

Ludmila Moura Moreira Mendes

**MODELOS HIDRODINÂMICOS DO ESCOAMENTO A JUSANTE DE
USINAS HIDROELÉTRICAS: SUBSÍDIOS PARA AVALIAÇÃO DE
IMPACTOS A ICTIOFAUNA**

Tese de Doutorado

Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do CEFET-MG como requisito parcial para obtenção do título de Doutorado em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof^a. Dra. Hersília de Andrade e Santos

Coorientadora: Prof^a. Marcela Susan Politano

Belo Horizonte, fevereiro de 2023

*“O correr da vida embrulha tudo,
a vida é assim: esquenta e esfria,
aperta e daí afrouxa,
sossega e depois desinquieta.
O que ela quer da gente é coragem.”*

(Guimarães Rosa)

AGRADECIMENTOS

À Deus, por colocar em meu caminho todas as pessoas que contribuíram para esse momento.

Aos meus pais Samuel e Ercy, que sempre me apoiaram da melhor forma que puderam, juntamente aos meus irmãos: Sammy, Johnny, Zilá e Jeanne.

Ao meu marido Guilherme. A cada dia, vejo que me casar com você foi uma das melhores escolhas que fiz. Ao longo do doutorado você me auxiliou com as revisões ortográficas e me animou sempre que eu desanimava. Você sabe o quanto eu sou ansiosa, sou muito grata e te amo muito.

À Profa. Dra. Hersília Santos, que foi muito generosa comigo, por muitas vezes eu não sabia exatamente o que fazer e você não deixou eu me perder no meio das dúvidas e da ansiedade. Levo como exemplo a sua dedicação ao trabalho e a maneira como você é respeitosa com aqueles que estão ao seu redor.

À Dra. Marcela Politano por ter aceitado me orientar nos Estados Unidos. Sem você eu não conseguiria fazer o doutorado sanduiche, você contribui muito para a melhoria da qualidade do meu trabalho.

À Universidade de Iowa e ao Prof. Dr. Larry Weber por terem me recebido. Também ao Dr. David Smith que iniciou o processo de doutorado sanduiche junto ao Corpo de Engenheiros dos Estados Unidos.

Aos membros da banca de qualificação Prof. Dr. Lineker Coelho, Dr. Luiz Silva e Profa. Dr. Daniela Sanagiotto pelos importantes apontamentos.

À banca de defesa da tese Prof. Dr. Lineker Coelho, Dr. Luiz Silva, Prof. Dr. Rogério Cabral e Profa. Dra. Edna Viana por aceitarem o convite de participação e pelo tempo dedicado.

Às minhas amigas do PPGEC: Camila, Tathiana, Fernanda e Isabela. Vocês tornaram esse processo bem mais leve, dividir esse tempo com vocês e conversar, mesmo que virtualmente, foi muito importante para mim.

Aos meus colegas Guilherme e Ablail por contribuírem para minha pesquisa, compartilhando informações e pelas trocando ideias sobre as pesquisas.

Às minhas queridas amigas Paula e Jeane, que tem sido como irmãs para mim.

Ao CEFET-MG pelo apoio financeiro em parte do doutorado e aos professores pela sua contribuição ao meu desenvolvimento e pela dedicação à instituição.

Ao Itamar e ao Gilbete pelo apoio na coleta de dados em campo, em 2011 quando eu nem fazia parte do GAEA, e pelo apoio ao laboratório computacional.

À CAPES, pois o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

As Usinas Hidroelétricas (UHE) ocasionam mudanças no escoamento a jusante do seu barramento que influenciam o comportamento da ictiofauna. Tendo em vista essas alterações, o objetivo geral da presente pesquisa foi elaborar modelos numéricos de escoamentos hidráulicos a jusante de barramentos que representem de forma significativa os processos físicos, necessários para a compreensão do comportamento de espécies de peixes, principalmente relacionados a atração exercida pelas turbinas e a utilização de corredores de natação. De forma a avaliar o uso de modelos hidrodinâmicos para impactos relacionados a usinas hidrelétricas e ictiofauna, uma revisão sistemática foi realizada de forma a subsidiar definições mais holísticas sobre tema bem como fornecer informações a respeito das características dos modelos a serem empregados. Foram construídos e validados modelos hidrodinâmicos bidimensionais e tridimensionais do escoamento hidráulico a jusante da UHE de Três Marias (Brasil). Diferentes aproximações relacionadas a turbulência foram aplicadas e os resultados hidrodinâmicos serão confrontados com informações de capacidade natatória de peixes neotropicais. Após a simulação, foram obtidas informações sobre características hidráulicas relacionadas a velocidade, energia cinética turbulenta (em inglês, *turbulent kinetic energy*, TKE) e deformação hidráulica (em inglês, *total hydraulic strain*, THS). Esse trabalho respondeu as seguintes perguntas: 1) Ocorrem alterações nos campos de velocidade e turbulência do escoamento a jusante da UHE devido a sua operação que possam influenciar o comportamento de cardumes de peixes nessas áreas? 2) Existem corredores de natação em áreas a jusante de UHE que podem levar os peixes a áreas próximas às turbinas? 3) Onde se concentram os principais estudos de modelos hidrodinâmicos aplicados à problemas de ictiofauna oriundos da operação de UHE? 4) Quais os principais impactos abordados nesses estudos com modelos hidrodinâmicos? 5) Quais os critérios de seleção das espécies estudadas e técnicas para obter os dados de comportamento de peixes? 6) Quais as principais características dos modelos hidráulicos numéricos para estudos de impacto a ictiofauna devido a UHE? 7) Os modelos tridimensionais RANS (em inglês, *Reynolds Averaged Navier Stokes*) e DDES (em inglês, *Delayed Detached Eddy Simulation*) são semelhantes no processo de captura de fenômenos hidráulicos, importantes para a

compreensão do comportamento ambiental de espécies de peixes, em diferentes áreas do escoamento ao longo do trecho do rio? 8) Como se comportam as variáveis hidráulicas magnitude da velocidade, turbulência e a deformação hidráulica (apontadas como importantes explicadores do comportamento de peixes) em trechos a jusante de UHE ao longo da distância? Observou-se como resultados principais os seguintes pontos: 1) os campos de escoamento do canal de fuga da UHE apresentam uma deformação hidráulica e uma homogeneidade de velocidade maiores que o campo de escoamento do trecho de rio a jusante; 2) as velocidades do canal de fuga são baixas para indivíduos maduros de todas as espécies estudadas, as quais podem nadar do trecho do rio a jusante para áreas inseguras no canal de fuga no modo sustentável e prolongado por corredores disponíveis para as diferentes vazões simuladas; 3) existe uma ampla contribuição dos modelos de CFD em estudos de impacto de barragens nas comunidades de peixes, porém há uma prevalência de pesquisas em passagens para peixes; 4) observou-se um aumento nas pesquisas sobre espécies não-salmonídeas, nativas ou ameaçadas de extinção, especialmente na China; 5) a amostragem de dados de peixes, a extensão do domínio e a complexidade dos fenômenos estudados no escoamento desempenham um papel importante na definição do modelo numérico; 6) a seleção do software está relacionada ao tipo de impacto estudado e a associação de diferentes modelos tem aprimorado a simulação de comportamento de peixes no campo hidrodinâmico; 7) há poucas pesquisas no hemisfério sul e em áreas com grande diversidade de peixes; 8) a qualidade do habitat e a modelagem do movimento do peixe são áreas promissoras para o uso do CFD; 9) foram observadas diferenças na velocidade de escoamento, energia cinética turbulenta e deformação hidráulica dos modelos DDES e RANS; 10) o modelo DDES apresentou uma maior concordância com os dados ADCP; 11) a velocidade do escoamento foi significativamente relacionada à distância da represa e algumas áreas no trecho de três quilômetros podem atuar como barreiras de velocidade para o *Pimelodus maculatus*. Espera-se que as contribuições dadas por essa tese possibilitem o avanço na discussão científica sobre impactos ambientais oriundos de UHE em ambientes aquáticos.

Palavras-chave: Impacto de barramentos. Comportamento de peixes. Modelos hidráulicos.

ABSTRACT

The Hydroelectric Power Plants (UHE) cause changes in the flow downstream of their dam that influence the behavior of the ichthyofauna. In view of these changes the aim of the present research was to develop numerical models of hydraulic flows downstream of dams that represent significantly the physical processes, necessary to understand the behavior of fish species, mainly related to the attraction exerted by turbines and the use of swimming corridors. In order to evaluate the use of hydrodynamic models for impacts related to HPP and ichthyofauna, a systematic review was carried out to support more holistic definitions on the subject as well as to provide information regarding the characteristics of the models to be employed. Two and three-dimensional hydrodynamic models of the hydraulic flow downstream of the Três Marias HPP (Brazil) were built and validated. Different approximations related to turbulence were applied and the hydrodynamic results will be confronted with information on the swimming capacity of Neotropical fish. After the simulation, information about hydraulic characteristics related to velocity, turbulent kinetic energy (TKE) and total hydraulic strain (THS) were obtained. This work answered the following questions: 1) Do changes occur in the velocity and turbulence fields of the flow downstream of the HPP due to its operation that may influence the behavior of fish shoals in these areas? 2) Are there swimming corridors in areas downstream of HPP that may lead fish to areas close to the turbines? 3) Where are the main studies of hydrodynamic models applied to fish population problems arising from HPP operation? 4) What are the main impacts addressed in these studies with hydrodynamic models? 5) What are the selection criteria for the studied species and techniques to obtain fish behavior data? 6) What are the main characteristics of numerical hydraulic models for impact studies on ichthyofauna due to HPP? 7) Are the three-dimensional models RANS (Reynolds Averaged Navier Stokes) and DDES (Delayed Detached Eddy Simulation) similar in the process of capturing hydraulic phenomena, important for understanding the environmental behavior of fish species, in different areas of flow

along the river stretch? 8) How do the hydraulic variables magnitude velocity, turbulence and the total hydraulic strain (pointed out as important explainers of fish behavior) behave in downstream stretches of HPP over distance? The following points were observed as main results: 1) the flow fields of the HPP forebay show a higher total hydraulic strain and velocity homogeneity than the flow field of the downstream river stretch; 2) forebay velocities are low for mature individuals of all species studied, which can swim from the downstream river reach to unsafe areas in the forebay in the sustainable mode and extended by corridors available for the different flows simulated; 3) there is a broad contribution of CFD models in studies of dam impacts on fish communities, but there is a prevalence of research on fish passages; 4) an increase in research on non-salmonid, native or endangered species has been observed, especially in China; 5) the sampling of fish data, the extent of the domain and the complexity of the phenomena studied in the flow play an important role in the definition of the numerical model; 6) the selection of software is related to the type of impact studied and the association of different models has improved the simulation of fish behavior in the hydrodynamic field; 7) there is little research in the southern hemisphere and in areas with high fish diversity; 8) habitat quality and fish movement modeling are promising areas for the use of CFD; 9) differences in flow velocity, turbulent kinetic energy, and total hydraulic strain were observed for the DDES and RANS models; 10) the DDES model showed better agreement with ADCP data; 11) flow velocity was significantly related to distance from the dam, and some areas in the three-kilometer stretch may act as velocity barriers for *Pimelodus maculatus*. It is hoped that the contributions made by this thesis will advance the scientific discussion on environmental impacts from HPP in aquatic environments.

Keywords: Dams impact. Fish behavior. Hydraulic models.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	11
2.	OBJETIVOS.....	18
2.1	Objetivo geral	18
2.2	Objetivos específicos	18
3.	REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1	Modelos hidrodinâmicos.....	19
3.2	Impacto de barramentos sobre a ictiofauna a jusante de hidroelétricas.....	24
4.	METODOLOGIA DE PESQUISA	26
4.1	Local de estudo	27
4.2	Dados biológicos	29
4.3	Levantamento batimétrico	30
4.4	Modelos hidrodinâmicos.....	30
4.4.1	Modelo bidimensional	31
4.4.2	Elaboração do modelo tridimensional.....	35
4.5	Pós-processamento dos modelos	40
4.5.1	Pós-processamentos de dados do modelo bidimensional.....	40
4.5.2	Pós-processamentos de dados do modelo tridimensional.....	41
4.6	Análise estatística	42
4.7	Revisão sistemática	42
5.	RESULTADOS	43

5.1	Artigo 1: comportamento de peixes em rios regulados: a contribuição de modelos hidrodinâmicos para a compreensão de impactos	44
5.1.1	Introdução	45
5.1.2	Metodologia	47
5.1.3	Resultados	50
5.1.4	Discussão	66
	Conclusão	73
5.2	Artigo 2: Alterações no escoamento devido a operação de uma UHE: implicações para a migração dos peixes a montante	78
5.2.1	Introdução	79
5.2.2	Materiais e métodos	83
5.2.3	Resultados	96
5.2.4	Discussão	105
5.2.5	Conclusão	110
5.3	Artigo 3: Corredores de natação para um peixe Neotropical em áreas a jusante de uma barragem utilizando modelos numéricos tridimensionais: avaliação com abordagens RANS e DDES	111
5.3.1	Introdução	112
5.3.2	Metodologia	117
5.3.2.1	<i>Área de estudo</i>	117
5.3.2.2	<i>Dados batimétricos</i>	118
5.3.3	Resultados	125

5.3.4 Discussão	130
5.3.5 Conclusão.....	134
6. DISCUSSÃO.....	135
7. CONCLUSÃO	138
8. TRABALHOS FUTUROS	140
REFERÊNCIAS	141

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Processo de desenvolvimento do trabalho em azul as etapas do processo, em verde claro os resultados das simulações e em verde escuro as perguntas da pesquisa26
- Figura 2 - Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e localização da Usina de Três Marias.....28
- Figura 3 - Visão aérea da região de estudo em agosto de 2013 obtida com Google Earth Pro 7.3, (<https://www.google.com/earth/download/gep/agree.html>, acessado em 12 de agosto 2022), em vermelho os pontos de coleta de dados com ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*, Workhorse Rio Grande 1200 kHz, Teledyne, Waterloo, ON, Canada) para fazer a batimetria do trecho. As seções numeradas foram utilizadas para calibração do modelo 2D.28
- Figura 4 - Modelo bidimensional: a) comprimento de rugosidade R2D_Bed b) batimetria R2D_Bed c) R2D_Mesh d) Resultado da simulação no River2D. Em c) e d) é possível ver a entrada do escoamento em verde, a saída do escoamento em azul e as paredes em vermelho33
- Figura 5 - Comparação entre velocidades para calibração na seção 56: no gráfico a esquerda é comparada a velocidade dos mensurada em campo (em azul) e simulada (em preto) ao longo da seção analisada na direção da coordenada de longitude na Universal Transversa d.....34
- Figura 6 - Batimetria do trecho do rio antes e após calibração. O contorno em azul escuro representa o nível d'água. Após a calibração a superfície d'água se tornou mais parecida com as imagens de satélite observadas.34
- Figura 7 - Visão de topo da batimetria do modelo 3D a) e do nível d'água b). Na figura "a" são exibidas as seções utilizadas para validação do modelo com os respectivos horários de medição dos dados ADCP36
- Figura 8 - Condições de contorno dos modelos tridimensionais: em azul a atmosfera, em verde as paredes do leito, em amarelo a entrada de água e em vermelho a saída

de água. Detalhe da malha predominantemente hexaédrica com poliedros próximo aos contornos.	37
Figura 9 - Vetores de velocidades nas seções utilizadas para validação: em vermelho os vetores de velocidade da simulação e em preto os vetores de velocidade medidos em campo. Na direita os resultados do modelo RANS e na esquerda os resultados do modelo DDES, “z” é referente a cota dos vetores na vertical.	39
Figura 10 - Elevação do terreno no Tecplot com representação das áreas de análise para avaliação da velocidade e deformação hidráulica	41
Figura 11 - Fluxograma da metodologia de busca e revisão sistemática	49
Figura 12 - O número de artigos revisados em cada país	49
Figura 13 - a) Média de citações de artigos revisados de acordo com objetivos de pesquisa. b) Porcentagem de artigos de acordo com o CiteScore (CS) da revista e c) de acordo com o número de citações na Web of Science (WOF).	50
Figura 14 - Distribuição geográfica dos artigos de acordo com o tema. a) presença de corredores ou barreiras à migração b) projeto e operação de passagens para peixes c) qualidade de habitat impactada por UHE d) reprodução em rios regulados e) simulação de movimentos de peixes	51
Figura 15 - Distribuição geográfica dos artigos cujas espécies estudadas são nativas ou endêmicas. Em tons de verde o número de publicações em cada país.	57
Figura 16 - Distribuição geográfica dos artigos cujas espécies estudadas são espécies de interesse econômico. Em tons de verde, o número de publicações em cada país.	59
Figura 17 - Distribuição geográfica dos artigos revisados com modelos bidimensionais.	62
Figura 18 - Distribuição geográfica dos artigos revisados com modelos tridimensionais.	63

Figura 19 - Distribuição geográfica do software entre comerciais, novos modelos desenvolvidos (NDM) e gratuitos.....65

Figura 20 - Representação da conexão entre diferentes classes de modelos. A linha dupla contínua representa a associação de modelos, a linha simples contínua comparação e a linha dupla tracejada que dois modelos distintos foram empregados em regiões diferentes do local estudado. A linha verde representa modelos de qualidade de habitat, a linha azul modelos hidrodinâmicos e a linha vermelha representa simuladores de movimento de peixes. Os estudos com NMD são representados no gráfico pela referência de citação. *ABM/IBM (Benson et al., 2021; Gao et al., 2016; Zielinski et al., 2018). ** Em dois artigos de ELAM não está claro qual software hidráulico é empregado.....66

Figura 21 - a) trecho de 3km a jusante da UHE de Três Marias (18°12'48,6" S, 45°15'41,7" O, obtida no Google Earth Pro 7.3, <https://www.google.com/earth/download/gep/agree.html>, acessado 20 de janeiro de 2020), as seções transversais de A a I foram utilizadas para batimetria e calibração.84

Figura 22 - a) A malha 3D do canal de fuga, b) dimensões e representação das turbinas ativas, c) condições de contorno e d) volumes de análise dos resultados do modelo.....89

Figura 23 - a) Malha do rio e condições de contorno e b) representação batimétrica do rio e localização das áreas de análise no modelo 2D do rio a jusante alcançam92

Figura 24 - a) Vazão das turbinas e b) elevação do nível d'água no canal de fuga entre 19 de novembro de 2011 e 22 de dezembro de 2011 (período da migração de peixes)93

Figura 25 – Posição do perfil longitudinal no canal de fuga, vetores e campo de magnitude da velocidade nos dados experimentais, à esquerda, e no modelo 3D, à direita.....96

Figura 26 - Linhas de corrente com indicação da magnitude de velocidade para vazões de 425 m³/s (a), 462 m³/s (b) e 567 m³/s (c) no modelo 3D do canal de fuga98

Figura 27 – Perfil de magnitude da velocidade para a vazão 425 m ³ /s (a, c) e para a vazão 567 m ³ /s (e, g); perfil de deformação hidráulica para a vazão 425 m ³ /s (b, d) e para a vazão de 567 m ³ /s (f, h) no modelo 3D	100
Figura 28 - Magnitude da velocidade (a) e deformação hidráulica (b) no modelo 2D do trecho do rio a jusante para diferentes vazões	101
Figura 29 - Velocidade (a) e deformação hidráulica (b) nos volumes de análise do canal de fuga, vazão = 462 m ³ /s.....	101
Figura 30 - Velocidade (a) e deformação hidráulica (b) nas seções transversais do trecho a jusante (A, B,C, D, E, F, G e H), vazão = 462 m ³ /s.....	102
Figura 31 - Magnitude da velocidade nos volumes de análise (T1-T8, Figura 12d) e áreas de análise (trecho do rio A1-I8, Figura 10b) para uma vazão de 462 m ³ /s. As linhas tracejadas limitam os valores máximos e mínimos encontrados no canal de fuga, excluindo os <i>outliers</i>	102
Figura 32 - Corredores de natação para as espécies <i>P. maculatus</i> , <i>P. costatus</i> e <i>L. reinhardti</i> no canal de fuga em diferentes vazões	103
Figura 33 - Corredores de natação para as espécies <i>P. maculatus</i> , <i>P. costatus</i> e <i>L. reinhardti</i> no trecho do rio em diferentes vazões.....	104
Figura 34 - Relação entre vazão e área do modo de natação para <i>P. maculatus</i> , <i>P. costatus</i> , e <i>L. reinhardti</i> no trecho do rio.....	105
Figura 35 - a) Localização da UHE Três Marias na bacia do São Francisco e demarcação da bacia no território nacional b) Seções utilizadas para validação no rio de 3 km de jusante da UHE Três Marias, (18812048.4100S, 45815043.2500W, derivada do Google Earth Pro 7	118
Figura 36 - Condições de contorno dos modelos RANS e DDES para o escoamento hidráulico no trecho do rio. Nos detalhes, as condições de contorno no início e no final do domínio.....	121
Figura 37 - Elevação do leito e seções transversais.....	125

