitoramento se transformem em resultados que interessam à população próxima desses cursos d'água (Barbosa, 2015). A modelagem e as técnicas de estatística multivariada têm sido muito utilizadas em estudos que buscam avaliar a qualidade das águas superficiais e explicar as variações temporais e espaciais de uma bacia hidrográfica. Consideradas técnicas exploratórias, podem ajudar na otimização da rede de amostragem proposta e na frequência de amostragem e do número de parâmetros analisados, sem perda da informação, resultando em redução dos recursos utilizados nos programas de monitoramento da água (Barbosa, 2015).

Estudos de monitoramentos com utilização de análise estatística multivariada demonstram que é possível otimizar programas, Chounlamany *et al.*, 2017 concluíram ser necessário apenas quatro estações, nove parâmetros de qualidade da água e testes em três meses específicos do ano. Em outro estudo, Barra Rocha e Pereira (2016), por meio de análise multivariada, eliminaram cinco parâmetros que não apresentaram variância. Da mesma forma, Muangthong & Shrestha, (2015), por meio de análise discriminante, concluíram pela redução de 16 para oito parâmetros e com uso de técnica de análise Cluster, concluíram por reduzir o número de estações de amostragem e os custos associados, porém destacaram que a seleção de parâmetros e pontos de amostragem dependem dos objetivos do programa de monitoramento e também do conhecimento sobre o ambiente (Zhang *et al.*, 2011. Muangthong & Shrestha, 2015).

Os modelos tornam-se ferramentas privilegiadas para identificação das novas condições hidrológicas e, se necessário, prevenção e controle dos problemas delas decorrentes, mas é importante que o entendimento ambiental desses registros seja feito por meio da utilização de métodos que analisem tendências espaço-temporais na hidrologia e qualidade da água e identifiquem os fatores que afetem a dinâmica hídrica (Gu *et al.*, 2016; Ouyang *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2009; Su *et al.*, 2011).

Tendo como base as informações levantadas, este trabalho se propõe a definir os fatores que influenciam a qualidade da água, tanto na bacia hidrográfica quanto no próprio reservatório. Por modelagem é avaliada a vazão e os fatores que influenciam essa vazão, como a pluviosidade e fluviosidade e tipos de cobertura do solo. A modelagem também é feita no reservatório, onde são avaliados os perfis de temperatura e oxigênio e sua variação ao longo do tempo e do reservatório. Inclui também a definição de gradientes temporais e espaciais no reservatório e os parâmetros de qualidade que mais influenciam a qualidade da água, com uso de análise de componentes principais e anova. Desta forma, podemos ter o conhecimento de base para a gestão e monitoramento do reservatório, por meio da definição de um modelo otimizado de monitoramento e conhecimento para a definição de ações de conservação e gestão da qualidade da água.

Busca-se então, como diferencial deste trabalho, fazer a integração do conhecimento gerado em pesquisa para a operação das empresas, contribuindo para tornar mais eficiente e otimizada a gestão de reservatórios. O conhecimento científico envolve os fatores que influenciam a qualidade da água e a sua dinâmica no reservatório. Os conhecimentos devem ser internalizados nas empresas operadores de reservatórios de água e também pode subsidiar as ações de controle ambiental que são adotadas pelos órgãos de meio ambiente, responsáveis por autorizar a construção e operação dos reservatórios.

2. Capítulo 2. Definition of water quality variability parameters and dynamics to improve management in a deep “canyon” type subtropical hydroelectric reservoir

Obs: This chapter was published in the Revista Brasileiro de Recursos Hídricos: Guedes, D. M.; Marques, D. M. ; Rodrigues, L. R. ; Cavalcanti, J. R. ; Fragoso Jr, C. R.; Bravo, J. M. ; Nascimento, G. . Definition of water quality variability parameters and dynamics to improve management in a deep canyon type subtropical hydroelectric reservoir. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 2022. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.272220210126>. (doi: 10.1590/2318-0331.272220210126)

ABSTRACT

Spatial and temporal variability patterns of water quality were evaluated through monthly collection of water samples (surface, sub-surface and bottom) from 2005 to 2012. Principal Component Analysis was used to define the relative importance of each variable and Anova (two way) to analyze the significance of differences in water quality in the longitudinal axis of the reservoir. The variables: turbidity, Secchi transparency, residence time and temperature have greater importance on water quality. It was observed spatial and temporal gradients, related to the circulation, sedimentation and resuspension processes, and the influence of low flow, high residence time and winter mixing of water column on the cycling of solids and nutrients may explain the variation in these processes. The use of multivariate statistical analysis methods provided important information to understand these processes, it helps the interpretation of complex data to improve monitoring, and use of information to decision makers.

keywords: water quality, spatial and seasonal gradient, “canyon” reservoir, monitoring program, reservoir management.

Definição de parâmetros de dinâmica e qualidade da água para o gerenciamento em reservatório profundo de hidrelétrica subtropical tipo cânion

RESUMO

Os padrões de variabilidade espacial e temporal da qualidade da água foram avaliados através de coletas mensais de amostras de água (superfície, subsuperfície e fundo) de 2005 a 2012. A Análise de Componentes Principais foi utilizada para definir a importância relativa de cada variável e Anova (bidirecional) para analisar a significância das diferenças na qualidade da água no eixo longitudinal do reservatório. As variáveis: turbidez, transparência de Secchi, tempo de residência e temperatura têm maior importância na qualidade da água. Foram observados gradientes espaciais e temporais, relacionados aos processos de circulação, sedimentação e ressuspensão, e a influência

da baixa vazão, alto tempo de residência e mistura invernal da coluna d'água na ciclagem de sólidos e nutrientes pode explicar a variação desses processos. A utilização de métodos de análise estatística multivariada forneceu informações importantes para a compreensão desses processos, auxilia na interpretação de dados complexos para melhorar o monitoramento e uso das informações para os tomadores de decisão.

Palavras chave: Qualidade da água, gradiente espacial e sazonal, reservatórios em cânion, programa de monitoramento, gestão de reservatórios.

2.1. INTRODUCTION

Artificial reservoirs are hydraulic systems for accumulating water for various uses and are key components of water infrastructure that serve many functions, such as water supply, hydroelectric power generation, flood control, recreation, ecosystem services, etc. (Azadi *et al.*, 2019). The expansion of electricity supply in Brazil until the mid-2000s was predominantly based on hydropower and, in 2014, Brazil ranked third among countries with the highest level of hydropower production and installed capacity of UHEs (Sgarbia *et al.*, 2019). Problems related to population growth, pollution, increased demand for food and water, and market fluctuations remain challenging in the management of water resources. Furthermore, the effects of climate change can make these problems more complex (Allawi *et al.*, 2019; Morais & Maia, 2021).

The dynamics of the reservoirs are controlled according to their uses and purposes and, in the case of the operation of hydroelectric plants, there are impacts on the hydrodynamics of the reservoir, which force deep stratification, promote vertical mixing, reduce horizontal dispersion and change the flow defluent (Ibarra *et al.*, 2015; Rossel & De La Fuente, 2015; Mirza *et al.*, 2013). Reservoirs are generally considered as intermediary bodies of water between rivers and lakes, sharing some characteristics with both. A deeper and larger reservoir behaves more like a lake or a river, depending mainly on residence time (Casamitjana *et al.*, 2003). Several factors determine the quality of water in reservoirs, among them the seasonality of climatic variables, the action of the wind, the geological origin of the catchment basin, the transport of nutrients by tributary rivers and deforestation and land use in the area of influence (Dar & Romshoo, 2008). In the current scenario, climate change affects the hydrology of rivers and promotes changes in the tributary areas of the reservoirs, which can profoundly impact their operation and, possibly, the quality of the water in the reservoirs (Azadi *et al.*, 2019).

These fluctuations can lead to spatial and temporal heterogeneity in the chemical characteristics of water (Magbanua *et al.*, 2015; Sthapit *et al.*, 2006; Mirza *et al.*, 2013;

Yang *et al.*, 2017). Thus, it is important to investigate the impacts due to the construction and operation of reservoirs on the dynamics of water quality (Olden & Naiman, 2010, Mirza *et al.*, 2013, Beghelli *et al.*, 2014, Rossel & De La Fuente, 2015).

The knowledge of hydrodynamic conditions in “canyon” reservoirs play a key role in understanding the spatiotemporal distribution of physical and chemical properties of stored water, irregular topography and energy of the water flow result in spatial heterogeneity in sediment deposition (Qin, *et al.*, 2020). The almost lentic nature of the reservoirs leads to a greater accumulation of phosphorus, which can trigger the production of phytoplankton, abundance and frequency of algal blooms (Lobo *et al.*, 2021). In a “canyon” reservoir when water velocity decreases, depth increases, oxygen and pH decrease and water temperature tends to decrease with a larger water mass, indicating the existence of a transition zone from the river to the reservoir (Zahng *et al.*, 2017). In addition, autochthonous organic carbon has a greater accumulation flux than surface carbon emitted to the atmosphere as CO₂, indicating that the reservoir is a major carbon sink (Qin *et al.*, 2020). The eutrophic upper half has a more fluvial behavior and receives the main nutrients. The lower half of the reservoir can be considered a non-eutrophic deep stratified lake (Lindim *et al.*, 2011). This gradient from the headwaters to the dam is primarily influenced by hydrodynamic characteristics, such as river flow, vertical circulation and the effluent flow regulated by the dam operation (Rodrigues *et al.*, 2018). Parameters such as dissolved oxygen, nutrients (phosphorus and total nitrogen), turbidity, total solids and temperature are identified as relevant for determining temporal and spatial variation (Hajigholizadeh & Melesse, 2017; Ling *et al.*, 2017; Barakat *et al.*, 2016 ; Xiang *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2019; Sener *et al.*, 2017; Calijuri *et al.*, 2015)

Effective management of reservoir water resources requires a good knowledge of ecological processes in the water body (Lindim *et al.*, 2011), so it is common practice for government regulatory agencies to define a series of parameters representative of physical, chemical, biological, hydrometeorological and hydromorphological conditions, through monitoring stations along a river at regular intervals (Pinto *et al.*, 2013).

Assessing environmental water quality controls requires the compilation of many datasets across wide regions and over time into an integrated database (Soprano *et al.*, 2017). Therefore, it is important to use methods that analyze spatiotemporal trends in water quality and identify the factors that affect this quality (Gu *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2009; Su *et al.*, 2011; Behmel, *et al.*, 2016; Shoda, 2019). The application of multivariate statistical techniques is very useful for the interpretation of complex data matrices from studies of water quality and ecological status of ecosystems. It also allows the

interpretation of possible factors that influence aquatic systems and provides a valid tool for management and management of water resources, both in quality and quantity (Muangthong, & Shrestha, 2015; Ruzdjak & Ruzdjak, 2015; Phung *et al.*, 2015; Calazans *et al.*, 2018; Barra Rocha & Pereira, 2016; Diamantini *et al.*, 2018; Zeinalzadeha & Rezaeib, 2017, Xu *et al.*, 2019; Zheng & Wang; 2016; Ling *et al.*, 2017). Principal component analysis is a multivariate analysis technique that allows gathering a large number of variables and establishing possible patterns (Silva, 2016).

This study performed an analysis of temporal and spatial gradients of water quality and reservoir dynamics, with a wide range of water level variation. The Principal Component Analysis (Multivariate Analysis Technique) was the method used to identify the most relevant parameters for monitoring and understanding ecosystem dynamics.

2.2. MATERIAL AND METHODS

2.2.1. Description of the Study Area

The watershed of the Pelotas River, up to the Barra Grande HPP implantation site, drains a territorial extension of approximately 13,000 km². The main tributaries that directly contribute to the reservoir are, on the right bank, the Pelotinhas and Vacas Gordas Rivers and, on the left bank, the Santana and Socorro Rivers. The Pelotas River and its tributaries, in the site of the project, generally present a great slope and very deep, narrow and deep valleys, draining areas of thin soil and low permeability. Such characteristics define a fluvial regime strictly linked to the pluvial regime, resulting in daily flushes, with great variability (Engevix, 1998).

The Barra Grande HPP reservoir has 92 km² of flooded area and approximately 5,000x10⁶ m³ of accumulated volume at the maximum normal level. The dam has a maximum depth of 185m and an average of 100m. The altitude of the maximum operational level is 647.00m; the maximum elevation: 650.14m; and the minimum operating quota: 617.00m. The maximum depletion foreseen by the operation at the water level is 30m (Engevix, 1998). The location is presented in Figure 7.

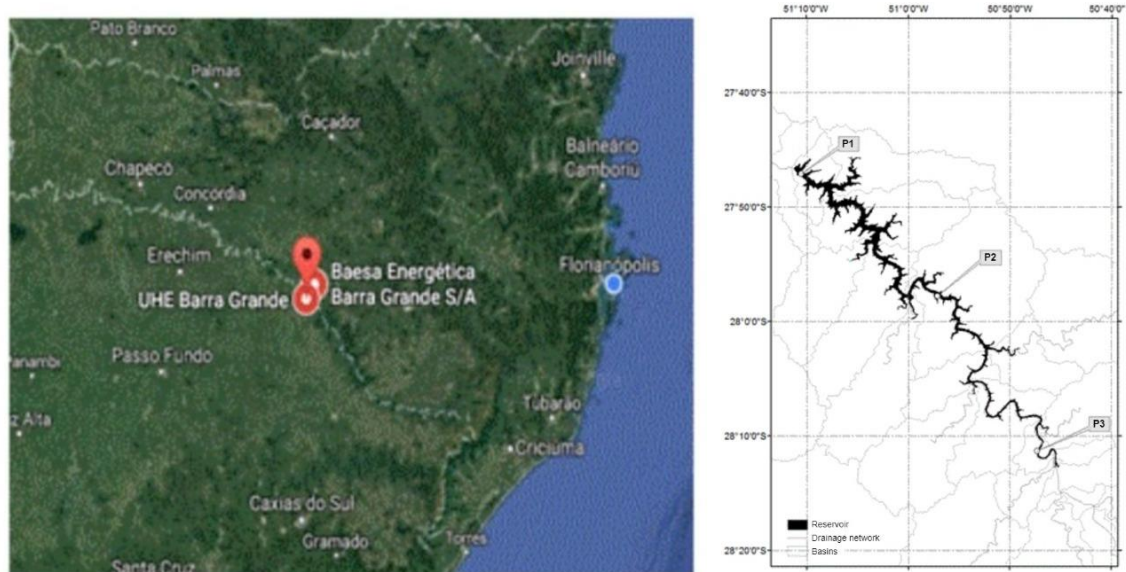


Figure 7. Location of the Barra Grande HPP reservoir and sampling points.

Source: from the author (2022)

The region where the Barra Grande HPP is located has a predominance of rural occupation, with no significant polluting loads of industrial origin. Agriculture without proper soil management allows erosion to start, increasing water turbidity (Engevix 1998). At the time of the project's implementation, there were no significant sources of pollution in the Pelotas River basin (Socioambiental, 2002). It was identified that the few and small polluting sources are located almost entirely near the headquarters of the municipalities, having a long journey until the pollutants reach the reservoir (Engevix, 1998).

2.2.2. Experimental and Sampling Design

In this work, data from the period from november 2005 to December 2012 were used, period when the reservoir was operational. The periodicity of the collections is monthly, making a total of 285 samples analyzed in this period.

Sampling was carried out at three points in the reservoir, one more upstream (P3), which includes contributions from the tributaries forming the head of the reservoir, one point in the central region (P2), which covers contributions from the tributaries forming the central part of the reservoir and another close to the dam (P1), which covers all contributions received by the Pelotas River. At each sampling point, water samples were collected on the sub-surface and bottom. On the sub-surface the samples were collected up to 70 cm deep and at the bottom up to 100 meters deep (P1 point). The identification, description

and coordinates of the points are shown in Table 2 and in Figure 7. The methodology analysis is shown in Table 3.

Table 2. Description and coordinates of the sampling points for the analysis of the water quality of the Barra Grande HPP reservoir, SC

Local	Coordenates	
	Lat	Long
P1	50° 47' 19" O	28° 11' 20" S
P2	50° 57' 06" O	27° 57' 47" S
P3	51° 10' 31" O	27° 47' 05" S

Source: from the author (2022)

Table 3. Variables analyzed and respective units, quality standards defined in the legislation and methods of analysis.

Parâmetro	Unit	Class 2 quality standard Res. CONAMA 357/2005	Metod
Clorofila a	µg/L ⁻¹	30	CETESB L5.306
Eletric Conductivity	µS.cm ⁻¹	No comparative	SMEWW 21st 2510 B
Total Phosphorus	mg/L ⁻¹	Intermediate environment: 50µg/L; lentic: 30µg/L; lotic: 10µg/L	NBR 12772 / 1992
Total Nitrogen	mg/L ⁻¹	≤1,27(lentic); ≤2,18 (lotic)	NBR 10560
pH	-	6,0 - 9,0	SMEWW 21st 4500-H ⁺ B
total Sólids	mg/L ⁻¹	No comparative	SMEWW 2540 B
Turbidity	NTU	100	SMEWW 21st 2130 B
Dissolved Oxigen	mg/L ⁻¹	5,00	Standard Methods O C
Secchi Transparency	m	No comparative	-
Water temperature	°C	No comparative	-

Source: from the author (2022)

To assess the existence of possible temporal and spatial gradients in the water quality dynamics of the Barra Grande HPP reservoir, from the monitoring carried out by the company, the main variables were defined to characterize the water quality, in this way, was analyzed eleven water quality variables in the sub-surface samples, namely: chlorophyll-a, electrical conductivity, total phosphorus, total nitrogen, pH, total solids, turbidity, Secchi transparency, water temperature and dissolved oxygen. The residence time was obtained by the ratio between the total volume of the reservoir (m³) and the affluent flow (m³/s). The samples were collected at the sub-surface, middle and bottom, and the depth measurements at each point varied or according to the depth of the point (the bottom at the P1 point was 100 meters, at the P2 point it was 50 meters and at the

P1 10 meters). For background samples, a total of nine variables were analyzed, excluding only chlorophyll-a and Secchi transparency from the variables mentioned above. Table 2 presents the variables analyzed, with the respective units, quality standards defined in the legislation and the methods of analysis.

The variables water temperature, dissolved oxygen, pH and electrical conductivity were measured on site, at the time of sample collection using a multiparameter probe YSI Model 6600. Secchi transparency was measured using the Secchi disk. Water samples were collected at the sampling points using Acrylic / Vertical / 5L Van Dorn Bottle, both for the sub-surface and bottom samples. The collection of samples was punctual, that is, it was carried out in a single sample taking, at a certain moment, to carry out all determinations and tests (BRASIL - ANA; CETESB, 2011). In order to evaluate possible stratification in the system, the temperature was measured at the intermediate depth of the reservoir (50% of the total depth), in addition to surface and bottom measurements, at the three sample points.

2.2.3. Measurements of affluent flow and reservoir level

The water level in the reservoir is measured every hour at a station located near the dam. From the level data it is possible to obtain the volume stored in the reservoir through the hypsometric curve. The affluent flow rates are estimated by a reverse water balance, since the difference in volume, the flow rates, the precipitated and evaporated volumes are known every hour. The level data and affluent flow are transmitted to the web service of the National Water Agency (ANA).

2.2.4. Spatio-temporal analysis of water quality

To identify and compare possible spatial and temporal gradients of abiotic variables, univariate and multivariate statistical analyzes were used. To analyze spatial and temporal trends, analysis of variance (ANOVA two way) was used, the factors used in the analysis were the collection site in the reservoir and the season, both fixed, representing the space and time factors, respectively.

Principal Component Analysis (PCA) was used to order the variables and describe potential spatial and temporal gradients, with data logarithmization ($\log x + 1$) and use of the PC-ORD software, version 5.0 (McCune; Mefford, 2006). For the temporal analysis, the data were classified into two periods: (a) from December to March, covering summer and autumn; and (b) from April to November, covering winter and spring.

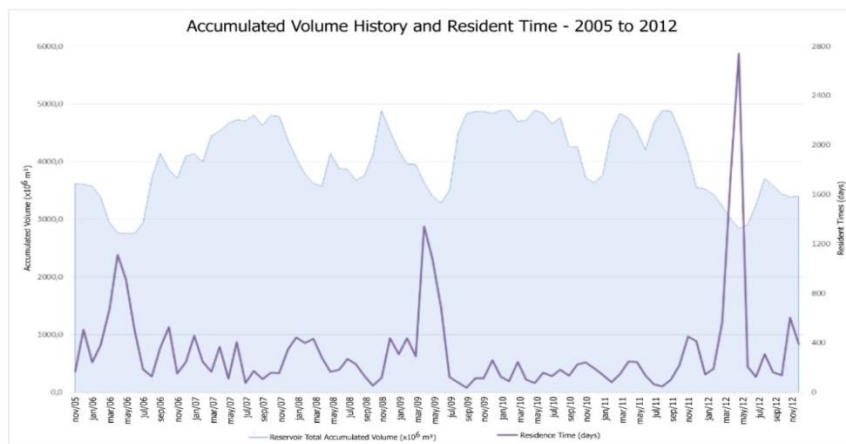
2.3. RESULTS AND DISCUSSION

2.3.1. Reservoir hydraulics

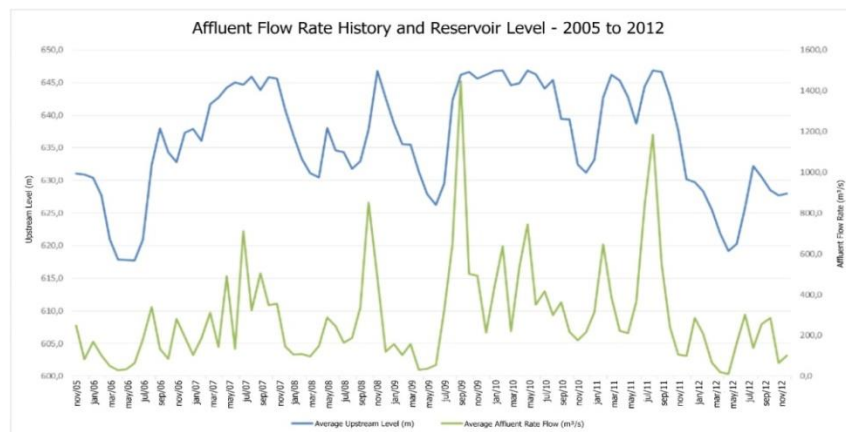
The level variation of the reservoir started with a value of 631.05 meters in November 2005, ranging from 617.7 meters in June 2006 to 646.8 meters in May 2010. The average monthly affluent flow of the reservoir varied between 12.0 m³/s in May 2012 to 1447.1 m³/s in September 2009, while residence time ranged from 38.7 days in September 2009 to 2739.6 days in May 2012 (Figure 8, a, b and c).

Analyzing the variation in the dynamics of influent flow and residence time over the years determined by analysis of variance, there seems to be no defined annual pattern. In a seven-year period, 3 peaks of residence time in the reservoir were observed, all in late autumn (May 2006, 2009 and 2012), when the reservoir volume was very low. Actually, if the volume was low the residence time should be high. Therefore, a reason for the high peak of residence time was the low inflow. The four wettest years had peaks of inflow (August 2007, 2008 and 2009 and May 2010 and August 2011).

a)



b)



c)

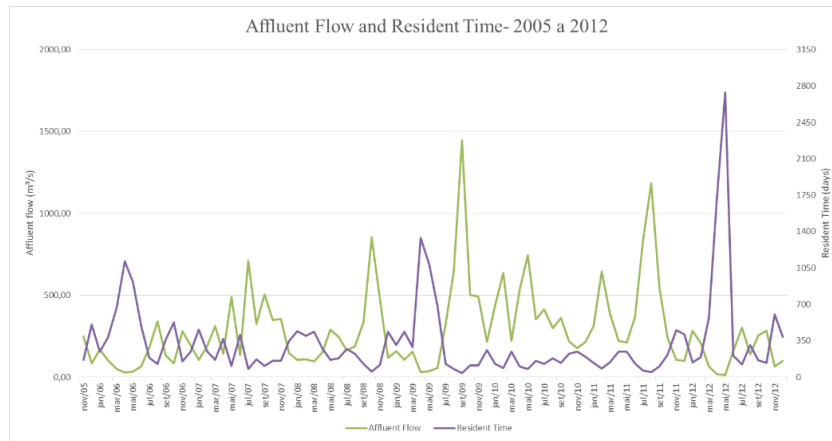


Figure 8 - Average monthly values of accumulated volume and residence time (a), affluent flow and level of reservoir amount in meters (b), affluent flow (m³ / s) and residence time in days (c) in the Barra Grande HPP reservoir, SC in the period between November 2005 and December 2012.

Source: from the author (2022)

2.3.2. Environmental quality parameters dynamics

Although there is no well-marked seasonal or annual pattern, in extremes flow, such happen in autumn some years, we observe that the turbidity, transparency, conductivity and total solids vary significantly. The increase of residence time reduces these variables and increase chlorophyll and total phosphorus (Tables 4 and 5). There seems to be an influence on the cycling of solids and nutrients caused both by the flow and residence time, as well as by the mixing of the water column that occurs in winter. The great variation in the flow, allied to the operation of the reservoir, influences the water dynamics in a more complex way, where we can have a high outflow even with a low level and influent flow. The variation is constant and the environmental factors show this dynamic. Allied to this, the great depth, the recessed valleys, shallow soils and non-intensive use of the soil leave an oligotrophic situation.

According to Geraldés and George (2012), in deep “canyon”-type reservoirs, concentrations of total phosphorus are expected to be high during periods of greater precipitation and conductivity reduces during these periods, but many variations in environmental conditions are induced by other factors that vary subtly seasonally or inter-annually and regardless of rainfall intensity (Armengol *et al.*, 1999; Alvarez-Cobelas *et al.*, 2006; Marcé *et al.*, 2006; Naselli-Flores, 2011; Geraldés & George 2012).

On the other hand, according to Zanatae and Espíndola (2002), in “canyon”-type reservoirs, there is a degree of decay of the concentrations in the river-dam direction, where is observed a significant correlation in the dry period for phosphorus and

suspended material. And in the rainy season, nitrite and conductivity are correlated with the distance from the dam, which demonstrates the effect of precipitation and the operating mechanism of the dam, as well as the distinction between physical (sedimentation), chemical (oxidation) and biological (decomposition) processes) in the spatial heterogeneity of the system. Nutrients and solids entering the reservoir tend to settle close to the dam, but these mechanisms change this pattern, which can suspend the material or increase its decomposition or oxidation.

Table 4. Averages of the physicochemical variables of water quality sampled in the sub-surface of the Barra Grande HPP reservoir, with the general average in the reservoir, average by season and by collection point, at the P3, P2 and P1 points.

Variable	Reservoir				Season (media)				Colect point		
	Min	Max	Media	DP	spring	summer	autumn	winter	P3	P2	P1
Secchi Transparência (m)	0,21	4,17	1,62	0,46	1,17	1,78	2,08	1,52	1,15	1,79	1,92
Temperature (°C)	11,80	29,30	20,95	0,21	20,15	25,54	19,06	15,73	20,47	21,05	21,35
Dissolved Oxigen (mg/L ⁻¹)	2,92	11,73	7,45	0,18	7,42	7,39	7,25	7,66	7,33	7,42	7,60
Conductivity (µS.cm ⁻¹)	2,70	96,50	31,66	0,39	27,50	36,07	36,83	27,94	30,60	32,95	31,44
pH	4,61	9,87	7,32	0,09	7,37	7,18	7,08	7,52	7,36	7,24	7,34
Clorofil a (µg/L ⁻¹)	0,50	46,48	2,38	2,01	1,69	2,30	1,93	3,53	1,43	2,85	2,74
Total Nitrogen (mg/L ⁻¹)	0,01	3,12	0,40	0,74	0,44	0,38	0,42	0,37	0,38	0,41	0,41
Total Phosporus (mg/L ⁻¹)	9,00	81,00	29,46	0,56	30,24	28,06	30,87	31,11	30,63	27,59	29,23
Turbidity (UNT)	0,96	54,70	7,24	1,16	4,51	12,91	10,00	4,24	11,13	5,58	4,27
Total Solids (mg/L ⁻¹)	10,00	90,00	45,81	0,38	49,43	47,41	47,48	39,65	49,08	44,62	44,14
Residence time (days)	38,00	2739,00	309,62	1,27	257,43	210,76	290,17	573,56	315,39	315,39	315,39

Source: from the author (2022)

Table 5. Averages of the physical-chemical variables of water quality sampled at the bottom of the Barra Grande reservoir, with the general average in the reservoir, average by season and by collection point, at the PCA, PCE and PAC points

Variable	Reservoir				Season				Points		
	Min	Max	Media	DP	spring	summer	autumn	winter	P3	P2	P1
Temperature (°C)	7,48	24,50	14,19	0,24	13,7	15,6	14,8	12,3	12,39	17,71	12,47
Dissolved Oxigen (mg/L)	0,00	9,69	2,39	1,1	2,17	2,05	2,38	2,91	0,53	5,56	1,09
Conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	6,10	163,80	49,05	0,58	38,73	42,19	56,33	54,78	62,59	32,89	48,68
pH	5,02	8,91	7,048	0,1	7,06	7	6,98	6,89	6,93	7,25	6,97
Total Nitrogen (mg/L)	0,03	3,32	0,53	0,68	0,47	0,6	0,49	0,56	0,58	0,44	0,57
Total Phosporus (mg/L)	9,00	99,00	54,70	0,52	46,91	56,93	57,04	57,31	74,65	40,01	49,44
Turbidity (NTU)	2,40	101,00	18,09	0,71	17,45	16,69	18,12	19,5	17,64	17,76	18,85
Total Solids (mg/L)	19,00	198,00	62,49	0,43	62,48	61,74	62,46	60,96	65,96	61,76	59,72
Residence time (days)	38	2739	312	1,26	201	289	574	195	312,07	312,07	312,07

Source: from the author (2022)

The residence time, chlorophyll a, pH and dissolved oxygen variables showed increased values in the autumn/winter period, the transparency Secchi showed an increase in summer and turbidity in autumn, as expected, given the inflows obtained. The transparency increased at the upstream and downstream sampling points in the reservoir as it approached the dam, promoting the decantation of solids (see Tables 3 and 4).