Figura 38 - Histograma, gráfico de correlação e teste Spearman para a velocidade dos dados ADCP, RANS e DDES nos pontos medidos nas três seções A, B e C.....	126
Figura 39 - Vista superior do escoamento para as características hidráulicas HS, TKE e VM na vazão de 596 m ³ /s nos modelos RANS e DDES.....	127
Figura 40 - Boxplot de VM, TKE e THS no modelo DDES e no modelo RANS.....	128
Figura 41 - Corte à elevação de 512 m no primeiro terço da seção do rio com valores de magnitude de velocidade, deformação hidráulica e energia cinética turbulenta.	128
Figura 42 - Boxplots da energia cinética turbulenta, da deformação hidráulica e da magnitude da velocidade de acordo com as seções transversais no modelo RANS e no modelo DDES.....	129
Figura 43 - Seções com capacidade natatória nos modelos RANS e DDES com velocidades a 5 cm do fundo. Nado de explosão em vermelho, nado prolongado em verde, e nado sustentável em azul. As setas pretas indicam possíveis corredores de natação.....	130

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de MAPE antes da calibração e após a calibração do modelo 2D, em que foram ajustada a batimetria e a rugosidade.....	35
Tabela 2 - Condições de contorno nos modelos DDES e RANS.....	37
Tabela 3 - Comparação de dados para validação dos modelos tridimensionais.....	40
Tabela 4 - Softwares empregados nos artigos do portfólio: hidrodinâmicos (H), simulador de movimento de peixes (SMP) de qualidade de habitat (QH) e novo modelo desenvolvido (NMD).....	64
Tabela 5 - Os principais parâmetros de projeto da UHE Três Marias.....	84

Tabela 6 - Capacidade natatória das três espécies neotropicais na primeira fase de maturação (SANTOS et al., 2008, 2012a; SANTOS; POMPEU; MARTINEZ, 2007).	85
Tabela 7 - Vazões dos cenários, motivações das simulações e quantidade de turbinas conforme os modelos	93
Tabela 8 - Comparação de resultados modelo 2D do trecho a jusante	97
Tabela 9 - Equações de regressão linear entre vazão e área de natação para as 3 espécies no trecho do rio.....	105
Tabela 10 - Os principais parâmetros de projeto da UHE Três Marias.....	117
Tabela 11 - Condições de contorno utilizadas nos modelos DDES e RANS.....	120

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADCP	<i>Acoustic Doppler Current Profiler</i> (Perfilador de Correntes Acústico por Efeito Doppler)
ADV	<i>Acoustic Doppler Velocimeter</i> (Velocímetro Acústico Doppler)
CFD	<i>Computational Fluid Dynamics</i> (Fluidodinâmica Computacional)
CS	<i>CiteScore</i>
DDES	<i>Delayed Detached Eddy Simulation</i>
DES	<i>Detached Eddy Simulation</i>
DGPS	<i>Differential Global Positioning System</i> (Sistema de Posicionamento Global Diferencial)
DNS	<i>Direct Numerical Simulation</i> (Simulação Numérica Direta)
ELAM	<i>Eulerian-Lagrangian-Agent Method</i> (Método Euleriano Lagrangeano)
H	Modelo de Aspectos Hidrodinâmicos
HSC	<i>Habitat Suitability Curves</i> (curvas de adequação ao habitat)
IBM	<i>Individual-Based Model</i> (Modelos Baseados em Indivíduos)
LES	<i>Large Eddy Simulation</i> (Simulação de Grandes Escalas)
MAPE	<i>Mean Absolute Percentage Error</i> (Erro Percentual Absoluto Médio)
NMD	Novo Modelo Desenvolvido
PISO	<i>Pressure Implicit Splitting of Operators</i>
PIT	<i>Passive Integrated Transponder</i> (Transponder Integrado Passivo)

PRESTO	<i>Pressure Staggering Option</i>
QH	Qualidade de Habitat
RANS	<i>Reynolds Averaged Navier Stokes</i> (Equações Médias de Reynolds)
RMSD	<i>Root Mean Square Deviation</i> (Raiz Quadrada do Desvio Quadrático Médio)
S-A	Spalart-Almaras
SIMPLE	<i>Semi-Implicit Method for Pressured-Linked Equations</i>
SMP	Simulador de Movimento de Peixes
STL	<i>Stereolithography</i> (Estereolitografia)
THS	<i>Total Hydraulic Strain</i> (Deformação Hidráulica)
TKE	<i>Turbulent Kinetic Energy</i> (Energia Cinética Turbulenta)
UHE	Usinas Hidroelétricas
WOS	<i>Web of Science</i>

LISTA DE SIMBOLOS

u_i	componentes da velocidade na direção i
x_i	direções das coordenadas
ρ	densidade
t	tempo
p	pressão
$\overline{u_i}$	velocidade média
ν	viscosidade cinemática
u'_i	velocidade flutuante
μ_t	viscosidade turbulenta
k	energia cinética turbulenta
\tilde{u}_i	velocidade nas escalas maiores que os elementos da malha
u''_i	velocidade nas escalas menores que os elementos da malha
ε	taxa de dissipação de energia cinética turbulenta
ω	dissipação específica
τ_{ij}^{SFS}	tensor de subescala
ν_t	viscosidade turbilhonar transformada
S	magnitude da vorticidade
d	distância das superfícies
\check{d}	função de distância modificada

Δ	maior dimensão da malha
H	profundidade média do escoamento
q_i	vazão na direção i
g	gravidade
τ_{xx}	tensão normal
τ_{xy}	tensão cisalhante
S_{0i}	inclinação do leito na direção i
S_{fi}	atrito na direção i
THS	deformação hidráulica

1. INTRODUÇÃO

A hidroeletricidade é a principal fonte de energia renovável no mundo em 2020 correspondendo a um sexto da eletricidade produzida no mundo com grande perspectiva de crescimento em uma conjuntura de preocupação com a poluição ambiental e mudanças climáticas. Embora a pandemia tenha afetado diversos setores econômicos, houve crescimento do investimentos em energias renováveis e projeta-se um crescimento de 17% na capacidade de produção de energia hidroelétrica no mundo entre 2021 e 2030 (IEA, 2021). No Brasil em 2021 as hidroelétricas foram responsáveis pela produção de 55,3% da energia elétrica e correspondem a 60,2% da capacidade de geração de energia elétrica instalada (EPE, 2022a), embora tenha ocorrido uma redução da participação dessa fonte na matriz energética, espera-se que até 2030 ocorra um aumento 7,6% na capacidade produtiva dessa fonte (EPE, 2022b).

As expectativas de crescimento se justificam, pois além de ser uma fonte renovável, as hidroelétricas apresentam aspectos atrativos para os gestores públicos como: custo operacional baixo, vida útil longa, reservatórios que servem ao armazenamento de água, ao controle de inundações, à recreação e outros, além de complementarem o uso de outras energias renováveis mais sujeitas a sazonalidade (LOCHER; SCANLO, 2012). Contudo, a construção de grandes Usinas Hidroelétricas (UHE) tende a superestimar os benefícios gerados pelas usinas e a subestimar os custos de construção, além das externalidades socioambientais negativas (ANSAR et al., 2014). Entre os impactos ambientais mais importantes a jusante do barramento estão as mudanças do regime hidrológico do rio, especialmente alterações na intensidade, no tempo, na frequência do ciclo de cheias e na dimensão da planície inundada. As barragens atuam como barreiras migratórias e ocorre atração de peixes no canal de fuga (GARCÍA et al., 2011; LOCHER; SCANLO, 2012; LOURES; POMPEU, 2012; WHITE; ONDRAČKOVÁ; REICHARD, 2012). Além disso, observam-se modificações em características hidráulicas do escoamento como velocidade, turbulência e vazão (ALLEN et al., 2017; ZHANG et al., 2010). Como consequência desses impactos ambientais, a biota aquática sofre redução tanto na quantidade de indivíduos como na diversidade de espécies (CHEN; CHEN; FATH, 2015; WHITE; ONDRAČKOVÁ; REICHARD, 2012). As mudanças de regime hidrológico, a fragmentação e alterações

em características hidráulicas afetam as áreas de desova, os processos de fecundação e a migração para reprodução (CHEN et al., 2021; WANG et al., 2014).

Se por um lado não se pode prescindir totalmente das UHE, por outro é necessário implementá-las e operá-las de forma sustentável. A exploração sustentável de recursos hídricos, deve ser planejada com base em conhecimentos profundos de hidrologia, dos seres vivos pertencentes ao ecossistema aquático e da economia regional. Isto torna a ecohidráulica importante, pois é a disciplina que atua na interface entre ecologia e hidráulica, unindo disciplinas relacionadas a biologia aquática, a engenharia e outras disciplinas como geomorfologia e hidrologia (KEMP; KATOPODIS, 2016). Uma importante contribuição da engenharia para a ecohidráulica é a fluidodinâmica computacional (CFD), cujos modelos descrevem de forma precisa e bem determinada o escoamento em rios, estuários e reservatórios (NESTLER et al., 2016).

A fluidodinâmica computacional pode auxiliar a compreensão da interação entre padrões de escoamento e ecossistemas aquáticos. Entre as aplicações de CFD em ecohidráulica pode-se destacar: simulação de escoamento, transporte de sedimentos, ocorrência de processos bioquímicos, avaliação de habitat e transferência de calor (DANESHVAR et al., 2017). Os modelos numéricos permitem a analisar o campo de escoamento de forma discreta para diversos parâmetros como velocidade, energia cinética turbulenta, vorticidade e temperatura, além de servir a estudos de transferência de calor e a fenômenos associados, como reações químicas, em que são utilizadas as equações fundamentais de mecânica dos fluidos (VERSTEEG, H. K.; MALALASEKERA, 2008). Além disso, os modelos numéricos são úteis ao estudo de impactos ocasionados por UHE na ictiofauna, pois permitem a simulação de diversos cenários de operação das usinas (CHEN et al., 2019; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022) e situações hipotéticas como a construção de passagens para peixes e estruturas para direcionar a movimentação de peixes (BAEK; KIM, 2014; BUNT; CASTRO-SANTOS; HARO, 2012; LINDBERG et al., 2013; MULLIGAN et al., 2017). A CFD também permite analisar o comportamento de peixes e simular sua movimentação a medida que associa o campo de escoamento à posição dos peixes como partículas lagrangeanas (ARENAS et al., 2015; BOAVIDA et al., 2017; GOODWIN et al., 2014; GREEN et al., 2015; ZIELINSKI; VOLLER; SORENSEN,

2018).

Os modelos numéricos podem ser classificados quanto ao número de dimensões em: unidimensionais, bidimensionais ou tridimensionais. Simulações em trechos longos de rios geralmente são efetuadas em modelos unidimensionais e bidimensionais, enquanto as tridimensionais são realizadas em trechos menores, devido ao custo computacional elevado (YI et al., 2017). Os modelos unidimensionais normalmente são baseados nas equações de Saint-Venant e possuem um menor custo computacional em comparação os modelos bi e tridimensionais. No entanto, os resultados obtidos são pouco precisos, principalmente em situação com vazão baixa e rugosidade elevada. Além disso, as informações alcançadas são restritas ao nível d'água, a profundidade e a velocidade média nas seções transversais ao escoamento principal (YI et al., 2017). Os modelos bidimensionais também utilizam as equações de Saint-Venant, apresentam custo computacional pequeno e condições de contorno mais simples que os tridimensionais (DANESHVAR et al., 2017). As respostas obtidas em modelos bidimensionais geralmente são as velocidades horizontais (valores médios na profundidade), o nível de água e profundidade ao longo do escoamento principal (RODI, 2017). Os modelos tridimensionais podem capturar fluxos secundários em geometrias irregulares, zonas de separação e gradientes de pressão complexos (DANESHVAR et al., 2017). Todavia, a precisão dos modelos tridimensionais pode variar principalmente devido a maneira como a turbulência é tratada, porquanto ela constitui um fenômeno muito complexo, com movimentos altamente irregulares, flutuantes e tridimensionais. A turbulência contribui significativamente para a transferência de movimento, massa e calor nos fluidos. Assim, ela influencia a velocidade, a temperatura, a dissolução de substâncias e o transporte de sedimentos, podendo afetar, até mesmo, o nível d'água (RODI, 2017).

A maioria das simulações tridimensionais conduzidas em rios são baseadas nas equações de *Reynolds Averaged Navier Stokes* (RANS), as quais são capazes de fornecer valores médios para os campos do escoamento, contudo não fornecem informações instantâneas detalhadas. Neste caso a turbulência não é resolvida, mas modelada de forma estatística, reduzindo o custo computacional (RODI, 2017; XIE; LIN; FALCONER, 2013). Já nos modelos tridimensionais de *Direct Numerical Simulation* (DNS) os vórtices do escoamento são solucionados em pequenas escalas,

logo são necessárias malhas de resoluções elevadas, o que torna o custo computacional alto e impossibilita a aplicação de DNS em trechos de rio (RODI, 2017). Ainda há os modelos com *large eddy simulation* (LES), que solucionam a turbulência para escalas maiores que os elementos da malha e modelam a turbulência nas escalas menores. Dessa maneira o modelo LES representa a turbulência de forma mais precisa que o RANS, ao mesmo tempo que apresenta custo computacional significativamente inferior DNS (RODI, 2017). Entretanto, a aplicação de LES a estudos de rios ainda é escassa devido ao custo computacional superior ao RANS (ALVAREZ; SCHMEECKLE; GRAMS, 2017). Esse cenário vem se alterando, tendo em vista que o desenvolvimento exponencial da computação tem permitido a aplicação de LES à medida que os computadores se tornam mais potentes (RODI, 2017). Atualmente existem poucos estudos em canais naturais que utilizam modelos LES (CONSTANTINESCU et al., 2011a; KANG; SOTIROPOULOS, 2011; KHOSRONEJAD et al., 2016).

Por fim, existem os modelos baseados em *Detached Eddy Simulation* (DES), os quais aplicam RANS junto ao leito e as paredes do rio e LES no interior do escoamento onde os processos de turbulência são mais significativos, implicando em uma exigência de processamento inferior ao LES, sem uma perda significativa na qualidade de informação (ALVAREZ; SCHMEECKLE; GRAMS, 2017). O DES foi empregado em pesquisas em campo para determinar zonas de separação lateral em um trecho de rio de 1,4 km (ALVAREZ; SCHMEECKLE; GRAMS, 2017) e para analisar o escoamento e turbulência em uma confluência de rios (CONSTANTINESCU et al., 2011a).

O desenvolvimento de modelos numéricos para longos trechos de rios não é trivial, pois a resolução do modelo deve ser suficiente para se captar vórtices em conformidade com as dimensões do elemento fim do estudo, como peixes, troncos, detritos entre outros. Além disso, solucionar as equações de Navier-Stokes a cada passo do tempo em malhas muito finas com fluxos em direções não homogêneas demanda grande esforço computacional (SOTIROPOULOS, 2019). Ademais, a determinação da turbulência é mais complexa em rios devido às irregularidades do leito e à rugosidade, que tornam o escoamento mais turbulento (RODI, 2017). Outros aspectos importantes em canais naturais são a presença de fluxos secundários e zonas de separação em rios que estão associadas a sinuosidade dos meandros

(BLANCKAERT, 2011) e mudanças abruptas na topografia que podem afetar a pressão hidrostática (PARSAPOUR-MOGHADDAM; RENNIE, 2017).

Além disso, em muitos rios a presença de estruturas antrópicas afetam o escoamento aumentando sua complexidade. Próximo a estruturas como turbinas, a interface ar-água se associa de forma não linear às variações instantâneas nos campos de velocidade e pressão (KANG; SOTIROPOULOS, 2015). Estruturas como pilares ocasionam múltiplos turbilhões e zonas de separação, que ocorrem quando o escoamento não acompanha a geometria das estruturas ou leito do canal, pois o formato dos mesmos não tem uma transição suave (SOTIROPOULOS, 2019). Já em ressaltos hidráulicos, próximos a comportas e vertedouros, é observada grande turbulência, flutuações de velocidade e pressão, além de aeração e dissipação de energia, fenômenos cuja representação em modelos numéricos é complexa (BAYON et al., 2016).

Os modelos do escoamento são relevantes pois a migração de peixes se desenvolve ao longo dos anos com base na percepção sensorial que eles possuem das características hidráulicas e geomorfológicas do escoamento em rios naturais sendo a sua movimentação associada as características hidrodinâmicas (NESTLER et al., 2008, 2012). Uma das principais características do escoamento a afetar a ictiofauna é a velocidade, caso ela seja muito elevada, poderá atuar como barreira migratória (ALLEN et al., 2017; DELAVAN et al., 2017; GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017). Além disso, a variação da velocidade no espaço (deformação hidráulica) afeta a escolha de rotas por peixes que tendem a evitar áreas com grande deformação, em torno de $1 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ENDERS et al., 2012; GOODWIN et al., 2014). Outro aspecto importante no comportamento de peixes é a turbulência, algumas espécies tendem a percorrer caminhos cujos níveis de turbulência sejam mais homogêneos (GOETTEL; ATKINSON; BENNETT, 2015), a evitar locais com tensões de Reynolds elevadas (acima de 50 N/m^2) e vórtices com dimensões semelhante às do corpo, pois isso pode causar desorientação e perda de estabilidade (SILVA et al., 2012). Além disso, a turbulência elevada contribui para uma maior suscetibilidade a ataque de predadores e a ferimentos (ODEH et al., 2002).

Nesse trabalho foram utilizados 2 softwares o River2D (ver. 0.95a; University of

Alberta, Edmonton, AB, Canada) e o OpenFOAM (v.1806, OpenCFD Ltd, Reading, Reino Unido) para simular o escoamento a jusante do barramento da UHE de Três Marias englobando o canal de fuga e o trecho do rio. O River2D é um software gratuito que efetua simulações bidimensionais obtendo valores médios de velocidade na profundidade, esse modelo foi utilizado no Artigo 1 e a batimetria que foi ajustada nele foi utilizada nos modelos tridimensionais do OpenFOAM. Este último é um *software* gratuito de código aberto com uma ampla gama de aplicações. No entanto, poucos estudos foram conduzidos em trechos longos de rios utilizando o OpenFOAM (PEDERSEN; RÜTHER, 2019; ZHAO; UTILI; CROSTA, 2016). Até mesmo com os emprego de outros *softwares*, são raras as simulações tridimensionais em trechos de rio regulados com mais de 1 km de extensão (CHEN et al., 2021; KHAN et al., 2008; KHAN; ROY; RASHID, 2008; LIAO et al., 2022). No caso de modelos tridimensionais híbridos LES e RANS, mesmo em rios não regulados, as distâncias estudadas geralmente não são longas e há um interesse investigar o escoamento em regiões de meandros, em confluências, em alargamentos ou junto às turbinas (ALVAREZ; SCHMEECKLE; GRAMS, 2017; CONSTANTINESCU; KOKEN; ZENG, 2011; GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017)

A presente tese apresenta a simulação dos escoamentos hidráulicos a jusante de barramentos em modelos bidimensionais e tridimensionais que representam processos físicos, necessários para a compreensão do comportamento de peixes, principalmente relacionados a atração exercida pelas turbinas e a utilização de corredores de natação. Esse trabalho respondeu as seguintes perguntas: 1) Ocorrem alterações nos campos de velocidade e turbulência do escoamento a jusante da UHE devido a sua operação que possam influenciar o comportamento de cardumes de peixes nessas áreas? 2) Existem corredores de natação em áreas a jusante de UHE que podem levar os peixes a áreas próximas às turbinas? 3) Aonde se concentram os principais estudos de modelos hidrodinâmicos aplicados à problemas de ictiofauna oriundos da operação de UHE? 4) Quais os principais impactos abordados nesses estudos com modelos hidrodinâmicos? 5) Quais os critérios de seleção das espécies estudadas e técnicas para obter os dados de comportamento de peixes? 6) Quais as principais características dos modelos hidráulicos numéricos para estudos de impacto a ictiofauna devido a UHE? 7) Os modelos tridimensionais RANS e DDES (*Delayed*

Detached Eddy Simulation) são semelhantes no processo de captura de fenômenos hidráulicos, importantes para a compreensão do comportamento ambiental de espécies de peixes, em diferentes áreas do escoamento ao longo do trecho do rio? 8) Como se comportam as variáveis hidráulicas velocidade da magnitude, turbulência e a deformação hidráulica (apontadas como importantes explicadores do comportamento de peixes) em trechos a jusante de UHE ao longo da distância?

Os principais produtos dessa tese foram três artigos que apresentam os procedimentos para repostas das perguntas elencadas acima: i) “ Alterações no escoamento devido a operação de uma UHE: implicações para a migração dos peixes a montante”; ii) “Comportamento de peixes em rios regulados: a contribuição de modelos hidrodinâmicos para a compreensão de impactos” iii). “Corredores de natação para um peixe Neotropical em áreas a jusante de uma barragem utilizando modelos numéricos tridimensionais: avaliação com abordagens RANS e DDES “. O primeiro já está publicado na revista *Hydrobiologia*. O segundo está em fase de revisão (1 primeira revisão) na revista *Ecohydrology & Hydrobiologia*. O terceiro será submetido após defesa final à revista *Ecological Engineering*. Espera-se dessa forma, que as contribuições dadas por essa tese possibilitem o avanço na discussão científica sobre impactos ambientais oriundos de UHE em ambientes aquáticos.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral da presente pesquisa é simular o escoamento a jusante do barramento da UHE de Três Marias que represente de forma significativa os processos físicos, necessários para a compreensão do comportamento de peixes a jusante do barramento.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como objetivos específicos têm-se:

- Avaliar o emprego de modelos hidrodinâmicos, para estudos de impacto ambiental à ictiofauna devido a UHE, em termos de objetivos, espécies estudadas, técnicas de amostragem de espécies, regiões do planeta onde foram desenvolvidos e características dos modelos e softwares utilizados.
- Avaliar o escoamento hidráulico a jusante de barramento em termos de condições de velocidade, turbulência e deformação hidráulica;
- Avaliar a extensão da influência das condições hidráulicas provenientes do barramento no trecho de jusante;
- Avaliar adequação dos modelos numéricos (2D, 3D e com diferentes abordagens de captura de turbulência), aplicando-os em partes do escoamento com diferentes características geomorfológicas ou sob diferentes condições de influência (distância do barramento);
- Avaliar regiões do escoamento hidráulico a jusante de UHE correlacionando com capacidade natatória de espécies neotropicais.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 MODELOS HIDRODINÂMICOS

As equações de Navier-Stokes são equações parciais não lineares de segunda ordem que descrevem o movimento dos fluidos. Neste trabalho foram empregadas equações de Navier-Stokes para escoamentos incompressíveis, isotérmicos e newtonianos. A equação (1) expressa a conservação de massa:

$$\frac{\partial u_i}{\partial x_i} = 0 \quad (1)$$

onde u_i representa as componentes da velocidade e x_i as direções das coordenadas (WHITE, 2002).

Por sua vez, a conservação do movimento é expressa pela equação (2):

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} + \partial \left(\frac{u_i u_j}{\partial x_j} \right) = \frac{-1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[v \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \right] \quad (2)$$

onde ρ a densidade, t o tempo, p a pressão e v a viscosidade cinemática (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012).

Para desenvolver a equação (2) é necessário definir a maneira como a turbulência será tratada. Os movimentos turbulentos são caracterizados por flutuações instantâneas, irregulares e aleatórias de características dos fluidos que afetam significativamente a distribuição do movimento, calor e massa no escoamento, pois constituem uma superposição de vórtices que interagem entre si, intercambiando energia. Os grandes vórtices possuem um comportamento relativamente determinístico, pois dependem da geometria do escoamento e da forma como são gerados. No entanto, à medida que diminuem as dimensões dos vórtices, essa influência é reduzida e o comportamento é cada vez mais aleatório. Logo nem todos os vórtices precisam ser simulados, os menores podem ser parametrizados e incorporados a modelos de turbulência (SOUZA et al., 2011).

- *Reynolds Averaged Navier-Stokes* (RANS)

Neste tipo de abordagem, a turbulência é descrita pelas chamadas equações de

Reynolds que considera a variação de parâmetros do escoamento no tempo, dividindo a velocidade em uma componente média e outra flutuante. Desta forma, o valor da velocidade instantânea u_i seria a soma do valor médio da velocidade \bar{u}_i com o valor flutuante u'_i (3).

$$u_i = \bar{u}_i + u'_i \quad (3)$$

Quando a decomposição de Reynolds é utilizada nas equações de Navier-Stokes (1 e 2), estas assumem a denominação de RANS (*Reynolds Averaged Navier-Stokes*)”

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (4)$$

$$\bar{u}_j \frac{\partial (\bar{u}_i)}{\partial x_j} = \frac{-1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\nu \left(\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) - \rho \overline{u'_i u'_j} \right] \quad (5)$$

O aparecimento do tensor de Reynolds, $-\overline{u'_i u'_j}$, faz com que o número de incógnitas seja superior ao de equações. Logo, é necessário aplicar a hipótese de Boussinesq (6) e equações de transporte para resolução do sistema. A hipótese de Boussinesq assume que a tensão de Reynolds é uma função linear dos gradientes velocidade, dessa forma o problema de cálculos dos componentes das tensões de Reynolds é transformado no cálculo de viscosidade turbulenta μ_t e de energia cinética turbulenta k (MENTER, 1994) .

$$-\rho \overline{u'_i u'_j} = \mu_t \left(\frac{\partial \bar{u}'_j}{\partial x_i} + \frac{\partial \bar{u}'_i}{\partial x_j} \right) \quad (6)$$

Os modelos de turbulência são utilizados para o fechamento do sistema com equações de transferência. Em RANS eles resolvem o tensor de Reynolds com base em quantidades físicas como a energia cinética turbulenta K , a taxa de dissipação de energia cinética turbulenta ε ou a dissipação específica ω (FRÖHLICH; VON TERZI, 2008). No modelo RANS dessa pesquisa foi adotado o k - ε realizável, que apresenta

melhor desempenho que o k-ε padrão ao representar escoamentos secundários em confluências (SHAHEED; MOHAMMADIAN; KHEIRKHAH GILDEH, 2019). Além disso, o k-ε realizável também apresenta melhor desempenho quando ocorrem grandes gradientes de pressão, zonas de separação e recirculação (BULAT; BULAT, 2013). No modelo DDES o fechamento é realizado com o modelo de turbulência de Spalart-Almaras (S-A) que soluciona uma equação diferencial parcial de transporte para a viscosidade turbilhonar, inicialmente o modelo era utilizado em aplicações aeroespaciais com gradientes de pressão adversos (SPALART; ALLMARAS, 1992). O fechamento com o S-A foi adotado, pois é a abordagem mais comum em modelos híbridos RANS-LES e apresenta bom desempenho em zonas de separação e escoamentos secundários (CONSTANTINESCU; KOKEN; ZENG, 2011).

- Large Eddy Simulations (LES)

Nos modelos LES, são resolvidos os vórtices com escalas maiores que as da malha, portanto é utilizado um filtro espacial para velocidade, que resulta na seguinte decomposição da equação abaixo (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012):

$$u_i = \tilde{u}_i + u''_i \quad (7)$$

onde \tilde{u}_i representa a velocidade nas escalas maiores que os elementos da malha e u''_i nas escalas inferiores (7).

Ao se substituir a equação (7) na equação (2), a equação de conservação de movimento para LES é obtida:

$$\frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial t} + \frac{\partial (\tilde{u}_i \tilde{u}_j)}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \tilde{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\mu_t \left(\frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \tilde{u}_j}{\partial x_i} \right) - \tau_{ij}^{SFS} \right] \quad (8)$$

O tensor de subescala τ_{ij}^{SFS} pode ser decomposto em:

$$\tau_{ij}^{SFS} = \tilde{u}_i \tilde{u}_j - \tilde{u}_i \tilde{u}_j$$

Os vórtices em escalas menores solucionam o tensor de subescalas. Para o fechamento das equações de Navier-Stokes, geralmente é utilizado o modelo de turbulência Spalart Allmaras (FRÖHLICH; VON TERZI, 2008).

- Delayed Detached Eddy Simulation (DDES)

As simulações com DDES permitem intercambiar entre RANS e LES conforme o estado do escoamento. Os vórtices são resolvidos onde sua dinâmica é mais relevante e suprimidos nas demais regiões, ou seja, os vórtices de subescalas e próximo às paredes do modelo são solucionados pelas equações de RANS e nos demais locais são resolvidos por LES, o que reduz o custo computacional (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012).

O modelo de turbulência mais utilizado em DDES é o Spalart Allmaras (CHANG; CONSTANTINESCU; PARK, 2007). Este modelo é baseado em argumentos dimensionais, no balanço entre produção e destruição de viscosidade turbilhonar transformada ν_t . A produção ocorre devido a magnitude da vorticidade, S , e a destruição devido a distância das superfícies, d , que limitam a escala dos vórtices (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012):

$$\nu_t = \frac{\mu_t}{\rho f_{v1}} \quad , \quad (9)$$

$$f_{v1} = \frac{\chi^3}{\chi^3 + c_{v1}^3} \quad , \quad (10)$$

$$\chi = \nu_t/\nu \quad (11)$$

Utilizando o princípio de Boussinesq (6), obtém-se a seguinte equação para o modelo de turbulência (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012):

$$\frac{\partial \nu_t}{\partial t} + \frac{\partial \nu_t}{\partial x_i} = C_{b1}(1 - f_{t2})\check{S}\nu_t - \left[C_{w1}f_w - \frac{C_{b1}}{K^2}f_{t2} \right] \left(\frac{\nu_t}{d} \right)^2 + \frac{1}{S} \quad (12)$$

Em que:

$$\check{S} = S + \frac{\nu_t}{\kappa^2 d^2} f_{v2} \quad (13)$$

$$f_{v2} = 1 - \frac{\chi}{1 + \chi f_{v1}} \quad (14)$$

$$f_{t2} = C_{t3} \exp(-C_{t4} \chi^2) \quad (15)$$

Nos modelos DDES a distância até a superfície, d , é substituída por uma função de distância modificada, \check{d} :

$$\check{d} \equiv d - f_d \max\{0, d - C_{DES} \Delta\} \quad (16)$$

$$f_d \equiv 1 - \tanh([8r_d]^3) \quad (17)$$

$$r_d \equiv \frac{\nu_t + \mu_t}{\sqrt{U_{i,j} U_{i,j}} k^2 d^2} \quad (18)$$

onde Δ é a maior dimensão da malha e $C_{DES} = 0,65$, r_d é a razão da escala de comprimento do modelo pela distância da parede. Dessa forma, próximo as paredes utilizam-se RANS e d , enquanto em volumes distantes das paredes, utiliza-se $C_{DES} \Delta$.

- Equações de Saint-Venant

Escoamentos bidimensionais são solucionados por meio das equações de Saint-Venant (Equações 19, 20 e 21), que são por sua vez originadas de particularizações e simplificações das equações de Navier-Stokes para águas rasas em que a profundidade do escoamento é inferior ao comprimento de onda em mais de 20 vezes (SIMÕES et al., 2011). As equações de Saint-Venant são amplamente utilizadas para resolução de escoamentos gradualmente variado, porém não são apropriadas para escoamento bruscamente variado como saltos hidráulicos. Nelas são utilizadas as velocidades médias na profundidade e o achatamento do perfil de velocidades é geralmente negligenciado (RICHARD; RAMBAUD; VILA, 2017). Os modelos bidimensionais fornecem como principal resposta, as velocidades do escoamento e a

profundidade. A turbulência não é estudada em modelos bidimensionais, pois ocorre devido a mecanismos tridimensionais presentes no escoamento (SOUZA et al., 2011).

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0 \quad (19)$$

onde H é a profundidade média do escoamento e q_y e q_x são as intensidades de descarga na direção y e na direção x , respectivamente. As intensidades de descarga se relacionam as velocidades médias na profundidade ($\overline{u_x}$ e $\overline{u_y}$) da seguinte forma $q_x = H\overline{u_x}$ e $q_y = H\overline{u_y}$.

$$\frac{\partial q_x}{\partial t} + \partial \frac{(\overline{u_x}q|x)}{\partial x} + \partial \frac{(\overline{u_y}q|x)}{\partial y} + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial x} H^2 = gH(S_{0x} - S_{fx}) + \frac{1}{\rho} \quad (20)$$

$$\frac{\partial q_y}{\partial t} + \partial \frac{(\overline{u_x}q|y)}{\partial y} + \partial \frac{(\overline{u_y}q|y)}{\partial x} + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial y} H^2 = gH(S_{0y} - S_{fy}) + \frac{1}{\rho} \quad (21)$$

onde ρ é densidade, g a gravidade, S_{0x} e S_{0y} são a inclinação do leito na direção x e y , já S_{fx} e S_{fy} são os atritos correspondentes nessas inclinações.

3.2 IMPACTO DE BARRAMENTOS SOBRE A ICTIOFAUNA A JUSANTE DE HIDROELÉTRICAS

A região a jusante de UHEs apresenta diversos impactos negativos para a ictiofauna. Um desses impactos é o risco de mortandade e ferimentos devido as operações de manutenção em turbinas. Nessas operações a turbina é parada e os peixes podem entrar indevidamente no tubo de sucção, aprisionando-se em um local com baixa disponibilidade de água e de oxigênio. Além disso, os peixes podem acessar o interior da turbina durante a manutenção e sofrer lesões por descompressão e impacto mecânico no processo de reinício da turbina (DE ANDRADE et al., 2012). As mortes por anoxia ou hipoxia são bastante significativas a jusante de UHEs, em 59 eventos de mortandade analisados em uma pesquisa aproximadamente, 57% das mortes ocorreram por anoxia ou hipoxia e na maioria dos casos devido ao aprisionamento de peixes em operações de parada e reinício de turbinas (AGOSTINHO et al., 2021). As

mortes causadas por barotrauma e choques mecânicos também são muito relevantes. Em um estudo de mortandade a jusante da UHE de São Simão observou-se que mais de 75% das carcaças de Mandi (*Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803) apresentavam sinais de barotrauma e mais de 60% apresentavam sinais de choque mecânico (GIRALDO et al., 2016). A descompressão rápida pode levar os peixes a sofrerem diversos tipos de lesões. Em um estudo com outra espécie do gênero *Pimelodus* observou-se que as lesões mais frequentes são: ruptura da bexiga natatória, hemorragia interna, embolia e ruptura do intestino (BEIRÃO et al., 2018).

Outro impacto na ictiofauna que ocorre a jusante de UHEs é a elevada concentração de gás dissolvido na água devido a descarga dos vertedores, a qual pode ocasionar embolia, dificuldade para natação e morte (POLITANO; CARRICA; WEBER, 2009). Esse fenômeno é bastante documentado em regiões de clima temperado, todavia a mortandade de peixes devido a supersaturação gasosa é pouco estudada em regiões neotropicais. Acredita-se que no Brasil mortandade por supersaturação é subestimada devido a dois fatores principais: a ausência de monitoramento da supersaturação gasosa nas usinas e a dificuldade de identificar a embolia em necrópsia, devido aos sinais de embolia diminuírem após as primeiras horas de morte e serem menos intensos dependendo do grau de supersaturação (AGOSTINHO et al., 2021). Na literatura há poucos casos de mortandade por supersaturação gasosa no Brasil. Em um dos poucos estudos sobre esse tema, investigou-se mortandade de peixes contínua e repedita na UHE Ferreira Gomes por supersaturação durante os testes operacionais (GAMA, 2020). Em uma pesquisa que revisou 256 notícias sobre mortandade de peixes no Brasil, 0,8% dos eventos foram relacionados a supersaturação gasosa. Todavia esse percentual pode ser superior tendo em vista que aproximadamente 13% das mortes não tiveram causa identificada (AGOSTINHO et al., 2021).

Além dos riscos devidos à ação de turbinas e vertedores, a presença do barramento também é prejudicial, pois atrasa ou impede a migração de peixes, acarretando uma grande concentração dos mesmo junto às UHEs e atraindo predadores (SCHILT, 2007). Outro impacto importante é a fragmentação que afeta principalmente as espécies migratórias, porquanto precisam migrar longas distâncias para completar seu ciclo de vida (AGOSTINHO et al., 2016). Todavia, mesmo espécies não migratórias

são prejudicadas pela fragmentação devido aos períodos prolongados de isolamento que promovem perda de diversidade genética e redução da aptidão física dos peixes (THOMAS, 2014).

4. METODOLOGIA DE PESQUISA

Nesta seção são apresentadas as etapas de desenvolvimento da pesquisa (Figura 1), bem como descrição do local de estudo. Primeiramente será apresentado o local de estudo, em seguida os dados biológicos utilizados, bem como o procedimento de aquisição de dados batimétricos. Também foram apresentadas brevemente as características dos modelos numéricos empregados e os softwares utilizados, assim como os procedimentos de pós-processamento e análise estatística. Adicionalmente será apresentado a metodologia adotada no artigo de revisão bibliográfica referente ao uso de modelos numéricos em impactos de usinas hidroelétricas sobre a ictiofauna.

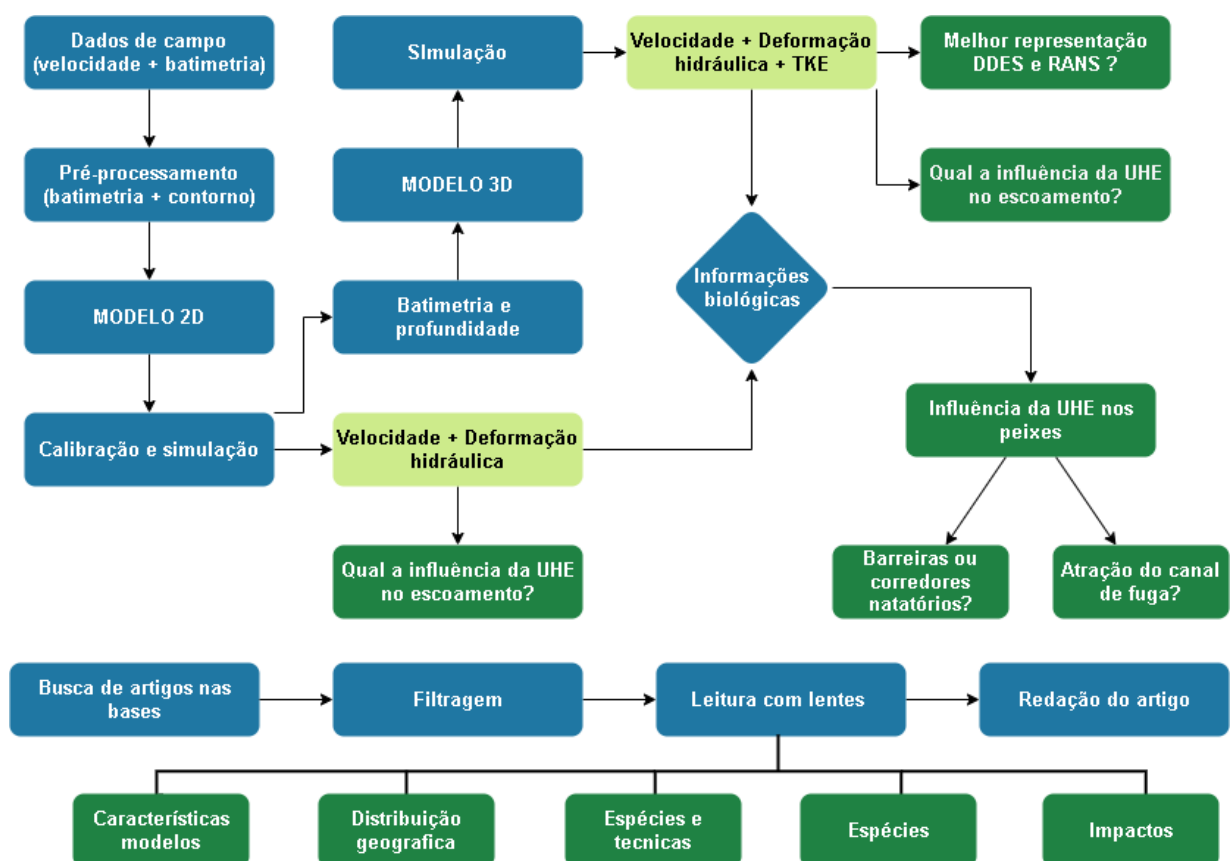


Figura 1 - Processo de desenvolvimento do trabalho em azul as etapas do processo, em verde claro os resultados das simulações e em verde escuro as perguntas da pesquisa

4.1 LOCAL DE ESTUDO

A UHE de Três Marias está localizada nas coordenadas 18°12'50.96" sul e 45°15'45.92" oeste no rio São Francisco (Figura 2), o qual possui 2.863 km de extensão e cuja bacia hidrográfica ocupa 8% do território nacional, isto é, 639.219 km² (CBHSF, 2022). Seu reservatório atende a usos múltiplos usos: produção de energia elétrica, abastecimento de água, irrigação e turismo (CEMIG, 2019). A UHE de Três Marias também se destaca pela suas dimensões, sua capacidade máxima de armazenamento possui área do reservatório igual a 1050 km² e volume de água 21x10⁹ m³(SANTOS et al., 2018). Sua operação iniciou-se em 1962, possui 6 turbinas do tipo Kaplan instaladas com capacidade de geração de 65 MW cada, 396 MW no total. A vazão máxima liberada pelo conjunto de turbinas é 900 m³/s e pelo vertedor 8.700 m³/s (LOURES; POMPEU, 2012). O trecho simulado está localizado a jusante da barragem da usina possui aproximadamente 2,9 km no modelo bidimensional, que não inclui o canal de fuga, e 3 Km no modelo tridimensional, que inclui parte do canal de fuga (Figura 3).