On the surface, the analysis showed greater similarity of data between the P2 and P1 points, that is, the effectively lentic portions of the system, being discriminated from the P3 point, which corresponds to the Pelotas River, in the stretch that covers the contributions of the tributaries that form the headwater of the reservoir, representing the lotic fraction of the system. In all analyses, both by point and together, it was possible to observe the importance of variables: turbidity, Secchi transparency, residence time and temperature, showing two trends. First, a temporal gradient in the system, grouping the sampling units according to temperature (cold months and hot months) and second, a spatial gradient, distinguishing the upstream and downstream sections of the system, through greater similarity between the points that cover the central part of the reservoir (P2) and the region close to the dam (P1), possibly related to the circulation, sedimentation and resuspension processes (variables turbidity, Secchi transparency, residence time).

2.3.3. Time and space gradients in water quality

It was identified that the temporal gradient prevails for sub-surface and bottom samplings and spatial variation was especially significant for bottom samplings. Tables 6 and 7, respectively, show the results of the analysis of variance (two-way Anova) for sub-surface and bottom sampling.

The differences observed in the variance between sampling points and seasons, show spatial and seasonal differences in the dynamics of the reservoir's surface water, which, in the autumn, showed less water flow and more transparent waters. In the months of greater fluency and temperature was observed greater turbidity and pH. Therefore, in the gradient along the reservoir towards the dam, there is an increase in nutrients in the aquatic environment.

Table 6. Analysis of variance (Anova two way) for sub-surface sampling in the Barra Grande reservoir.

Variable	Espacial variation	Temporal variation
----------	--------------------	--------------------

Water		
temperature	0,281	< 0,001
Dissolved Oxigen	0,647	0,246
Conductivity	0,586	< 0,001
pH	0,613	0,001
Total Nitrogen	0,902	0,490
Total Phosphor	0,631	0,542
Turbidity	< 0,001	< 0,001
Total solids	0,244	0,146
Residence time	-	0,001
Transparency		
Secchi	0,457	< 0,001
Clorofil a	0,138	0,512

Source: from the author (2022)

Table 7. Analysis of variance (Anova two way) for background sampling in the Barra Grande UHE reservoir.

Variable	Espacial variation	Temporal variation
Water temperature	< 0,001	< 0,001
Oxigênio dissolvido	< 0,001	0,039
Conductivity	< 0,001	0,016
pH	0,063	0,628
Total Nitrogen	0,054	0,282
Total Phosphor	< 0,001	0,190
Turbidy	0,780	0,356
Total Solids	0,174	0,978
Residence time	-	0,001

Source: from the author (2022)

The water course in the reservoir guides the annual cycle of the longitudinal pattern of circulation in deep “canyon” reservoirs. Temperature, dissolved oxygen and influx conductivity are the main factors that describe these processes, but the efficiency of this system depends on the loads and concentration of nutrients in the reservoir, sedimentation rates, biological activity and water flow. The flow of water in the reservoir, flowing at the bottom (underflow), middle (interflow) or upper layers (overflow) greatly influences the degree of mixing between the water of the river and the reservoir. (Armengol et al., 1999). We observed that the reservoir system can allow underflow to occur in winter when there is a mixture of the water layer and then alters the mechanisms of decantation, resuspension of nutrients and materials. Furthermore, the horizontal extension of a zone varies from reservoir to reservoir and depends mainly on morphometry, water retention time, thermal stratification, season of the year and geographic location. In temperate regions, during the summer, the reservoir can be considered as a river zone if it has a retention time of less than 10 days (Dos Santos, 2003).

The observed gradient seems to be related to the distribution of the values of the main variables (turbidity, Secchi transparency and residence time). Similar values for these variables observed in this study were found by other studies (Smith *et al.*, 2014; Bezerra *et al.*, 2014). Longitudinal heterogeneity was also observed to be influenced by flow and precipitation (Deng *et al.*, 2018). Dai *et al.* (2013) also observed the influence of an additional current close to the dam due to the effluent flow. Reservoir operation can influence water quality at times of lower flow and longer residence time (Rossel & De La Fuente, 2015). In this study, a large variation in level, flow and residence time during the study period was observed. As the operation can affect the quality of the water in the reservoir, especially at the time of lower flow and longer residence time, the management of this reservoir operation should be based on knowledge of the system dynamics and reservoir gradients, whenever there are threats to water quality. Adjustments in the effluent flow intensity, in order to reduce the reservoir level and the residence time in these critical events can be efficient ways to avoid undesirable plankton proliferation events (Rossel & De La Fuente, 2015; Salusso & Moraña, 2018).

With this information in hand, the analysis of historical series generated in monitoring programs can reveal trends in the rise or fall of quality parameters and similarities between different locations in the reservoir. These results can often point to an optimization of the proposed monitoring network and, consequently, a reduction in costs associated with monitoring programs (Barbosa, 2015).

Different patterns associated with spatial and temporal variations are observed, depending on the variables and the period considered (Hajigholizadeh & Melesse, 2017). The results of the water quality variables observed in this study show the existence of a seasonal gradient, as observed by Rodrigues *et al.* (2018). Also is observed a zoning along its longitudinal axis (Dai *et al.*, 2013; Lindim *et al.*, 2011; Muangthong & Shrestha, 2015. Ibarra & De La Fuente; Contreras, 2015; Barakat *et al.*, 2016). On the shallow reservoirs surface, the gradient is especially related to processes of circulation, sedimentation and resuspension (Muangthong & Shrestha, 2015, Rossel & De La Fuente, 2015). In the depth reservoirs, a big deep prevents resuspension mechanisms influence over surface, but the operation, where water is captured at 30m depth, may have influence in water dynamic, because it seems that plant operation difficult the mixing in the deepest zone. The flow of water in the reservoir in the lower (underflow), intermediate (interflow) or upper (overflow) layers greatly influences the degree of mixing in reservoir (Jing *et al.*, 2020; Ramaswamy & Saleh 2020; Yoshioka & Yoshioka 2019).

A spatial effect observed in this work highlights the initial portion of the reservoir, where surface water carries more non-biogenic solids in suspension and at the bottom the water has more phosphorus solids in the water column. We observed higher turbidity and total solids values in the initial portion of reservoir, which is in agreement with what was observed by Bezerra; Becker; Mattos (2014). Likewise, Lindim *et al.* (2011) identified the gradient in the reservoir, where the lotic initial portion behaves like a river and receives greater input of nutrients and the lentic portion can be considered a deep and stratified non-eutrophic lake. This gradient was also observed by Muangthong and Shrestha (2015), in three stretches in the reservoirs, high, medium and low.

The differences observed in the variance between the sampling points and seasons of the year show spatial and seasonal variations in the dynamics of the reservoir surface water, which, in autumn, had lower water flow and more transparent water, with higher turbidity and pH in the months of greater fluency and temperature. Therefore, in the gradient along the reservoir towards the dam, we have an increase in nutrients and light in the aquatic environment at the surface.

2.3.4. Thermal and oxygen stratification and dynamics in the reservoir

At the upstream point of the reservoir, the occurrence of thermal stratification was not identified (Figure 9), the mixing condition remaining all the time. At the P2 point, the central portion of the reservoir, similarity of temperature values was identified between the surface and the intermediate depth of the reservoir, with mixing being observed in a few events, such as in July 2007 and April 2013. At point P1, near the dam, the occurrence of thermocline in the transition from the intermediate depth towards the bottom of the reservoir was shown (Figure 9). Finally, at the P1 point, the closest point to the dam, a similarity of temperature values was identified between the intermediate depth and the bottom of the reservoir. However, as in the P2 point, the occurrence of thermocline was observed, but in the transition from the superficial and intermediate depths and the bottom of the reservoir, associated with the greater depth of the system (Figure 4).

In the joint analysis of temperature and dissolved oxygen on the surface of the P3, P2 and P1 points, the differences in temperature or oxygen gradient was identified (Figure 4). In the combined analysis of temperature and dissolved oxygen at the bottom depth of the P3, P2 and P1 points, the separation of the P3 point (initial portion of the reservoir) from the other fractions of the system was identified, and effective stratification of both temperature and oxygen at both the P2 and P1 point. (Figure 10).

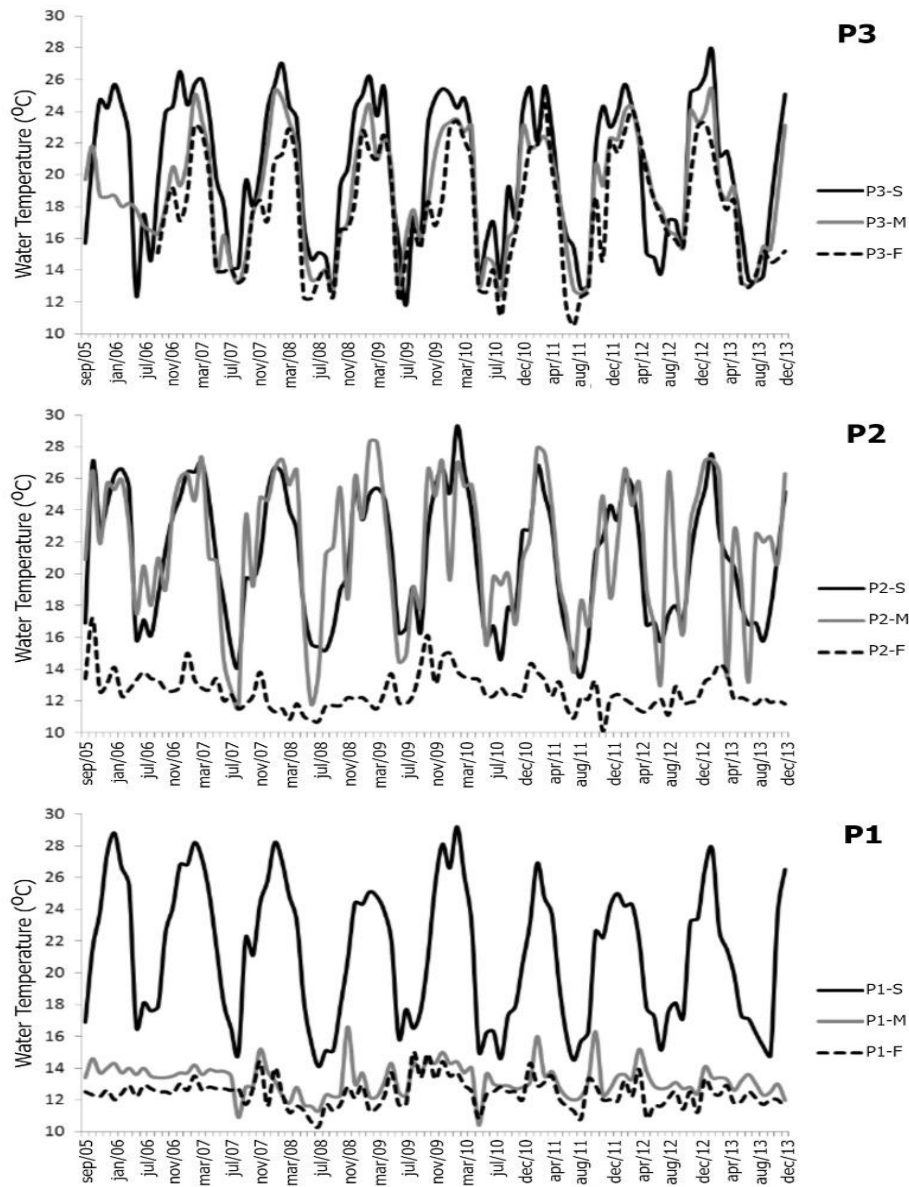
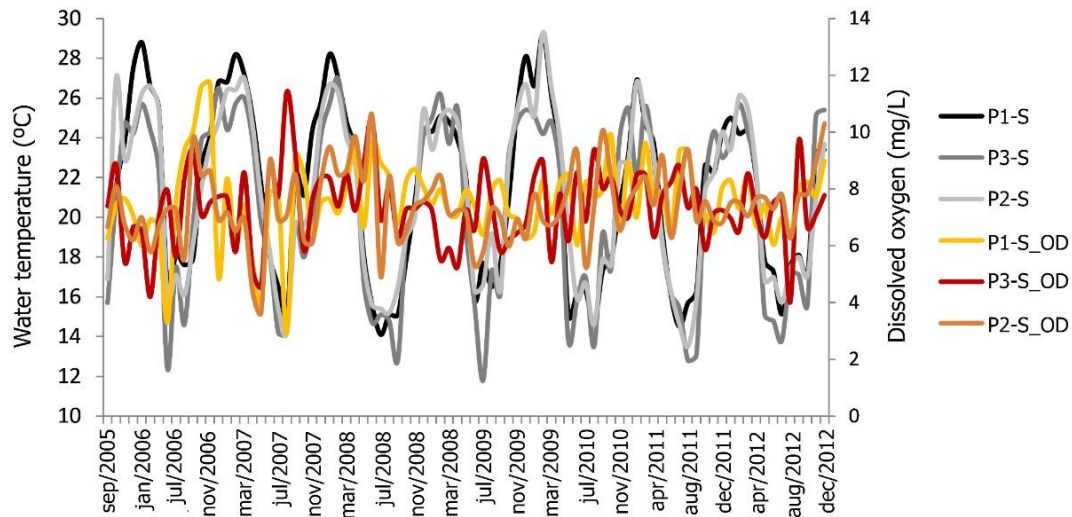


Figure 9. Temperature variation at the P3, P2 and P1 points in the Barra Grande hydroelectric plant reservoir, considering the period from September 2005 to December 2013, at the surface, middle and bottom depths.

Source: from the author (2022)

a)



b)

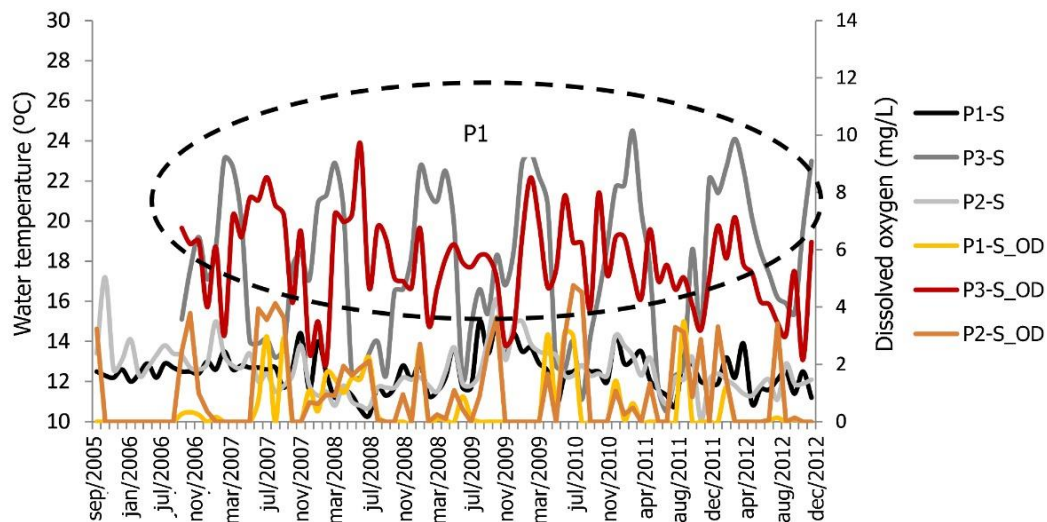


Figure 10. Variation of temperature and dissolved oxygen at the P3, P2 and P1 points in the Barra Grande plant reservoir, considering the period from September 2005 to December 2013 in the surface (a) and bottom (b) depths.

Source: from the author (2022)

It was observed that in sub-surface samplings only turbidity had a significant spatial and temporal effect ($p < 0.001$). The temporal effect was significant for the variables temperature ($p < 0.001$), Secchi transparency ($p < 0.001$), conductivity ($p < 0.001$), pH ($p < 0.001$), turbidity ($p < 0.001$) and residence time ($p < 0.001$).

For the background samples, the variables that showed a significant spatial effect were temperature ($p < 0.001$), dissolved oxygen ($p < 0.001$) and conductivity ($p < 0.001$); together with a significant temporal effect: temperature ($p < 0.001$), dissolved oxygen ($p < 0.001$)

and conductivity ($p < 0.001$). Total phosphorus had only a spatially significant effect ($p < 0.001$) while residence time had only a temporally significant effect ($p < 0.001$).

In terms of system functioning, the analysis of variance indicated that the turbidity values in the sub-surface demonstrate a statistically significant spatial difference. The temporal effect was more prominent in the variables temperature, Secchi transparency and turbidity. In the background samples, this gradient between the headwater and the point in the reservoir dam was evidenced for the variables dissolved oxygen, total phosphorus, total nitrogen, electrical conductivity and temperature. Oxygen and temperature have a significant effect both spatially and temporally, given the greater depth near the dam.

In the shallower region of the reservoir (P3), the mixture of the entire water column was observed in the absence of significant temperature variation, unlike in the median regions of the reservoir, where there is medium depth, and the regions close to the dam (P2 and P1) where there is a stratification pattern of temperature and oxygen. This thermal structure and the location of the thermocline can be influenced by the height of the water intake at the plant and the water level in relation to this intake (Ibarra *et al.*, 2015). Our results also corroborate what was observed by Lindim *et al.* (2011), with stratification for most of the year, where heat exchange and vertical circulation are difficult. In the driest season there is a break in stratification due to water flow (Lindim *et al.*, 2011). Deep reservoirs in the Midwest of China do not present stable thermal stratification during the year, only in late spring and summer a weak stratification can appear due to temperature change (Dai *et al.*, 2012), because the absence or the low temperature variation in the water body facilitates mixing of the entire water column (Olden & Naiman, 2010; Papadimitrakis, 2011; Dai *et al.*, 2012). We observed that, at the extremes of low flow, the values of turbidity, transparency, conductivity and total solids vary significantly, as there seems to be an effect both from the low flow and high residence time, as well as from the mixing of the water column that occurs in winter, on the cycling of solids and nutrients, which may explain this variation observed by Dai *et al.*, (2012) and our results.

2.3.5. Trends in sub-surface water quality

In Figure 11, Principal Component Analysis by point in sub-surface sampling, showed that at the P3 point, the first two components explained 38.5% of the data variability (axis 1 = 26.7% and axis 2 = 11.8%) ($p < 0.001$). The most important variables in the ordering of axis 1 were turbidity (-0.90), Secchi transparency (0.79), residence time (0.72) and temperature (0.65). In ordering axis 2, the most representative variables were pH (0.78)

and total phosphorus (0.61). At the P2 point, the PCA explained 40.1% of the data variability in axes 1 and 2 (axis 1 = 24.3% and axis 2 = 15.8%) ($p < 0.001$). The most important variables in the ordering of axis 1 were turbidity (-0.87), Secchi transparency (0.79), temperature (0.69) and residence time (0.60). In ordering axis 2, the most representative variables were pH (0.75), chlorophyll (0.72) and dissolved oxygen (0.54). In the P1 point, the PCA explained 38.0% of the data variability in axes 1 and 2 (axis 1 = 21.6% and axis 2 = 16.4%) ($p = 0.001$). The most important variables in the ordering of axis 1 were Secchi transparency (0.83), turbidity (-0.83) and dissolved oxygen (-0.52). In ordering axis 2, the most representative variables were pH (-0.73), temperature (-0.67) and residence time (-0.50).

In the joint analysis of the three sampling points, P3 explained 37.0% of the variability of the data in axes 1 and 2 (axis 1 = 23.3% and axis 2 = 13.7%) ($p < 0.001$). The most important variables in the ordering of axis 1 were turbidity (-0.89), Secchi transparency (0.83), temperature (0.63) and residence time (0.58). In the order of axis 2, the most representative variables were pH (0.79), chlorophyll (0.56) and dissolved oxygen (0.53) (Figure 5).

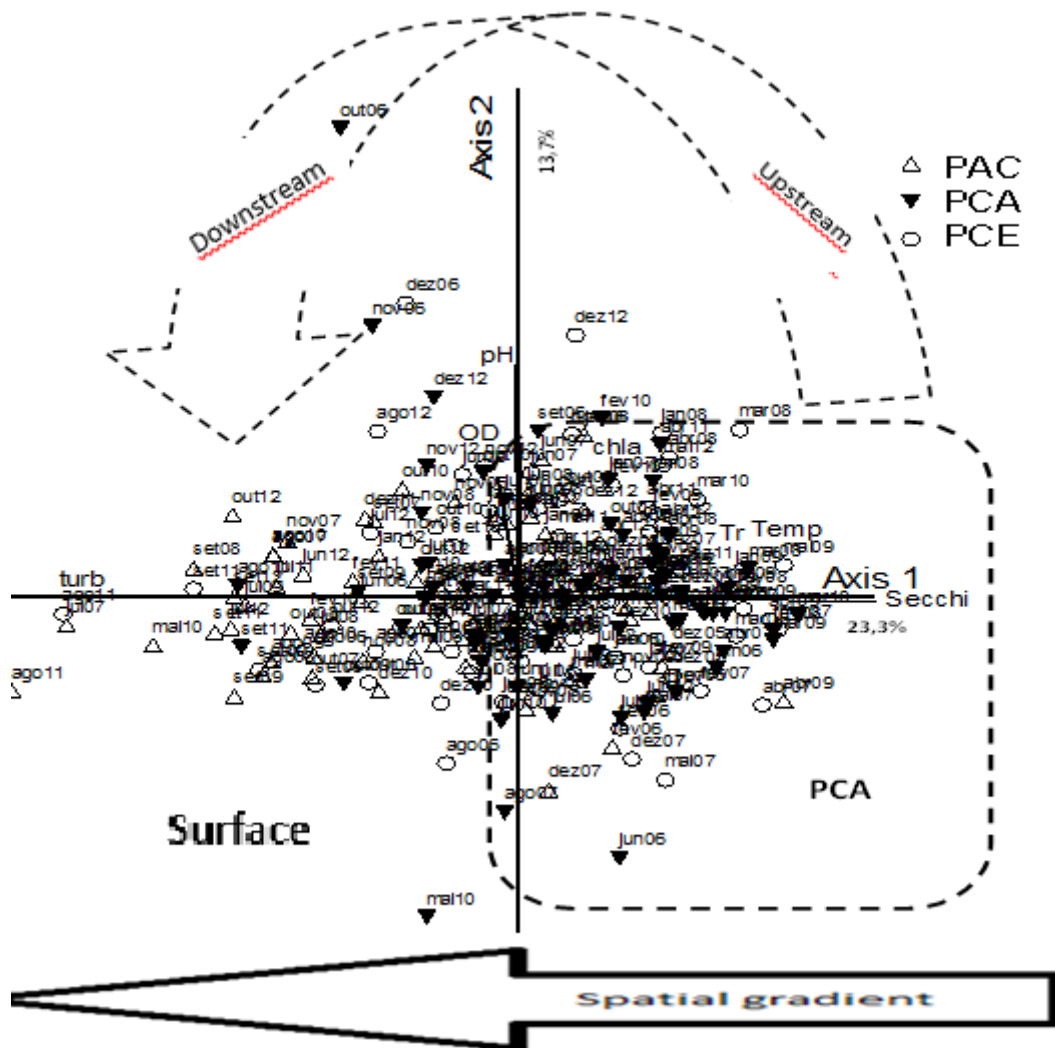


Figure 11. Results of the principal component analysis (PCA) applied to the environmental variables together at the P3, P2 and P1 points, on the surface of the Barra Grande reservoir, SC, which correspond, respectively, to the region of the tributaries forming the head of the Barra reservoir; the section of contributions from the tributaries forming the central part of Reservoir and the section near the dam. Turbidity = turb, Transparency Secchi = Secchi, Residence time = Tr, temperature = temp.
Source: from the author (2022)

2.3.6. Trends in Bottom Water Quality

In Figure 12, for the background samples, the principal component analyzes per point showed that at the P3 point, the P3 explained 42.9% of the data variability in axes 1 and 2 (axis 1 = 24.4% and axis 2 = 18.5 %) ($p = 0.01$). The most important variables in the ordering of axis 1 were turbidity (0.83), total solids (0.66) and total phosphorus (0.63). In the order of axis 2, the most representative variables were temperature (0.76) and conductivity (0.68). At the P2 point, P3 explained 37.6% of the variability of the data in axes 1 and 2 (axis 1 = 22.0% and axis 2 = 15.6%) ($p < 0.01$). The most important

variables in the ordering of axis 1 were total solids (0.68), turbidity (0.65) and conductivity (0.64). In the order of axis 2, the most representative variables were pH (-0.61) and residence time (-0.59). At the P1 point, P3 explained 39.7% of the variability of the data in axes 1 and 2 (axis 1 = 23.0% and axis 2 = 16.7%) ($p < 0.01$). The most important variables in the ordering of axis 1 were turbidity (0.72), conductivity (0.72) and total nitrogen (0.61). In the order of axis 2, the most representative variables were pH (0.70) and dissolved oxygen (-0.69).

In the joint analysis of the three sampling points, the P3 explained 42.9% of the variability of the data in axes 1 and 2 (axis 1 = 27.7% and axis 2 = 15.2%) ($p = 0.001$). The most important variables in the ordering of axis 1 were dissolved oxygen (-0.72), temperature (-0.63), total phosphorus (0.66) and conductivity (0.62). In the order of axis 2, the most representative variables were turbidity (0.70) and total solids (0.70) (Figure 5). The joint analysis of the background points also showed greater similarity of the variables between the P2 and P1 points, differently from the P3 point.

The results of this study indicate that the use of multivariate statistical analysis methods allows the information to be used to optimize management programs. Thus, from a monitoring program using more than 60 parameters that had been carried out in the reservoir, the definition of 11 monitoring parameters in this study was sufficient to characterize the dynamics of water quality in the reservoir. Similar conclusions were observed in monitoring after multivariate statistical analysis, it was concluded that it was necessary to optimize the number of collection stations and use only four stations and nine water quality parameters, with tests in three specific months of the year (Chounlamany *et al.*, 2017). With the multivariate analysis, parameters that did not show variance were eliminated (Barra Rocha & Pereira, 2016). Likewise, through cluster analysis, it was defined that the number of three stations and nine monitoring parameters would be sufficient to determine water quality (Xiao *et al.*, 2016)

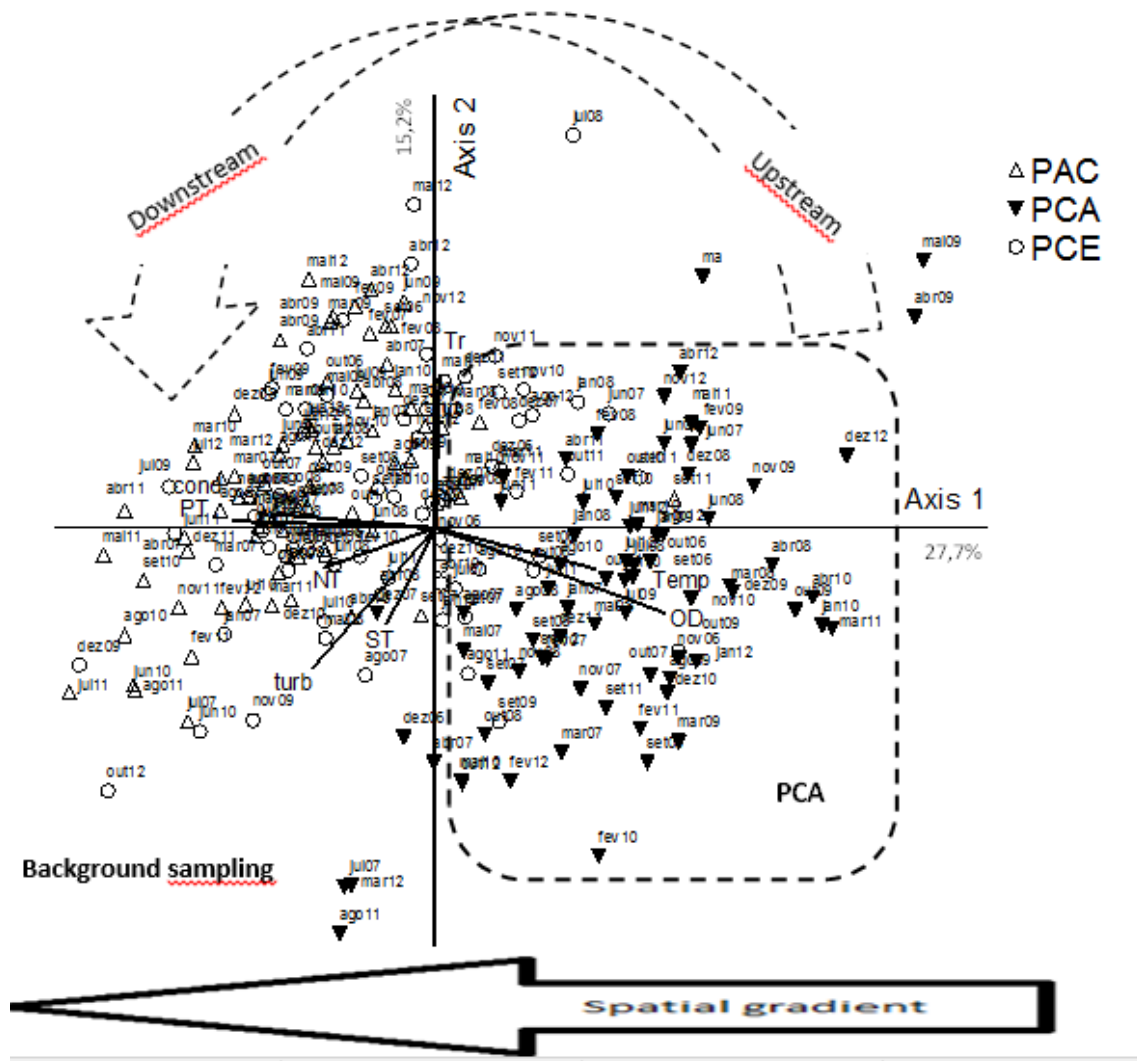


Figura 12. Results of the principal component analysis (PCA) applied to the environmental variables at the points P3_fundo, P2_fundo and P1_fundo, which correspond, respectively, to the region of the tributaries forming the head of the Reservoir; the section of contributions from the tributaries forming the central part of the Reservoir and the section near the dam. Turbidity = turb, Total Solids = ST, Dissolved Oxygen = OD, temperature = temp.