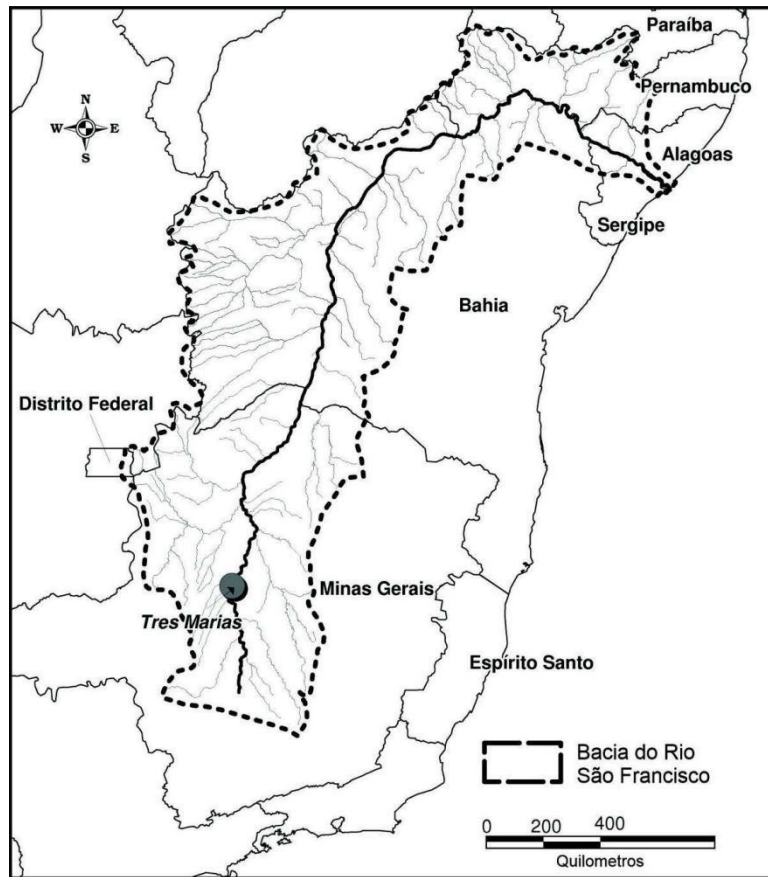


Figura 2 - Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e localização da Usina de Três Marias.

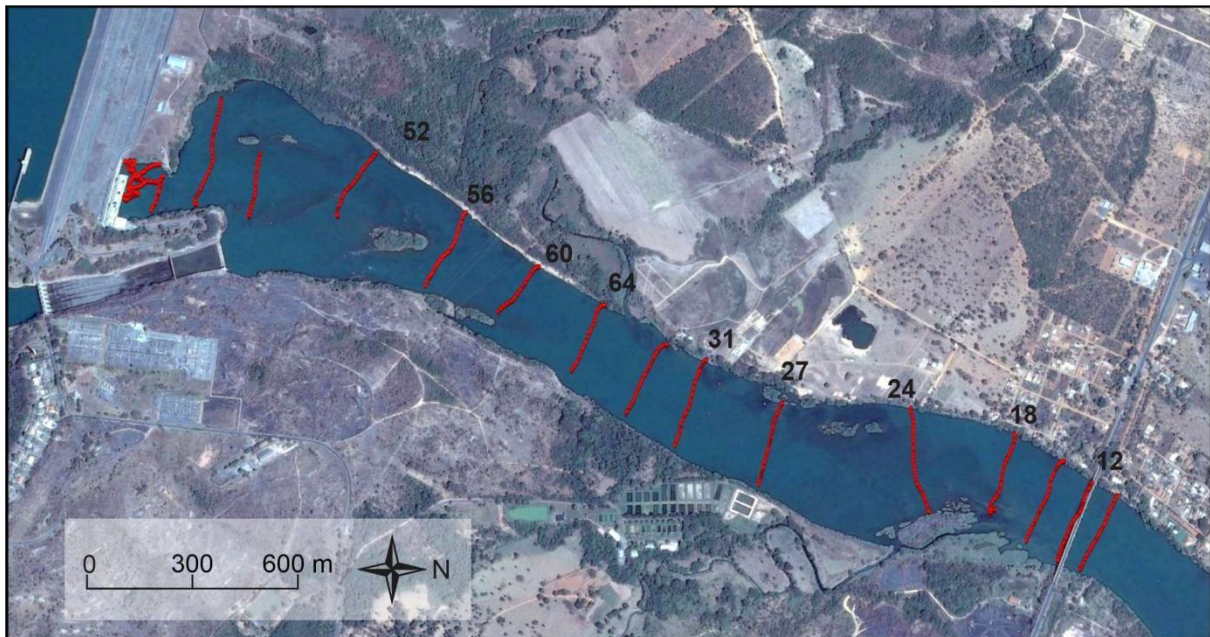


Figura 3 - Visão aérea da região de estudo em agosto de 2013 obtida com Google Earth Pro 7.3, (<https://www.google.com/earth/download/gep/agree.html>, acessado em 12 de agosto 2022), em

vermelho os pontos de coleta de dados com ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*, Workhorse Rio Grande 1200 kHz, Teledyne, Waterloo, ON, Canada) para fazer a batimetria do trecho. As seções numeradas foram utilizadas para calibração do modelo 2D.

4.2 DADOS BIOLÓGICOS

No decorrer da tese foram utilizados dados biológicos de três espécies de peixes abundantes na UHE de Três Marias: *Prochilodus costatus* (Valenciennes, 1850) e *Pimelodus maculatus* (Lacepède, 1803) e *Leporinus reinhardtii* (Lütken, 1874). Essas espécies são muito comuns no canal de fuga de Três Marias o *Pimelodus maculatus* correspondeu a 35,4% dos peixes amostrados em um estudo anterior, enquanto o *Prochilodus costatus* a 16,5% e o *Leporinus reinhardtii* a 15,3% dos peixes amostrados (PRADO et al., 2016). Outra motivação para escolha dessas três espécies foi a disponibilidade de informações sobre a capacidade natatória na literatura (SANTOS et al., 2012). Elas também são migratórias e se distribuem em importantes bacias sul-americanas (ALVES, 2007; FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004).

Entre as três espécies a mais impactada pelas operações durante as manutenções de turbinas é o *Pimelodus maculatus* (mandi), observou-se que em torno de 95% dos peixes resgatados durante a drenagem das turbinas são mandis (DE ANDRADE et al., 2012). O mandi é encontrado nas bacias do rio Paraná e São Francisco que são duas bacias com grande presença de UHEs (DE ANDRADE et al., 2012). Além da UHE de Três Marias a presença do Mandi também foi observada em outras nove UHEs brasileiras (DE ANDRADE et al., 2012). Tendo em vista a forte presença do mandi a jusante de UHEs o terceiro artigo dessa tese enfoca essa espécie, enquanto o primeiro artigo trata das três espécies.

O principal dado biológico utilizado nessa pesquisa é a capacidade natatória que foi associada a velocidade do escoamento para avaliar a presença de corredores de natação ou barreiras. Esse procedimento já foi adotado anteriormente para avaliar possíveis corredores de natação a jusante de uma UHE (Gisen et al., 2017). Segundo Beamish (1978), a velocidade de natação pode ser classificada em: (1) "sustentável", se a velocidade de natação pode ser mantida durante um período de tempo maior que 200 min; (2) "explosão" se as velocidades elevadas forem mantidas por um período de curta duração (entre 15-20 s) e "prolongada" que corresponde as velocidades

intermediárias entre "explosão" e "sustentável". Os corredores de natação são volumes do escoamento em que a velocidade é suficientemente alta para provocar indução, porém inferiores ao nado de explosão de maneira a permitir a passagem dos peixes (Gisen et al., 2017).

4.3 LEVANTAMENTO BATIMÉTRICO

Durante a pesquisa em campo foram obtidos dados referentes a velocidade e profundidade no trecho do rio utilizando ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*, Workhorse Rio Grande 1200 kHz, Teledyne, Waterloo, ON, Canada). Foram medidas seções transversais aos rio, os pontos coletados em cada transecção foram georreferenciados por meio de DGPS (Figura 3) (*differential global positioning system*, Topcon Hyper Pro, Topcon, Livermore, CA, USA). A precisão do DGPS no modo de posicionamento cinemático em tempo real (RTK, real-time kinematic) é 10 mm \pm 1 ppm no plano horizontal e 15 mm \pm 1 ppm no plano vertical (TOPCON, 2006).

Os dados foram mensurados entre 24 e 26 de outubro de 2011 por outros membros do grupo de pesquisa em Ecohidráulica (GAEA), período no qual não houve precipitação ou liberação de água no vertedouro. A qualidade das seções foi avaliada por meio do software Win River II (Versão 2.2, Teledyne, Waterloo, ON, Canada). Mediram-se 72 seções, das quais eliminaram-se as seções com grandes falhas na captura da velocidade ou da profundidade. Cada seção foi medida ao menos três vezes das quais foram selecionadas as seções de maior comprimento e com informações mais completas acerca da velocidade, restando ao final 15 seções. Em seguida os dados foram transferidos para planilhas nas quais eram identificadas as coordenadas, profundidade, altitude e velocidade de cada ponto.

4.4 MODELOS HIDRODINÂMICOS

Nessa sessão são caracterizados os modelos utilizados na pesquisa, foram feitas simulações em um modelo bidimensional e em dois modelos tridimensionais. Além disso, são apresentados brevemente o pós-processamento e análise estatística dos

modelos.

4.4.1 Modelo bidimensional

O modelo bidimensional foi desenvolvido no software River2D, que é um software gratuito desenvolvido pela Universidade de Alberta, o qual permite a construção de modelos bidimensionais que utilizam valores médios para a profundidade. O modelo utiliza o método dos elementos finitos para solucionar a equação básica de conservação de massa e os componentes horizontais das equações de conservação do momento (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

O River2D é um software com aplicação corrente em pesquisas. Entre as principais aplicações estão: avaliar a qualidade de hábitat (GARD, 2009; JIAO et al., 2019; WALL et al., 2016), avaliar como características físicas de um rio são afetadas por UHEs (BOAVIDA et al., 2015), estimar vazão ecológica (DE SOUZA CASTRO; MOREIRA; DA SILVA, 2016) e avaliar o impacto da remoção de barragens (IM; CHOI; CHOI, 2019).

Os cálculos no River2D são realizados considerando algumas suposições básicas:

- A distribuição de pressões na vertical é considerada hidrostática. Isso pode reduzir a precisão do modelo em regiões com inclinação elevada ou rápida variação na inclinação do leito do rio.
- A distribuição das velocidades horizontais na profundidade é considerada constante, logo informações sobre fluxos secundários não são obtidas pelo modelo.

O River2D possui 4 módulos: R2D-Bed em que é elaborado o leito do rio, R2D_Mesh em que é preparada a malha da simulação, R2D-Ice em que são inseridas informações sobre camadas de gelo no rio e o River2D no qual é efetuada a simulação.

As seções de ADCP selecionadas (Figura 3) foram utilizadas para modelar o leito do rio no módulo R2D_Bed do River2D (Figura 4 a). Por meio do Google Earth Pro foram adicionados mais pontos para definir ilhas, bancos de areia e margens do rio. Em

seguida, as coordenadas dos pontos foram convertidas de graus decimais para Universal Transversa de Mercator (UTM). Elaborou-se uma tabela separada por tabulações contendo a numeração dos pontos, as coordenadas em UTM, a altitude, o comprimento de rugosidade e uma codificação para identificar os pontos. Essa tabela foi importada para o módulo R2D_Bed no qual foi feito um tratamento do leito do rio. Não havia informações quanto a cobertura do leito do rio, portanto o valor do comprimento de rugosidade inicial foi calculado no módulo R2D_Bed a partir do raio hidráulico das seções e um coeficiente de Manning igual a 0,035 para todo o trecho. Esse valor de Manning adotado é referente a leitos naturais com cascalho e vegetação (PORTO, 2006).

O arquivo gerado com a batimetria do rio, extensão BED, foi inserido no módulo R2D_Mesh para desenvolvimento da malha (Figura 4 b). A malha do modelo é não estruturada, possui 10.278 nós e 20.043 elementos. O índice de qualidade da malha QI foi igual a 0,45, segundo o manual do River2D esse valor deve estar entre 0,1 e 0,5 (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). Neste módulo também foram definidas as condições de contorno do modelo, foram definidas em quais bordas ocorria a entrada e a saída do escoamento, além das bordas consideradas paredes paralelas as margens. Na entrada do modelo foram definidas as vazões de entrada (385, 425, 462, 567, 695 e 715 m³/s) e uma estimativa da altura do nível de água. Já na saída do modelo foi definida a altura do nível de água de jusante. Esse valor foi obtido com base nos valores de medição dos níveis de água das estações 41020002 e 40990080, fornecido pelo sistema hidroweb, considerando vazões similares as simuladas entre 2000 e 2006 (ANA, 2020). Ao final do processo é gerado um arquivo com extensão CDG que é utilizado no River2D.

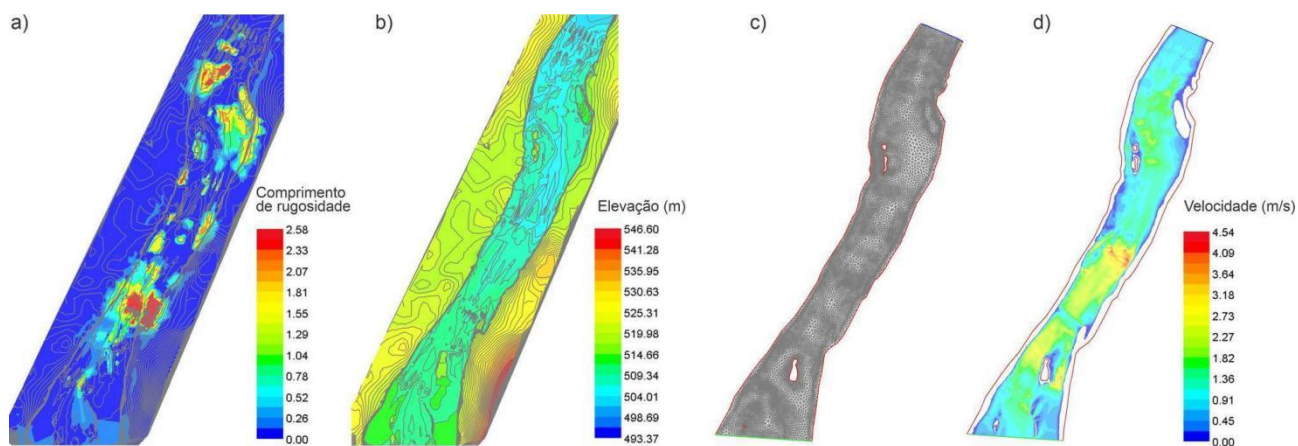


Figura 4 - Modelo bidimensional: a) comprimento de rugosidade R2D_Bed b) batimetria R2D_Bed c) R2D_Mesh d) Resultado da simulação no River2D. Em c) e d) é possível ver a entrada do escoamento em verde, a saída do escoamento em azul e as paredes em vermelho

O arquivo CDG foi aberto no River2D no qual foi simulado o escoamento permanente do rio (Figura 4c). Os dados obtidos na simulação foram comparados às velocidades médias na profundidade de cada ponto nas seções (Figura 5). Como os valores de velocidade estavam muito baixos o valor do coeficiente de Manning foi alterado para 0,023 em todo o trecho do rio, esse valor corresponde a canal de terra com vegetação rasteira (PORTO, 2006). Em seguida modificações pontuais na rugosidade e morfologia do leito (Figura 6) foram realizadas no módulo R2D-Bed. Essas modificações eram executadas a montante das seções avaliadas na calibração. No módulo River2D o novo arquivo de extensão BED era carregado, feita a simulação e comparados os valores de velocidade para a seção de calibração (Figura 5). Depois o processo era repedido para a seção a jusante desta e assim sucessivamente até o fim do modelo (Tabela 1). Esse processo foi repetido até que o resultado foi considerado satisfatório avaliando o erro percentual absoluto médio (MAPE) (Tabela 1) comparado a outros valores encontrados em simulações com o River2D (JOWETT; DUNCAN, 2012; OLIVEIRA et al., 2016). Foram gerados novos arquivos do tipo BED que eram inseridos no River2D e simulados. Ao final da calibração foram adotados coeficientes de Manning entre 0,023 e 0,065 em regiões específicas (Figura 4a).