Source: from the author (2022)

Muangthong and Shrestha, (2015), through discriminant analysis, concluded by reducing from sixteen to eight parameters and using the Cluster analysis technique. However, reducing the number of sampling stations and the associated costs depends on the objectives of the monitoring program (Zhang *et al.*, 2011. Muangthong & Shrestha, 2015). Tripathi and Singal (2019), through Principal Component Analysis (PCA) indicated the reduction of parameters number from 28 to 9, to make monitoring more viable and economical, as it allows to drastically reduce the time, effort and cost necessary for monitoring a large number of parameters. Using PCA takes variation

across the entire dataset and projects it into new dimensions, reducing the number of parameters but maintaining maximum variation.

The optimization of water quality monitoring in reservoirs, through reducing the number of parameters, allows for reduction of resources, costs and risks of monitoring efforts, through better targeting of actions, which makes all the data generated to be used effectively as information for the management of water resources. However, these actions can only be adopted efficiently from a broad knowledge of the environmental factors involved in the system. This way, management actions become more focused on really relevant issues, factors and events, without wasting time, human and financial resources.

2.4. CONCLUSION

The variables turbidity, total solids, total phosphorus, conductivity and temperature have great importance in water quality of the reservoir and showed trends, both in sub-surface and bottom sampling, as drives of temporal gradient in the system, of according to temperature (cold months and hot months), and a spatial gradient, distinguishing the upstream and downstream sections of the system.

The use of multivariate statistical analysis methods allows the information to be used to optimize monitoring and management programs, as it helps in the interpretation of complex data matrices for a better understanding of water quality and the optimization of monitoring, in order to reduce efforts and costs and optimize the execution of programs and the use of the information generated.

In This deep “canyon” reservoir, there are different patterns due to the lack of regularity in water flow and reservoir dynamics and is so difficult to predict conditions of water quality. For this reason, it is very important to adopt methodologies that optimize monitoring efforts and efficiently prioritize actions. However it must be done from a base of information and knowledge about the environment.

2.5. ACKNOWLEDGES

This work was financed by the R&D project ANEEL No: 3936-1312/2012, jointly by Energética Barra Grande (Baesa) and Campos Novos Energia (Enercan), to whom we would like to thank the availability of data, information and resources.

2.6. REFERÊNCIAS

- Allawi, M. F., Jaafar, O., Mohamad Hamzah, F., Koting, S. B., Mohd, N. S. B., & El-Shafie, A. (2019). Forecasting hydrological parameters for reservoir system utilizing artificial intelligent models and exploring their influence on operation performance. *Knowledge-Based Systems*, 163, 907-926. <http://dx.doi.org/10.1016/j.knosys.2018.10.013>.
- Alvarez-Cobelas, M., Cirujano, S., Rojo, C., Rodrigo, MA., Piña, E., Rodríguez-Murillo, JC. & Montero, E. (2006). Effects of Changing Rainfall on the Limnology of a Mediterranean, Flowthrough-Seepage Chain of Lakes. *International Review of Hydrobiology*, vol. 91, p.466-482.<http://dx.doi.org/10.1002/iroh.200510836>
- Armengol, J., Garcia, JC., Comerma, M., Romero, M., Dolz, J., Roura, M., Han, BH., Vidal, A. & Šimek, K. (1999). Longitudinal processes in “canyon” type reservoirs: The case of Sau (N. E. Spain). In TUNDISI, JG. and STRAŠKRABA, M., orgs. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences. 585 p.
- Azadi, F, Ashofteh, P., Loáiciga, H. (2019). Reservoir Water-Quality Projections under Climate-Change Conditions. *Water Resources Management* 33(1) 401-421.
- Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J., Aghezzaf, B. & Slassi, M. (2016). Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(4) 284-292.
- Barbosa, T.B.C. (2015). Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais da Sub-bacia do rio Paracatu em função do Uso e Ocupação do Solo. (Tese de mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia.
- Barra Rocha, C. & Pereira, A. (2016). Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. *Revista Ambiente e Agua* 11(1) 176-187.
- Beghelli, F.G.S., Santos, A.C.A., Urso-Guimarães, M.V. & Calijuri, M.C. (2014). Spatial and temporal heterogeneity in a subtropical reservoir and their effects over the bentic macroinvertebrate community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 26, no 3, p. 306-317.
- Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R. & Rodriguez, M.J. (2016). Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Science of The Total Environment*. Vol. 571, 15, 1312-1329.

- Bezerra, A. F. M., Becker, V. & Mattos, A. (2014). Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Reservatórios do Semiárido Brasileiro. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Volume 19 n.2 –Abr/Jun, 67-76.
- ANA – Agência Nacional de Águas / CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2011). Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: Cetesb; Brasília: ANA.
- Calazans, G. M., Pinto, C. C., Da Costa, E. P., Perini, A. F. & Oliveira, S. C. (2018). The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* .190(8).
- Calijuri, M.L, Castro, J.S., Costa, L.S., Assemany, P.P. & Alves, J.E.M. (2015). Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed. *Environmental Earth Sciences* (2015) 74(6) 5373-5382.
- Casamitjana, X., Serra, T., Colomer J., Baserba C., & Pérez-Losada, J. (2003). Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. *Hydrobiologia* 504: 21–28.
- Chounlamany, V., Tanchuling, M. & Inoue, T. (2017). Spatial and temporal variation of water quality of a segment of Marikina River using multivariate statistical methods. *Water Science and Technology*-6-76.
- Dai, H., Mao, J., Jiang, D. & Wang, L. (2013). Longitudinal Hydrodynamic Characteristics in Reservoir Tributary Embayments and Effects on Algal Blooms. *Plos one*, Volume 8, Issue 7. July.
- Dai, L., Dai, H. & Jiang, D. (2012). Temporal and spatial variation of thermal structure in three gorges reservoir: a simulation approach. *Journal of Food, Agriculture & Environment* Vol.10 (2): 1174-1178.
- Deng, X., Xu, Y., Han, L, Song, S., XU, G. & Xiang, J. (2018). Spatial-temporal changes in the longitudinal functional connectivity of river systems in the Taihu Plain, China. *Journal of Hydrology* (2018) 566 846-859.
- Diamantini, E., Lutz, S.R., Mallucci, S., Majone, B., Merz, R. & Bellin, A. (2018). Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of the Total Environment* 612 49-62.
- Dos Santos, A.C.A. (2003). Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal de dois reservatórios com diferentes graus de trofia, no Estado de São Paulo. (Tese de Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental.

Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos.
Universidade de São Paulo.

- Engevix. (1998). UHE Barra Grande, Estudos de Impacto Ambiental – EIA/RIMA. Made available by the company.
- Geraldes, A. & George, C. (2012). Variações na limnologia de um reservatório profundo em períodos com diferentes padrões de precipitação. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24(4) 417-426
- Hajigholizadeh, M. & Melesse, A. M. (2017). Assortment and spatiotemporal analysis of surface water quality using cluster and discriminant analyses. *Catena* 151, 247–258.
- Ibarra, G., De La Fuente, A. & Contreras, M. (2015). Effects of hydropeaking on the hydro-dynamics of a stratified reservoir: the Rapel Reservoir case study. *J. Hydraul. Res.* 2015. Available in <http://dx.doi.org/10.1080/00221686.2015.1060271>. Accessed in feb, 2018.
- Jing Zhu, An Wenjie, Zhang Shanghong, Xia Zhongxi. (2020). Flood control ability of river-type reservoirs using stochastic flood simulation and dynamic capacity flood regulation. *J. Cleaner Prod*; 257, , 120809.
- Li, Y. Z., Hong, B.Y. & Qi, S.W. (2016). Application of multivariate statistical techniques in assessment of surface water quality in Second Songhua River basin, China. *Journal of Central South University*. Volume 23, Issue 5, pp 1040–1051.
- Lindim C., Pinho, J.L. & Vieira, J.M.P. (2011). Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. *Ecological Modelling*, 222 - 2485– 2494.
- Ling, T., Soo, C., Liew, J., Nyanti, L., Sim, S. & Grinang, J. (2017). Application of Multivariate Statistical Analysis in Evaluation of Surface River Water Quality of a Tropical River. *Journal of Chemistry*, Volume 2017. Article ID 5737452|<https://doi.org/10.1155/2017/5737452>.
- Liu W., Chen Q., Jiang D. (2011). The thermal structure of a typical “canyon” reservoir (SW: China). *International Symposium on Water Resource and Environmental Protection (ISWREP)*. 2011 . 3:2374-2377 May, 2011
- Magbanua, F.S., Mendozaa, N.Y.B., UY, C.J.C., Matthaei, C. D. & Ong Perry, S. (2015). Water physicochemistry and benthic macroinvertebrate communities in a tropical reservoir: The role of water level fluctuations and water depth. *Limnologica*, 55 13–20.
- Marcé, R., Moreno-Ostos, E., Ordóñez, J., Feijoó, C., Navarro, E., Caputo, L. and Armengol, J., 2006. Nutrient fluxes through boundaries in the hypolimnion of Sau

reservoir: expected patterns and unanticipated processes. *Limnetica*, vol. 25, p. 527-540.

- Mccune, B. & Mefford, M.J. (2006). PC-ORD, version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Desing, Glaneden Beach.
- Mello, F.M. (2013). A importância dos reservatórios formados por barragens. Comitê Brasileiro de Barragens. Newsletter CBDB – ARTIGO. 2013. Disponível em www.cbdb.org.br/site_antigo_2013/img/47artigo.pdf (consulta em 18/10/2020).
- Mirza, S.Z., Nadeem, M.S., Beg, M.A. & Malik, I. U. (2013). Spatial and temporal fluctuations in the physico-chemical limnology of Mangla Dam (Pakistan). *Pakistan J. Zool.*, vol 45 (3), pp 679-686.
- Morais, A. A. C. & Maia, A. G. (2021). Development of reservoir operation rules using seasonal climate forecasts. *RBRH*, Porto Alegre, v. 26, e19, 2021.
- Muangthong, S. & Shrestha, S. (2015). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environ Monit Assess*, 187: 548.
- Naselli-Flores, L., (2011). Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management. In ANSARI, AA., GILL, SS., LANZA, GR. and RAST, W., orgs. *Eutrophication: causes, consequences and control*. New York: Springer. 394 p
- Ogwueleka, T. (2015). Use of multivariate statistical techniques for the evaluation of temporal and spatial variations in water quality of the Kaduna River, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment-3-187*.
- Olden, J.D. & Naiman, R.J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55, 86–107.
- Papadimitrakis, I. (2011). Temporal and spatial scales of lake processes. Part 1: Physical and ecological scales, non-dimensional parameters and flow regimes. *Global Nest Journal*. Vol 13 No 4 pp339-353.
- Phung, D., Huang, C. & Rutherford S. (2015). Temporal and spatial assessment of river surface water quality using multivariate statistical techniques: a study in CanTho City, a Mekong Delta area. Vietnam. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, no. 5, article no. 229.
- Qin, Y., Hao, F., Zhang, D., Lang, Y., Wang, F. (2020). Accumulation of organic carbon in a large “canyon” reservoir in Karstic area, Southwest China. *Environmental Science and Pollution Research*. 27(20):25163-25172.

- Ramaswamy V, Saleh F. (2020). Ensemble based forecasting and optimization framework to optimize releases from water supply reservoirs for flood control. *Water Resour Manag*; 34(3), 989–1004.
- Rodrigues, V., Estrany, J., Ranzini, M., De Cicco, V., Martín-Benito, J., Hedo J. & Lucas-Borja M. (2018). Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). *Science of the Total Environment* (2018) 622-623 1553-1561.
- Rossel, V. & De La Fuente, A. (2015). Assessing the link between environmental flow, hydropeaking operation and water quality of reservoirs. *Ecological Engineering* 85. 26–38.
- Ruzdjak, A.M. & Ruzdjak, D. (2015). Evaluation of river water quality variations using multivariate statistical techniques: Sava River (Croatia): A Case Study. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, no. 4, pp. 1–14.
- Salusso, M. & Moraña, L. (2018). Comparative reservoir limnology in Juramento (Salta) and Salí-Dulce (Tucumán) Basins in Argentina. *Revista de Biología Tropical* 66(1) 415.
- Sgarbia, F.A., Uhlig, A, Simões, A. F. & Goldemberg, J. (2019). An assessment of the socioeconomic externalities of hydropower plants in Brazil. *Energy Policy* 129. 868–879.
- Shoda, M.E., Sprague, L.A., Murphy, J.C. & Riskin, M.L. (2019). Water-quality trends in U.S. rivers, 2002 to 2012: Relations to levels of concern. *Science of the Total Environment* 650 2314-2324.
- Silva, L.P. (2016). A influência das condições de estabilidade da coluna d'água na estrutura das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) do reservatório de Ribeirão das Lajes. RJ (Tese de Mestrado). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde – CCBS Instituto de Biociências – IBIO. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – Unirio.
- Smeti, E. & Golfinopoulos, S. (2016). Characterization of the Quality of a Surface Water Resource by Multivariate Statistical Analysis. *Analytical Letters* vol. 49 Issue 7.
- Smith, W.S., Espíndola, E.L.G. & Rocha, O. (2014). Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence, *Acta Limnologica Brasiliensia* vol. 26, no. 1, p. 73-88.
- Socioambiental. (2002). Monitoramento integrado de água – UHE barra grande. Relatório mensal – 01 fase de pré-enchimento. Período: junho/2002. Made available by the company.

- Su, S., Li, D., Zhang, Q., Xiao, R., Huang, F. & Wu, J. (2011). Temporal trend and source apportionment of water pollution in different functional zones of Qiantang River. *China. Water Res.*, 45, 1781–1795.
- Tripathi, M. & Singal, S. (2019). Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: A case study of river Ganga India. *Ecological Indicators* (2019) 96 430-436.
- Xiang, S., Pang, Y., Chu, Z. X.-Z., Hu, L., Sun, L.-Q. Xue. (2016). Response of inflow water quality to land use pattern in northern watershed of Lake Erhai. *Huanjing Kexue. Environmental Science* 37(8).
- Xiao, M., Bao, F., Wang, S. & Cui, F. (2016). Water quality assessment of the Huaihe River segment of Bengbu (China) using multivariate statistical techniques. *Water Resources* (2016) 43(1) 166-176.
- Xu, G., Li, P., LU, K., Tantai, Z., Zhang, J., Ren, Z., Wang, X., YU, K., SHI, P. & Cheng, Y. (2019). Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. *Catena*, Volume 173, Pages 131-140. February.
- Yang, Q., scholz, M., shao, J., Wang, G. & Liu, X. (2017). A generic framework to analyze the spatiotemporal variations of water quality data on a catchment scale. *Environmental Modelling & Software* 2019 Vol.122.
- yoshioka h., Yoshioka Y. Modeling stochastic operation of reservoir under ambiguity with an emphasis on river management. *Optim Control Appl Methods*; 40(4), 2019, 764–90.
- Zanatae, L. H. & Espíndola L. G. (2002). Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Braz. J. Biol.* 62 (2), May 2002. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000200019>
- Zeinalzadeha, K. & Rezaeib, E. (2017). Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 13, 1–10.
- Zhang, X., Wang, Q., Liu, Y., Wu, J., & Yu, M. (2011). Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the southwest new territories and Kowloon, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1–4), 17–27.
- Zhang, Y., Guo, F., Meng, W. & Wang, X. Q. (2009). Water quality assessment and source identification of Daliao River basin using multivariate statistical methods. *Environ. Monit. Assess.* 152, 105–121..

Zheng, L. Y. H & Wang, Q. (2016). Application of multivariate statistical techniques in assessment of surface water quality in Second Songhua River basin, China. *Journal of Central South University* 23(5) 1040-1051.

3. Capítulo 3. Modelagem da água afluyente ao reservatório da UHE Barra Grande e simulação do reservatório

Obs: Este capítulo está em processo de publicação na revista Engenharia Sanitaria e Ambiental, da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, com o título: **Influência da cobertura/uso do solo sobre a hidrodinâmica do reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande, SC**

RESUMO

A influência da cobertura/uso do solo da bacia hidrográfica sobre o reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande (lago artificial alongado, profundo em ambiente de “canyon”) foi analisada por meio de modelagem matemática utilizando o MGB-IPH para estimativa de vazões, o HEC-RAS para qualidade da água e o IPH-ECO na simulação do reservatório. A modelagem da simulação da alteração da cobertura do solo mostrou que a substituição de florestas por outros usos causou um aumento nas vazões e cargas de nitrogênio total e fósforo total, e a substituição de outros usos por florestas resultou em redução nas vazões e cargas de nitrogênio total e fósforo total. A magnitude da anomalia da carga de nutrientes está associada ao grau de alteração causado no processo de transformação da precipitação em escoamento superficial, declividade do terreno, tipos de solo e práticas de uso do solo. A bacia hidrográfica apresenta solos rasos em 86% de sua área, com declividades do terreno acentuadas nas cabeceiras, o que facilita o escoamento para o reservatório. Anomalias positivas foram estimadas quando agricultura substitui outros usos e anomalias negativas quando áreas de agricultura são substituídas. Há estratificação térmica na porção mais profunda, com mistura no inverno, onde a operação da usina pode influenciar a mistura na coluna d'água, com efeito oposto entre a região próxima à barragem e as demais regiões mais distantes da barragem, dependendo das condições de temperatura, vazão e tempo de residência. Este conhecimento é importante para a gestão do reservatório.

Palavras-chave: Modelagem hidrológica, modelagem de qualidade da água, simulação de reservatório.

ABSTRACT

The influence of the soil cover of the watershed that contributes to a watershed on the Barra Grande Hydroelectric Power Plant reservoir (subtropical, elongated and “canyon”) was carried out through mathematical modeling (MGB-IPH for flows, HEC-RAS for water quality and IPH -ECO for reservoir simulation). Simulation modeling of land cover change showed that replacing forests with other uses caused an increase in flows and loads of total nitrogen and total phosphorus, and replacing other uses with forests resulted in a reduction in flows and loads of nitrogen. total and total phosphorus. The magnitude of the nutrient load anomaly is associated with the degree of alteration caused in the process of transforming precipitation into surface runoff, terrain slope, soil types and land use practices. The watershed has shallow soils in 86% of its area, with steep slopes at the headwaters, which facilitates the flow into the reservoir. Positive anomalies were estimated when agriculture replaces other uses and negative anomalies when agricultural areas are replaced.. There is thermal stratification in the deeper portion, with mixing in winter, where a. The operation of the plant can influence the mixing in the water column, with opposite effect between the region close to the dam and the other regions further away from the dam, depending on the conditions of temperature, flow and residence time. Knowledge of structure and function is important to improve for reservoir management.

Keywords: Hydrological modeling, water quality modeling, reservoir simulation.

3.1. INTRODUÇÃO

Os sistemas de água doce estão sujeitos a múltiplos estressores antropogênicos e perturbações naturais que atuam como agentes modificadores dos sistemas fluviais, com efeitos que sobre a qualidade da água (Arriagada *et al.*, 2019; Tiyasha & Zaher, 2020). Além disso, os efeitos das mudanças climáticas podem tornar esses problemas mais complexos (Allawi *et al.*, 2019; Azadi *et al.*, 2019; Morais & Maia, 2021). A construção de reservatórios de água tem se mostrado muito útil à humanidade há mais de quatro séculos e têm função de armazenar água que escoar em um curso d'água para distintos objetivos e, geralmente, o interesse na construção de um reservatório é de caráter público social (Mees, 2018). Os processos que determinam a qualidade da água em reservatórios estão intimamente ligados ao regime fluvial, relacionados a fatores como profundidade, velocidade da corrente, tipo de substrato e geometria do canal, temperatura da água e o seu tempo de retenção (Barakat *et al.*, 2016; Chounlamany *et al.*, 2017; Diamantine *et al.*, 2018; Wan Mohtar, 2019; Qin *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2017).

Cerca de 87% dos estudos realizados sobre fontes de poluição da água, indicaram o uso da terra urbana em bacias hidrográficas como uma das principais causas de degradação (Câmara *et al.*, 2019), por isso, a aplicação das melhores práticas de gestão em áreas-chave, como áreas de recarga de aquíferos, seguida da revegetação de áreas ribeirinhas, parece ser a estratégia mais eficaz para reduzir as oscilações temporais na disponibilidade hídrica (De Freitas *et al.*, 2022; Mwaijengoab *et al.*, 2020).

A gestão e monitoramento da qualidade da água dependem de informações complexas para a tomada de decisões, pois a coleta, calibração, teste e manipulação de dados de amostras é um processo que exige muito esforço (Yoshioka, 2020; Tiyasha & Zaher, 2020). Os modelos matemáticos de simulação dos processos hidrológicos, hidráulicos e de qualidade das águas permitem a representação da realidade da bacia e a geração de cenários futuros, o que facilita a definição de metas para atingir os objetivos (Collischonn *et al.*, 2007; Viola *et al.*, 2009). A modelagem pode agregar muitas informações para antecipar e planejar eventos, possibilitando a realização de medidas preventivas para essas diferentes situações (Tiyasha & Zaher, 2020). A integração dos modelos permite a avaliação de condições ainda mais complexas em diferentes cenários de recursos hídricos (Singh, 2018; Beven, 2019). Uma vez calibrados e validados, os modelos permitem obter respostas rápidas e com boa aproximação à realidade, o que os torna ferramentas essenciais para a gestão dos sistemas aquáticos, facilitando a tomada de decisões (Singh, 2018; Beven, 2019).

Modelos para otimização da gestão de bacias hidrográficas podem fazer previsões de curto prazo e classificação de dados relacionados à hidrologia, além de mapas de qualidade da água e hidrológicos relacionados a inundações, mas existem lacunas e limitações para sua aplicação (Solomatina e Ostfeld, 2008). Estudos de qualidade da água vem sendo realizados usando modelos para prever clorofila-a (Chl-a) utilizando diversos insumos, como variáveis meteorológicas, hidrológicas e ambientais. O modelo pode ser uma ferramenta eficiente, precisa e econômica para gestão da qualidade da água em ambientes aquáticos de rios (Anmala e Venkateshwarlu, 2019; Mitrovic et al., 2019).

Atualmente os modelos distribuídos de qualidade de água utilizam os sistemas de informação geográfica, SIG, para integrar as contribuições de fontes pontuais de poluição com as fontes difusas. É possível representar a dinâmica do escoamento, avaliando os ciclos de nitrogênio, fósforo e carbono durante o transporte de poluentes e as interações resultantes (Romeiro, 2003). Os modelos distribuídos de qualidade da água podem estar relacionados à estimativa das cargas poluentes presentes na bacia e transporte destes através do escoamento superficial, e rede de drenagem da bacia hidrográfica (Mota Marques et al., 2017).

O modelo de Grandes Bacias MGB-IPH como modelo hidrodinâmico, analisa a mecânica do movimento para escoamento em regime turbulento, governada pelas equações que representam o princípio da conservação da quantidade de movimento, continuidade, estado e transporte para cada constituinte da equação de estado (Rosman, 2001). Foi desenvolvido a partir dos modelos VIC-2L e LARSIM (Collischonn, 2001), com um pacote de modelos de simulação hidrológica e hidráulica, que representam o escoamento e simulam a transformação da chuva em vazão, que escoam em rios, canais até o reservatório (Collischonn, 2002).

Neste trabalho foi utilizado o modelo MGB-IPH para estimativa de vazões, o HEC-RAS para análise da qualidade da água e o IPH-ECO para simulação do reservatório, com vistas a definir e avaliar os fatores ambientais que influenciam a hidrodinâmica e qualidade da água no reservatório da UHE Barra Grande, reservatório alongado, profundo, subtropical em “canyon”, de forma a contribuir para a gestão dos recursos hídricos nesses tipos de ambientes por meio dos seguintes estudos:

- Modelagem hidrológica da água afluente ao reservatório, com base nos coeficientes de exportação e vazões geradas pelo MGB-IPH.
- Modelagem da qualidade da água com uso da componente de qualidade da água do modelo HEC-RAS, a partir da estimativa do aporte de nutrientes por cargas difusas por mini bacia (Nitrogênio total e Fósforo total), da bacia hidrográfica ao

reservatório. O módulo hidrodinâmico representa processos físicos e o módulo de qualidade representa a dinâmica de nutrientes e organismos aquáticos, que interagem simultaneamente entre si.

- Simulação do reservatório, utilizando o modelo IPH-ECO, para representar os processos físico-químicos do corpo d'água profundo na definição dos processos de estratificação e movimentação na coluna d'água ao longo do reservatório.

3.2. METODOLOGIA

3.2.1. Estudo de caso

A bacia hidrográfica do rio Pelotas é definida pela seção transversal imediatamente a montante da confluência desse rio com o rio Canoas, próximo à localização da UHE Barra Grande, totalizando aproximadamente 13.582 km² (Figura 13a). Os dados de relevo para a bacia do rio Pelotas foram obtidos diretamente do Modelo Digital de Elevação (MDE) da Embedded Radar Topographic Mission - SRTM - Shuttle Radar Topography Mission, tendo sido obtidos por sensoriamento remoto e estão disponíveis em escala global pelo projeto Hidrosheds (Motta Marques *et al*, 2017). Adotou-se o produto com resolução espacial de 90m de resolução vertical e 1m de projeção geográfica (latitude/longitude) referenciada ao datum WGS84. Assim, todas as informações geográficas utilizadas foram projetadas para este sistema de referência. A altitude varia entre 1800m na região leste e 427m próximo à saída da bacia. As informações hidrográficas foram obtidas nos sites da ANA (<https://www.gov.br/ana/pt-br>) e ANEEL (<https://www.gov.br/aneel/pt-br>), que disponibilizam arquivos vetoriais para os principais rios brasileiros. Os principais rios afluentes ao rio Pelotas na bacia que contribui ao reservatório da UHE Barra Grande são os rios Pelotinhas, Lava tudo, Vacas Gordas, Socorro e Santana (Figura 13 a). Por sua vez a Figura 13b apresenta o próprio reservatório da UHE Barra Grande e os principais pontos de monitoramento de qualidade da água. A tabela 8 apresenta a descrição e coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento no reservatório e tributários.

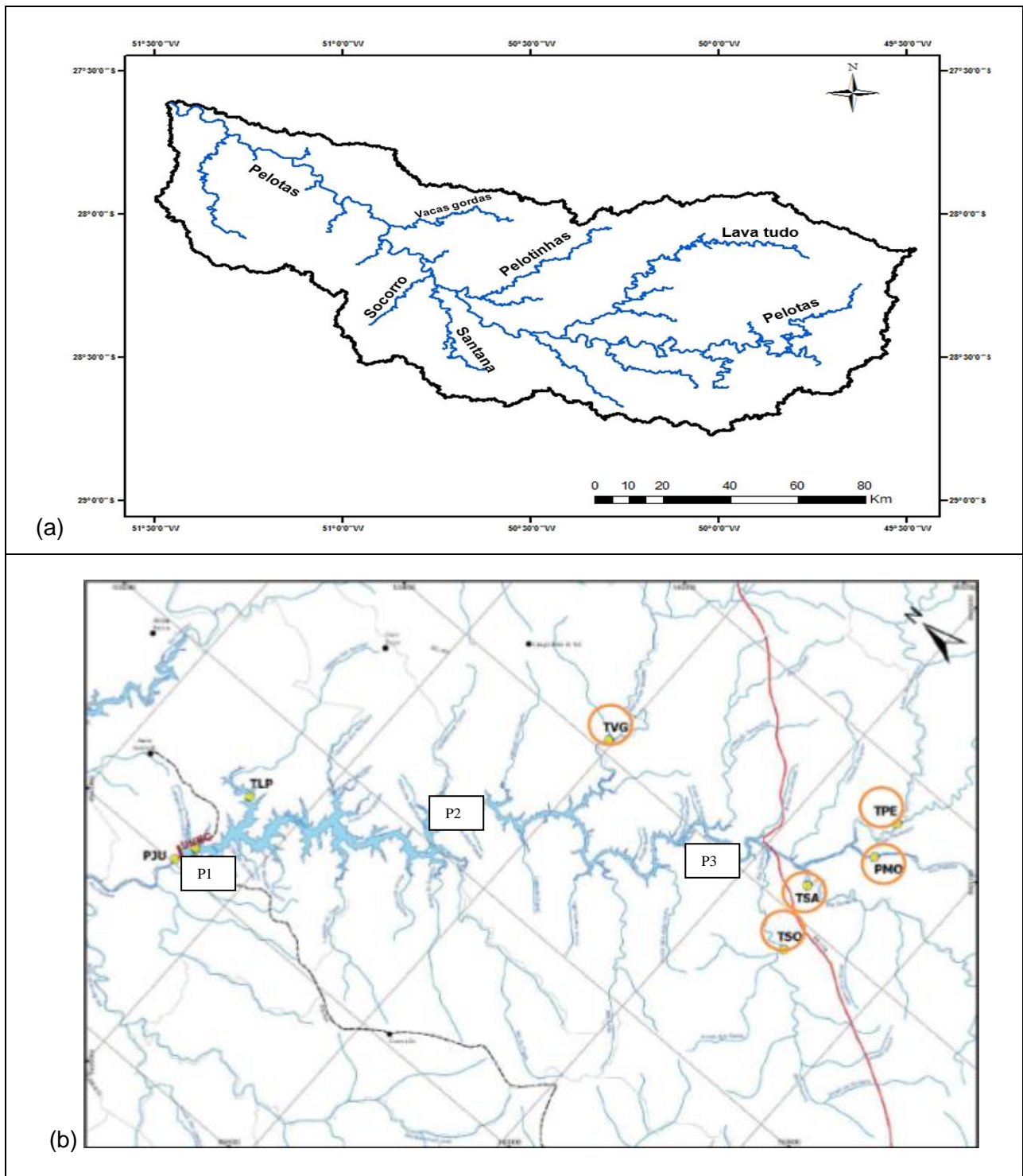


Figura 13. (a) Principais rios afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande, (b) Localização dos postos de monitoramento da qualidade da água em rios afluentes do reservatório da UHE Barra Grande (indicados com círculos).