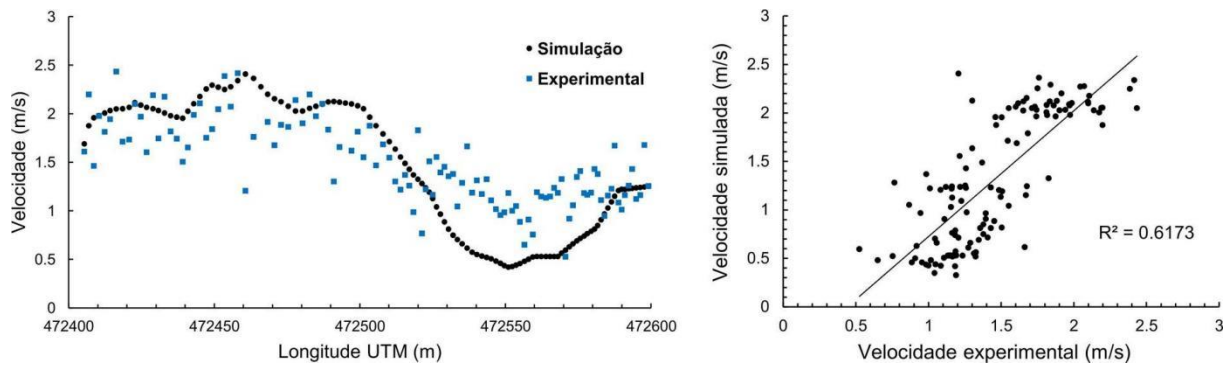


Figura 5 - Comparação entre velocidades para calibração na seção 56: no gráfico a esquerda é comparada a velocidade dos mensurada em campo (em azul) e simulada (em preto) ao longo da seção analisada na direção da coordenada de longitude na Universal Transversa d

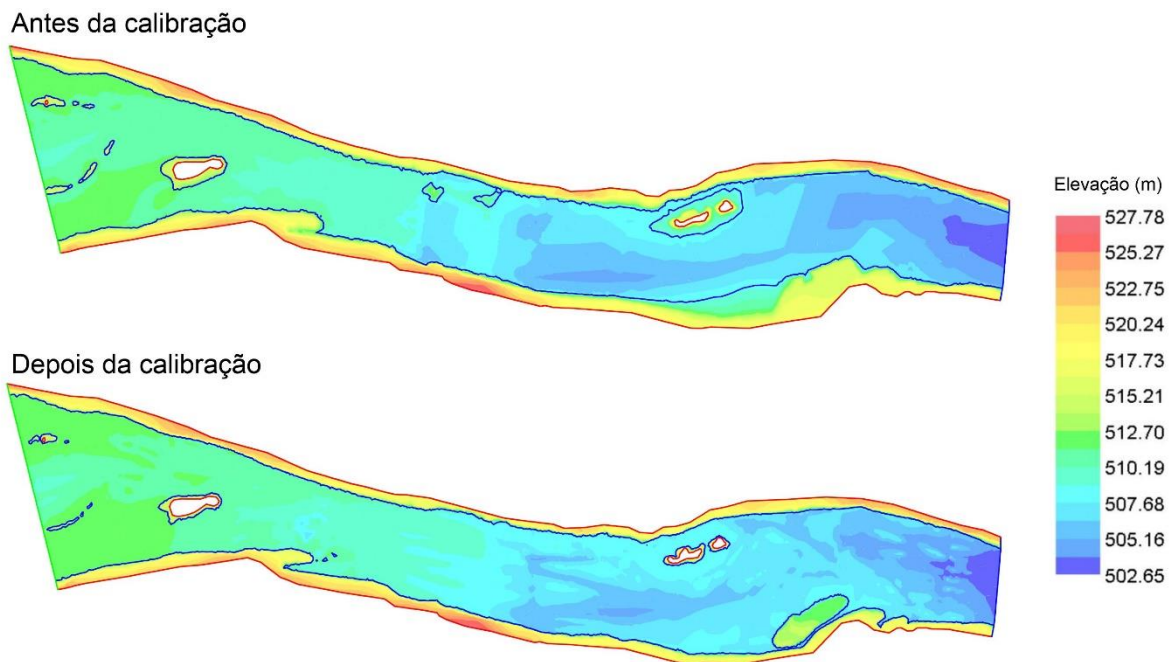


Figura 6 - Batimetria do trecho do rio antes e após calibração. O contorno em azul escuro representa o nível d'água. Após a calibração a superfície d'água se tornou mais parecida com as imagens de satélite observadas.

Tabela 1 - Valores de MAPE antes da calibração e após a calibração do modelo 2D, em que foram ajustada a batimetria e a rugosidade.

Seção	MAPE Velocidade antes da calibração	MAPE Velocidade após a calibração
52	61.28%	27.48%
56	50.29%	28.98%
60	42.90%	26.66%
64	56.07%	24.99%
31	83.47%	56.41%
27	80.85%	36.59%
24	82.9%	26.37%
18	72.39%	35.27%
12	69.45%	27.50%

4.4.2 Elaboração do modelo tridimensional

O modelo tridimensional foi simulado no software OpenFOAM (*Open Source Field Operation and Manipulation*) que foi desenvolvido em 1989 e lançado como *software* livre em 2004. Ele possui código aberto e pode ser distribuído ou modificado pelos seu utilizadores (CHRISTOPHER; CFD DIRECT., 2020). O *software* é amplamente utilizado e o código aberto permite sua melhoria constante e adaptação para aplicações específicas. São exemplos disso: a implementação de ferramentas para problemas de sedimentação e alterações no tratamento da superfície para análise de propagação de ondas ou de bolhas (FERRARI; MAGNINI; THOME, 2017; LARSEN; FUHRMAN; ROENBY, 2019; SATTAR; JASAK; SKURIC, 2017).

Em canais naturais, pode-se destacar aplicação do software para se estudar zonas de separação em cânions, evidenciando zonas de recirculação e escoamentos secundários (ALVAREZ; SCHMEECKLE; GRAMS, 2017). Além disso, o OpenFOAM foi aplicado em estudos de atração em passagens para peixe, em que foi possível simular diferentes vazões (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017). A flexibilidade do OpenFOAM também é evidenciada em um estudo de passagens para peixes em condições não uniformes, no qual são construídos modelos RANS e LES que apresentam resultados satisfatórios em relação aos dados experimentais, com distribuição da velocidade mais fiel no modelo LES (FUENTES-PÉREZ et al., 2018).

Nesse trabalho a geometria do modelo tomou como base o leito desenvolvido no R2D_Bed. As coordenadas x, y e z do arquivo de extensão .BED foram utilizadas para elaborar uma geometria do tipo *Stereolithography* (STL) do fundo do canal (Figura 7 a) e os valores de nível d'água das seções obtidos em campo foram interpolados para fazer um STL do topo do trecho (Figura 7 b). Os arquivos STL foram utilizados para elaborar a malha tridimensional no cfMesh (v. 1.1.1, Creative Fields Holding Ltd., Londres, Reino Unido), o qual é uma biblioteca gratuita para geração de malha baseada no OpenFOAM. A malha gerada é predominantemente hexaédrica possui 9.611.496 elementos, o tamanho médio das células é 0,2 m na vertical, 1,1 m na direção longitudinal e 1 m na direção transversal (Figura 8). Foram utilizadas camadas finas de células junto as paredes e refinamento maior na direção vertical devido a influência das paredes do leito do rio serem mais significativos nessa direção.

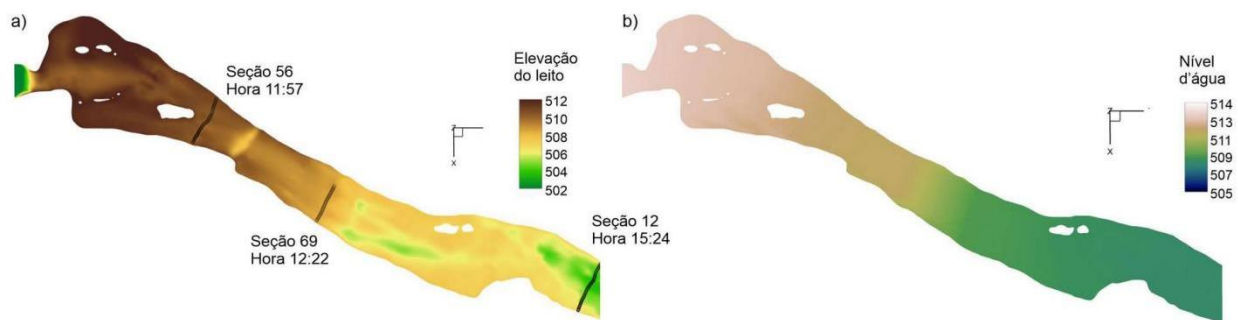


Figura 7 - Visão de topo da batimetria do modelo 3D a) e do nível d'água b). Na figura "a" são exibidas as seções utilizadas para validação do modelo com os respectivos horários de medição dos dados ADCP

As condições de contorno adotadas são: entrada de água, saída, paredes (que abrange leito e margens) e atmosfera (Figura 8). Esta última corresponde a superfície da água e para reduzir o tempo de processamento adotou-se *rigid-lid*, que é uma condição de contorno cujo nível d'água se mantém constante. Assim, deve ser empregada apenas em situações em que o nível d'água sofra pouca variação. No período em que foram coletados os dados a variação do nível d'água foi de 2%. As condições iniciais adotadas em cada condição de contorno são apresentadas na Tabela 2. Utilizou-se o solver PisoFoam, o qual é aplicável a escoamentos isotérmicos, incompressíveis e turbulentos com o Algoritmo PISO, *Pressure Implicit Splitting of Operators*, (GREENSHIELDS, 2019). As simulações foram realizadas com dois modelos tridimensionais se distinguiram quanto ao tratamento da turbulência, no

diretório *turbulenceProperties* foi utilizado o tipo de simulação RAS no modelo RANS com modelo de turbulência *realizableKE* e no modelo DDES foi utilizado o tipo de simulação LES com modelo de turbulência *SpalartAllmarasDDES*.

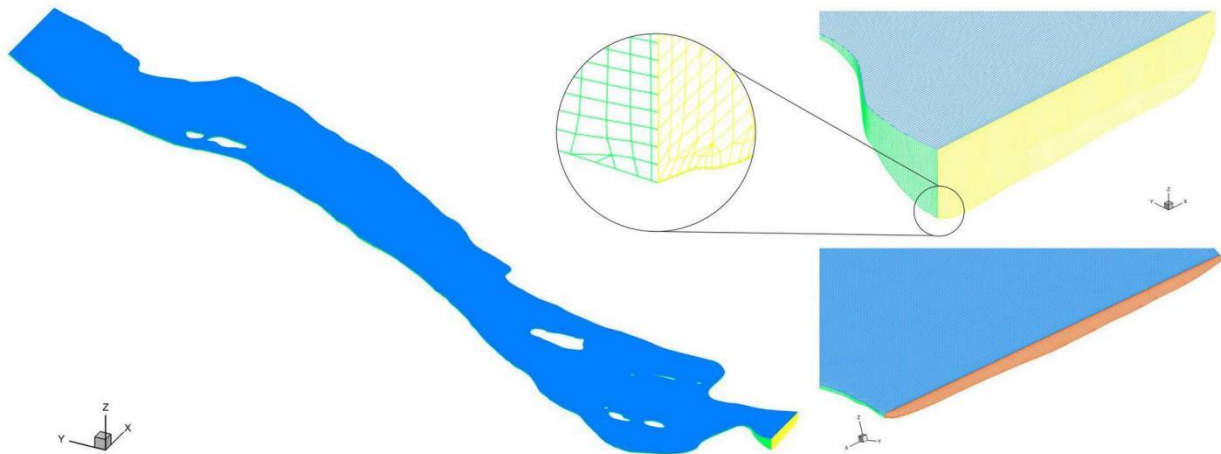


Figura 8 - Condições de contorno dos modelos tridimensionais: em azul a atmosfera, em verde as paredes do leito, em amarelo a entrada de água e em vermelho a saída de água. Detalhe da malha predominantemente hexaédrica com poliedros próximo aos contornos.

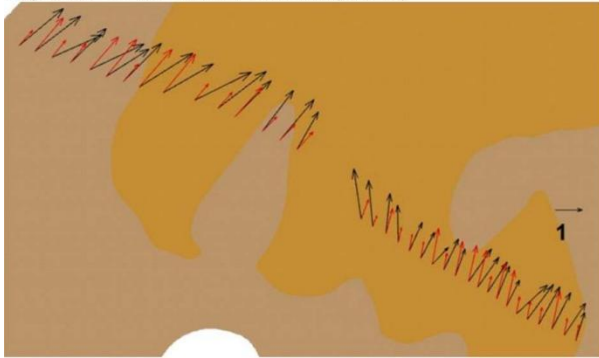
Tabela 2 - Condições de contorno nos modelos DDES e RANS

Contorno	Entrada	Saída	Atmosfera	Paredes
Velocidade	fixedValue	zeroGradient	slip	fixedValue
Pressão	zeroGradient	fixedValue	zeroGradient	zeroGradient
nut	calculated	calculated	calculated	nutkWallFunction
nuTilda (DDES)	fixedValue	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient
k (RANS)	TurbulentIntensityKineticEnergyInlet	zeroGradient	zeroGradient	kLowReWallFunction
epsilon (RANS)	fixedValue	zeroGradient	zeroGradient	epsilonWallFunction

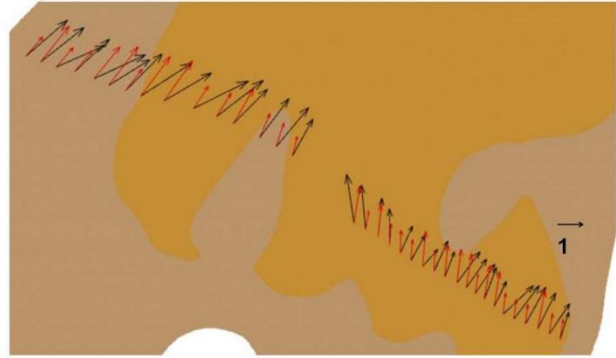
Inicialmente simulou-se uma vazão de 568 m³/s que é um valor médio observado no período de medição e obtido da planilha de geração de energia fornecida pela usina. No entanto, ao comparar as velocidades simuladas às velocidades mensuradas com ADCP observou-se que as velocidades simuladas estavam inferiores, indicando uma

diferença de massa principalmente nas sessões mais distantes do barramento. Como a vazão não foi constante ao longo do dia, foram realizadas novas simulações com uma vazão maior de 596 m³/s. Além do fato da vazão não ser constante, o que contribui para imprecisão da determinação da vazão, há a possibilidade de ocorrência vazão na turbina 4 sem geração de energia (giro a vazio é uma condição em que as turbinas giram sem produzir energia com até 15% da capacidade de vazão antes de serem religadas ao sistema de produção de energia (LOURES; GODINHO, 2016). Para a validação do modelo foram utilizadas 3 seções: a seção 56 com a vazão de 568 m³/s e as seções 69 e 12 com a vazão de 596 m³/s (Figura 7a). Na validação avaliou-se os vetores de velocidade visualmente (Figura 9), os valores de erro percentual absoluto médio (MAPE) e o coeficiente de correlação de Pearson (Tabela 3). Foram consideradas vazões distintas, pois ocorreu alteração de vazão no período de medição, as medições mais próximas a sessão 56 ocorreram durante a manhã e as medições de outras sessões durante a tarde. Os modelos foram considerados satisfatórios, tendo em vista que os coeficientes de Pearson estavam entre os limites considerados moderados, entre 0,4 e 0,6, e elevados, entre 0,6 e 0,8 (COHEN, 1988).

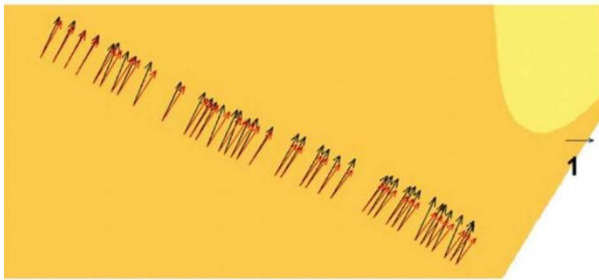
Seção 56 $Q=568 \text{ m}^3/\text{s}$ $z=511.4 \text{ m}$ (DDES)



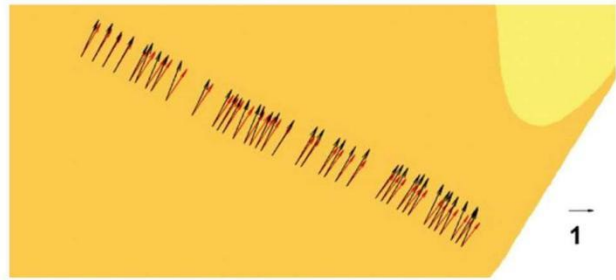
Seção 56 $Q=568 \text{ m}^3/\text{s}$ $z=511.4 \text{ m}$ (RANS)



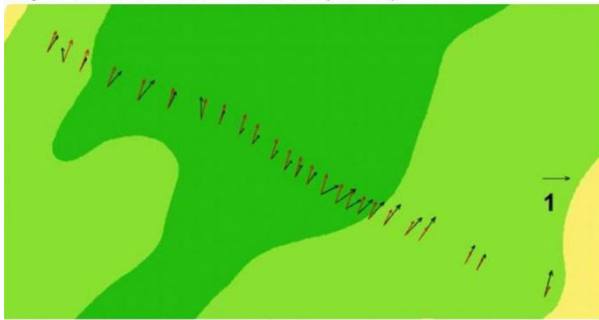
Seção 69 $Q=596 \text{ m}^3/\text{s}$ $z=507.3 \text{ m}$ (DDES)



Seção 69 $Q=596 \text{ m}^3/\text{s}$ $z=507.3 \text{ m}$ (RANS)



Seção 12 $Q=596 \text{ m}^3/\text{s}$ $z=507 \text{ m}$ (DDES)



Seção 12 $Q=596 \text{ m}^3/\text{s}$ $z=507 \text{ m}$ (RANS)

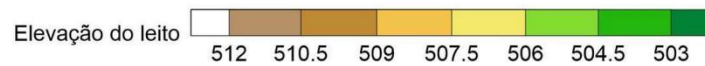
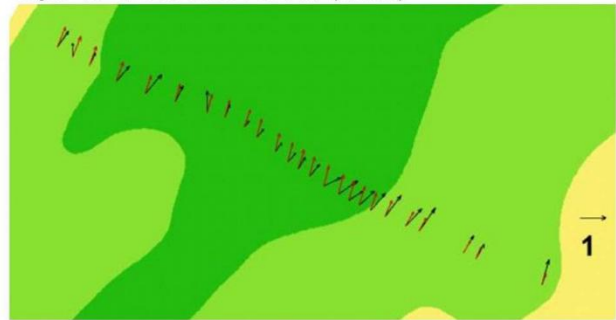


Figura 9 - Vetores de velocidades nas seções utilizadas para validação: em vermelho os vetores de velocidade da simulação e em preto os vetores de velocidade medidos em campo. Na direita os resultados do modelo RANS e na esquerda os resultados do modelo DDES, “z” é referente a cota dos vetores na vertical.

Tabela 3 - Comparação de dados para validação dos modelos tridimensionais

Seção	Modelo DDES			Modelo RANS		
	MAPE (%)	Correlação de Pearson		MAPE (%)	Correlação de Pearson	
		Coefficiente	P-valor		Coefficiente	P-valor
56	16,11	0,54	5,2 e-04	16,73	0,66	6,5 e-06
69	14,75	0,63	1,4 e-14	15,37	0,62	4,6 e-15
12	17,46	0,78	8,1 e-34	20,11	0,70	1,2 e-24

4.5 PÓS-PROCESSAMENTO DOS MODELOS

4.5.1 Pós-processamentos de dados do modelo bidimensional

Os dados obtidos na simulação (magnitude a velocidade, velocidades na direção x e y e elevação) foram utilizados no *software* Tecplot 360 2015 (Tecplot, Bellevue, WA, USA). No qual foi possível calcular a deformação hidráulica e obter informações sobre características hidráulicas em 8 áreas de análise em cada seção transversal (Figura 10). A deformação hidráulica é uma métrica que combina variáveis que podem agir como precursoras de turbulência no escoamento e está relacionada ao comportamento de peixes (NESTLER et al., 2008). Tendo em vista que esta variável não é obtida diretamente no River2D, ela foi calculada no Tecplot de acordo com a equação (22).

$$THS = \sum \left| \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \right| = \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial y} \quad (22)$$

Onde THS é a deformação hidráulica \bar{u}_1 e \bar{u}_2 são as velocidades médias na direção x e y , respectivamente.