Fonte: UHE Barra Grande.

Tabela 8. Descrição e georreferenciamento dos pontos de monitoramento.

Pontos	Descrição	UTM	
		X	Y
PMO	Rio Pelotas - Montante do Reservatório	530570,0	6870272,0
TPE	Tributário rio Pelotinhas	535000,0	6870810,0
TSA	Tributário rio Santana	523420,0	6873646,0
TSO	Tributário rio Socorro	516330,0	6870998,0
PCA	Rio Pelotas, abrange contribuições dos tributários formadores da cabeceira do reservatório	520760,0	6881861,0
TLP	Tributário rio Lageado dos Portões	491037,0	6925921,0
TVG	Tributário rio Vacas Gordas	521409,0	6900567,0
PCE	Rio Pelotas, abrange contribuições dos tributários formadores da parte central do reservatório	504766,0	6906884,0
PAC	Rio Pelotas, abrange todas as contribuições recebidas pelo rio Pelotas	482745,0	6926636,0
PJU	Rio Pelotas - Jusante ao eixo da barragem	465732,0	6932830,0

3.2.1. Dados hidrológicos

Foram utilizadas séries temporais diárias de precipitação e vazão, e normais climatológicas de temperatura média, umidade relativa do ar, pressão atmosférica, intensidade do vento e insolação, obtidos da Agência Nacional de Águas (Hidroweb) e do Instituto Nacional de Meteorologia (BDMEP). Foram utilizadas 18 estações pluviométricas (operadas pela Agência Nacional de Águas-ANA, Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais - CPRM e Instituto Nacional de Meteorologia-INMET), cinco estações fluviométricas operadas pela ANA/CPRM e cinco estações climatológicas operadas pelo INMET, além de oito estações fluviográficas e pluviométricas operadas pela UHE Barra Grande.

A maioria dos postos apresenta mais de 30 anos de dados, a partir da década de 1970, mas existem nove postos (seis pluviométricos e três fluviométricos) que apresentam mais de 50 anos de dados, cujos dados utilizados são até o ano de 2016. No sentido de caracterizar as séries temporais dos dados observados utilizados, a Figura 14 apresenta os valores médios dos totais mensais registrados nos postos pluviométricos e

fluviométricos. Um comportamento semelhante é observado entre precipitação e vazão, mas as vazões apresentam sazonalidade mais evidente, sendo que julho e agosto apresentam as maiores vazões e outubro apresenta alta precipitação na maioria das estações pluviométricas (Figura 14).

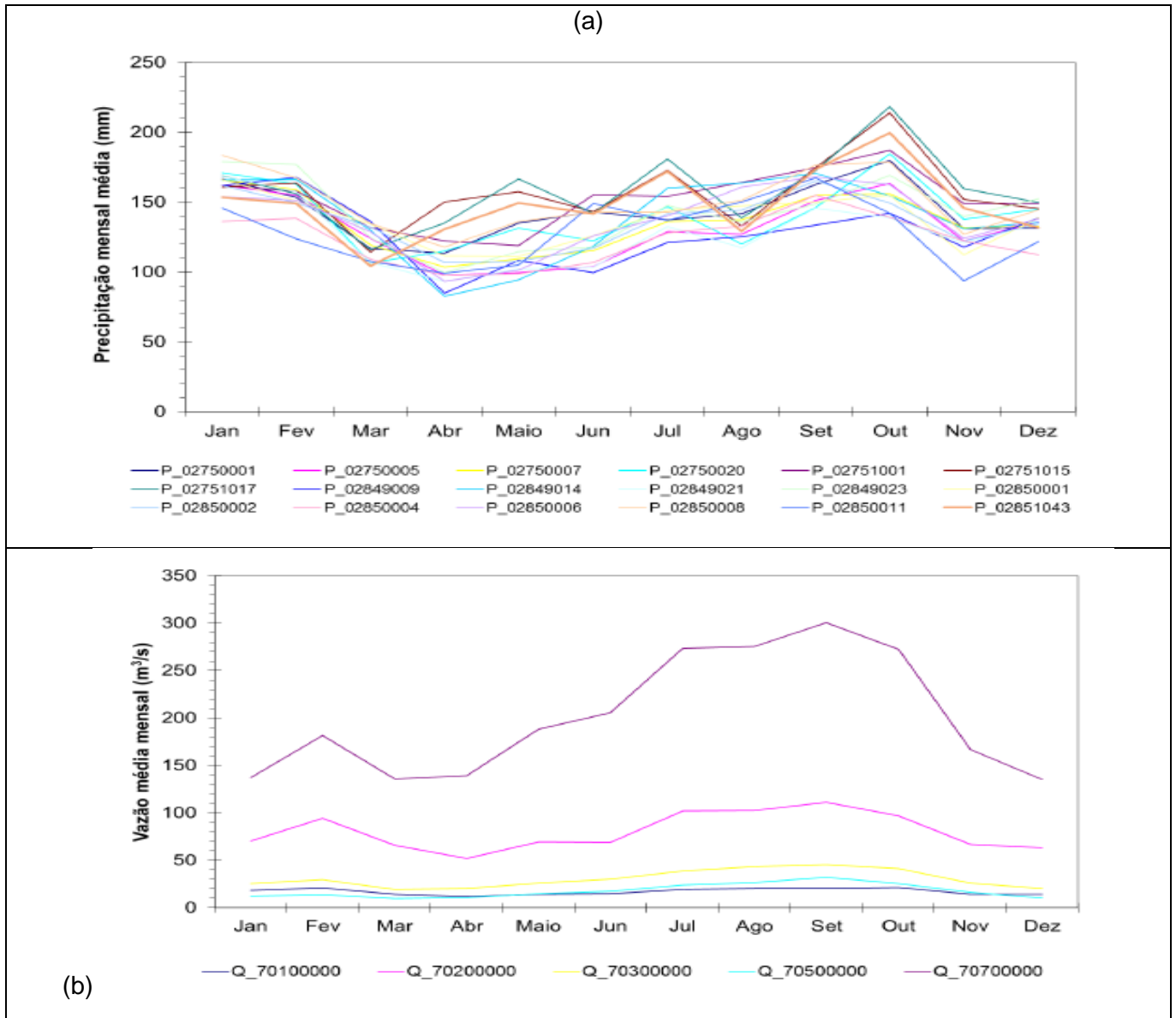
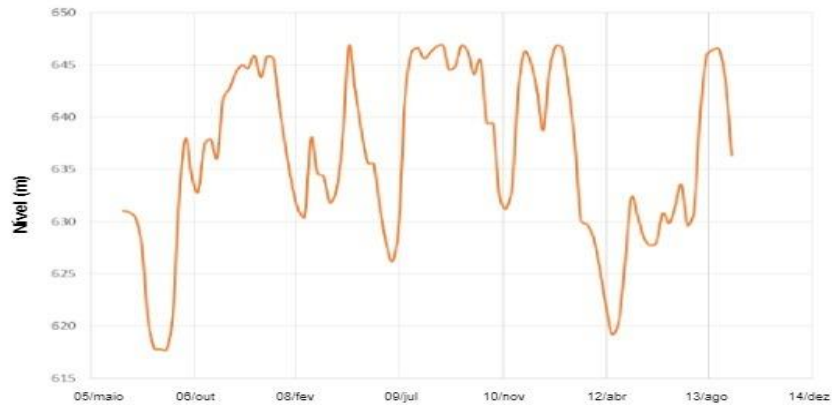


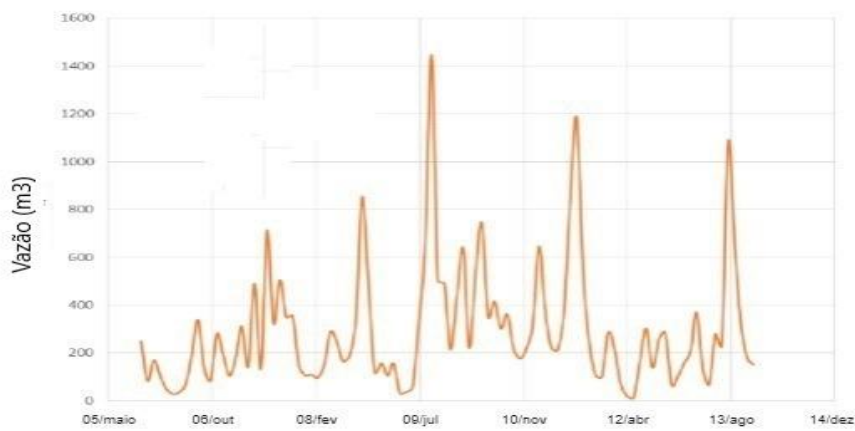
Figura 14. (a) Precipitação média mensal nos diferentes postos pluviométricos e (b) vazão média mensal nos postos fluviométricos Passo do Honorato (70150000), Vacas Gordas (70600000), Pelotinhas (70610000), Santana (70710000) e Socorro (70720000). Fonte: Motta Marques (2017)

O nível médio a montante do reservatório iniciou com um valor de 631,05 metros em novembro de 2005, variando de 617,7 metros em junho de 2006 a 646,8 metros em maio de 2010 (Figura 15a). A vazão média mensal do reservatório variou de 12,0 m³/s em maio de 2012 a 1.447,1 m³/s em setembro de 2009 (Figura 15b). O tempo de residência do reservatório variou de 38,7 dias em setembro de 2009 a 2.739,6 dias em

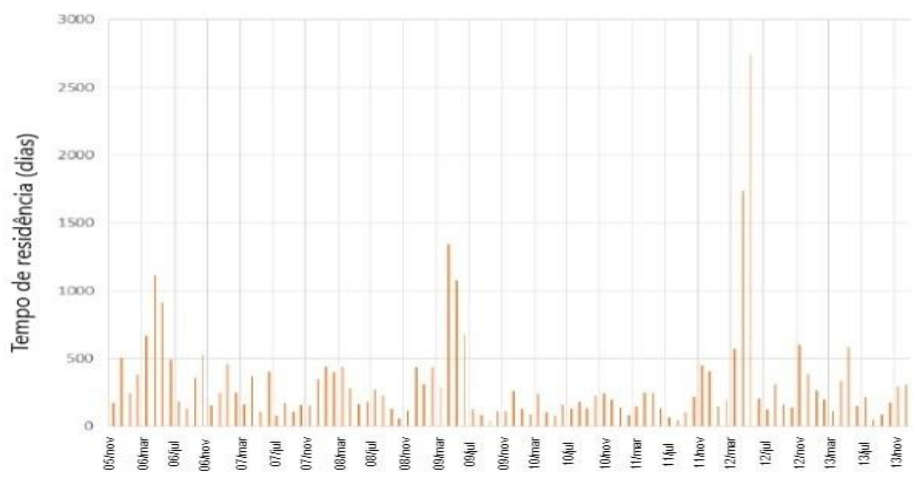
maio de 2012 (Figura 15c). É possível observar uma tendência a repetições nos valores de tempo de residência do reservatório. No entanto, não está claro o ciclo de meses (ou anos) para que uma observação ocorra novamente. Esta pode ser uma característica associada à operação do fluxo da turbina em combinação com o padrão sazonal.



(a)



(b)



(c)

Figura 15. (a) Nível da água, (b) Vazão afluente média mensal e (c) Tempo de residência, para o reservatório da UHE Barra Grande, período entre novembro de 2005 a dezembro de 2013. Fonte: Motta Marques et al. (2017).

3.2.2. Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica

O modelo MGB-IPH (Collischonn, 2001) simula a transformação da chuva em vazão incluindo o balanço hídrico do solo, o balanço energético e a evapotranspiração, a interceptação, geração e propagação de escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo na bacia hidrográfica. A versão utilizada do MGB-IPH discretiza a bacia em mini-bacias, subdivididas em Unidades de Resposta Hidrológica (URHs), que representam áreas de comportamento hidrológico semelhante, definidas por uma combinação de mapas de cobertura e tipo de solo.

As vazões dos rios afluentes foram simuladas com o modelo MGB-IPH e foram utilizadas como condições de contorno a montante. A contribuição lateral afluente também foi levada em consideração e lançadas de forma pontual no reservatório ao longo das margens direita e esquerda. A condição hidráulica defluente (vazão vertida e turbinada) foi assumida como a condição de contorno à jusante. Para este caso foram usados os dados contidos nas planilhas de controle de vazão afluente, efluente e turbinada. Os pontos de controle de vazão simulada são apresentados na Figura 16.



Figura 16. Pontos de controle de vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH.

No procedimento de calibração são consideradas avaliações visuais subjetivas de ajuste dos hidrogramas e medidas de desempenho quantitativas ou funções-objetivo. As medidas de desempenho consideradas no processo de calibração foram: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe das vazões (ENS); o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões (ENSLog) e o erro relativo de volume total dos hidrogramas (ΔV).

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe é uma forma de medir o quanto o modelo proposto (MGB-IPH) é melhor do que um modelo alternativo, que, no caso particular deste coeficiente, é a média de longo termo. O valor é adimensional e pode variar entre $-\infty$ e 1. Valores próximos de 1 indicam que o modelo é bastante superior à média de longo termo. Valores negativos indicam que o desempenho do modelo não é bom e um modelo simples, como aquele que define a vazão simulada sempre igual ao valor médio da série histórica, tem o mesmo ou um melhor desempenho. Valores positivos indicam que o desempenho do modelo é melhor que aquele modelo alternativo.

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe é calculado pela equação:

$$ENS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (QC_i - QO_i)^2}{\sum_{i=1}^N (QO_i - QOm)^2}$$

onde QC_i é a vazão calculada num intervalo de tempo i ; QO_i é a vazão observada neste mesmo intervalo de tempo; N é o número de intervalos de tempo e QOm é a média das vazões observadas no período de N intervalos de tempo.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe tem a tendência de dar mais valor a erros nos picos das vazões. Desta forma, ajustar o modelo apenas com o objetivo de maximizar o coeficiente de Nash-Sutcliffe pode resultar em um mau ajuste nos períodos de recessão, quando a vazão é mais baixa. Nesse sentido outra medida de desempenho pode ainda ser utilizada, como o Coeficiente de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões. O objetivo de calcular o coeficiente de eficiência usando os logaritmos das vazões é que desta forma se obtém uma medida de desempenho menos sensível aos picos e mais sensível aos períodos de recessão de vazão.

Da mesma forma que o coeficiente de Nash-Sutcliffe das vazões, o coeficiente de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões tem um valor adimensional que varia entre $-\infty$ e 1. Valores próximos de 1 indicam que o modelo é bastante superior a média de longo termo. Valores próximos de zero indicam que o modelo é tão ruim quanto a média. Valores positivos indicam que o modelo é melhor que a média. Valores negativos indicam que o modelo é pior que a média.

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões é calculado pela equação:

$$ENSLog = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (\text{Log}(QC_i) - \text{Log}(QO_i))^2}{\sum_{i=1}^N (\text{Log}(QO_i) - QOmLog)^2}$$

onde QC_i é a vazão calculada num intervalo de tempo i ; QO_i é a vazão observada neste mesmo intervalo de tempo; N é o número de intervalos de tempo e $QOmLog$ é a média dos logaritmos das vazões observadas no período de N intervalos de tempo.

Por fim, tipicamente uma terceira medida de desempenho é utilizada, o erro relativo de volume, uma forma de avaliar se existe um desvio sistemático de superestimava ou subestimativa da vazão. O erro relativo de volume é adimensional, mas pode ser apresentado em termos percentuais. Um erro relativo de -20%, por exemplo, indica que o modelo hidrológico gera, ao longo de todo o período de simulação, uma vazão média 20% inferior à vazão observada. Idealmente os erros de volume deveriam se manter numa faixa de -10% a +10%, que pode ser considerada razoável em função das incertezas dos próprios dados medidos.

O erro de volume é calculado pela equação:

$$\Delta V = \frac{\sum_{i=1}^N QC_i - \sum_{i=1}^N QO_i}{\sum_{i=1}^N QO_i}$$

Onde QC_i é a vazão calculada num intervalo de tempo i ; QO_i é a vazão observada neste mesmo intervalo de tempo e N é o número de intervalos de tempo. Os períodos da série histórica utilizados nas etapas de calibração e verificação foram definidos em função da disponibilidade de dados diários de precipitação e vazão.

Dados de precipitação na rede pluviométrica da ANA se encontram disponíveis desde o mês de Maio de 1914, porém, em apenas um posto pluviométrico. A maioria dos postos pluviométricos possui dados a partir da década de 1970. Dados de vazão existem na rede fluviométrica da ANA desde a década de 1940, porém a maioria dos postos fluviométricos possui dados apenas a partir de 1978. Enquanto na rede telemétrica da BAESA/ANA, dados de precipitação se encontram disponíveis a partir de Dezembro de 2005 e os dados de vazão a partir do mês de Agosto de 2002.

O período de calibração foi de 01/08/2002 a 31/12/2008 e o período de verificação de 01/01/2009 a 31/10/2014. O ajuste do modelo também foi verificado no período de 1978 a 2001, onde apenas os postos da rede fluviométrica da ANA apresentam dados. O intervalo de tempo utilizado nas simulações foi o diário. Os dados de vazão das estações fluviométricas foram utilizados para comparar com os resultados da simulação durante o ajuste do modelo. Maiores detalhes sobre o modelo podem ser encontrados em Larentis (2004), Collischonn (2001) e Motta Marques *et al* (2017).

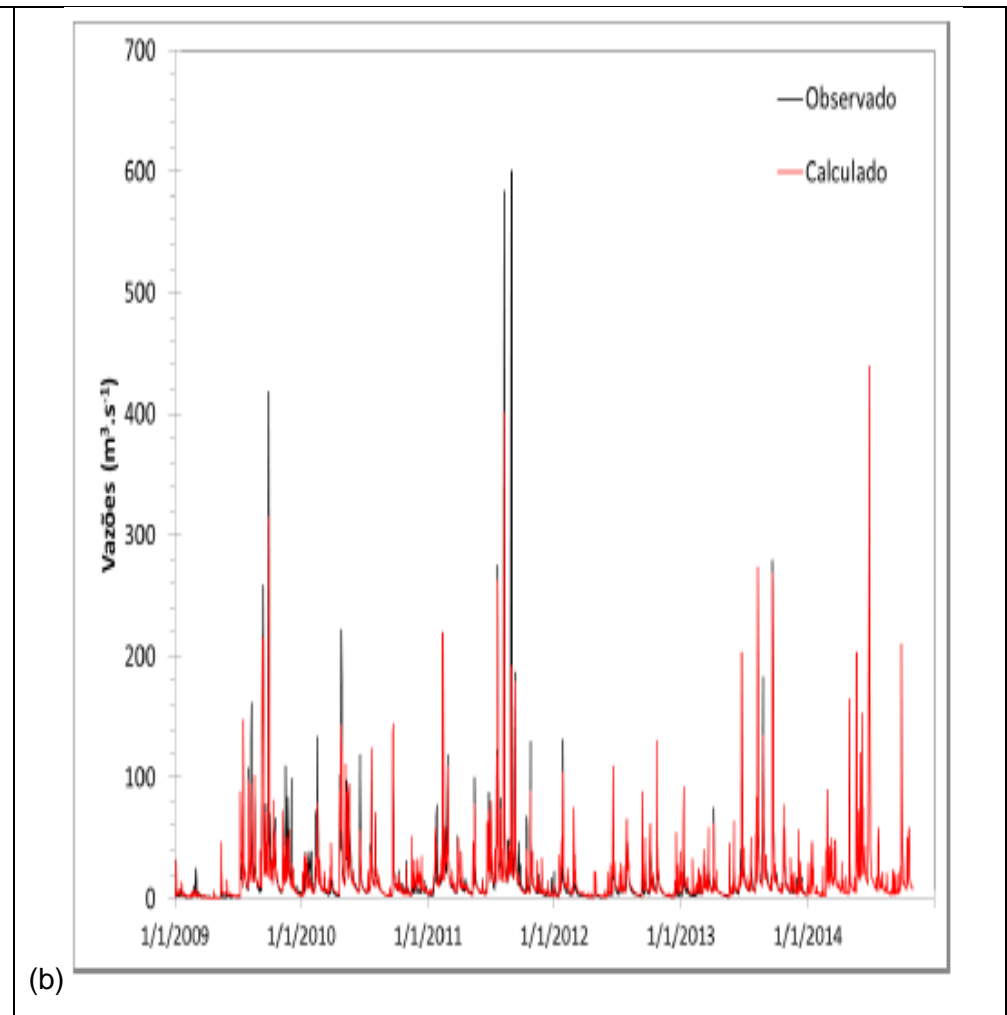
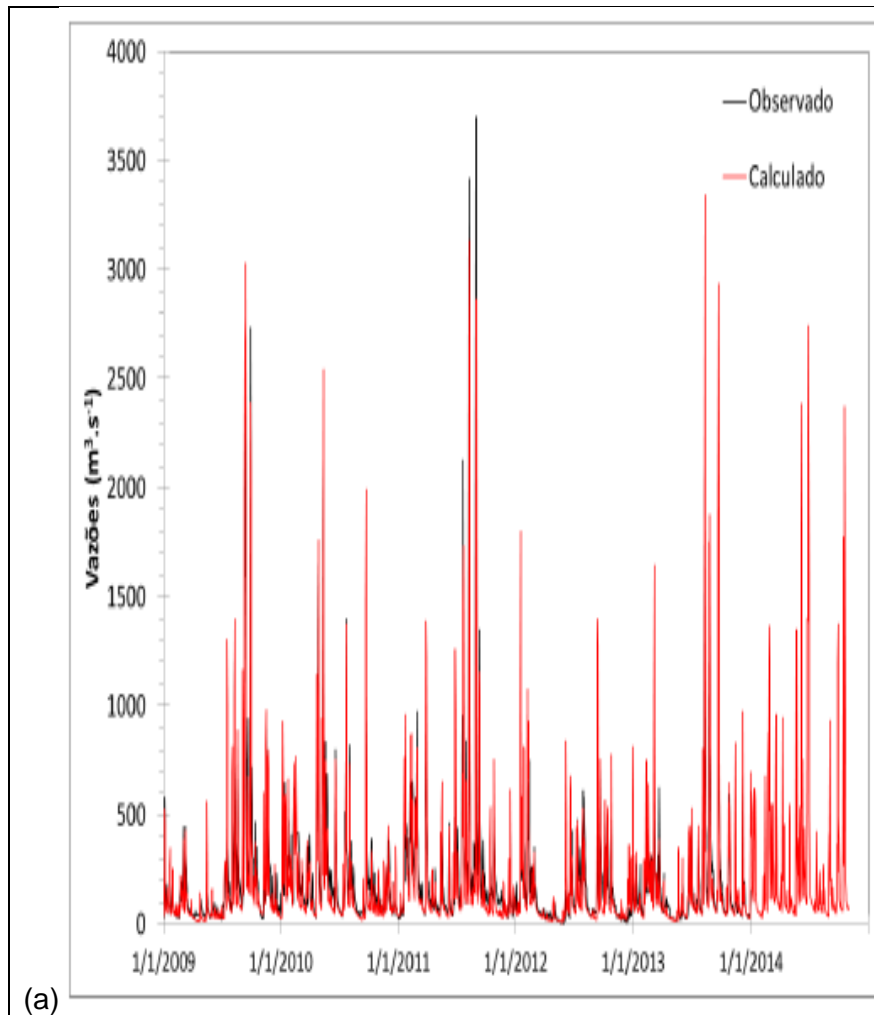
O processo de calibração foi desenvolvido em dois passos. No primeiro passo foi feito um ajuste dos parâmetros fazendo alterações manuais nos seus valores, buscando assim aproximar ao máximo os hidrogramas calculados dos observados. No segundo passo, a partir do conhecimento dos valores dos parâmetros previamente estimados por calibração manual, estes são utilizados para guiar a busca pelo conjunto ótimo de parâmetros utilizando o algoritmo de otimização MOCOM-UA (Yapo et al, 1998). Dada a abordagem do modelo MGB-IPH ser baseada em Unidades de Resposta Hidrológica,

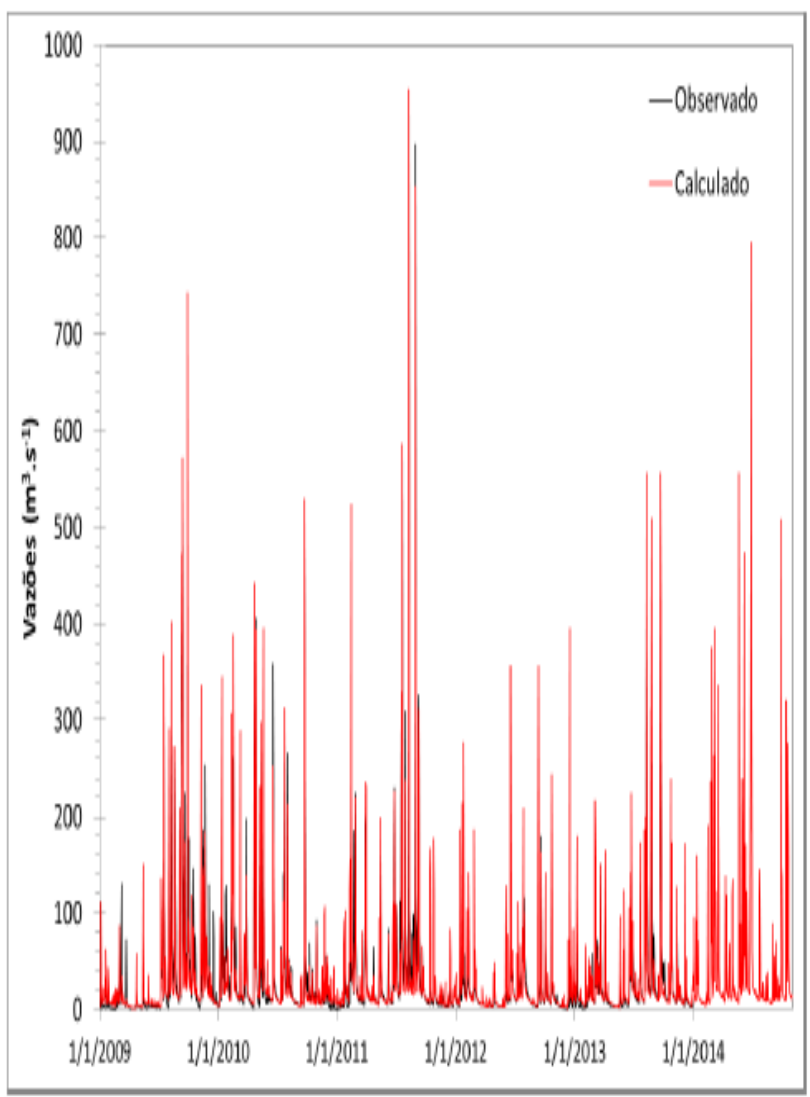
foram ajustados diferentes conjuntos de parâmetros, cada um associado a uma determinada URH, cujos valores buscaram refletir seu comportamento hidrológico esperado. Os resultados da calibração e verificação do modelo hidrológico foram considerados satisfatórios. Observa-se nos resultados (Figura 16) uma boa concordância entre valores simulados e observados nos diferentes locais analisados. Em função da escassez de dados pluviométricos e climatológicos existentes na região, os valores das medidas de desempenho foram considerados aceitáveis (Tabela 9). As séries de vazões simuladas conseguem representar as estiagens e períodos de cheia existentes nos dados observados com boa precisão, embora os picos das vazões estejam um pouco subestimados em alguns postos, provavelmente devido à falta de representatividade da distribuição da precipitação naquele período, ao mesmo tempo em que claramente conseguem representar a sazonalidade das séries, embora com algumas discrepâncias nos valores pontuais, sendo os erros de volume relativamente baixos, inferiores a 10%.

Tabela 9. Medidas de desempenho no período de verificação em diferentes estações fluviométricas com dados.