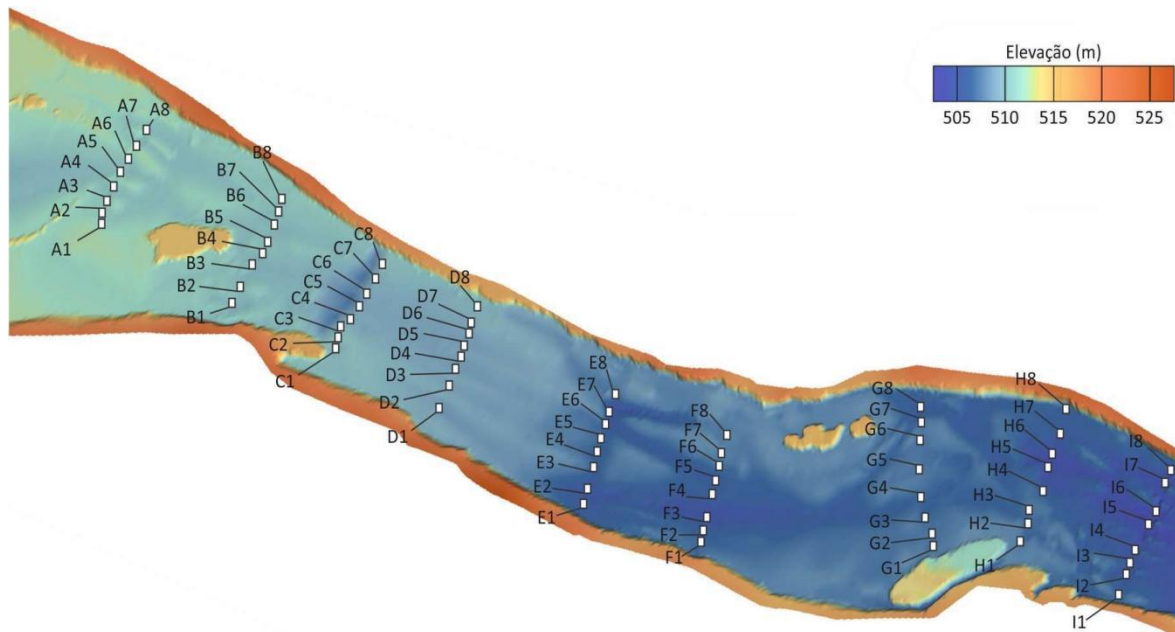


Figura 10 - Elevação do terreno no Tecplot com representação das áreas de análise para avaliação da velocidade e deformação hidráulica

4.5.2 Pós-processamentos de dados do modelo tridimensional

Os dados obtidos nas simulações foram utilizados no *software* Tecplot para o cálculo da deformação hidráulica no modelo tridimensional (equação 23). Os resultados da simulação foram exportados para o Tecplot para elaboração dos mapas de velocidade, energia cinética turbulenta e deformação hidráulica. Os dados de velocidade do escoamento foram associados a capacidade natatória do Mandi para confecção de um mapa e identificação de barreiras e corredores de natação para essa espécie. Além disso, esses dados foram extraídos em seções transversais ao longo do trecho do rio para análise estatística.

$$THS = \sum \left| \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \right| = \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial z} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial z} + \frac{\partial \bar{u}_3}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_3}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_3}{\partial z} \quad (23)$$

Onde THS é a deformação hidráulica \bar{u}_1 , \bar{u}_2 e \bar{u}_3 são as velocidades médias na direção x, y e z, respectivamente.

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise dos dados em todos os modelos foi efetuada no *software* R 2019 (v. 3.5.3, *The R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria) foram elaborados boxplots para observar as variáveis hidráulicas nas áreas de análise (modelo bidimensional), nas seções transversais (modelo tridimensional do trecho do rio: RANS e DDES) e volumes de controle (modelo tridimensional do canal de fuga). Foram elaborados gráficos de correlação nos modelos tridimensionais do trecho do rio com a função `corr_plot` do pacote “metan” (OLIVOTO; LÚCIO, 2020), para avaliar a correlação entre os modelos DDES, RANS e os dados de campo, também foi avaliada a correlação entre distância do barramento e variáveis hidráulicas. Também foram efetuados testes de Wilcoxon com nível de significância 0,05 para compara o modelo RANS e o DDES e para comparar o modelo bidimensional do trecho do rio com o modelo tridimensional do canal de fuga. O modelo tridimensional do canal de fuga foi simulado por Souza (2019) e utilizado no artigo 1 (MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022) juntamente com o modelo bidimensional simulado pela autora dessa tese. No artigo 1 também foram feitos testes de Kruskal-Wallis para comparação entre o trecho do rio e o canal de fuga.

4.7 REVISÃO SISTEMÁTICA

Para o artigo de revisão sistemática sobre o uso de fluidodinâmica computacional no estudo de comportamento de peixes em rios regulados utilizou-se o Proknow C, o qual consiste em um processo estruturado de busca de referências teóricas. Esse abrange a seleção de referências bibliográficas, análise bibliométrica e análise sistêmica. As principais vantagens deste método são: contribuir com uma visão geral do assunto estudado; a transparência do processo que é detalhado e dividido em etapas; a abrangência devido ao uso de diferentes bases de dados; a inclusão de bibliometria que normalmente não é realizada em outros métodos de revisão bibliográfica (CHAVES et al., 2013).

Inicialmente foram selecionados artigos nas bases de busca: ASCE, ScienceDirect, Scopus, and Springer. Quatro combinações de palavras-chave, em inglês, foram utilizadas: Comportamento dos peixes, fluidodinâmica computacional, usina hidrelétrica; Peixes, fluidodinâmica computacional, barragem; fluidodinâmica computacional, impactos de barragens; fluidodinâmica computacional, impactos de UHE. Após essa etapa realizou-se a leitura dos títulos dos artigos e foram eliminados artigos que não estavam alinhados com o tema. Em seguida os resumos foram lidos e eliminaram-se os artigos não alinhados com o tema. Realizou-se análise bibliométrica considerando os índices do Cite Score e o do Web of Science. Foram mantidos artigos com citações no Web of Science e os artigos pertencentes a periódicos de boa classificação. Não foi efetuada eliminação de artigos conforme o número de citações.

Na primeira etapa foram selecionados 2976 artigos de um período de 15 anos e, após a filtragem, restaram 48 artigos, que foram analisados conforme lentes de pesquisa: objetivo, critério de escolha da espécie estudada, obtenção de dados biológicos e características dos modelos dinâmicos. Além das lentes de pesquisa também foi observada a distribuição geográfica dos artigos conforme cada uma das lentes analisadas.

5. RESULTADOS

Nessa seção serão apresentados os três artigos resultantes dessa pesquisa: i) “Alterações a jusante de uma usina hidrelétrica no escoamento devido a sua operação: implicações para a migração dos peixes a montante”; ii) “Comportamento de peixes em rios regulados: a contribuição de modelos hidrodinâmicos para a compreensão de impactos” iii). “Corredores de natação para um peixe Neotropical em áreas a jusante de uma barragem utilizando modelos numéricos tridimensionais: avaliação com abordagens RANS e DDES “. Também será apresentado brevemente a participação de cada autor.

5.1 ARTIGO 1: COMPORTAMENTO DE PEIXES EM RIOS REGULADOS: A CONTRIBUIÇÃO DE MODELOS HIDRODINÂMICOS PARA A COMPREENSÃO DE IMPACTOS

Nesta seção será apresentada uma versão traduzida do artigo submetido no periódico *Ecohydrology & Hydrobiology*. Os autores desse artigo são: Ludmila M. M. Mendes, correitora responsável pela busca de artigos, seleção, leitura e ilustrações. Hersília de Andrade e Santos, correitora e revisão. Rogério Cabral Azevedo, revisão.

Resumo: A utilização de água para fins antrópicos é viabilizada pela construção de barragens, que são o principal fator de alteração do regime natural de escoamento em rios. A mudança significativa do regime fluvial altera o habitat aquático e a conectividade fluvial, o que pode causar impactos ecológicos nas comunidades aquáticas. Os modelos da Dinâmica dos Fluidos Computacional (CFD) são ferramentas de apoio importantes para os estudos de impactos de barragens sobre a ictiofauna. Entretanto, sua aplicação e seleção envolve desafios devido às complexas demandas de dados. A compreensão holística dos peixes no escoamento envolve abordagens interdisciplinares entre o monitoramento da ictiofauna e a modelagem de CFD, por isso foi realizada uma revisão sistemática para identificar tendências metodológicas no uso de CFD relacionado a ictiofauna. A revisão indicou que há uma ampla contribuição dos modelos de CFD em estudos de impacto de barragens nas comunidades de peixes, porém há uma prevalência de pesquisas em passagens para peixes. Além disso, observou-se um aumento nas pesquisas sobre espécies não-salmonídeas, nativas ou ameaçadas de extinção, especialmente na China. A amostragem de dados de peixes, a extensão do domínio e a complexidade dos fenômenos estudados no escoamento desempenham um papel importante na definição do modelo numérico. Já a seleção do software está relacionada ao tipo de impacto estudado e a associação de diferentes modelos tem aprimorado a simulação de comportamento de peixes no campo hidrodinâmico. Há poucas pesquisas no hemisfério sul e em áreas com grande diversidade de peixes. A qualidade do habitat e a modelagem do movimento do peixe são áreas promissoras para o uso do CFD. Uma maior aplicação dos modelos hidrodinâmicos ao redor do mundo pode levar melhores soluções de mitigação dos impactos das barragens sobre a ictiofauna.

Palavras-chave: monitoramento da ictiofauna, modelos de CFD, passagens para peixes, simulação de habitat, modelagem de decisão de peixes

5.1.1 Introdução

O risco de impacto ecológico nos rios é ampliado por alterações no regime de escoamento que afetam as condições hidrodinâmicas (POFF; ZIMMERMAN, 2010). Mudanças no regime de escoamento podem ser consideradas uma ameaça à composição das espécies aquáticas, estrutura do ecossistema e funcionamento, pois: (a) o escoamento é a principal característica do habitat físico em ecossistemas lóticos em diferentes escalas, seja na bacia hidrográfica (determinando as dimensões do canal), no trecho do rio (determinando a distribuição das piscinas e corredeiras) e na escala local (determinando as condições hidráulicas próximas ao leito); (b) os organismos aquáticos desenvolveram estratégias de sobrevivência em resposta ao regime hidrológico natural; (c) a conectividade longitudinal, lateral e temporal durante as ondas de cheia é essencial para a mobilidade dos organismos no ecossistema fluvial e suas planícies de inundação (BUNN; ARTHINGTON, 2002), bem como para a entrada de energia no sistema (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). As mudanças nos regimes hidrológicos frequentemente contribuem para a perda de habitat, extinção de espécies nativas, invasão de espécies não-nativas, retenção de sedimentos e bloqueio de rotas de migração (CRAIG, 2000; WINEMILLER et al., 2016).

Os usos antrópicos da água dos rios foram intensificados por meio da construção de barragens e reservatórios, os quais impulsionaram à geração de energia e à produção industrial nos últimos séculos (GRILL et al., 2019; RIPL, 2003; ZARFL et al., 2015). Estima-se que cerca de 2,8 milhões de barragens com áreas de reservatório superiores a 1000 m² foram construídas em todo o mundo (LEHNER et al., 2011). Barragens e reservatórios são os principais promotores de alteração do regime de escoamento natural em grandes rios, devido a modificações ocasionadas pela regulação da água (POFF; ZIMMERMAN, 2010; TIMPE; KAPLAN, 2017; WINEMILLER et al., 2016). Como resultado, as seguintes modificações do regime podem ocorrer: alterações da frequência de cheias, aumento do escoamento de base, mudanças da frequência da vazantes e na duração da cheia, além de alteração abrupta do escoamento (POFF et al., 1997; RICHTER et al., 1996). Os componentes

físicos do habitat aquático estão diretamente ligados aos padrões hidrológicos, cujas mudanças afetam os aspectos hidráulicos do habitat (BUNN; ARTHINGTON, 2002) e a conectividade no rio (WARD, 1989).

Os impactos ecológicos relacionados às mudanças no escoamento foram estudados em áreas a jusante de barramentos com o auxílio de modelos numéricos de Fluido Dinâmica Computacional (CFD) (GOODWIN et al., 2014; WILLIAMS et al., 2012), este uso para compreender os padrões hidrodinâmicos tem se intensificado nos últimos anos (NESTLER et al., 2016). Os principais casos analisados envolvem, principalmente: ferimentos e mortes de peixes em tentativas de passagem pelas turbinas (SANTOS et al., 2018), aumento da fadiga dos peixes (DELAVAN et al., 2017), obstrução da circulação sanguínea devido à elevada concentração de bolhas no canal de fuga (POLITANO et al., 2007), escoamento e transporte de sedimentos (LU; WANG, 2009), habitat de peixes (WANG; XIA; WANG, 2012), dinâmica de temperatura em reservatórios (POLITANO; HAQUE; WEBER, 2008) e passagens para peixes (JOHNSON et al., 2013).

Os métodos CFD consistem em abordagens numéricas das equações de fluidos para obter campos de velocidade, pressão e temperatura (WHITE, 2015) e podem fornecer um bom diagnóstico de campos de escoamento complexos em rios, estuários e reservatórios que superam em muito as capacidades dos modelos numéricos mais antigos (NESTLER et al., 2016). O emprego de CFD é justificado pelo custo de desenvolvimento e tempo de execução inferior em comparação a abordagens experimentais, bem como pela possibilidade de adaptação a diferentes regiões (PAPANICOLAOU et al., 2008). Entretanto, as aplicações de CFD também envolvem desafios principalmente devido às complexas demandas de dados que incluem a batimetria do rio, representação geométrica de qualquer estrutura no domínio e definição das abordagens de turbulência (LANE et al., 1999; NESTLER et al., 2016). Além disso, viabilidade dos modelos também impõe múltiplas questões para sua seleção, que dependem de fatores como objetivos de pesquisa, complexidade do escoamento e geometria, capacidade de associação a outros modelos, escolha da interface, pontos fortes e fracos do modelo, tempo/custo computacional, possibilidade de acesso ao *software*, existência de suporte técnico e escala do domínio (BREWER et al., 2018; LANE et al., 1999).

Assim, nesse trabalho, identificaram-se abordagens interdisciplinares entre o monitoramento da ictiofauna e a modelagem de CFD, o que permite a compreensão holística do peixe no escoamento hidráulico. Uma vasta literatura relaciona os campos hidrodinâmicos e o comportamento da ictiofauna. Peixes definem suas trajetórias evitando locais com valores elevados de: gradiente de velocidade espacial (ENDERS et al., 2012), deformação hidráulica (GOODWIN et al., 2006), velocidades (DELAVAN et al., 2017) e tensões de Reynolds (SILVA et al., 2012). Além disso, algumas espécies seguem caminhos cujos níveis de turbulência são mais homogêneos (GOETTEL; ATKINSON; BENNETT, 2015). Por outro lado, as revisões de literatura que se concentram em estudos de comportamento dos peixes, CFD e impactos de barragens simultaneamente é escassa. Algumas revisões da literatura disponível concentram-se em: modelos numéricos e habitats de peixes (DANESHVAR et al., 2017), CFD e aplicações agroambientais (LEE et al., 2013), passagens para peixes e comportamento dos peixes (WILLIAMS et al., 2012), usinas hidroelétricas e migração de peixes (SCRUTON et al., 2008). Neste trabalho, realizou-se uma revisão sistemática na literatura recente baseada: i) nos objetivos; ii) no critério de seleção das espécies de peixes estudadas; iii) na técnica para obter os dados de comportamento dos peixes, e iv) nas características dos modelos hidráulicos numéricos para identificar tendências e informações metodológicas. Também foram destacados aspectos geográficos para a escolha dos modelos hidráulicos numéricos e os tipos de impactos estudados.

5.1.2 Metodologia

Na revisão sistemática foram pesquisados artigos dos últimos 15 anos nos bancos de dados: ASCE, ScienceDirect, Scopus e Springer. Foram selecionados artigos com as combinações de palavras-chave em inglês:

- Comportamento dos peixes, fluidodinâmica computacional, usina hidrelétrica;
- Peixes, fluidodinâmica computacional, barragem;
- Fluidodinâmica computacional, Impactos de Barragens;
- Fluidodinâmica computacional, Impactos de UHE.

Os artigos foram importados para o *software* Mendeley (ver. 1.19.8; Mendeley Ltd, Londres, Reino Unido). Primeiramente, filtraram-se os artigos alinhados ao tema por meio da leitura dos títulos e resumos. Em seguida, os artigos com reconhecimento científico foram selecionados de acordo com a análise bibliométrica, assim como os artigos mais recentes, que tinham um baixo número de citações, mas pertenciam a boas publicações. A base de artigos inicial possuía um número total de 2976 artigos. Após a filtragem, 47 artigos foram selecionados e analisados (Figura 11) de acordo com:

- o objetivo do artigo. Nesta seção, identificamos quais impactos de barragens sobre a ictiofauna foram abordados na pesquisa. Esta seção também avaliou a distribuição geográfica dos artigos e os seguintes subtemas foram categorizados após a análise do portfólio: a) presença de corredores ou barreiras à migração de peixes; b) melhoria no projeto e operação de passagens para peixe; c) reprodução em rios regulados; d) qualidade de habitat impactada pelas operações de UHE e e) simulação de movimentos de peixes para áreas próximas às barragens;
- as espécies de peixes estudadas. Analisamos as motivações para a eleição das espécies;
- os dados biológicos. As metodologias mais comuns para obter informações sobre os movimentos dos peixes foram categorizadas em amostragem de peixes, *echo-sounding*, telemetria, PIT *tagging*, gravação de vídeo ou uso de literatura com dados de peixes (como capacidade natatória);
- os modelos hidrodinâmicos. Nesta seção, foram analisados o tipo de modelo numérico, as características da estrutura (passagem para peixes ou outra instalação hidráulica) ou do local de estudo. Os modelos hidrodinâmicos foram classificados como de código aberto, comercial e desenvolvidos pelos autores. Além disso, foram classificados de acordo com o propósito de simular o escoamento, o movimento de peixes ou a adequação ao habitat. Outras características dos modelos também foram identificadas, tais como o número de dimensões, as dimensões as células, a escala do domínio, o *software* empregado e a presença de modelagem de movimento no artigo. Nem todos os artigos apresentam uma descrição detalhada do modelo hidrodinâmico.

Normalmente os artigos de modelagem de movimento de peixes, focam na validação do modelo de comportamento e os detalhes do modelo hidrodinâmico são resumidos.

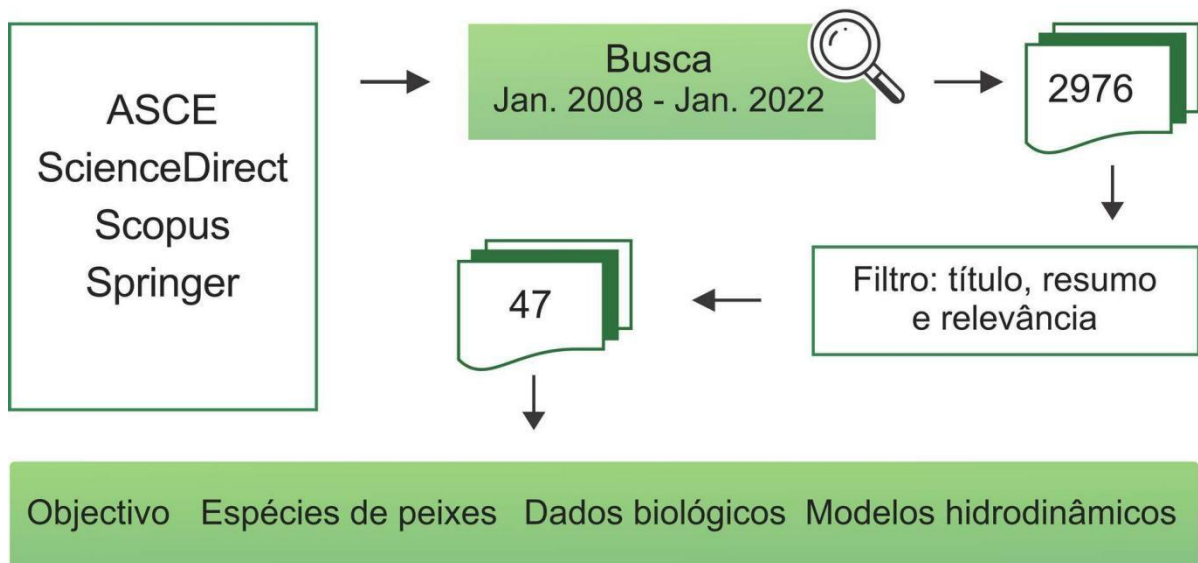


Figura 11 - Fluxograma da metodologia de busca e revisão sistemática

Adicionalmente, elaboraram-se mapas coropléticos para abordar cada tópico da revisão, considerando a distribuição geográfica e o número de trabalhos em cada país. Observou-se uma predominância de abordagens interdisciplinares entre o monitoramento da ictiofauna e a modelagem de CFD no hemisfério norte, notadamente nos Estados Unidos e na China (Figura 12).