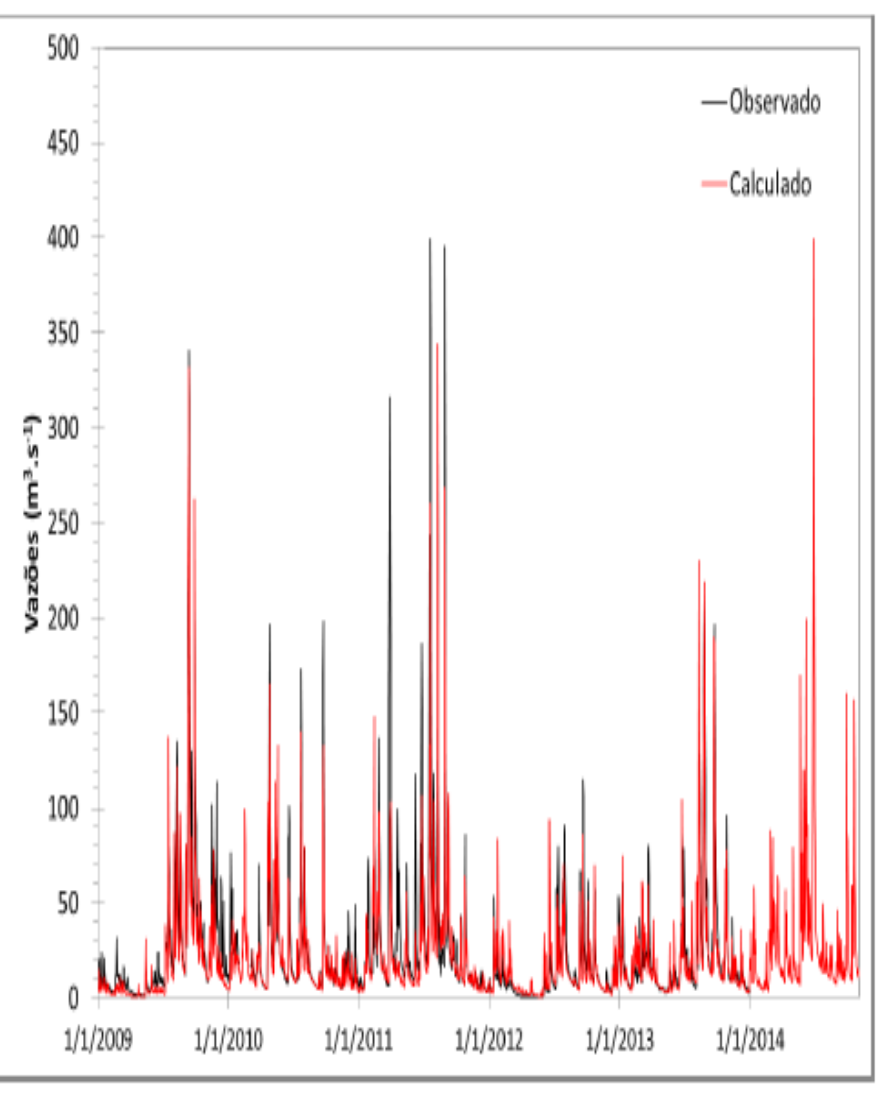
Estação Fluviométrica	Código	Coeficiente de Nash- Sutcliffe ENS	ENSLog	$\Delta V(\%)$
Passo do Honorato	70150000	0,705	0,681	1,05
Vacas Gordas	70600000	0,762	0,757	-0,15
Pelotinhas	70610000	0,603	0,660	10,04
Santana	70710000	0,645	0,711	9,89
Socorro	70720000	0,504	0,648	9,04

Fonte: do Autor (2022)

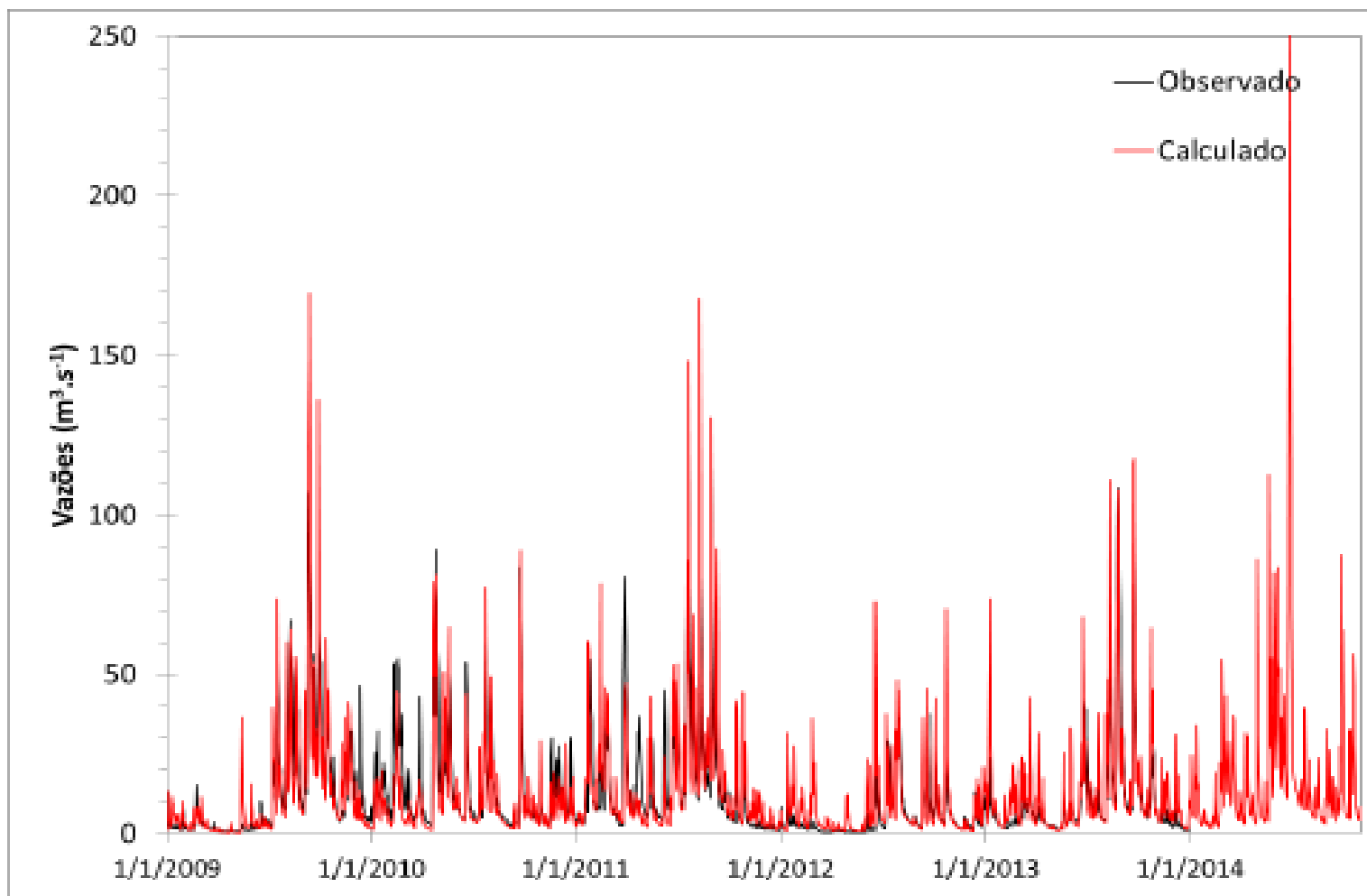




(c)



(d)



e)

Figura 17. Hidrograma simulado e observado nas estações Fonte: do Autor (2022)

3.2.3. 2.4. Modelagem da qualidade da água e cenários de alteração da cobertura/uso do solo

A modelagem para estimativa do aporte de nutrientes (Nitrogênio total e Fósforo total) da bacia hidrográfica de contribuição ao reservatório da UHE Barra Grande foi desenvolvida em duas etapas. Na primeira etapa foi utilizado um modelo de estimativa de cargas difusas por mini-bacia, baseado em coeficientes de exportação e nas vazões geradas pelo MGB-IPH previamente ajustado, conforme metodologia apresentada por Larentis (2004). Na segunda etapa, foi utilizada a componente de qualidade da água do modelo HEC-RAS versão 5.0.1 (Brunner, 2016), o qual recebeu como condições de contorno, as séries de vazões e cargas geradas em cada mini bacia na primeira etapa, efetuando a propagação/decaimento das cargas ao longo da rede de drenagem, utilizando um modelo hidrodinâmico unidimensional. Os nutrientes foram considerados como substâncias não conservativas, adotando-se o valor de um coeficiente de decaimento de primeira ordem.

As variáveis de estado abióticas, como os nutrientes e o oxigênio, e bióticas, como os organismos da cadeia trófica, estão sujeitas aos processos de transporte de massa, tais como advecção e difusão (Motta Marques, 2017), conforme equação:

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(uCH)}{\partial x} + \frac{\partial(vCH)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial y} \right) + dC|_{fontes}$$

onde C é a concentração escalar média na vertical; u e v são as velocidades médias horizontais nas direções x e y, respectivamente; e K_h é a difusividade escalar horizontal. O termo $dC|_{fontes}$ representa os processos de perdas e ganhos associados a cada variável de estado.

A equação de transporte de massa é resolvida utilizando um esquema numérico não linear capaz de produzir soluções únicas e com alta resolução, o qual emprega o conceito de diminuição (ou limitação) das variações totais (Motta Marques, 2017). Tal formulação propõe agregar um limitador de fluxo (Φ) na discretização da equação do transporte, tornando o esquema numérico mais estável e preciso.

A estrutura do módulo de qualidade da água do modelo IPH-ECO é composta por diversos elementos e processos. Todos os elementos da biota são modelados como grandes grupos funcionais. Os blocos em duplo são modelados por compartimentos compostos por peso seco e nutrientes (P, N e Si). As setas sólidas representam os fluxos de massa e as setas tracejadas denotam relações empíricas (o sinal negativo

indica uma influência negativa na transparência da água). Os componentes no sedimento são definidos como concentrações por unidade de altura (g.m^{-2}) e não estão sujeitos aos processos de transporte de massa, constando apenas os termos relacionados aos processos de perdas e ganhos.

Os modelos de qualidade de água se baseiam nas equações de conservação de quantidade de movimento e da continuidade (modelos hidrodinâmicos), de conservação de massa (modelo de transporte advectivo-difusivo) e dos processos das reações (modelos biogeoquímicos). Com estes modelos é possível representar a dinâmica do escoamento, avaliando os ciclos de nitrogênio, fósforo e carbono durante o transporte de poluentes e as interações resultantes (Motta Marques 2017).

O modelo de transporte de poluente geralmente é composto por um sistema de equações diferenciais parciais não linear, acoplado a um modelo biogeoquímico, representado por:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \text{modelo de transporte} + \text{modelo biogeoquímico}$$

onde C_i representa a concentração do i -ésimo poluente cujo transporte é de interesse e t o tempo.

Os processos de transporte representam os deslocamentos dos poluentes influenciados pela difusão, dispersão ou advecção. Muitas vezes a concentração do poluente não é muito influenciada pela massa específica da água, mas pelos campos de velocidade. Ou seja, o modelo hidrodinâmico não depende do modelo de transporte, mas pode auxiliar a resolver as equações de transporte. Pode-se considerar que os processos de transporte são idênticos para todos os parâmetros de interesse no modelo de qualidade da água.

O modelo biogeoquímico descreve as reações considerando as fontes e decaimentos que ocorrem tanto internamente como externamente nos cursos de água. Os processos de reações cinéticas ocorrem apenas internamente nos corpos de água. Estes processos são diferentes para cada parâmetro analisado e podem envolver interações entre parâmetros resultando em termos não lineares.

A modelagem matemática da qualidade da água pode ter diferentes níveis de complexidade de acordo com o número de parâmetros considerados. Um modelo pode ser simples, como o modelo unidimensional de Streeter-Phelps, que envolve dois parâmetros, ou complexos, como os modelos tridimensionais que envolvem um conjunto grande de parâmetros. Geralmente para a simulação do escoamento em

canais e rios são utilizados modelos unidimensionais e para o escoamento em lagos e reservatórios modelos bidimensionais ou tridimensionais, buscando representar as componentes mais representativas do fluxo.

Como o modelo matemático de qualidade da água se baseia em um modelo hidrológico chuva-vazão, o mesmo utiliza como variável de entrada valores de concentração média dos poluentes para o ajuste de seus parâmetros. A partir disso, o modelo pode ser calibrado e então gerar estimativas de cargas poluentes na bacia hidrográfica.

O modelo de qualidade da água apresenta duas parcelas: uma relacionada a estimativa das cargas poluentes presentes na bacia e transporte destes através do escoamento superficial, e o transporte das cargas poluidoras na rede de drenagem da bacia hidrográfica.

O ajuste do modelo para a estimativa do aporte de nutrientes foi feito a partir da definição dos valores de coeficientes de exportação associados a cada URH e da definição do coeficiente de decaimento nos principais rios com o objetivo de representar as concentrações de Nitrogênio Total e Fósforo Total nos locais de monitoramento (Figura 18). Em função da disponibilidade de dados de qualidade da água, o período de calibração foi de agosto de 2002 a julho de 2006, e o período de verificação de agosto de 2006 a dezembro de 2012.

Foi definido um total de sete URHs para a bacia hidrográfica do rio Pelotas, tendo sido utilizado como base o mapa de URHs da América do Sul desenvolvido por Fan et al. (2015). Este mapa foi desenvolvido no Brasil com base no mapa de tipos de solos, disponibilizado no portal de dados espaciais do Ministério do Meio Ambiente do Brasil, na escala 1:1.000.000, e com base no mapa de tipos de vegetação e classes de uso da terra obtido da Agência Espacial Europeia (ESA), que apresenta uma resolução espacial de 300m e foi laborado a partir do projeto GlobCover da ESA.

Quanto ao uso do solo e tipo de solo existente a montante dos pontos de monitoramento de qualidade da água, a percentagem da área de cada bacia hidrográfica correspondente em que existe cada uma das URHs é apresentada na Tabela 10.

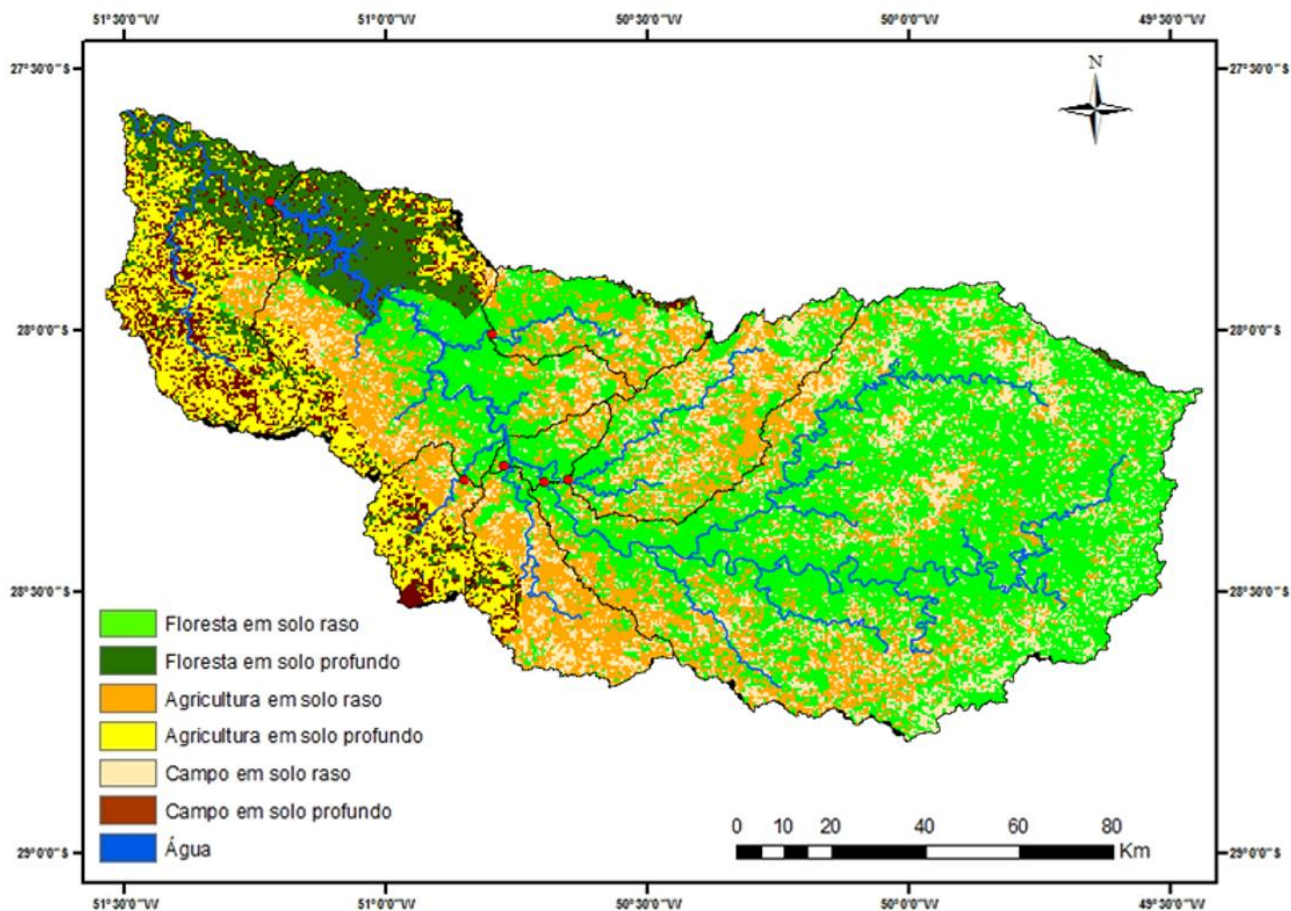


Figura 18. Uso do solo e tipo de solo existente Unidades de Resposta Hidrológica (URHs) e bacias hidrográficas de contribuição aos postos de monitoramento (pontos na cor vermelha)

Fonte: do Autor (2022)

Tabela 10. Distribuição das URHs nas bacias de contribuição dos pontos de monitoramento da qualidade da água.

Unidade de Resposta Hidrológica (URH)	Porcentagem da bacia para cada URH				
	TSO	TSA	TVG	TPE	PMO
Floresta em solo raso	3,02	10,61	48,91	37,60	63,44
Floresta em solo profundo	7,58	1,77	1,90	0,00	0,19
Agricultura em solo raso	17,44	50,12	32,60	36,9	16,77
Agricultura em solo profundo	46,07	10,62	0,88	0,00	0,00
Campo em solo raso	7,08	22,32	14,61	26,10	19,57
Campo em solo profundo	18,69	4,56	1,10	0,00	0,03
Água	0,12	0,00	0,00	0,00	0,01

Fonte: do Autor (2022)

Considerando o ajuste do modelo MGB-IPH e do modelo de qualidade da água na bacia do rio Pelotas satisfatórios, na sequência foram realizadas simulações de situações hipotéticas de mudança da cobertura e uso do solo na bacia hidrográfica. Isto é,

mantendo os valores dos parâmetros constantes conforme foram definidos para o período atual, são alteradas as parcelas dos diferentes usos do solo em cada mini-bacia e executados novamente os modelos para cada um dos cenários alternativos apresentados na Tabela 11.

Os cenários escolhidos não são necessariamente realistas dado que consideram situações extremas. No entanto foram escolhidos com a visão de determinar uma faixa das possíveis alterações das principais variáveis de interesse, como as vazões afluentes e as cargas de nitrogênio total e fósforo total de aporte ao reservatório da UHE Barra Grande. Estes cenários fornecem ainda valores de referência na estimativa de impactos na região analisada.

Tabela 11. Cenários futuros alternativos de uso da terra.

Cenários futuros	Designação
1	100% Floresta
2	100% campo
3	100% Agricultura
4	Substituição de agricultura por floresta
5	Substituição de agricultura por campo
6	Substituição de campo por agricultura
7	Substituição de campo por floresta

Fonte: do Autor (2022)

A análise dos resultados foi feita considerando três regiões (Figura 19): (a) a bacia hidrográfica de contribuição ao reservatório, totalizando 11.961,49km²; (b) a bacia hidrográfica dos rios principais afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande, totalizando 9.598,43 km² (80,24% da área da bacia considerada em (a)); (c) a bacia hidrográfica incremental do reservatório da UHE Barra Grande, totalizando 2.363,06 km² (19,76% da área da bacia considerada em (a)).

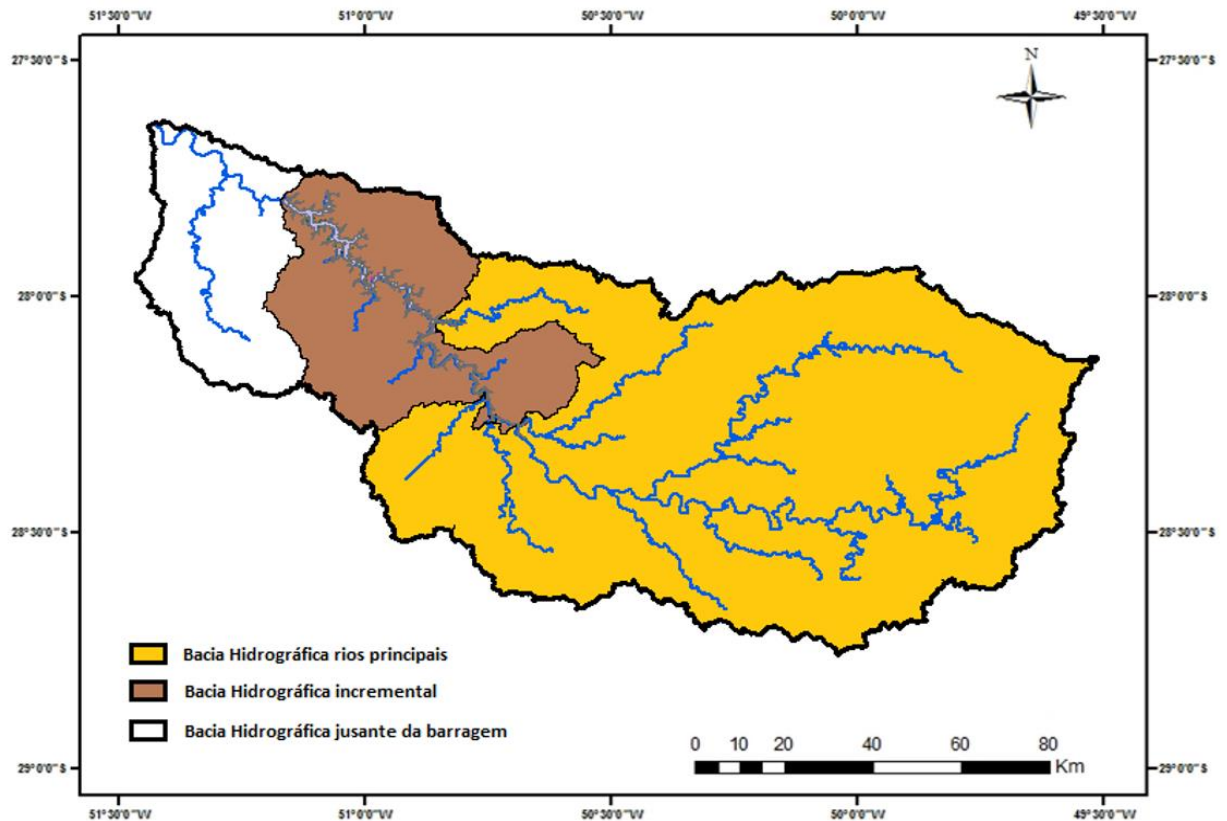


Figura 19. Bacia hidrográfica do rio Pelotas dividida em regiões: bacia hidrográfica dos rios principais afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande (na cor laranja); bacia hidrográfica incremental do reservatório da UHE Barra Grande (na cor marrom) e bacia hidrográfica a jusante da barragem da UHE Barra Grande (na cor branca).

3.2.4. Simulação do reservatório da UHE Barra Grande

A definição dos cenários de simulação depende dos registros de operação dos reservatórios. Variações de nível de água foram observados como resultante da demanda do sistema e incluídas em série de níveis do reservatório. Além dos cenários resultantes da operação foi simulada a situação corrente. Esta simulação foi feita com o IPH-ECO (Fragoso Jr *et al.*, 2011), desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS), que recebe como condições de contorno as séries de vazões e cargas geradas em cada mini-bacia e propaga as vazões e cargas ao longo da rede de drenagem. Foi utilizado no módulo hidrodinâmico (vazões de água) e no módulo de qualidade, (cargas de nutrientes) como demonstrado por Brito Júnior (2015) e Motta Marques *et al.*, (2017). A temperatura da água é simulada a partir de forçantes meteorológicas considerando o algoritmo de balanço térmico na interface ar-água (Motta Marques *et al.*, 2017).

O IPH-ECO requer vários conjuntos de dados de entrada de diferentes bancos de dados. Os “valores de profundidade em cada elemento da grade foram convertidos em

um único mosaico no formato “.dxf”, a partir do levantamento planialtimétrico antes do enchimento do reservatório, a batimetria foi gerada considerando a altura de crista do vertedouro (Figura 20). As aflúências dos rios, simuladas com o MGB-IPH, foram utilizadas como condições de contorno a montante. Três anos de simulações de temperatura da água foram realizadas no Reservatório (janeiro de 2008 a dezembro de 2010), devido à disponibilidade e confiabilidade dos dados disponíveis. Além da simulação do cenário real com as condições reais de operação do reservatório, também foi simulado um possível cenário futuro em que não haveria turbina d'água, para identificar o efeito da operação no sistema. Para fins de calibração, os cenários futuros foram simulados sem viscosidade vertical, de modo que todo o processo de mistura é controlado pelos processos advectivos no reservatório.

O módulo hidrodinâmico é baseado no método UnTRIM3D (Motta Marques, *et al.*, 2017), o qual considera um esquema numérico de volumes finitos com grades não estruturadas que emprega um esquema semi-implícito, com abordagem mista Euleriana-Lagrangiana (emprego de um sistema de coordenadas estático e dinâmico simultaneamente) para os termos convectivos (representam as acelerações local e convectiva), a fim de obter a solução do sistema de equações composto pelas equações de Navier-Stokes (quantidade de movimento e conservação da massa), as quais são apresentadas a seguir.

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} - f v &= -g \frac{\partial \eta}{\partial x} + A_h \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_v \frac{\partial u}{\partial z} \right) \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} + f u &= -g \frac{\partial \eta}{\partial y} + A_h \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_v \frac{\partial v}{\partial z} \right) \\ \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} &= 0 \end{aligned}$$

Onde $u(x, y, z, t)$, $v(x, y, z, t)$ e $w(x, y, z, t)$ são os componentes de velocidade nas direções x , y e z em m/s, t é tempo em segundos, η é a elevação da superfície da água medida a partir de um nível de referência em metros, f é o parâmetro de Coriolis em s⁻¹ assumido como constante, A_h é o coeficiente de viscosidade horizontal e A_v é o coeficiente vertical de viscosidade cinemática m²/s.

O emprego deste esquema numérico garante melhor estabilidade e precisão numérica, além de proporcionar a utilização de intervalos de tempo maiores do que os utilizados em outros esquemas. Este modelo vem sendo aplicado amplamente (Motta Marques, *et al.*, 2017)

O UnTRIM3D assume duas condições de contorno para integrar as equações de Navier-Stokes na coluna d'água. Na superfície livre as condições de contorno são prescritas pelas tensões de cisalhamento provocadas pelo vento. E na interface água-sedimento são prescritas de acordo com a tensão de cisalhamento no fundo através da fórmula de Manning-Chezy. Essas considerações são representadas por:

$$A_v \frac{\partial u}{\partial z} = \tau_x - \gamma u \quad \text{e} \quad A_v \frac{\partial v}{\partial z} = \tau_y - \gamma v$$

onde τ_x e τ_y são as componentes horizontais da tensão cisalhante aplicada pelo vento na superfície livre e γ indica a tensão de cisalhamento no fundo. A tensão cisalhante do vento na superfície livre é proporcional à velocidade do vento e é calculada da seguinte forma:

$$\tau_x = C_D W_x \|W\|$$

$$\tau_y = C_D W_y \|W\|$$

onde C_D é o coeficiente de arraste pelo vento, W_x e W_y são os componentes horizontais da velocidade do vento na superfície em m/s, e $\|W\|$ é a norma do vetor de velocidade do vento em m/s. A tensão cisalhante na interface água-sedimento é calculada por:

$$\gamma = g \frac{\sqrt{u^2 + v^2}}{C_v^2 H}$$

onde $H(y, x, t) = h(h, y) + \eta(x, y, t)$ é a profundidade total e C_v é o coeficiente de Chezy.

Nesta aplicação será utilizada uma abordagem tridimensional integrada (3D) uma vez que a dimensão vertical (z) é da mesma ordem de grandeza das dimensões horizontais (x e y).

A temperatura da água é simulada dinamicamente a partir das forçantes meteorológicas fornecidas pelo usuário através da equação de transporte advectivo-difusivo de calor, considerando na interface ar-água o algoritmo de balanço térmico (Chapra, 1997). O balanço de calor em um corpo hídrico é feito através da aplicação direta da primeira lei da termodinâmica para um fluido incompressível, a qual define que a variação da energia interna é igual à resultante dos fluxos de calor nos contornos do sistema. Os fluxos de calor considerados pelo modelo são: radiações atmosféricas de onda curta e longa (RAOC e RAOL), radiação de onda longa emitida pela água, e os fluxos de calor por condução e evaporação.

Uma discretização em grades estruturadas quadradas com resolução de 50 x 50 m no plano horizontal (plano xy) foi utilizada para representar o domínio do reservatório UHE

Barra Grande. A resolução empregada gerou uma malha computacional contendo aproximadamente 38 mil células. É possível observar que a resolução adotada aproximou bem o domínio dendrítico do reservatório, abrangendo corpo principal e braços. Tal representação é adequada para definição das condições de contorno hidrodinâmicas do sistema, tais como, controle hidráulico na barragem e rios afluentes. Depois de gerada a malha não estruturada foram definidos os valores de profundidade em cada elemento da grade.

As informações meteorológicas foram obtidas junto ao Instituto de Pesquisas Aeroespaciais – INPE/ INMET que possui uma Estação Meteorológica Automática próxima à região. Esta estação registra com frequência horária de medição, orientação dos ventos, direção em graus, velocidade medida em m/s, velocidade em m/s para a rajada de vento, radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa, precipitação e evaporação. O vento pode assumir um papel importante na circulação das águas do reservatório, uma vez que o reservatório apresenta uma pista de vento (fetch) significativa. Dados de radiação solar, temperatura do ar e umidade relativa foram utilizados para avaliar a distribuição de algas e, conseqüentemente, da estrutura trófica no reservatório.

As vazões dos rios afluentes foram simuladas através do modelo MGB-IPH e foram utilizadas como condições de contorno a montante. A contribuição lateral afluente também foi levada em consideração e lançadas de forma pontual no reservatório ao longo das margens direita e esquerda. Estas vazões são necessárias para o balanço hídrico e indicação de cargas laterais. A condição hidráulica defluente (vazão vertida e turbinada) foi assumida como a condição de contorno à jusante. Para este caso foram usados os dados contidos nas planilhas de controle de vazão afluente, efluente e turbinada.