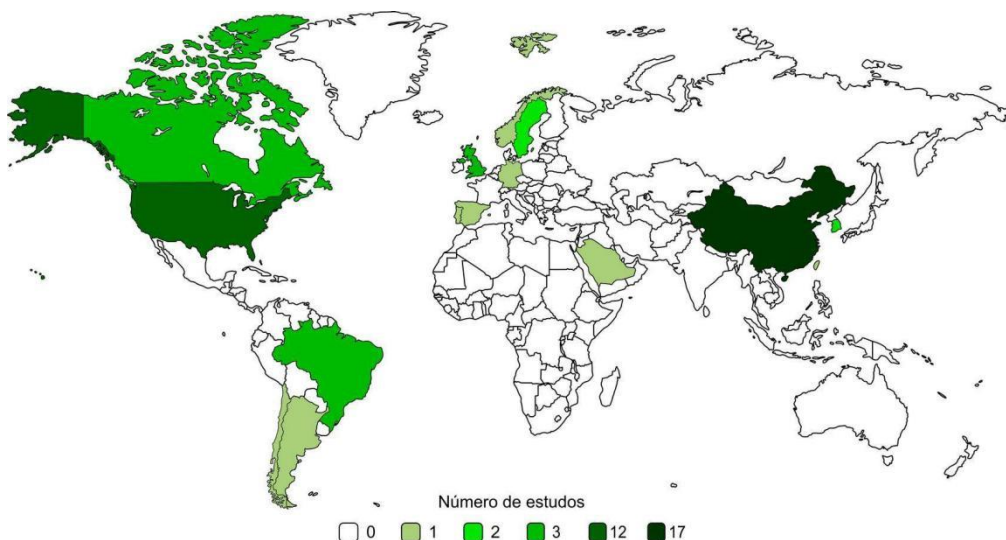


Figura 12 - O número de artigos revisados em cada país

Foi realizada uma análise bibliométrica em que as classificações do *CiteScore* (CS) e do *Web of Science* (WOS) foram quantificados (Figura 13). Os temas que apresentaram maior média de citações foram movimento dos peixes e qualidade de habitat (Figura 13a). A motivação para o projeto e operação de passagem para peixes apresentou o maior número de citações no WOS (Figura 13b). 48% dos artigos pertencem a publicações com CS entre três e seis (Figura 13b), e 69% têm cinco ou mais citações no WOS (Figura 13c). Quatro artigos não são citados no WOS, embora três deles tenham mais de nove citações no Google Scholar e um deles seja um artigo recente publicado de uma revista com CS 7.7.

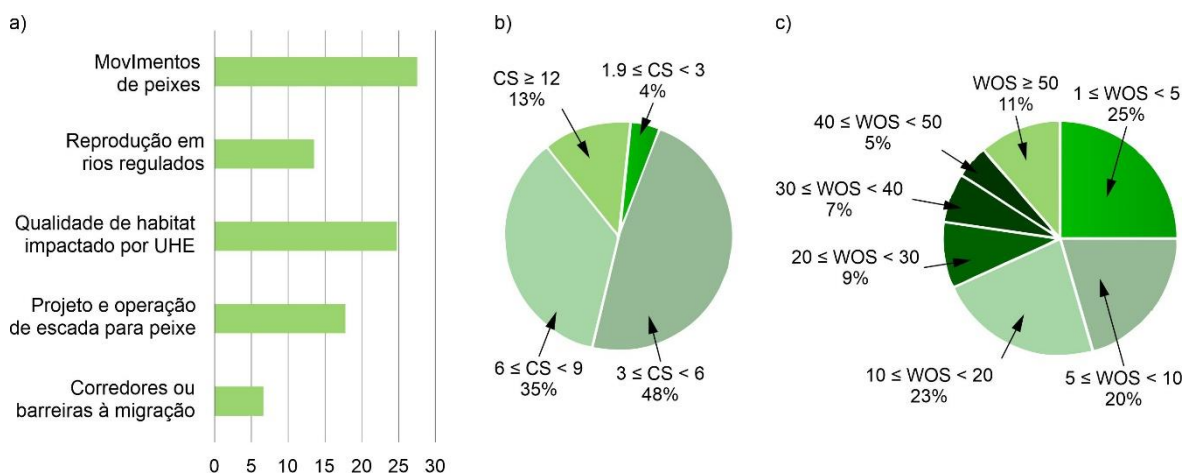


Figura 13 - a) Média de citações de artigos revisados de acordo com objetivos de pesquisa. b) Porcentagem de artigos de acordo com o CiteScore (CS) da revista e c) de acordo com o número de citações na Web of Science (WOF).

5.1.3 Resultados

5.1.3.1 Objetivo dos artigos

Os corredores ou barreiras migratórias são um subtema importante em regiões com rios longos, notadamente Brasil, EUA e China (Figura 14a), assim como os estudos de passagens para peixes que são distribuídos em países temperados e tropicais e em ambos os hemisférios ((Figura 14b). Os estudos em qualidade do habitat em rios regulados se concentram na China e no Chile ((Figura 14c) e os de impactos das áreas de reprodução são mais frequentes nos países temperados e no hemisfério norte (EUA e China) ((Figura 14d). Finalmente, a pesquisa sobre a modelagem de

movimento de peixes se concentra nos países temperados e no hemisfério norte (EUA, China, Reino Unido e Noruega) ((Figura 14e).

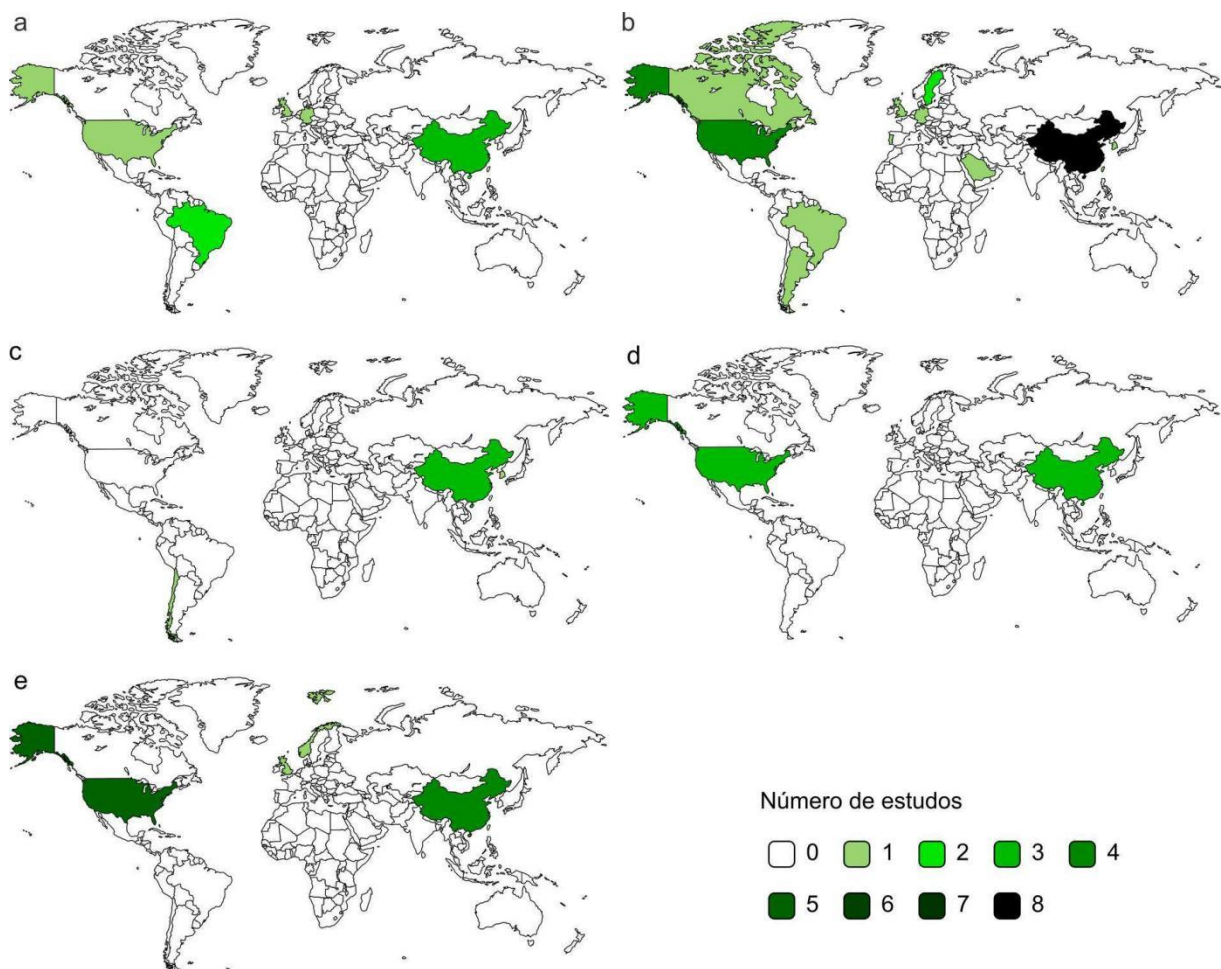


Figura 14 - Distribuição geográfica dos artigos de acordo com o tema. a) presença de corredores ou barreiras à migração b) projeto e operação de passagens para peixes c) qualidade de habitat impactada por UHE d) reprodução em rios regulados e) simulação de movimentos de peixes

As alterações de velocidade a jusante das barragens promovidas pela operação da UHEs foram o fator motivador de diversos estudos. Alguns avaliaram a ligação entre as velocidades do escoamento, a reotaxia dos peixes e a conexão entre o canal de fuga e o rio a jusante (MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; SANTOS et al., 2018). Outros identificaram como a descarga operacional da UHE afeta a presença de corredores migratórios (LIAO et al., 2022; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022). As velocidades do escoamento a jusante de barramentos também foram avaliadas para encontrar regiões adequadas para projetar passagens para peixes (LIAO et al., 2022; TAN et al., 2022).

Em alguns estudos, a capacidade natatória foi empregada para identificar potenciais barreiras resultantes da alta velocidade do escoamento. Segundo Allen et al. (2017), a velocidade elevada junto a paredes retilíneas pode atuar como uma barreira para a migração de peixes. A capacidade natatória também foi usada na fase de projeto de uma passagem para peixes como critério de eficiência. Analisou-se o trecho a jusante da passagem, buscando otimizar a operação da passagem para peixes, a fim de obter um escoamento com corredor migratório longo e contínuo com velocidades compatíveis com as capacidades das espécies estudadas (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017).

Os projetos de pesquisa sobre a otimização de passagens para peixes frequentemente aplicam modelos hidrodinâmicos numéricos para propor alterações nessas estruturas, a fim de torná-las mais acessíveis (AN et al., 2016) ou localizáveis para espécies de peixes (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; TAN et al., 2021). Assim, o escoamento próximo à passagem para peixes deve ser estudado e a influência de turbinas e vertedouros deve ser considerada, uma vez que os escoamentos provenientes destas instalações poderiam dificultar a localização das passagens para peixes, reduzindo sua eficácia (WILLIAMS et al., 2012). Neste contexto, alguns dos artigos são dedicados a melhorar a possibilidade de localização da passagem para peixes. Isto pode ser feito pela definição da melhor localização da passagem (ANDERSSON et al., 2012); ou pela otimização vazão de atração na entrada da passagem (PIPER; WRIGHT; KEMP, 2012); ou da velocidade de atração (CAI et al., 2019; GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017); e pela otimização da operação da UHE no rio (TAN et al., 2022).

A utilização de estruturas auxiliares para guiar peixes, altera o escoamento ao redor das mesmas e direcionar a ictiofauna em direção a passagem para peixes, e essas estruturas podem ser otimizadas por meio de modelos numéricos. Por exemplo, a otimização dos parâmetros de projeto de estruturas auxiliares, como guias flutuantes, envolveram a análise do escoamento para aumentar a atração de peixes em direção as passagens para peixes (KHAN; ROY; RASHID, 2008; MULLIGAN et al., 2017). Além disso, empregaram-se modelos numéricos para avaliar se grades antidetrítos poderiam reduzir a atração do escoamento nas tomadas de água das turbinas e aumentar a passagem através das estradas de peixes (KHAN et al., 2008).

O escoamento da passagem para peixes é crítico para sua eficácia e as características do escoamento são relacionadas aos parâmetros de projeto. Modelos numéricos foram utilizados para avaliar a influência de parâmetros geométricos, como o posicionamento de obstáculos em passagem do tipo *rock ramp* (BAKI; ZHU; RAJARATNAM, 2016), a geometria das piscinas regulares de passagens de peixes (MARRINER et al., 2016; PUERTAS et al., 2012a; SHISHEGARAN et al., 2020; TAN et al., 2019) e os parâmetros geométricos de uma *turnning pool* (MARRINER et al., 2014). Além da geometria, a variação da vazão também afeta a velocidade e a turbulência que estão relacionadas com a capacidade natatória, a taxa de migração e o trajeto dos peixes. Devido a isto, estudou-se a variação da vazão para uma passagem do tipo espinha de peixe (CHEN; WANG; TFWALA, 2017) e os efeitos do escoamento na trajetória de peixes. Neste último tipo de estudo, concluiu-se que a energia cinética turbulenta (TKE) e a velocidade têm a maior importância na seleção da trajetória (GAO et al., 2016; TAN et al., 2019).

As passagens para peixe geralmente são projetadas para peixes com capacidade natatória elevada como os salmonídeos, apesar de muitas espécies apresentarem capacidade natatória e habilidades de salto inferiores. Assim, os estudos de escoamento em passagens para peixes adaptadas para espécies com menor capacidade natatória são fundamentais para a migração de não salmonídeos. Há um estudo dedicados a compreender a influência de grandes vórtices em passagens para peixes de não salmonídeos (MAO et al., 2012), outro analisa diferenças no escoamento em dois tipos de *vertical slot fishway (VSF)*, visando melhorar a passagem de ciprinídeos (Romão et al., 2018).

As características do escoamento impactam a reprodução dos peixes, uma vez que a maioria dos peixes é ovípara e fertilização dos óvulos depende do escoamento para a mistura dos gametas (CRIMALDI; BROWNING, 2004). As características do escoamento devem ser investigadas para compreender o impacto dessas na reprodução. Observou-se que vazões elevadas (cerca de 1200 m³/s) contribuem para o desenvolvimento das trutas jovens arco-íris, mas são prejudiciais à desova (YAO et al., 2017). Com relação à turbulência do escoamento, valores de TKE entre 0,025 - 0,030 m²/s² aumentam o processo de fertilização do esturjão chinês (*Acipenser*

sinensis Gray, 1835), porém acima deste valor ocorre a separação dos gametas antes da fertilização (WANG; XIA; WANG, 2012). A velocidade é outro fator que pode favorecer ou inibir a taxa de reprodução dos peixes (CHEN et al., 2021) e a desova (JIAO et al., 2019).

Uma das principais ferramentas dos estudos de habitat são as curvas de adequação ao habitat (HSC), que são curvas que determinam, separadamente, o grau de preferência de uma determinada espécie em relação às características do habitat, como profundidade, velocidade, substrato e cobertura (TERESA; CASATTI, 2013). A construção das UHEs modifica o regime de escoamento dos rios, a extensão da área inundada (FANTIN-CRUZ et al., 2015) e a velocidade do escoamento à jusante da UHE (MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022). As perturbações provocadas pelas UHEs afetam a presença de peixes (POFF; ZIMMERMAN, 2010). Modelos de adequação de habitat indicaram que a operação da UHE Três Gargantas reduziu os locais de desova do esturjão chinês (JIAO et al., 2019) e o aumento da fragmentação desses locais (WANG et al., 2017). Mudanças abruptas no escoamento (*hydropеaking*), devido à operação de UHEs, reduziram a qualidade do habitat de espécies nativas (CHOI et al., 2017; GARCÍA et al., 2011). Há vários *softwares* dedicados a estudo de qualidade de habitat em modelos hidrodinâmicos de rios (GARD, 2009) e alguns modelos de qualidade de habitat foram desenvolvidos com a incorporação de variação temporal do nível d'água, concentração de sedimentos e temperatura (LI; XIA; WANG, 2013), ou foram associados a simuladores de movimento de peixes (LI et al., 2010).

Os modelos CFD em conjunto com modelos de peixes individuais auxiliam a compreensão dos padrões de comportamento da ictiofauna. A CFD tem sido empregado para investigar a influência de características hidrodinâmicas combinadas e selecionar qual delas tem maior influência na migração dos peixes. Segundo Silva et al. 2020, embora a turbulência e a magnitude da velocidade sejam importantes para descrever o comportamento dos salmonídeos, a direção da velocidade é a variável mais influente. A velocidade também se mostrou importante para a migração de enguias para o mar (PIPER et al., 2015a). A CFD associado à telemetria para rastreamento tridimensional de peixes além da avaliação da influência das características hidráulicas em peixes individuais, permite o desenvolvimento de funções de densidade de probabilidade de resposta dos peixes à aceleração hidráulica

(ARENAS et al., 2015).

Uma vez estabelecida a relação entre o comportamento dos peixes e parâmetros hidráulicos é possível prever o movimento de cardumes a partir de modelos baseados em indivíduos (IBM). O IBM é uma abordagem já estabelecida em estudos ecológicos de dinâmica populacional (GÓMEZ-MOURELO, 2005). Tipicamente, os indivíduos são distribuídos em uma malha espacial do domínio ao iniciar a simulação e, a cada passo, os indivíduos se movem para uma das células mais próximas conforme regras pré-definidas. Esta abordagem pode ser empregada para observar a trajetória de peixes. A aplicação IBM pode envolver diferentes variáveis (fatores bióticos ou abióticos) e ser realizada em duas ou três dimensões. Um IBM tridimensional foi empregado para avaliar a atração que uma UHE exerce na trajetória de enguias considerando fatores como maré, salinidade e direção da velocidade (BENSON et al., 2021). Um modelo particular de IBM é o Método Euleriano Lagrangeano (ELAM), que associa modelos Eulerianos do campo tridimensional de escoamento a modelos Lagrangeanos que descrevem a trajetória de peixes. No ELAM, o peixe percebe o campo circundante e ajusta sua trajetória de acordo com a pressão, velocidade e deformação hidráulica do escoamento (GOODWIN et al., 2014; NESTLER et al., 2008, 2012; WEBER et al., 2006).

Alguns exemplos da aplicação da IBM em duas dimensões são: 1) um IBM aplicada para avaliar se a velocidade do escoamento poderia atuar como barreira a migração a montante de uma UHE para uma espécie invasora (ZIELINSKI; VOLLER; SORENSEN, 2018)); 2) um IBM empregada em estudos de movimentos de peixes salmonídeos através de uma passagem para peixes VSF onde o TKE e a velocidade média são as variáveis utilizadas para definir o movimento dos peixes (GAO et al., 2016); 3) empregou-se IBM associado a modelos de qualidade de habitat para avaliar como a distribuição de peixes e a qualidade de habitat foram afetadas pela vazão operacional de uma represa (LI et al., 2010).

Outros modelos que não utilizam IBM também foram desenvolvidos para simulação de movimento de peixes. Um deles simulou os saltos de peixes ao passarem por vertedouros, considerando características do escoamento como turbidez e velocidade (MIRZAEI, 2017b). Outro modelo utiliza o Método Euleriano-Euleriano-Difusão

(EEDM), o qual emprega a teoria cinética para prever a distribuição de partículas, que representam o cardume de peixes, no campo do escoamento. A equação de Boltzmann foi aplicada considerando que o movimento do animal ocorre em uma transição do sistema em equilíbrio para em não-equilíbrio, com partículas apresentando preferências de velocidade (FANG et al., 2016a, 2016b). Outro estudo aplicado a grupos utiliza o FluEgg (Fluvial Egg Drift Simulator) que simula a taxa de crescimento, concentração e difusibilidade dos ovos associados à velocidade do escoamento (GARCIA et al., 2013).