Com a finalidade de avaliar a resposta do modelo frente aos dados de entrada, uma simulação preliminar foi conduzida antes de iniciar o processo de calibração dos módulos hidrodinâmico e de qualidade da água, considerando como forçante hidrodinâmica apenas um vento sul de 1m/s.

3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Simulação de cenários futuros de mudança na cobertura/uso do solo

Os resultados obtidos considerando os aportes de toda a bacia hidrográfica, de apenas os rios principais, e de apenas a bacia incremental do reservatório da UHE Barra

Grande, são apresentados na Figura 20 (anomalias anuais) e na Figura 21 (anomalias mensais). Essas figuras apresentam os resultados em termos de anomalias de vazão, carga de Nitrogênio total e carga de Fósforo total. Observa-se nessas figuras que, conforme o cenário analisado, resultados diferentes foram encontrados, sendo as maiores alterações observadas no cenário 1, no cenário 2 e no cenário 3, que consideram a existência de apenas um tipo de uso de solo em toda a bacia hidrográfica, floresta, pastagem/campos ou agricultura, respectivamente.

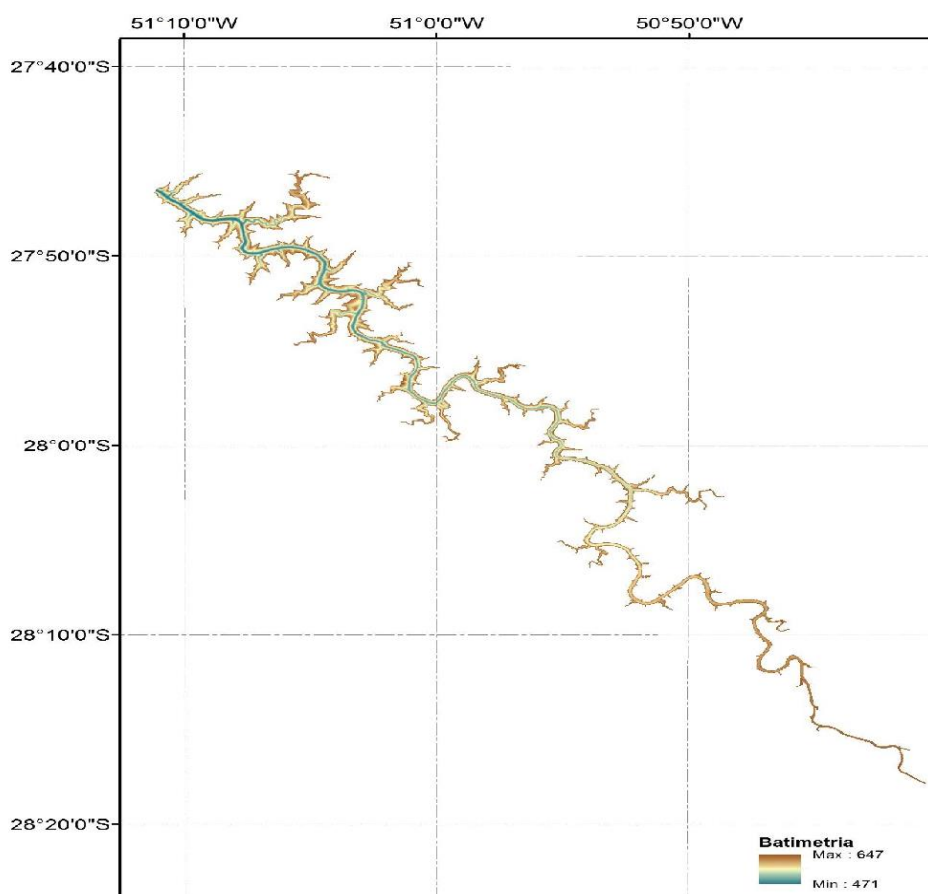


Figura 20. Valores de batimetria do reservatório da UHE Barra Grande com resolução de 50 x 50 m em cada célula computacional.

Fonte: do Autor (2022)

Os padrões estimados considerando valores médios anuais de vazões, carga de Nitrogênio total e carga de Fósforo total afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande se repetem quando analisados os valores médios mensais dessas mesmas variáveis, com anomalias em praticamente todos os cenários e em todos os meses, apresentando o mesmo sinal das anomalias estimadas na escala anual.

A substituição de florestas por outros usos provocou o aumento das vazões, conforme estimado no cenário 2 e no cenário 3. Por sua vez, a substituição de outros usos por florestas provocou a diminuição das vazões, conforme apresentado no cenário 1, no cenário 4 e no cenário 7. Estes resultados estão de acordo com os padrões observados

em outros trabalhos, e.g. Bultot et al. (1990); Bosch e Hewlett (1982); Trimble *et al.* (1987); Bayer (2014); Molina-Navarro *et al.* (2014). Estes estudos também mostraram que o valor da anomalia, no entanto, é dependente de outros fatores como o clima do local, o relevo e os tipos de solo, sendo difícil de prever.

Os resultados em termos de vazões obtidas na bacia incremental do reservatório em escala anual e mensal seguem o mesmo padrão estimado considerando a bacia hidrográfica total de contribuição ao reservatório e considerando apenas os rios principais, mas com valores claramente aumentados, superando mais do que dobro em termos percentuais, conforme pode ser observado na comparação de resultados na Figura 21 e na Figura 22. É importante ressaltar que, na situação atual, as vazões geradas pela bacia incremental do reservatório representam o 14,5% do total afluente, assim embora em termos relativos às anomalias apresentem maiores valores, em termos absolutos são menores que nas outras regiões analisadas. A bacia incremental do reservatório da UHE Barra Grande apresenta duas características que a diferenciam da bacia hidrográfica total de contribuição e da bacia hidrográfica associada aos principais rios: (1) maiores percentuais de solos profundos (45% aproximadamente) e (2) maiores percentuais de áreas com agricultura (32%).

Considerando a bacia hidrográfica geral de contribuição ao reservatório, o cenário 1 significou o reflorestamento de 47% da área, pois 52% já representa floresta e o restante é água. Dessa forma, foi estimada uma diminuição de cerca de 11,6% das vazões médias anuais. No cenário 2, florestas e agricultura foram substituídas por campos/pastagens sendo estimado um aumento das vazões médias anuais em 14,7%, aproximadamente. No cenário 3, florestas e campos/pastagens foram substituídos por agricultura, para o qual foi estimado um aumento das vazões médias anuais de cerca de 7%. Nos restantes cenários onde apenas um dos usos do solo foi substituído por outro, foram encontrados resultados intermediários, com anomalias de vazão média entre -6,5% e +1,5%, aproximadamente (Figura 21a).

Quanto aos aportes de nutrientes nas três regiões analisadas se observa na Figura 21 e na Figura 22 que conforme o cenário analisado resultados diferentes foram encontrados, sendo estimadas anomalias positivas quando a agricultura substitui outros usos e anomalias negativas quando da redução das áreas de agricultura.

A substituição de agricultura por outros usos provocou a diminuição das cargas de Nitrogênio total e Fósforo total, conforme estimado no cenário 1, no cenário 2, no cenário 4 e no cenário 5. Por sua vez, a substituição de outros usos por agricultura provocou o aumento das cargas de Nitrogênio total e Fósforo total, conforme apresentado no cenário 3 e no cenário 6. Estes resultados estão de acordo com os padrões observados

em outros trabalhos, e.g. Liu et al. (2014); Zhu et al. (2011); Lai et al. (2011); Trevisan et al. (2012); Wu et al. (2012); Ouyang et al. (2013); Molina-Navarro et al. (2014). Estes estudos verificaram que as áreas ocupadas com agricultura foram as que produziram os maiores índices de cargas difusas e, por outro lado, regiões caracterizadas por florestas e pastagens produziram os menores índices de cargas difusas. Dessa forma a substituição de diferentes usos do solo por agricultura leva ao aumento das cargas de Fósforo total e Nitrogênio total. A magnitude da anomalia na carga de nutrientes pode estar associada ao grau de alteração, à alteração provocada no processo de transformação da precipitação em escoamento, às declividades do terreno, aos tipos de solo e às práticas agrícolas.

Considerando a bacia hidrográfica de contribuição ao reservatório da UHE Barra Grande, no cenário 1, o reflorestamento de 47% da área significou a substituição de áreas de agricultura (27% da área da bacia hidrográfica) e de campos/pastagens (20% da área da bacia hidrográfica) por florestas. Dessa forma foi estimada uma diminuição nas cargas anuais de Nitrogênio total e Fósforo total de cerca de 54% e 78%, respectivamente. No cenário 2, florestas (52% da área da bacia hidrográfica) e agricultura foram substituídas por campos/pastagens sendo estimada uma diminuição das cargas anuais de Nitrogênio total e Fósforo total em 64,5% e 66,7%, aproximadamente. No cenário 3, florestas e campos/pastagens foram substituídos por agricultura, para o qual foi estimado um aumento das cargas anuais de Nitrogênio total e Fósforo total de cerca de 168% e 202,5%, respectivamente. Nos restantes cenários onde apenas um dos usos do solo foi substituído por outro, foram encontrados resultados intermediários, com anomalias de cargas anuais de Nitrogênio total entre -59% e +52,6% e de Fósforo total entre -75,8% e +53% (Figura 22b e Figura 22c).

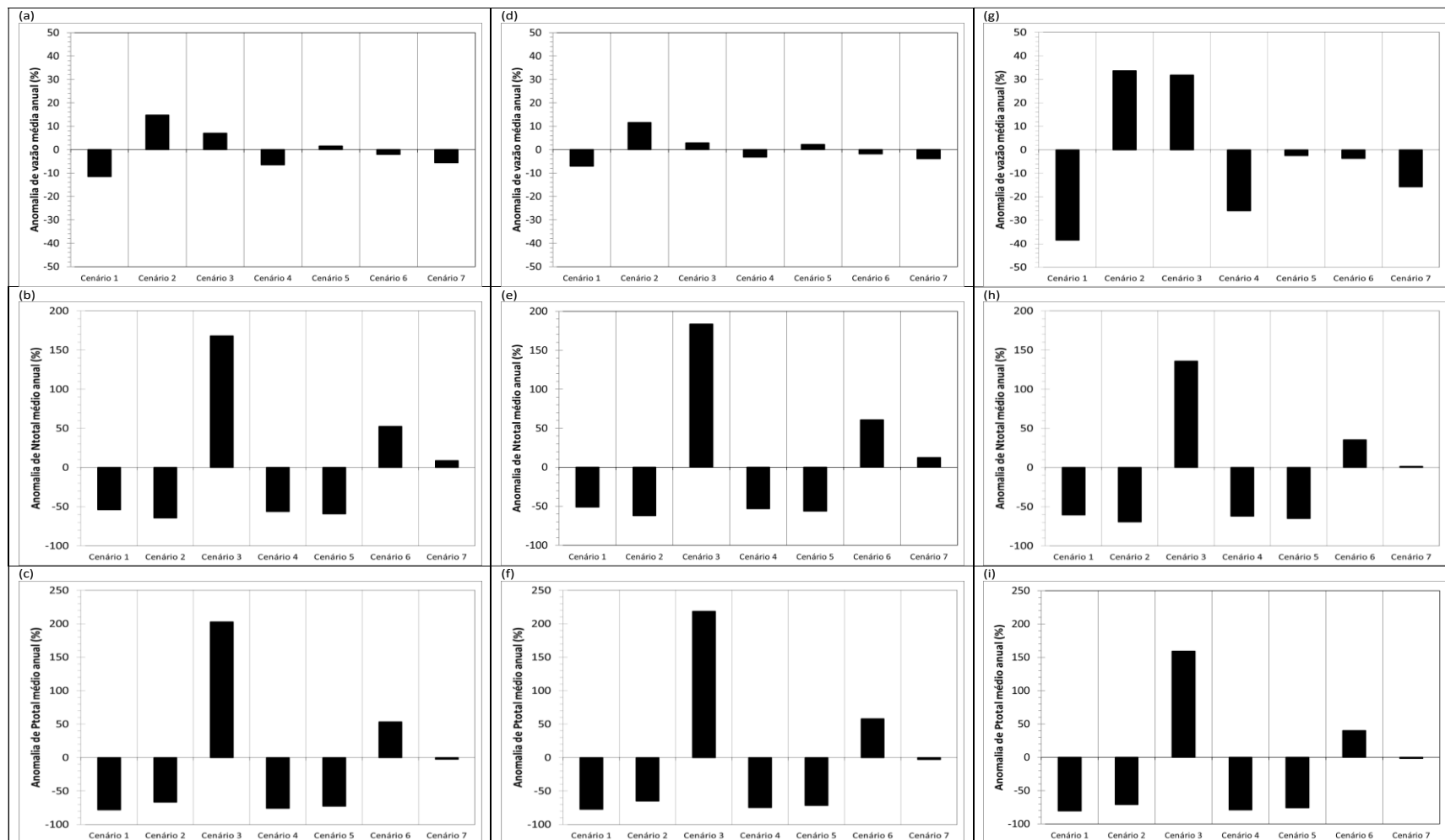


Figura 21. Anomalia de vazão (a, d, g), carga de Nitrogênio total (b, e, h) e carga de Fósforo total (c, f, i) média anual (%) em cada cenário de alteração do uso do solo considerando o aporte de toda a bacia hidrográfica (a, b, c), de apenas os rios principais (d, e, f) e de apenas a bacia incremental (g, h, i) do reservatório da UHE Barra Grande. Fonte: Do autor 2202.

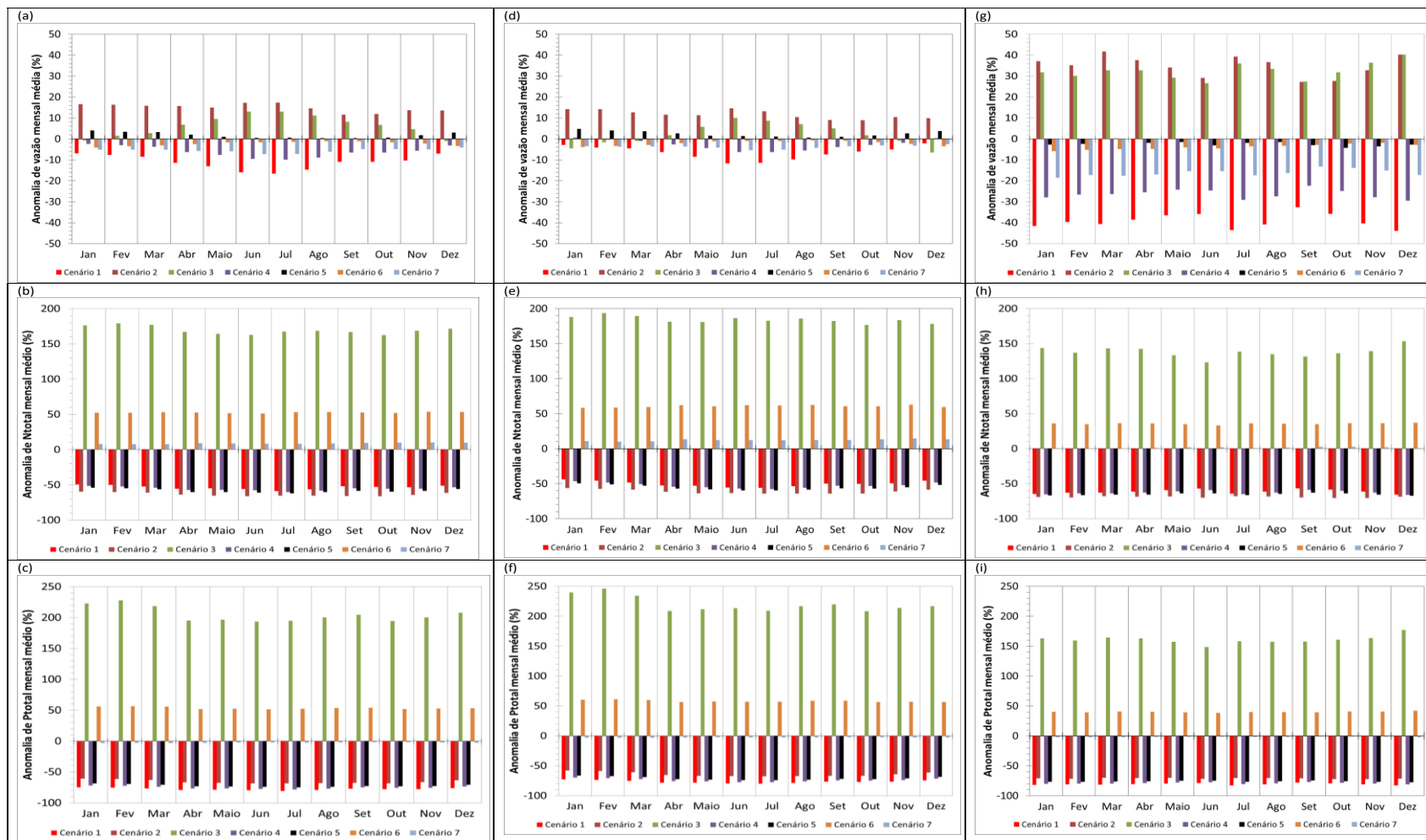


Figura 22. Anomalia de vazão (a, d, g), carga de Nitrogênio total (b, e, h) e carga de Fósforo total (c, f, i) média mensal (%) em cada cenário de alteração do uso do solo considerando o aporte de toda a bacia hidrográfica (a, b, c), de apenas os rios principais (d, e, f) e de apenas a bacia incremental (g, h, i) do reservatório da UHE Barra Grande. Fonte: Do autor 2202.

É observado em outros estudos, que em reservatórios do tipo “canyon”, há um aumento do gradiente de fósforo, nitrito, condutividade e material em suspensão na direção rio-barragem, que promove heterogeneidade espacial do Sistema (Zanatae & Espíndola, 2002). No reservatório da UHE Barra Grande, observa-se que a sua grande e a presença de solos rasos nas margens, com vazões muito variáveis, formam uma situação específica da dinâmica hídrica, com variações que podem ser bruscas e rápidas na vazão, com grande variação no tempo de residência da água no reservatório (Guedes *et al.*, 2022). Rankinen *et al.* (2019), por modelagem em vários cenários futuros, mostrou um aumento na concentração anual de nitrato em 16%-63%, sedimentos suspensos em 45% –146% e fósforo em e 38% –100%, com aumento da temperatura média anual e da precipitação devido às mudanças climáticas.

A preservação ou recuperação da vegetação tem grande influência na qualidade da água, podendo reduzir a carga de sólidos em até 30 %, dependendo das condições locais (Martin *et al.*, 2017; Melo *et al.*, 2018; Mainali & Chang, 2018; Rodrigues *et al.*, 2018; Yousefi *et al.*, 2018; Gu *et al.*, 2019; Mwaijengoab *et al.*, 2020). O efeito de redução da vazão mostra a capacidade da cobertura vegetal em reter água, liberando menos água devido à evapotranspiração, mas de melhor qualidade, sendo esse efeito apontado como uma das soluções baseadas na natureza para atender aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável para retomada sustentável após a pandemia (Firjan, 2021).

3.3.2. Simulação de reservatório

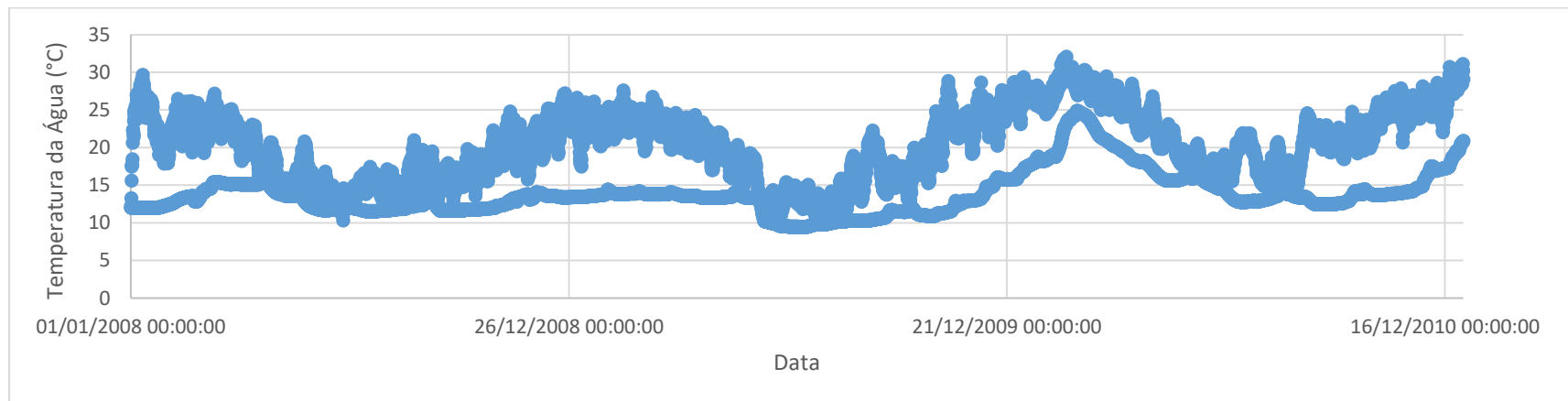
No cenário futuro com operação, para a área mais profunda do reservatório, próximo à barragem (ponto P1), há uma estratificação vertical bem-marcada (Figura 23). Podem ser observados períodos de mistura rápida quando a temperatura da superfície se aproxima das camadas mais profundas. No cenário futuro sem operação, também pode ser observada uma rápida estratificação vertical (Figura 23). Na zona intermediária do reservatório (ponto P2), com profundidade menor, os valores de temperatura são mais próximos, devido a uma transferência de calor mais rápida (Figura 23). No cenário futuro sem operação do reservatório, há uma condição de mistura constante (Figura 23). No ponto de monitoramento inicial (ponto P3) na entrada do reservatório, as camadas são homogêneas entre si (Figura 23). No cenário sem operação, a estratificação térmica vertical é observada e mantida por longos períodos (Figura 23). No entanto, as temperaturas são muito próximas em diferentes profundidades, formando camadas pouco definidas, exceto nos meses mais quentes de primavera e verão, que variam de ano para ano, mas no geral, no intervalo de novembro a janeiro.

A temperatura na coluna d'água depende da vazão, nível e tempo de residência da água. Nossos resultados evidenciam que há simultaneamente duas linhas de tendência da temperatura da água (uma com valores menores e outra com valores maiores). Por vezes, a diferença é superior a 10 graus. O ponto próximo à barragem apresenta essa diferença com a operação da usina e os demais, na porção intermediária e na cabeceira do reservatório, apresentam essa diferença sem operação da Usina. A operação influencia mais na temperatura da coluna d'água próxima à barragem, já que é aí que é feita a tomada d'água para a usina. Como depende das condições ambientais, sempre quando há variação da temperatura do ar, da vazão e tempo de residência, podemos ter mistura maior ou menor na coluna. A temperatura do ar muito baixa acaba por ajudar na mistura da coluna d'água e temperatura do ar mais alta pode reduzir essa mistura. Observa-se que a ausência ou baixa variação de temperatura no corpo d'água facilita a mistura de toda a coluna d'água (Olden & Naiman, 2010; Dai *et al.*, 2012). Nossos resultados mostram estratificação na maior parte do ano, com o hipolimnio anóxico, situação comum em grandes reservatórios de cânions e na estação mais seca ou mais fria, há uma quebra na estratificação devido ao fluxo de água (Lindim *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011).

A vazão da água no reservatório, fluindo nas camadas inferior (underflow), intermediária (interflow) ou superior (overflow), influencia muito no grau de mistura entre as águas do rio e do reservatório (Armengol *et al.*, 1999; Ahn *et al.*, 2017; Jaipradtham 2017; Shardin & Wunderlich 2017; Yoshioka & Yoshioka 2019; Jing *et al.*, 2020; Ramaswamy & Saleh 2020; Yoshioka, 2020). O reservatório passa a ser fluvial se tiver um tempo de retenção inferior a 10 dias e o underflow quando há mistura da camada de água, há alteração nos mecanismos de decantação, ressuspensão de nutrientes e materiais (Wang *et al.*, 2011).

A Figura 23 mostra que próximo à barragem há estratificação no cenário com operação, com duas faixas de temperatura, já nos outros dois pontos a estratificação com duas faixas de temperatura no cenário sem operação.

Com Operação



Sem Operação

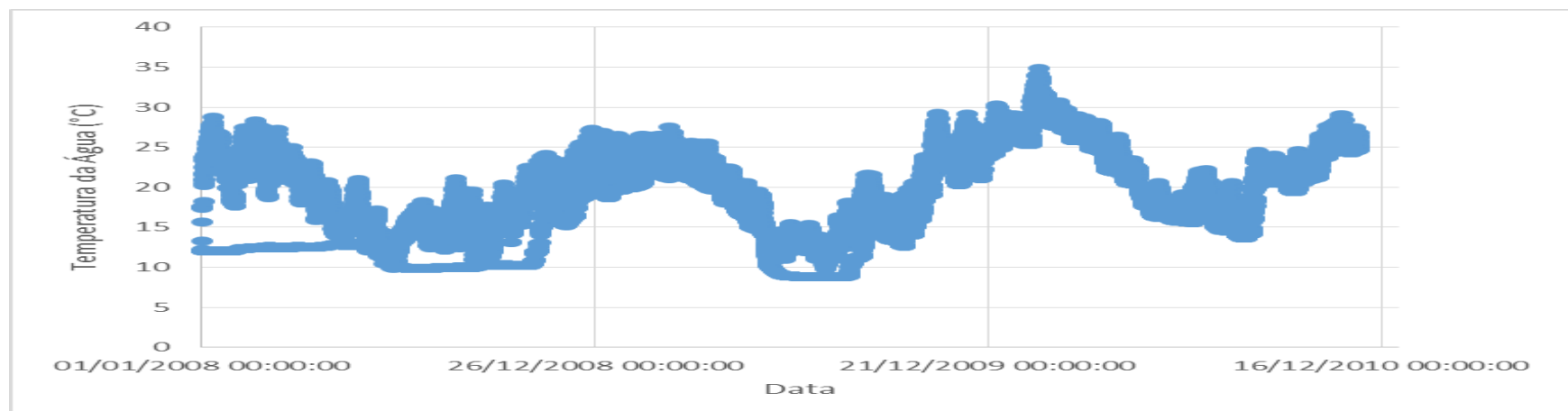
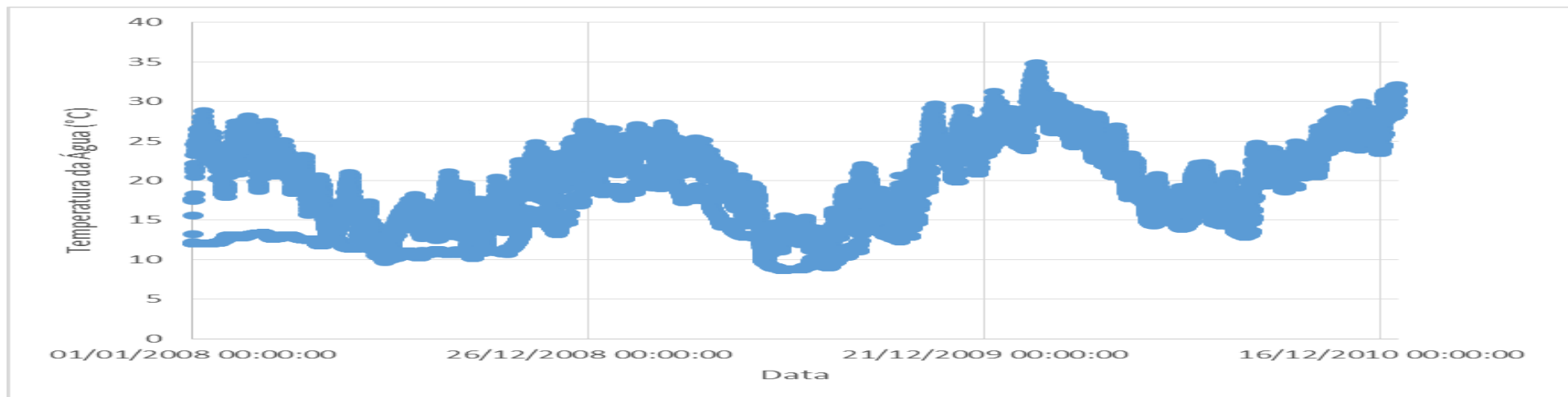


Figura 23. Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da UHE Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento P1, no inverno 2008. Resultados para o cenário com e sem operação. Fonte: Do autor (2022).

Com Operação



Sem operação

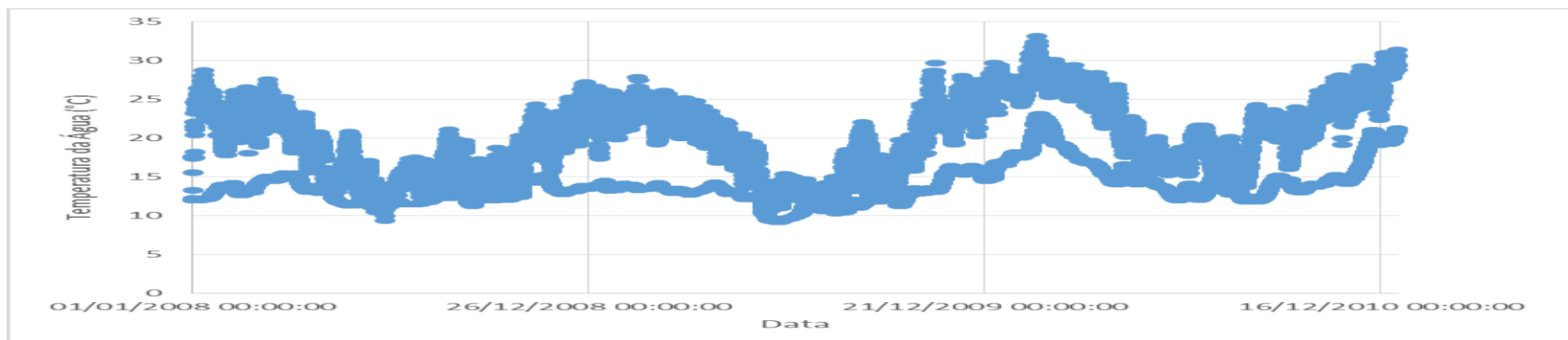
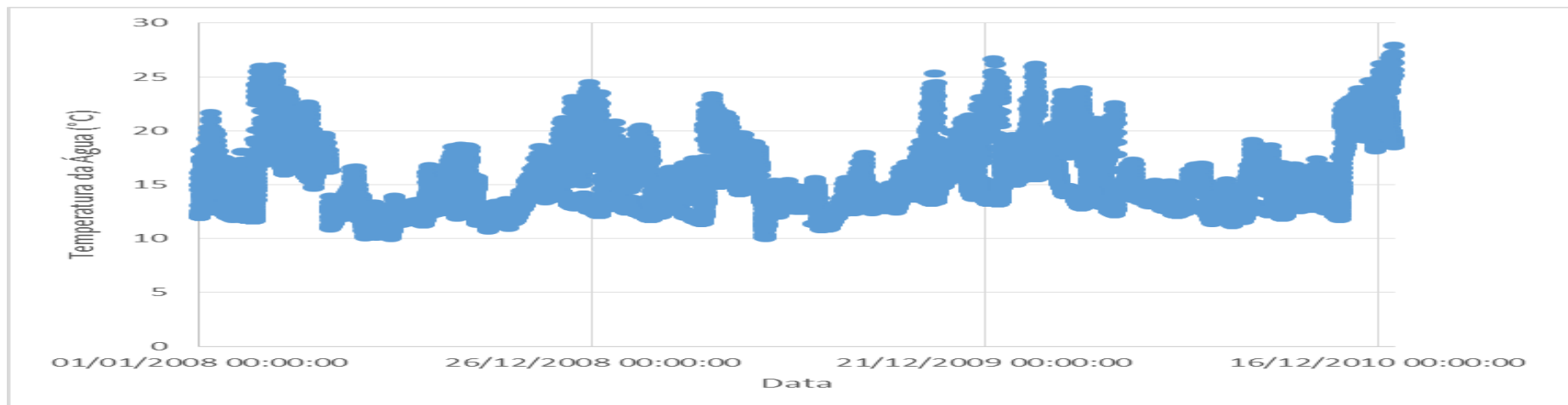


Figura 24 (cont.). Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da UHE Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento P2, no inverno 2008. Resultados para o cenário com e sem operação. Fonte: Do autor (2022).

Com Operação



Sem operação

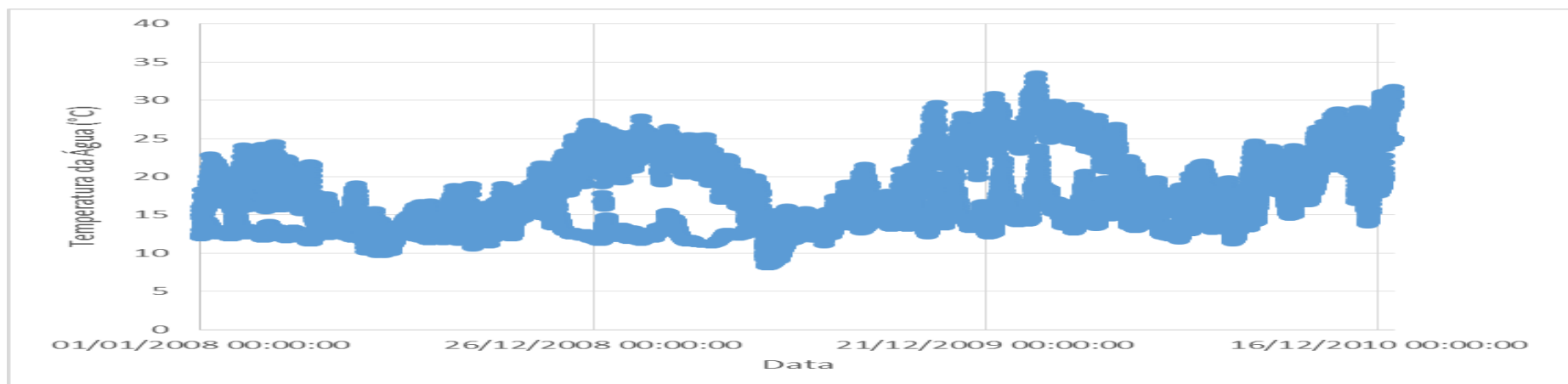


Figura 25 (cont.).. Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da UHE Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento P3, no inverno 2008. Resultados para o cenário sem operação Fonte: do Autor (2022).

4. CONCLUSÕES

Os resultados e conclusões foram obtidos por modelagem para o caso de estudo do reservatório da UHE Barra Grande, SC, que é longo, profundo e em “canyon”, que indicaram que o aumento da área de agricultura na bacia de contribuição ao reservatório pode ter efeito sobre o carreamento de nutrientes para o reservatório, só que, com o aumento de vazão, podemos ter um efeito de diluição, mas como o reservatório concentra partículas e nutrientes, há efeitos futuros de eutrofização, mesmo sendo um reservatório profundo. Também como foram observadas muitas variações bruscas na vazão, que poderia haver uma maior intensidade dessas variações com as mudanças climáticas. Em contrapartida, o aumento de áreas florestadas permite uma redução do carreamento de materiais ao reservatório, com uma redução da vazão, mas com menores flutuações abruptas na vazão e condições de qualidade da água, o que permite maior previsibilidade frente às variações e às mudanças climáticas.

A operação ajuda a manter a estratificação próxima à barragem, que é mais profunda, mas há mistura quando há redução da temperatura superficial. Nas porções intermediárias há estratificação com menor amplitude com operação e mistura sem influência da operação. Na cabeceira, mais longe da barragem, onde é menos profunda e com homogeneidade na coluna d'água, há estratificação por longos períodos sem operação, que se mantém nos meses mais quentes.

5 REFERÊNCIAS

- AHN, J. M., JUNG, K. Y. & SHIN, D. Effects of Coordinated Operation of Weirs and Reservoirs on the Water Quality of the Geum River. *Water*, 9, 2017, 423.
- ALLAWI, M. F., JAAFAR, O., MOHAMAD HAMZAH, F., KOTING, S. B., MOHD, N. S. B., & EL-SHAFIE, A. Forecasting hydrological parameters for reservoir system utilizing artificial intelligent models and exploring their influence on operation performance. *Knowledge-Based Systems*, 163, 2019, 907-926. <http://dx.doi.org/10.1016/j.knosys.2018.10.013>.
- ANMALA, J., VENKATESHWARLU, T., 2019. Statistical assessment and neural network modeling of stream water quality observations of Green River watershed, KY, USA. *Water Supply* 1–10. <https://doi.org/10.2166/ws.2019.058>.
- ARMENGOL, J., GARCIA, JC., COMERMA, M., ROMERO, M., DOLZ, J., ROURA, M., HAN, BH., VIDAL, A. & ŠIMEK, K. Longitudinal processes in “canyon” type reservoirs: The case of Sau (N. E. Spain). In TUNDISI, JG. and STRAŠKRABA,

- M., orgs. Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences. 1999, 585 p.
- ARRIAGADA, L., ROJAS, O., ARUMÍ, J., MUNIZAGA, J., ROJAS, C., FARIAS, L. & VEGA, C. A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing several stressors: a case study in mediterranean Chile. *Science of the total environment* 651, 2019, 1517-1533.
- AZADI, F, ASHOFTEH, P., LOÁICIGA, H. Reservoir Water-Quality Projections under Climate-Change Conditions. *Water Resources Management* 33(1), 2019, 401-421.
- BARAKAT A., EL BAGHDADI, M., RAIS, J.; AGHEZZAF, B. & SLASSI, M. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of oum er rbia river (morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research* 4(4), 2016, 284-292.
- BAYER, D.M. Efeitos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico de bacias de grande escala. Tese de doutorado. Programa de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS. Porto Alegre, 2014, 156p
- BEVEN K. How to make advances in hydrological modeling. *Hydrology Research* 50.6, 2019, 1481-1494. DOI: 10.2166/nh.2019.134.
- BRITO JÚNIOR, A.N. Modelagem dos fluxos de ressuspensão de sedimentos de um lago raso subtropical. Tese de mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento. Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, AL, 2015, 123 p.
- BRUNNER, G.W. HEC-RAS River Analysis system. User's manual. USACE, 2016, 960 p.
- BULTOT, F., DUPRIEZ, G.L. & GELLENS, D. Simulation of land use changes and impacts on the water balance – A case study for Belgium. *Journal of Hydrology*, 114, 2016, 1990327–348.
- CAMARA, M, JAMIL, N. & ABDULLAH, A. Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. *Ecological Processes*, 2019, 8:10.
- CARAM, R.O. Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2010, 140p.
- CHOUNLAMANY V., TANCHULING M. & INOUE T. Spatial and temporal variation of water quality of a segment of Marikina River using multivariate statistical methods. *Water Science and Technology*, 6-76, 2017.

- COLLISCHONN, W. Simulação Hidrológica de Grandes Bacias. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS. Porto Alegre, 2002, 194P.
- COLLISCHONN, W., ALLASIA, D. G., SILVA, B. C. & TUCCI, E. M. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modeling. *Hydrological Science Journal*, v.52, n.3, 2007, p.878-895.
- DAI, L., DAI, H. & JIANG, D. Temporal and spatial variation of thermal structure in three gorges reservoir: a simulation approach. *Journal of Food, Agriculture & Environment* Vol.10 (2), 2012, 1174-1178.
- De Freitas, L.D.; De Moraes, J.F.L.; Da Costa, A.M.; Martins, L.L.; Silva, B.M.; Avanzi, J.C.; Uezu, A. How Far Can Nature-Based Solutions Increase Water Supply Resilience to Climate Change in One of the Most Important Brazilian Watersheds? *Earth* 2022, 3, 748–767. <https://doi.org/10.3390/earth3030042>
- DIAMANTINI, E., LUTZ, S.R., MALLUCCI, S., MAJONE, B., MERZ, R. & BELLIN, A. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of the Total Environment* 612, 2018, 49-62.
- EWEN, J.; PARKIN, G. Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 1. Method. *Journal of Hydrology*, 175, 1996, p. 583–594.
- FAN, F.M., BUARQUE, D.C., PONTES, P.R.M. & COLLISCHONN, W. Um mapa de unidades de resposta hidrológica de toda América do Sul. XXI simpósio brasileiro de recursos hídricos. ABRH, Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015, 8 P.
- FIRJAN – FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. série-de-webinars-ods-e-a-retomada-sustentavel-das-atividades-produtivas. <https://www.firjan.com.br/eventos/transmissao-online-serie-de-webinars-ods-e-a-retomada-sustentavel-das-atividades-produtivas.htm>, 2021.
- FRAGOSO JR, C.R., MOTTA MARQUES, D.M.L., FERREIRA, T.F., JANSE, J.H. VAN NES, E.H. Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. *Environmental Modelling & Software*. Volume 26, Issue 11, November 2011, Pages 1337-1348.
- GERALDES, A. & GEORGE, C. Variações na limnologia de um reservatório profundo em períodos com diferentes padrões de precipitação. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24(4), 2012, 417-426
- GIRI, S., QIU, Z., & ZHANG, Z. Assessing the impacts of land use on downstream water quality using a hydrologically sensitive area concept. *Journal of environmental management*, 213, 2018, 309-319.

- GU, Q., HU, H., MA, L., SHENG, L., YANG, S., ZHANG, X., ZHANG, M., ZHENG, K. & CHEN L. Characterizing the spatial variations of the relationship between land use and surface water quality using self-organizing map approach. *Ecological Indicators*, 102, 2019, 633-643.
- JAIPRADTHAM, C. Investment cost analysis for electricity generation with renewable energy and measurement of water pressure from weir to water conservation of small hydropower project. *Int J Smart Grid Clean Energy*; 6(1), 201, 2017, 767–75.
- JING ZHU, AN WENJIE, ZHANG SHANGHONG, XIA ZHONGXI. Flood control ability of river-type reservoirs using stochastic flood simulation and dynamic capacity flood regulation. *J. Cleaner Prod*; 257, 2020, 120809.
- LARENTIS, D.G. Modelagem matemática da qualidade da água em grandes Bacias: Sistema Taquari – Antas. Tese de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Instituto de Pesquisas Hidráulicas/IPH. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2004, 132p.
- LI, K.Y., COE, M.T., RAMANKUTTY, N. & DE JONG, R. Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa. *Journal of Hydrology*, 337, 2007, p. 258–268.
- LIMA, R.N.S.; RIBEIRO, C.B.M.; BARBOSA, C.C.F.; ROTUNNO FILHO, O.C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em sistema de informação geográfica. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(1), 2016, 139–150.
- LINDIM C., PINHO, J.L. & VIEIRA, J.M.P. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. *Ecological Modelling*, 222, 2011, 2485– 2494.
- LIU, J., SHEN, Z. & CHEN, L. Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*, Volume 176, August 2018, 51-63.
- MAINALI, J., CHANG H. landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. *Journal of Hydrology* 564, 2018, 26-40.
- MARTIN, S., HAYES, D., KENDALL, A. & HYNDMAN, D. The land-use legacy effect: Towards a mechanistic understanding of time-lagged water quality responses to land use/cover. *Science of the Total Environment*. 579, 2017, 1794-1803.

- MELLO K., VALENTE R., RANDHIR, T & VETTORAZZI, C. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecological Indicators* 93, 2018, 1293-130.
- MILLER, S.N., KEPNER, W.G., MEHAFFEY, M.H., HERNANDEZ, M., MILLER, R.C., GOODRICH, D.C., DEVONALD, K.K., HEGGEM, D.T. & MILLER, W.P. Integrating landscape assessment and hydrologic modeling for land cover change analysis. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(4), 2002, 915–929.
- MITROVIĆ, T., ANTANASIJEVIĆ, D., LAZOVIĆ, S., PERIĆ-GRUJIĆ, A., Ristić, M., 2019. Virtual water quality monitoring at inactive monitoring sites using Monte Carlo optimized artificial neural networks: a case study of Danube River (Serbia). *Sci. Total Environ.* 654, 1000–1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.189>
- MOLINA-NAVARRO, E., TROLLE, D., MARTÍNEZ-PÉREZ, S., SASTRE-MERLÍN, A. & JEPPESEN, E. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology*, 509, 2014, 354–366.
- MORAIS, A. A. C. & MAIA, A. G. Development of reservoir operation rules using seasonal climate forecasts. *Revista Brasileira e Recursos hídricos*, 26, 2021, e19.
- MOTTA MARQUES, D. M., FRAGOSO JR., C. R., RODRIGUES, L. H. R., BRAVO, J. M., CAVALCANTI J. R. Projeto P&D ANEEL/BAESA/ENERCAN: “Dinâmica da Estrutura Trófica Associados ao Uso da Bacia Hidrográfica e Operação do Reservatório”. Termo de Cooperação Técnica N°:P&D 3936-1312/2012. 2017.
- MWAIJENGOAB, G. N., MSIGWABD, A., NJAUB, K. N., BRENDONCKAE, L. & VANSCHOENWINKE, B. Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. *Science of the Total Environment*. 715, 2020.
- NASELLI-FLORES, L. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological. Skills to Improve Management. In ANSARI, AA., GILL, SS., LANZA, GR. and RAST, W., orgs. *Eutrophication: causes, consequences and control*. New York: Springer. 2011, 394 p.
- OLDEN, J.D. & NAIMAN, R.J. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55, 2010, 86–107.
- PARKIN, G., O'DONNELL, G., EWEN, J., BATHURST, J.C., O'CONNELL, P.E. & LAVABRE, J. Validation of catchment models for predicting land-use and climate

- change impacts. 2. Case study for Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology*, 175, 1996, 595–613.
- QIN, Y., HAO, F., ZHANG, D., LANG, Y., WANG, F. Accumulation of organic carbon in a large “canyon” reservoir in Karstic area, Southwest China. *Environmental Science and Pollution Research*. 27(20), 2020, 25163-25172.
- RAMASWAMY V. & SALEH F. Ensemble based forecasting and optimization framework to optimize releases from water supply reservoirs for flood control. *Water Resour Manag*; 34(3), 2020, 989–1004.
- RANKINEN, K., CANO BERNAL, J.E., HOLMBERG, M., VUORIO, K., GRANLUND, K. Identifying multiple stressors that influence eutrophication in a Finnish agricultural river. *Sci. Total Environ.* 658, 2019, 1278–1292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.294>.
- RODRIGUES, V.; ESTRANY, J.; RANZINI, M., DE CICCO, V.; MARTÍN-BENITO, J.; HEDO, J.; LUCAS-BORJA, M. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). *Science of the Total Environment*, 2018. 622-623 1553-1561.
- RODRIGUEZ, D.A. Impactos dos padrões espaciais da vegetação nas variáveis atmosféricas e terrestre do ciclo hidrológico, em bacia de floresta Amazônica. Tese de doutorado. Programa de pós-graduação em Meteorologia. Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE), 2011, 208 p.
- ROSMAN, P. C.C. Um Sistema Computacional de Hidrodinâmica Ambiental – Capítulo 1 (pp 1-161) do livro Métodos Numéricos em Recursos Hídricos, Vol. 5. Editora ABRH e Fundação COPPETEC. 2001.
- SHARDIN A. A., & Wunderlich R. Partially observable stochastic optimal control problems for an energy storage. *Stochastics*. 89(1), 2017, 280–310.
- SINGH V.P. Hydrologic modeling: progress and future directions. *Geosci.Lett.* 5:15. 2018. doi.org/10.1186/s40562-018-0113-z.
- SOLOMATINE, D.P., OSTFELD, A., 2008. Data-driven modelling: some past experiences and new approaches. *J. Hydroinformatics* 10, 3–22. <https://doi.org/10.2166/hydro.2008.015>
- TIYASHA, T. M. T. & ZAHER, M. Y. A survey on river water quality modelling using artificial intelligence models: 2000–2020. *Journal of Hydrology* 585, 2020, 124670.
- WAN MOHTAR, W.H.M., ABDUL MAULUD, K.N., MUHAMMAD, N.S., SHARIL, S. & YASEEN, Z.M. (2019). Spatial and temporal risk quotient based river assessment for water resources management. *Environ. Pollut.*, 2019. [doi:10.1016/j.envpol.2019.02.011](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.011).

- WANG, S., QIAN X., HAN B.-P., WANG Q.-H. & DING, Z.-F. Physical limnology of a typical subtropical reservoir in south China. *Lake and Reservoir Management*, 27, 2011, 149–161.
- XIANG, S., PANG, Y., CHU, Z., X.-Z. HU, L. SUN, L.-Q. & XUE. (). Response of inflow water quality to land use pattern in northern watershed of Lake Erhai. *Huanjing Kexue. Environmental Science* 37(8) 2016.
- YOSHIOKA H. Mathematical modeling and computation of a dam–reservoir system balancing environmental management and hydropower generation. *Energy Reports* 6, 2020, 51–54.
- YOSHIOKA H., YOSHIOKA Y. Modeling stochastic operation of reservoir under ambiguity with an emphasis on river management. *Optim Control Appl Methods*; 40(4), 2019, 764–90.
- YOUSEFI H., ZAHEDI S. & NIKSOKHAN, M. Modifying the analysis made by water quality index using multi-criteria decision-making methods. *Journal of African Earth Sciences* 138, 2018, 309-318.
- ZANATAE, L. H. & ESPÍNDOLA L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Braz. J. Biol.* 62 (2). May 2002. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000200019>.
- ZHANG, H., WANG, B., HAN, Q., SHI, J., QIU, X., WANG, T. (). Hydrodynamic characteristics of Wujiangdu Reservoir during the dry season—a case study of a “canyon” reservoir. *ACTA GEOCHIMICA*. 36(3), 2017, 506-510

Capítulo 4: Discussão geral

Este estudo buscou caracterizar o reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande, um reservatório em região subtropical, em formato de “canyon”, grande e profundo, com base no estudo da influência da água afluyente oriunda da bacia hidrográfica sobre a dinâmica e qualidade da água. Com isso, buscou-se definir um modelo de estudo para subsidiar a definição de programas de gestão e monitoramento a ser aplicado em reservatórios, que sejam eficientes e otimizados, para reduzir recursos aplicados e garantir o uso eficiente das informações geradas, tendo em vista as dificuldades do setor hidrelétrico para execução desses tipos de programas.

Para atingir este objetivo, o estudo foi organizado de forma a seguir uma ordem de trabalhos. O capítulo 1 apresentou a introdução e objetivos e estrutura do estudo. O capítulo 2 apresentou o estado da arte sobre estudos em reservatórios, qualidade da água e o uso de modelagem matemática.

No capítulo 3 foi feita a avaliação temporal e espacial da variação de 11 parâmetros de qualidade da água do reservatório. Para o entendimento do relacionamento entre variáveis monitoradas foram usados métodos multivariados aplicados às matrizes de variáveis limnológicas físico-químicas, verificando como estão associadas no espaço e tempo. A Análise de Componentes Principais para definir a importância relativa de cada variável e Anova (bidirecional) para analisar a significância das diferenças na qualidade da água no eixo longitudinal do reservatório. Estas análises foram realizadas usando-se o software PC-ORD (McCune & Mefford, 1999).

No capítulo 4 foi feita a modelagem hidrológica da água afluyente ao reservatório, com base nos coeficientes de exportação e vazões geradas pelo MGB-IPH. Em seguida foi feita modelagem da qualidade da água com uso da componente de qualidade da água do modelo HEC-RAS, a partir da estimativa do aporte de nutrientes por cargas difusas por mini bacia, (Nitrogênio total e Fósforo total), da bacia hidrográfica ao reservatório. Por fim, foi feita a simulação do reservatório, utilizando o modelo IPH-ECO, para representar os processos físico-químicos do corpo d'água profundo na definição dos processos de estratificação e movimentação na coluna d'água ao longo do reservatório.

No capítulo 5 é realizada uma discussão geral do trabalho e o capítulo 6 a conclusão geral com os encaminhamentos necessários para a implantação do modelo desenvolvido neste trabalho. Desta forma, após caracterizados os fatores ambientais relevantes no reservatório e avaliada a influência da água afluyente ao reservatório,

oriunda da bacia hidrográfica, tem-se um quadro de funcionamento do reservatório e da influência da sua operação e, assim, pôde-se definir o modelo de programa de gestão que pode ser aplicado a todo setor hidrelétrico, desde que se tenha uma caracterização do ambiente.

O conhecimento das condições hidrodinâmicas em reservatórios em “canyon” é importante para a compreensão dos ciclos biogeoquímicos e desempenham um papel fundamental no controle da distribuição espaço-temporal das propriedades físicas e químicas da água armazenada nesse tipo de reservatório. O curso da água no reservatório orienta o ciclo anual do padrão longitudinal de circulação. Temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade no influxo são os principais fatores que descrevem esses processos, mas a eficiência deste sistema depende das cargas e concentrações de nutrientes, taxas de sedimentação, atividade biológica e vazão de água. O fluxo da água no reservatório, fluindo no fundo (underflow), meio (interfluxo) ou camadas superiores (transbordamento) influenciam muito o grau de mistura entre as águas do rio e do reservatório. O reservatório da UHE Barra Grande possui uma zona fluvial na cabeceira sob a influência preponderante dos maiores rios afluentes, uma zona de transição e finalmente uma zona lacustre. Este comportamento está associado à forma do reservatório, essencialmente um “canyon” o que leva à desestruturação das camadas em função da energia associada aos afluentes. A maior influência é verificada para aos rios de cabeceira, os maiores em vazão.

O reservatório profundo em “canyon” apresenta estratificação na maior parte do ano na porção mais profunda, onde a troca de calor e circulação vertical é dificultada e o hipolimnio permanece anóxico. Na estação mais seca há uma quebra na estratificação devido ao fluxo de água. Nas regiões medianas e próximo à barragem há um padrão de estratificação de temperatura e oxigênio. Nos extremos de vazão baixa, os valores de turbidez, transparência, condutividade e sólidos totais têm variação relevante, pois parece haver efeito sobre a ciclagem de sólidos e nutrientes, tanto da vazão baixa e do tempo de residência alto, quanto da mistura da coluna d’água que ocorre no inverno, o que resulta nessa grande variação e difícil previsibilidade. A topografia subaquática irregular de reservatórios em “canyon” pode resultar em heterogeneidade espacial na deposição de sedimentos.

São observados diferentes padrões associados a variações espaciais e temporais, dependendo das variáveis e da época considerada, observa-se existência de um gradiente sazonal e um zoneamento ao longo do eixo longitudinal do reservatório. Na superfície o gradiente está especialmente relacionado a processos de circulação,

sedimentação e ressuspensão e no fundo, o gradiente está relacionado à circulação e sedimentação. Com menor fluência de água, na porção inicial do reservatório, a água de superfície carrega mais sólidos não biogênicos em suspensão e água mais quente e mais oxigenada, com menos nutrientes e menor condutividade e águas mais transparentes. Já nos meses de maior fluência e temperatura a turbidez e pH são maiores. Portanto, no gradiente ao longo do reservatório em direção à barragem, temos aumento de nutrientes e de luz no ambiente aquático na superfície. O gradiente observado parece estar relacionado à distribuição dos valores das variáveis principais (turbidez, transparência Secchi e tempo de residência). Além disso, trechos de rios localizados entre reservatórios têm vazões reduzidas com amortecimento de regimes hidrológicos regularizados, faz com que seu comportamento se aproxime dos reservatórios.

Na concentração no sentido rio--barragem, há variação para nutrientes, material em suspensão e condutividade, conforme sucessão de períodos seco e chuvoso, o que demonstra o efeito da precipitação e do mecanismo operacional da barragem, bem como a distinção entre os processos físicos (sedimentação), químicos (oxidação) e biológicos (decomposição) na heterogeneidade espacial do sistema. Nutrientes e sólidos ao adentrar ao reservatório tendem a decantar próximo à barragem, mas esses mecanismos promovem alteração nesse padrão, podendo ressuspender o material ou aumentar sua decomposição ou oxidação.

Observamos que o sistema do reservatório pode permitir que o underflow ocorra no inverno quando há mistura da camada d'água e então altera os mecanismos de decantação, ressuspensão de nutrientes e materiais. Além disso, a extensão horizontal de uma zona varia de reservatório para reservatório e depende, sobretudo da morfometria, tempo de retenção da água, estratificação térmica, estação do ano e localização geográfica. Em regiões temperadas, durante o verão, o reservatório pode ser considerado como zona de rio se ele apresentar tempo de retenção inferior a 10 dias. Em reservatórios profundos tipo "canyon", espera-se que concentrações de fósforo total sejam elevadas durante os períodos de maior precipitação e a condutividade reduza durante esses períodos, mas, muitas variações nas condições ambientais são induzidas por outros fatores que variam de forma sutil sazonalmente ou anualmente e independente da intensidade da precipitação.

Como a operação pode afetar a qualidade da água no reservatório, principalmente na época de menor vazão e maior tempo de residência, o manejo dessa operação do reservatório deve ser baseado em conhecimento da dinâmica do sistema e dos

gradientes do reservatório, sempre que houver ameaças à qualidade da água. Ajustes na intensidade da vazão efluente, de forma a reduzir o nível do reservatório e o tempo de residência nesses eventos críticos podem ser formas eficientes para evitar eventos indesejáveis de proliferação do plâncton.

Os usos da terra influenciam os processos de geração do escoamento, sendo encontrado um incremento na geração de escoamento pela substituição de florestas por outros usos. Bacias hidrográficas degradadas apresentaram altos valores de sólidos, turbidez, nutrientes e coliformes. Quando a bacia é mais florestada tende a apresentar melhor qualidade da água, enquanto a bacia hidrográfica coberta principalmente pela agricultura tende a alterar parâmetros de qualidade da água e a maior variação temporal. A cobertura florestal tropical é um bom indicador da qualidade da água e desempenha um papel importante na minimização dos impactos das atividades humanas sobre os serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas agrícolas.

Observamos que a substituição de florestas por outros usos provocou o aumento das vazões, e a substituição de outros usos por florestas provocou a diminuição das vazões e que a intensidade da anomalia é dependente de outros fatores como o clima do local, o relevo e os tipos de solo, sendo difícil de prever. O reservatório da UHE Barra Grande tem uma característica particular de apresentar solos rasos em 86% de sua área, com declividades do terreno acentuadas nas cabeceiras, o que facilita o escoamento para o reservatório.

A modelagem mostrou que a substituição de agricultura por outros usos provocou a diminuição das cargas de nitrogênio total e fósforo total e a substituição de outros usos por agricultura provocou o aumento das cargas de nitrogênio total e fósforo total, como demonstrado na literatura que as áreas ocupadas por agricultura são as que produzem os maiores índices de cargas difusas e, por outro lado, regiões caracterizadas por florestas e pastagens produzem os menores índices de cargas difusas. A magnitude da anomalia na carga de nutrientes pode estar associada ao grau de alteração, à alteração provocada no processo de transformação da precipitação em escoamento, às declividades do terreno, aos tipos de solo e às práticas.

A contribuição deste trabalho para a ciência e para a sociedade envolve o conhecimento gerado a respeito do funcionamento, dinâmica hídrica e qualidade da água de reservatórios profundos em “canyon”. Esse conhecimento gerado pode contribuir para a gestão de reservatórios, mesmo sendo executado em um reservatório em “canyon”, profundo e subtropical, o modelo de projeto desenvolvido pode ser aplicado a outros

tipos de reservatórios, desde que consideradas as especificidades locais. Em reservatórios rasos, o vento tem uma influência maior sobre a dinâmica hídrica e qualidade e deve ser considerado, além da falta de estratificação na coluna d'água. Questões citadas por Faernside (2019) e Latrubesse et al. (2017) sobre a falta de uma análise integrada dos impactos da construção grandes reservatórios em cadeia na bacia do rio Amazonas para a bacia amazônica, mesmo em reservatórios com características diferentes, podem se utilizar deste modelo de estudo para como ferramenta para a gestão.

Quanto à contribuição às empresas e à sociedade em geral, o conhecimento gerado pode ajudar na gestão dos recursos hídricos para a reserva de água para a geração de energia, pois a análise das séries históricas geradas em programas de monitoramento pode revelar tendências para elevar ou reduzir o número de parâmetros de qualidade e de pontos de coleta e periodicidade de monitoramento. Muitas vezes esses resultados podem apontar a otimização da rede de monitoramento proposta e, conseqüentemente, a redução dos esforços associados aos programas de monitoramento e gestão. A Modelagem permite também apontar caminhos a serem seguidos e ações de gestão e conservação dos recursos hídricos.

Este trabalho foi executado em reservatório em "canyon", que tem um comportamento bem característico específico, pois a grande profundidade encaixada pode fazer uma movimentação rápida da água, ao contrário do que se espera de reservatórios com grandes massas de água. Mesmo com a especificidade do estudo. As especificações deste trabalho podem ser aplicadas em qualquer tipo de reservatório, porque envolve os aspectos relevantes para o ambiente, com o acompanhamento de parâmetros relevantes e da dinâmica da água e qualquer aspecto específico deve ser considerado quando for aplicado em outro tipo de ambiente.

Existem muitas limitações e dificuldades para a operacionalização de programas de gestão e monitoramento dos recursos hídricos em uma usina hidrelétrica. Para a implantação do empreendimento são exigidos estudos ambientais e após a instalação são definidos os programas de monitoramento, vigilância e gestão dos recursos hídricos. Normalmente a empresa contrata serviços terceirizados para a execução dos programas, que são feitos por especialistas. Os relatórios são encaminhados para os órgãos de meio ambiente responsáveis pelo licenciamento e, na maioria dos casos tanto os relatórios quanto os dados, acabam não sendo internalizados na empresa, não tem um uso, são dados valiosos que são praticamente desconsiderados para a gestão. Além disso, o processo de contratação dos especialistas e a gestão dos programas

ambientais são feitos por setores diferentes e com objetivos diferentes, sendo escolhidos fornecedores que nem sempre possam garantir os serviços nas bases que a ciência exige. A rotina de trabalhos do pessoal do setor responsável pelos programas também não permite que estes se dediquem a cada programa ambiental. Desta forma se tem um esforço enorme, recursos aplicados, riscos operacionais e de segurança para coleta de dados que acabam gerando um produto que não é utilizado.

Por isso, a empresa buscou apoio na UFRGS, para definir um modelo de monitoramento que reduzisse esforços e recursos aplicados, além de gerar informações confiáveis e úteis para a gestão dos recursos hídricos e que fosse possível de internalizar nas organizações, mesmo que de forma terceirizada, mas que sejam úteis para subsidiar a tomada de decisões.

A forma de internalizar a questão nas organizações é fazer com que passem a ser parte da rotina dos responsáveis pelos programas, criar indicadores para acompanhamento dos programas e incluir a metodologia como exigência nos editais de contratação de terceiros ou junto aos colaboradores. Por isto é necessário testar esse tipo de esforço por meio de um novo projeto de P&D ANEEL a ser proposta para as empresas, como um projeto cabeça de série, que vai treinar pessoal e mostrar como funciona esse modelo proposto. Um passo importante é apresentar aos órgãos licenciadores, para que o modelo seja aceito e que seja feita uma base de dados incluindo os empreendimentos na bacia hidrográfica, pois os bancos de dados precisam ser disponibilizados para essa análise integrada.

Nesse sentido, apresentamos a seguir um passo a passo do modelo de monitoramento e gestão que foi desenvolvido neste trabalho, de forma que seja utilizado por empresas geradoras de hidroeletricidade, tomadores de decisão e órgãos públicos de fiscalização e controle ambiental. Espera-se com isso uma maior eficiência dos atores envolvidos na gestão das águas, com um uso otimizado e eficiente das informações geradas e dos recursos aplicados.

Para avaliação do gradiente e qualidade da água:

- Avaliação inicial dos dados, situação e status, sistematização e disponibilidade de recursos.
- Análise dos principais fatores ambientais sobre o sistema.
- Histórico dos 11 parâmetros de qualidade da água (clorofila a, fósforo total, Nitrogênio total, oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos totais, pH, condutividade, transparência, temperatura e tempo de residência).

- Análise de componente principal para avaliar a variação espaço-temporal e gradientes.
- Anova para avaliar a significância dos dados.
- Análise dos resultados e definição do modelo adequado de monitoramento da qualidade.

Para a modelagem de qualidade da água

- Serie de Q_{sup} , Q_{subs} e Q_{sub} em cada URH de cada mini bacia e Q_{total}
- Coeficiente de exportação de cada poluente em cada URH.
- Transporte considera apenas o subsuperficial.
- Cálculo da vazão média de transporte em cada URH no período de calibração
- Cálculo da concentração média anual de cada poluente em cada URH utilizando coeficiente de exportação e a vazão média de transporte.
- Carga diária de cada URH igual ao produto da vazão de transporte pela concentração média anual
- Concentração de poluente gerada na mini bacia como o quociente da soma das cargas geradas pelas URH dividido pela vazão total da mini bacia
- Isso em dois postos considerados bacias de cabeceira, pois tinha apenas uma mini bacia.
- Depois nos restantes 3 com o decaimento considerando o HEC-RAS

Para a simulação do reservatório

- Busca de dados pluviométricos e fluviométricos em sites específicos
- Montagem de banco de dados
- Registros de operação dos reservatórios (variações de nível de água incluídas em série de níveis do reservatório)
- Condições de contorno as séries de vazões e cargas geradas em cada mini-bacia e propaga as vazões e cargas ao longo da rede de drenagem
- Temperatura da água é simulada a partir de forçantes meteorológicas considerando o algoritmo de balanço térmico na interface ar-água
- Valores de profundidade com batimetria gerada considerando a altura de crista do vertedouro
- As afluências dos rios, simuladas com o MGB-IPH, foram utilizadas como condições de contorno a montante
- Temperatura da água é simulada dinamicamente a partir das forçantes meteorológicas fornecidas pelo usuário

- Simulação a situação corrente Aplicação no modelo hidrológico (IPH-ECO)

Capítulo 5: Conclusão geral

As conclusões são apresentadas de forma a tratar de cada questão científica abordada neste trabalho.

Qual é o comportamento do sistema hídrico do reservatório da UHE Barra Grande?

- Gradiente sazonal com aumento de nutrientes e de luz na superfície em direção à barragem.
 - Zona fluvial na cabeceira sob a influência dos maiores rios afluentes, com maior razão Vazão/volume
 - Zona de transição com média razão Vazão/volume
 - Zona lacustre com menor razão Vazão/volume
- Incremento no escoamento e nutrientes pela substituição de florestas por outros usos.
- Em Menor fluência de água e maior tempo de Residência
 - O oxigênio apresenta uma queda brusca
 - A operação pode afetar a qualidade da água
 - A velocidade do fluxo de água é negativamente correlacionada à distância da barragem, principalmente na estação seca
- Trechos de rios localizados entre reservatórios têm vazões reduzidas
- A estratificação térmica é mais marcada na porção mais profunda do reservatório, com mistura no inverno e nas demais porções menos profundas.

Quais são os fatores ambientais que influenciam a vazão e a qualidade da água no reservatório?

- Turbidez, transparência Secchi e tempo de residência tem relevância na qualidade.
- Temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade no influxo descrevem os processos.
- Sistema depende das cargas e concentrações de nutrientes, taxas de sedimentação, atividade biológica e vazão de água

É possível fornecer conhecimento de base para otimização da gestão e monitoramento do reservatório?

Contribuição para o conhecimento

- Funcionamento de ecossistemas em reservatórios subtropicais em “canyon”

- Relação entre usos da bacia e qualidade da água
- Influência da operação na qualidade da água
- Análise integrada dos impactos da construção grandes reservatórios em cadeia, situação comum na bacia do rio Uruguai e outras bacias no Brasil.

Folow up para empresas

- Uso de Estatística e modelagem para gestão de dados e informações
- Otimização da gestão e monitoramento, reduzindo recursos e riscos.
- Integração com o Operador nacional para incluir a Qualidade da água nos critérios adotados para operação do reservatório.
- Necessidade de conservação da vegetação e uso do solo para melhorar a qualidade da água
- Garantir o máximo dos serviços ambientais de reservatórios de água

Contribuição a gestão ambiental e licenciamento

- O modelo proposto pode ser apresentado e discutido junto aos órgãos licenciadores para serem considerados em programas de gestão de bacias e licenciamento ambiental de usinas hidrelétricas.

Capítulo 6: Referências

- Alvarez-Cobelas, M., Cirujano, S., Rojo, C., Rodrigo, MA., Piña, E., Rodríguez-Murillo, JC. & Montero, E. 2006. Effects of Changing Rainfall on the Limnology of a Mediterranean, Flowthrough-Seepage Chain of Lakes. *International Review of Hydrobiology*, vol. 91, p. 466-482. <http://dx.doi.org/10.1002/iroh.200510836>
- Arheimer B, Olsson J. 2003. Integration and coupling of hydrological models with water quality models applications in Europe. SMHI report. Sweden.
- Armengol, J., Garcia, JC., Comerma, M., Romero, M., Dolz, J., Roura, M., Han, BH., Vidal, A. & ŠIMEK, K. 1999. Longitudinal processes in “canyon” type reservoirs: The case of Sau (N. E. Spain). In TUNDISI, JG. and STRAŠKRABA, M., orgs. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences. 585 p.
- Azadi, F, Ashofteh, P. & Loáiciga, H. (2019) Reservoir Water-Quality Projections under Climate-Change Conditions. *Water Resources Management* 33(1) 401-421.
- Baesa, Energética Barra Grande. 2014. Relatório de renovação da Licença de Operação – LO para o IBAMA.
- Barbosa, T.B.C. Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais da Sub-bacia do rio Paracatu em função do Uso e Ocupação do Solo (2015). Mestrado (dissertação) - Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia.
- Barra Rocha C & Pereira A. (2016). Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. *Revista Ambiente e Agua* 11(1) 176-187.
- Becker, Vanessa. (2008). A importância do regime de mistura sobre a dinâmica fitoplanctônica em reservatórios monomíticos: uma abordagem em diferentes escalas temporais. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Botânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2008. 195 f.: 14 il.
- Beghelli, F.G.S., Santos, A.C.A., Urso-Guimarães, M.V. & Calijuri, M.C. (2014). Spatial and temporal heterogeneity in a subtropical reservoir and their effects over the bentic macroinvertebrate community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 26, no 3, p. 306-317.
- Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R. & Rodriguez, M.J. (2016). Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Science of The Total Environment*. Volume 571, 15, 1312-1329.
- Bohnenberger, J.E. (2016). Estrutura e dinâmica do fitoplâncton em diferentes escalas temporais e espaciais em Lagos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul –

UFRGS. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH. Programa De Pós-Graduação Em Recursos Hídricos E Saneamento Ambiental – PPGRHSA.

Beven K,(2019): How to make advances in hydrological modeling, *Hydrology Research* 50.6: 1481-1494. DOI: 10.2166/nh.2019.134

Brasil. Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm. Acesso em 24/10/2016.

Calazans, G. M., Pinto, C. C., Da Costa, E. P., Perini, A. F. & Oliveira, S. C. (2018). The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* .190(8).

CAMARA, M, JAMIL, N. & ABDULLAH, A. Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. *Ecological Processes*, 2019, 8:10.

Carvalho, M.C. (2003). Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no estado de São Paulo. Tese de doutoramento.1130pp.

Casamitjana, X., Serra, T., Colomer J., Baserba C. & Pérez-Losada, J. (2003). Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. *Hydrobiologia* 504: 21–28.

Chounlamany V., Tanchuling M. & Inoue T. (2017).Spatial and temporal variation of water quality of a segment of Marikina River using multivariate statistical methods. *Water Science and Technology*-6-76.

Collischonn, W. (2002). Simulação hidrológica de grandes bacias. Tese de doutorado. Programa de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS. Porto Alegre. 194p

Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23>. Acesso em 02/08/2018.

Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 237 de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=237>. Acesso em 02/08/2018.

- Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre procedimentos relativos ao Estudo de Impacto Ambiental. Data da legislação: 23/01/1986 - Publicação DOU, de 17/02/1986, pags. 2548-2549.
- Costa, C. A. M. 2016. Aplicabilidade de Modelos Matemáticos Para Elaboração de Cenários de Enquadramentos de Corpos Hídricos: O Caso da Bacia do Ribeirão Taquaruçu, Palmas - TO. Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal do Tocantins. Campus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) Profissional em Engenharia Ambiental, Palmas, TO. 150 f.
- Cunha, A.C. (2013). Revisão descritiva sobre ecossistemas aquáticos na perspectiva da modelagem da qualidade da água. *Biota Amazônia*, v. 3, n. 1, p. 124-143.
- Cunha, A.C. (2013). Revisão descritiva sobre ecossistemas aquáticos na perspectiva da modelagem da qualidade da água. *Biota Amazônia*, v. 3, n. 1, p. 124-143.
- De Klerk, A.R., Oberholster, P.J., Van Wyk, J.H.; De Klerk, L.P. & Both, A.M. (2016). A watershed approach in identifying key abiotic ecosystem drivers in support of river management: a unique case study. *Water Air Soil Pollut.* 227:176.
- De Freitas, L.D.; De Moraes, J.F.L.; Da Costa, A.M.; Martins, L.L.; Silva, B.M.; Avanzi, J.C.; Uezu, A. How Far Can Nature-Based Solutions Increase Water Supply Resilience to Climate Change in One of the Most Important Brazilian Watersheds? *Earth* 2022, 3, 748–767. <https://doi.org/10.3390/earth3030042>
- Diamantini, E., Lutz, S.R., Mallucci, S., Majone, B., Merz, R. & Bellin, A. (2018). Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of the Total Environment* 612 49-62.
- Du, F.; Tao, L.; Chen, X.; Yao, H. (2019). Runoff Simulation Using SWAT Model in the Middle Reaches of the Dagu River Basin. In *Sustainable Development of Water Resources and Hydraulic Engineering in China*; Dong, W., Lian, Y., Zhang, Y., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2019.
- Engevix. (1998). UHE Barra Grande, Estudos de Impacto Ambiental – EIA/RIMA. 1998. EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Workbook do Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2022 Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2022 Ano base 2021. <https://bit.ly/3oY380k>. 2022. Consulta em 28/08/2022.
- Fearnside, P.M. (2019). Os impactos socioambientais das barragens amazônicas brasileiras. pp. 259- 289. In: J. Weiss (ed.) *Movimentos Socioambientais: Lutas - Avanços - Conquistas - Retrocessos - Esperanças*. Xapuri socioambiental, Formosa, Goiás. 442 pp.

- Fontes, C. L. (2010). Modelling of Water Quality in the Alqueva Reservoir, Portugal. Tese de Doutoramento. Universidade do Minho. Escola de Engenharia. Engenharia Civil.
- Geraldes, A. & George, C. (2012). Variações na limnologia de um reservatório profundo em períodos com diferentes padrões de precipitação. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24(4) 417-426
- Giri S; Qiu Z & Zhang Z. (2018) Assessing the impacts of land use on downstream water quality using a hydrologically sensitive area concept. *Journal of Environmental Management*.
- Gold & Gold S/S (NCA - Núcleo de Consultoria Ambiental). (2005). Plano de Conservação Ambiental e Usos da Água e do Entorno do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande. Florianópolis, SC – Brasil.
- Gomes, A. M. da A., Marinho, M. M. M., MESQUITA, PRESTES, A., LÜRLING, M. & AZEVEDO, S.M.F. O. (2017). Warming and Eutrophication Effects on Phytoplankton Community of Two Tropical Systems with Different Trophic States — An Experimental Approach. Preprints, 2017050030. DOI: 10.20944/preprints201705.0030.v1.
- Graham, M. D. & Vinebrooke, R. D. (2009). Extreme weather events alter planktonic communities in boreal lakes. *Limnol. Oceanogr.* 54(6, part 2): 2481–2492.
- Gu, Q.; Zhang, Y.; Ma, L., Li, J., Wang, K.; Zheng, K., Zhang, X. & Sheng, L. (2016). Assessment of Reservoir Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of Qiandao Lake, China. *Sustainability* 2016, 8, 243.
- Guzmán, C. (2013) .Incorporation of environmental considerations into the hourly operation of Rapel reservoir (Incorporación de consideraciones ambientales en la operación horaria del Embalse Rapel) (undergraduate thesis). Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- Ibarra, G., De La Fuente, A. & Contreras, M. (2015) .Effects of hydropeaking on the hydro-dynamics of a stratified reservoir: the Rapel Reservoir case study. *J. Hydraul. Res.* available in <http://dx.doi.org/10.1080/00221686.2015.1060271>. Acessado em 15 de fevereiro de 2021.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2007; p. 996.
- Irvine K, Mills P, Bruen M, Walley W, Hartnett M, Black A, Tynan S, Duck RW, Bragg O, Rowan J,

- Jenny, J.-P., Anneville, O. & Arnaud F. (2020). Scientists' Warning to Humanity: Rapid degradation of the world's large lakes, *Journal of Great Lakes Research*, <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.05.006>.
- Lampareli, M.C. (2004). Grau de trofia em corpos d'água no estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (doutorado) Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 235 pg + anexos.
- Latrubesse, E.M., Arima, E.Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V.R., d'Horta, F.M., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., Baker, P.A., Ribas, C.C., Norgaard, R.B., Filizola, N., Ansar, A., Flyvbjerg, B. & Stevaux, J.C. (2017). Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546: 363-369. <https://doi.org/10.1038/nature22333>
- Li, Y. Z., Hong, B. Y. & Qi, S. W. (2016). Application of multivariate statistical techniques in assessment of surface water quality in Second Songhua River basin, China. *Journal of Central South University*. Volume 23, Issue 5, pp 1040–1051.
- Lima, J.W. M. (2014). Efeitos das mudanças climáticas na geração de energia elétrica. São Paulo: AES Tiete.
- Liu, J; Shen, Z & Chen, L. (2018). Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*.
- Lobo, F. L., Nagel G. W., Maciel, D. A., Carvalho, L.A. S., Martins, V. S., Barbosa, C. C. F. and Novo, E. M. L. M. 2021. AlgaeMAP: Algae Bloom Monitoring Application for Inland Waters in Latin America. *Remote Sens.* 2021, 13, 2874. Disponível em <https://www.mdpi.com/journal/remotesensing>.
- Magbanuaa f. S., Mendozaa, N. Y.; B., Uya, C. J. C., Matthaeib, C. D. & Onga, P. S. (2015). Water physicochemistry and benthic macroinvertebrate communities in a tropical reservoir: The role of water level fluctuations and water depth. *Limnologica* 55 13–20.
- Mainali, J. & Chang H. (2018). Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. *Journal of Hydrology* (2018) 564 26-40.
- Marcé, R., Moreno-Ostos, E., Ordóñez, J., Feijoó, C., Navarro, E., Caputo, L. & Armengol, J., 2006. Nutrient fluxes through boundaries in the hypolimnion of Sau reservoir: expected patterns and unanticipated processes. *Limnetica*, vol. 25, p. 527-540.

- Martin, S., Hayes, D, Kendall, A & Hyndman, D. (2017). The land-use legacy effect: Towards a mechanistic understanding of time-lagged water quality responses to land use/cover. *Science of the Total Environment*.
- Mccully, P. (2017). Dams and Water Quality / International Rivers in Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams. Extraído de <https://www.internationalrivers.org/dams-and-water-quality> 15/09/2017. Consultado em 21/08/2018.
- Mccune, B. & Mefford, M.J. (2006). PC-ORD, version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Desing, Glaneden Beach.
- Mees, A. (2018). Qualidade de Água em Reservatórios. Acervo Educacional Sobre Água da Agência Nacional de Águas. Disponível em:<https://capitacao.ead.unesp.br/conhecercerh/bitstream/ana/74/2/Unidade_1.pdf>.
- Mello, F.M. (2013). A importância dos reservatórios formados por barragens. Comitê Brasileiro de Barragens. Newsletter CBDB – ARTIGO. Disponível em www.cbdb.org.br/site_antigo_2013/img/47artigo.pdf (consulta em 18/10/2016).
- Mirza, S.Z., Nadeem, M.S., Beg, M.A. & Malik, I. U. (2013). Spatial and temporal fluctuations in the physico-chemical limnology of Mangla Dam (Pakistan). *Pakistan J. Zool.*, vol 45 (3), pp 679-686.
- Motta Marques, D. M., Fragoso JR., C. R., Rodrigues, L. H. R., Bravo, J. M., Cavalcanti J. R. & Guedes, D.M. Projeto P&D ANEEL/BAESA/ENERCAN: “Dinâmica da Estrutura Trófica Associados ao Uso da Bacia Hidrográfica e Operação do Reservatório”. Termo de Cooperação Técnica N°:P&D 3936-1312/2012. 2017
- Muangthong, S. & Shrestha, S. (2015). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environ Monit Assess*, 187: 548.
- Mwajjengoab, G. N., Msigwab, A., Njaub, K. N., Brendonckae, L. & Vanschoenwinke, B. Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. *Science of the Total Environment*. 715, 2020.
- Naselli-Flores, L., 2011. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management. In ANSARI, AA., GILL, SS., LANZA, GR. and RAST, W., orgs. *Eutrophication: causes, consequences and control*. New York: Springer. 394 p
- Naselli-Flores, L., Padisák, J. & Albay, M. (2007). Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia* 578, 157–161.

- Nazari-Sharabian, M., Taheriyoun, M., Ahmad, S., Karakouzian, M., Ahmadi, A. Water Quality Modeling of Mahabad Dam Watershed–Reservoir System under Climate Change Conditions, Using SWAT and System Dynamics. *Water*, 11, 394; doi:10.3390. 2019.
- Ningpeng, D., Yang, M., Meng X., Liu, X., Wang Z., Wang, H. & Yang, C. (2019). CMADS-Driven Simulation and Analysis of Reservoir Impacts on the Streamflow with a Simple Statistical Approach. *Water*, 11, 178.
- Ogwueleka, T. (2015). Use of multivariate statistical techniques for the evaluation of temporal and spatial variations in water quality of the Kaduna River, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*-3-187.
- Ouyang, W., Huang, H., Hao, F. & Guo, B. 2013. Synergistic impacts of land-use change and soil property variation on non-point source nitrogen pollution in a freeze-thaw area. *Journal of Hydrology*, 495, p. 126–134
- Pagioro, T.A., Tomaz, S.M. & Roberto, M.C. (2005). Caracterização limnológica abiótica de reservatórios. In *Biocenose em reservatórios. Padrões espaciais e temporais*. Cap 2 17-38. Liliana Rodrigues, Sidnei Magela Thomaz, Ângelo Antônio Agostinho e Luiz Carlos Gomes – Orgs.
- Phung, D., Huang C. & Rutherford S. (2015). Temporal and spatial assessment of river surface water quality using multivariate statistical techniques: a study in CanTho City, a Mekong Delta area, Vietnam. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, no. 5, article no. 229.
- Pinto, U., Maheshwari, B. L. & Ollerton, R. L. (2013). Analysis of long-term water quality for effective river health monitoring in peri-urban landscapes - a case study of the Hawkesbury - Nepean river system in NSW, Australia. *Environ Monit Assess.* (2013) 185:4551–4569.
- Preece, R.M. & Jones, H.A. (2002). The effect of keepit Damo n the temperature regime of tha Naoi River, Australia. *River Research and Applications*, 18, 397-414.
- Qin, Y., Hao, F., Zhang, D., Lang, Y., Wang, F. (2020). Accumulation of organic carbon in a large “canyon” reservoir in Karstic area, Southwest China. *Environmental Science and Pollution Research*. 27(20):25163-25172
- Rigosi, A.; Carey, C. C.; Ibelings, B. W. & Brookes, J. D. (2014). The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnol. Oceanogr.* 2014, 59, 99–114.
- Rossel, V. & De La Fuente, A. (2015). Assessing the link between environmental flow, hydropeaking operation and water quality of reservoirs. *Ecological Engineering* 85. 26–38.

- Rosman, P. C.C. Um Sistema Computacional de Hidrodinâmica Ambiental – Capítulo 1 (pp 1-161) do livro Métodos Numéricos em Recursos Hídricos, Vol. 5. Editora ABRH e Fundação COPPETEC. 2001.
- Ruzdjak, A.M. & Ruzdjak, D. (2015). Evaluation of river water quality variations using multivariate statistical techniques: Sava River (Croatia): A Case Study. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, no. 4, pp. 1–14.
- Salusso M. & Moraña L. (2018). Comparative reservoir limnology in Juramento (Salta) and Salí-Dulce (Tucumán) Basins in Argentina. *Revista de Biología Tropical* 66(1) 415.
- Sato, Y., Bazzoli, N., Rizzo, E., Boschi, M.B. & Miranda, M.O.T. (2005). Influence of the Abaete River on the reproductive success of the neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from Tres Marias Dam, Southeastern Brazil. *River Research and Applications*, 21, 939-950.
- Sgarbia, F.A, Uhlig, A., Simões, A. F. & Goldemberg, J. (2019). An assessment of the socioeconomic externalities of hydropower plants in Brazil. *Energy Policy* 129. 868–879.
- Shoda, M.E.; Sprague, L.A.; Murphy, J.C.; Riskin, M.L. (2019). Water-quality trends in U.S. rivers, 2002 to 2012: Relations to levels of concern. *Science of the Total Environment* 650 2314-2324.
- Shoemaker L, Dai T, Koenig J. 2005. TDML evaluation and research needs. EPA, National Risk Management Research Laboratory, USA.
- Shoemaker L, Lahlou M, Breyer M, Kumar D, Kratt K. 1997. Compendium of tools for watershed assessment and TDML development. EPA, Office of Water, USA.
- Singh V.P. (2018): Hydrologic modeling: progress and future directions. *Geosci.Lett.* 5 :15. doi.org/10.1186/s40562-018-0113-z
- Soininen, J. & Luoto, M. (2012). Is catchment productivity a useful predictor of taxa richness in lake plankton communities? *Ecological Applications*, 22(2): 624–633.
- Soranno, P. A., Bacon, L. C., Beauchene, M., Bednar, K. E., Bissell, E. G., Boudreau, C. K., et al. (2017). LAGOS-NE, a multi-scaled geospatial and temporal database of lake ecological context and water quality for thousands of US lakes. *GigaScience* 6, 1–22. doi: 10.1093/gigascience/gix101.
- Su, S.; Li, D., Zhang, Q., Xiao, R.; Huang, F. & Wu, J. (2011). Temporal trend and source apportionment of water pollution in different functional zones of Qiantang River, China. *Water Res.*, 45, 1781–1795.
- Thomaz, S. M. (1997). Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler, A. E. A M. et al. A planície de inundação

do alto rio Paraná: aspectos físicos e biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem, p. 73-102.

- Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Hahn, N. S. (Org.). (2004). The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Backhuys. p.103-124.
- Tiyasha, T.M. & Yaseen, Z.M. (2020). A survey on river water quality modelling using artificial intelligence models: 2000–2020. *J. Hydrol.*, 10.1016/j.jhydrol.2020.124670.
- Toledo, T., Silva, J.J.M.C. & Cho, D.F. (2012). Licenciamento ambiental de hidrelétricas. Canal ciência. Disponível em <http://www.canalciencia.ibict.br/pesquisa/0248-Licenciamento-ambiental-hidreletricas.html>. Acesso em 24/10/2016.
- Tonetta, D, Pettruccio, M.M. & Laudares-Silva, R. (2013). Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of Southern Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol 25, nº 1, p99-110.
- Ward GW, Benaman J. 1999. Models for TMDL application in Texas watercourses: screening and model review. Report CRWR-99-7. Center for Research in Water Resources, the University of Texas at Austin. USA.
- Wilson JG, Johnston P, O'Toole C. 2004. An assessment of the role of mathematical modelling in the implementation of the Water Framework Directive in Ireland. Final Report to the Irish Environmental Protection Agency. Ireland.
- Woolway, R.I., Merchant, C.J. (2018). Intralake heterogeneity of thermal responses to climate change: A study of large Northern Hemisphere lakes. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 123, 3087–3098. <https://doi.org/10.1002/2017JD027661>.
- Xiang S, Pang Y, Chu Z; X.-Z. Hu; L. Sun; L. Q. & XU, S. (2016). Response of inflow water quality to land use pattern in northern watershed of Lake Erhai. *Huanjing Kexue/Environmental Science* (2016) 37(8).
- Yang, W., Zheng, Z., Zheng, C., Lu, K., Ding, D. & Zhu, J. (2018). Temporal variations in a phytoplankton community in a subtropical reservoir: An interplay of extrinsic and intrinsic community effects. *Science of the Total Environment* 612, 720–727.
- Zeinalzadeh, K. & Rezaei, E. (2017). Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 13, 1–10.
- Zhang, H., Wang, B., Han, Q., Shi, J., Qiu, X., Wang, T. (2017). Hydrodynamic characteristics of Wujiangdu Reservoir during the dry season—a case study of a “canyon” reservoir. *Acta Geochimica*. 36(3):506-510

- Zhang, Y., Guo, F., Meng, W. & Wang, X. Q. (2009). Water quality assessment and source identification of Daliao River basin using multivariate statistical methods. *Environ. Monit. Assess.* 152, 105–121.
- Zhong, Y., Notaro, M., Vavrus, S.J. & Foster, M.J. (2016). Recent accelerated warming of the Laurentian Great Lakes: Physical drivers. *Limnol. Oceanogr.* 61, 1762–1786. <https://doi.org/10.1002/lno.10331>.