5.1.3.2 Espécies estudadas

O risco de extinção de espécies é um motivador importante para pesquisas que utilizam modelos hidrodinâmicos e para compreender os impactos da barragem sobre as espécies ameaçadas. A espécie em extinção mais comum entre os artigos revisados é o esturjão chinês. A reprodução e a desova deste peixe anádromo foram afetadas pela construção da barragem de Gezhouba no rio Yangtze (JIAO et al., 2019; WANG et al., 2017, 2014; WANG; XIA; WANG, 2012). A fragmentação de rios causada pelas barragens também aumentou o risco de extinção da enguia-europeia (*Anguilla anguilla*, Linnaeus, 1758) (BENSON et al., 2021; PIPER et al., 2015a), do Perch-barbel (*Percocypris pingi*, Tchang, 1930) (CAI et al., 2019) e do *Neomeris asiaeorientalis*, Pilleri e Gihl, 1972, que é um mamífero aquático cujo modelo de simulação pode ser aplicado a peixes (FANG et al., 2016a, 2016b).

Muitos artigos são dedicados às espécies endêmicas (Figura 15): *Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864, *Bagarius rutilus* Ng & Kottelat, 2000, *Cyprinus carpio rubrofuscus* Lacepède, 1803, *Semilabeo obscures* Lin, 1981, *Channa argus* Cantor, 1842, *Opsariichthys bidens* Günther, 1873, *Phoxinus lagowskii* Dybowski, 1869, *Triplophysa stoliczkae* Steindachner, 1866 (TAN et al., 2021, 2022), *Schizothorax SP*, *Oxygymnocypris stewartia* Lloyd, 1908, *Ptychobarbus dipogon* Regan, 1905, *Schizopygopsis younghusbandi* Regan, 1905 (CHEN et al., 2019), *Schizothorax chongi* Fang, 1936, *Coreius guichenoti* Sauvage & Dabry de Thiersant, 1874, *Leptobotia elongata* Bleeker, 1870 (LIAO et al., 2022), *Pungtungia herzi* Herzenstein, 1892, *Zacco platypus* Temminck & Schlegel, 1846, e oito espécies endêmicas

coreanas (BAEK; KIM, 2014). Parte dos estudos avaliou espécies frequentemente encontradas em regiões afetadas por barragens, como as 39 espécies do rio Neckar na Alemanha (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017) e as espécies nativas do rio Bío-Bío no Chile: *Basilichthys australis* Eigenmann, 1928, *Bullockia maldonadoi* Eigenmann, 1920, *Trichomycterus areolatus* Valenciennes, 1846, *Percilia irwini* Eigenmann, 1928, *Percichthys trucha* Valenciennes, 1833; *Galaxias maculatus* Jenyns, 1842, *Geotria australis* Gray, 1851, *Cheirodon galusdai* Eigenmann, 1928. Estas espécies são geralmente pequenas, economicamente irrelevantes e em sua maioria endêmicas (GARCIA et al., 2013).

Outros estudos são dedicados às espécies nativas, como as sete espécies taiwanesas mal adaptadas às vias de pesca tradicionais (CHEN; WANG; TFWALA, 2017), o *schizothorax davidi* Sauvage, 1880, e o *schizothorax prenanti* Tchang, 1930, que são espécies chinesas com baixo desempenho natatório (LIAO et al., 2022), o *Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817 e 35 espécies nativas do Canadá (MARRINER et al., 2016), o *Z. platypus* que é a espécie dominante perto da represa de Goesan na Coreia do Sul (CHOI et al., 2017).

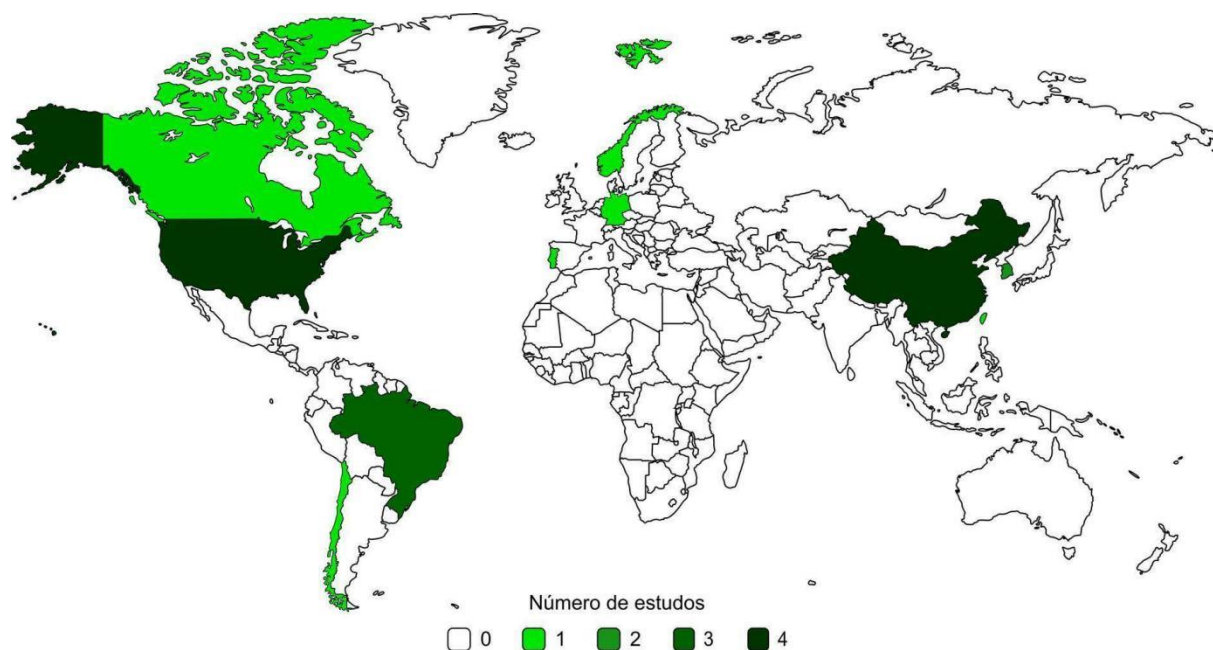


Figura 15 - Distribuição geográfica dos artigos cujas espécies estudadas são nativas ou endêmicas. Em tons de verde o número de publicações em cada país.

Boa parte dos artigos é dedicada a peixes anádromos de importância econômica

(Figura 16), especialmente salmões e trutas: *Oncorhynchus nerka* Walbaum, 1792, *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792, *Oncorhynchus tshawytscha* Walbaum, 1792 e *Salmo salar* Linnaeus, 1758 (ARENAS et al., 2015; GARD, 2009; SILVA et al., 2020; YAO et al., 2017). Alguns estudos em salmonídeos não especificam as espécies (GAO et al., 2016; GOODWIN et al., 2014; KHAN et al., 2008; LINDBERG et al., 2013; MIRZAEI, 2017b; PUERTAS et al., 2012a).

Outros artigos selecionaram espécies potamódramas por motivação econômica: o *Notropis atherinoides* Rafinesque, 1818, é uma presa para aves e peixes maiores que é usada como isca na pesca recreativa (ALLEN et al., 2017); espécies de *Prochilodus* SP importantes recursos pesqueiros na América do Sul (MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; NESTLER et al., 2012; SANTOS et al., 2018); a carpa asiática (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845, *Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844, *Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, 1844, e *Mylopharyngodon piceus* Richardson, 1846) importantes recursos pesqueiros na China (CHEN et al., 2021; LI; XIA; WANG, 2013; LI et al., 2010; TAN et al., 2019, 2022; WANG; XIA; WANG, 2012); *Schizothorax* SP, *Coreius guichenoti* e *Leptobotia elongata*; *Phoxinus lagowskii*, *Triplophysa stoliczkae*, *Oxygymnocypris stewartii*, *Ptychobarbus dipogon* e *Opsariich thysbidens* que além de recursos pesqueiros são espécies endêmicas chinesas (CHEN et al., 2019; LIAO et al., 2022; TAN et al., 2022); Além desses, um estudo refere-se a ciprinídeos de interesse econômico sem especificar espécies (PUERTAS et al., 2012a).

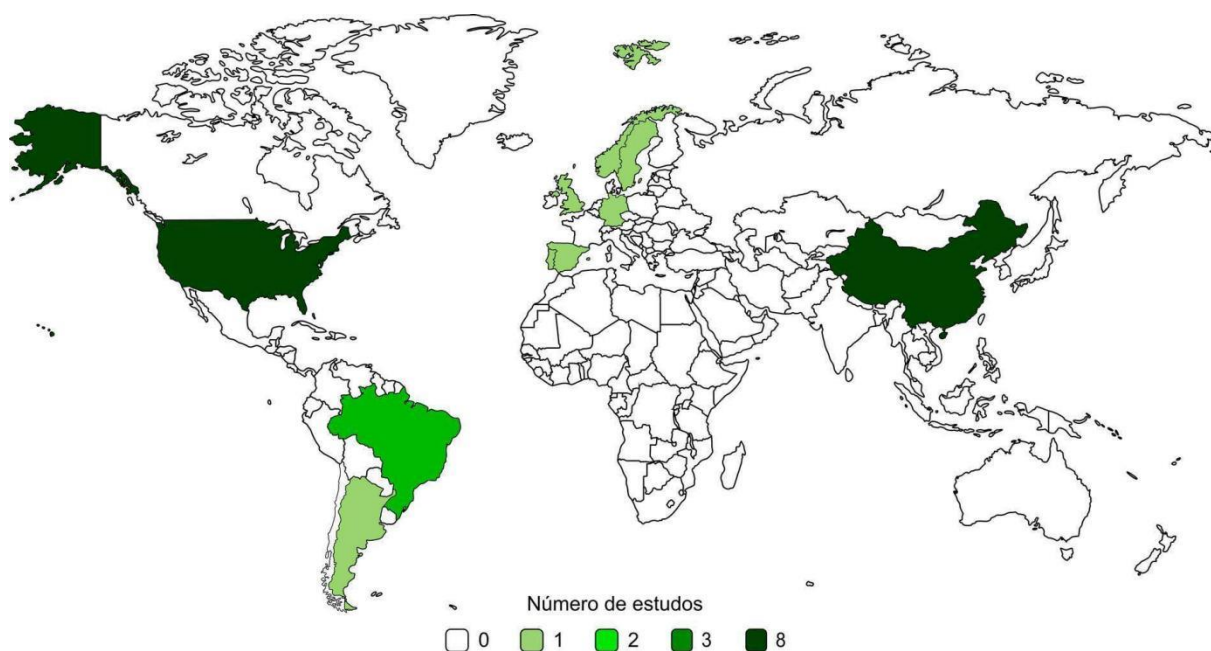


Figura 16 - Distribuição geográfica dos artigos cujas espécies estudadas são espécies de interesse econômico. Em tons de verde, o número de publicações em cada país.

Ressalta-se ainda a motivação de alguns trabalhos: os dedicados à carpa asiática como espécie invasora que promove desequilíbrio ambiental e se espalha de forma descontrolada em alguns países (GARCIA et al., 2013; ZIELINSKI; VOLLER; SORENSEN, 2018) e os estudos motivados por eventos de mortandade de peixes em uma UHE brasileira (MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; SANTOS et al., 2018). Alguns artigos não identificaram as espécies-alvo, pois tratavam de metodologias, passagens para peixes e modelos aplicáveis independente da espécie.

5.1.3.3 Dados biológicos

As informações biológicas foram obtidas de diversas maneiras. Em relação a capacidade natatória, os dados são retirados da literatura (LIAO et al., 2022; MAO et al., 2012; MARRINER et al., 2016; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; MIRZAEI, 2017b; SANTOS et al., 2018) ou de experimentos (CAI et al., 2019; CHEN et al., 2019; TAN et al., 2021), determinados conforme o comprimento do corpo (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; PUERTAS et al., 2012a) e, até mesmo, adaptados da capacidade natatória de outras espécies (ALLEN et al., 2017). Alguns artigos se basearam em diretrizes, oriundas de análises de bases de dados biológicos extensas de diferentes espécies em boletins ou relatórios, ao invés de dados biológicos de uma

espécie específica, como velocidade de atração, profundidade, velocidade máxima e vazão de atração (ANDERSSON et al., 2012; BAKI; ZHU; RAJARATNAM, 2016; KHAN et al., 2008; KHAN; ROY; RASHID, 2008; MARRINER et al., 2014, 2016; MULLIGAN et al., 2017; SHISHEGARAN et al., 2020; YAO et al., 2017).

A amostragem foi utilizada em muitos estudos, principalmente nos de qualidade de habitat. Os peixes foram capturados em pontos de interesse para a criação de modelos de qualidade de habitat (BAEK; KIM, 2014; BENSON et al., 2021; CHEN et al., 2021; GARCÍA et al., 2011; LI et al., 2010). Em alguns estudos, a amostragem foi realizada para validar os resultados das simulações (FANG et al., 2016a, 2016b; GOODWIN et al., 2014). Outro método que pode ser empregado para a amostragem é o *eco-sounding*, que permite estimar os aspectos dos peixes, como o peso, e a distribuição espacial do cardume. Este método associado ao CFD pode ser usado para avaliar como o escoamento interfere na concentração de peixes perto de uma barragem (LINDBERG et al., 2013).

O rastreamento da trajetória de peixes é possível pelas técnicas de telemetria acústica e gravação de vídeo. A telemetria acústica permite obter a posição dos peixes no campo hidrodinâmico, a qual é gravada remotamente com auxílio de receptores móveis ou estacionários (THORSTAD et al., 2014). Este método foi usado para validação de modelos que simulam movimentos de peixes como ELAM (NESTLER et al., 2008), para validação de hipóteses como a presença de corredores de natação (LIAO et al., 2022) e para associar a posição dos peixes e as características do escoamento (ARENAS et al., 2015; LINDBERG et al., 2013; PIPER et al., 2015a; SILVA et al., 2020; WANG; XIA; WANG, 2012). A gravação em vídeo é uma técnica empregada em alguns dos experimentos laboratoriais, cujo registro pode ser processado por programas de computador que rastreiam o movimento dos peixes, ou manualmente com o uso de grades demarcadas no fundo do canal experimental (CHEN; WANG; TFWALA, 2017). O *passive integrated transponder*, PIT *tagging*, também pode ser aplicado em experimentos laboratoriais, quando a posição exata dos peixes não for uma informação necessária (CAI et al., 2019).

As HSC são úteis para estudos de qualidade de habitat e podem ser obtidas na literatura (CHOI et al., 2017; FANG et al., 2016a, 2016b; JIAO et al., 2019; WANG et

al., 2017; YAO et al., 2017) ou construídas com técnicas especiais (GARD, 2009; LI et al., 2010). Alternativamente, um conjunto de regras de preferência baseado em lógica difusa pode ser adotado para avaliar a adequação do habitat em lugar de HSC. As regras difusas são desenvolvidas a partir da amostragem de peixes em vários locais do rio estudado. A presença da espécie de peixe foi relacionada às características do local de amostragem (velocidade, profundidade e tamanho do substrato). Os dados coletados em campo também foram confrontados com informações da literatura para estabelecer as regras difusas (GARCÍA et al., 2011).

Dados históricos sobre peixes também poderiam ser úteis para modelagem de impactos devido à fragmentação do rio promovida por barragens, como: os dados históricos do levantamento anual da pesca usado para validar um modelo IBM da dinâmica da população de peixes (LI et al., 2010) e dados de boletins sobre quantidade de pesca durante a época de reprodução para avaliar os efeitos da operação de uma UHE na qualidade do habitat de desova da carpa asiática (LI; XIA; WANG, 2013).

5.1.3.4 Modelos hidrodinâmicos

Os modelos hidrodinâmicos para estudos de impacto de barragens sobre comunidades de peixes envolvem abordagens de duas ou três dimensões. Os modelos bidimensionais foram usados tipicamente em ambientes maiores, tais como reservatórios, lagos e longos trechos de rio. O comprimento do domínio dos modelos bidimensionais varia de 36 m a 120 km (a mediana do comprimento é 6,2 km). A dimensão das células varia de 0,005 m a 500 m (a mediana é 10,25 m). As dimensões das células de modelos de qualidade de habitat não foram consideradas, pois estes não apresentam as medidas dos elementos. A pesquisa bidimensional está espalhada pelas regiões temperadas e tropicais, bem como nos hemisférios sul e norte, embora sejam realizadas principalmente no hemisfério norte (Figura 17). Normalmente, os modelos bidimensionais são maiores do que os modelos tridimensionais. No entanto, alguns modelos bidimensionais da revisão apresentaram comprimentos inferiores a 100 m: uma passagem para peixes (PUERTAS et al., 2012b), um vertedouro (MIRZAEI, 2017a) e uma pequena baía (PIPER et al., 2015b). Considerando apenas

os modelos bidimensionais de trechos de rio, o comprimento varia de 630 m a 120 km, com mediana igual a 18.500 m e a dimensão das células varia entre 0.5 m e 500 m com mediana 20 m.

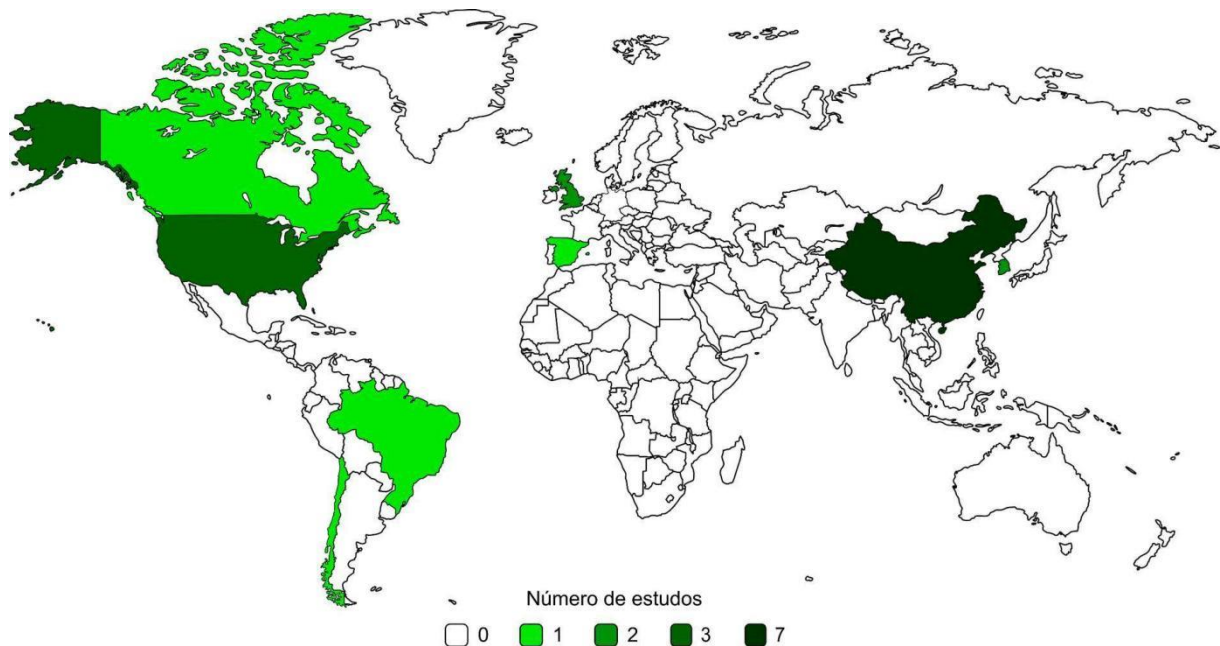


Figura 17 - Distribuição geográfica dos artigos revisados com modelos bidimensionais.

Os modelos tridimensionais foram aplicados principalmente para compreender o escoamento em passagens para peixes e em regiões próximas de passagens para peixes e barragens. O comprimento do domínio dos modelos tridimensionais varia de 3,5 m a 27 km (o comprimento mediano é de 332 m). A menor dimensão de células encontrada nas malhas varia entre 0,0135 m e 1 m (mediana 0,11 m). Dois artigos não poderiam ser classificados entre modelos bidimensionais e tridimensionais, porque estes artigos apresentam ambos os tipos de modelos. As pesquisas tridimensionais estão espalhadas principalmente em regiões temperadas e no hemisfério norte, com foco nos EUA e na China (Figura 18). Entre os modelos tridimensionais de passagens para peixes a mediana do comprimento do domínio é 10,48 m e a mediana da menor célula é 0,065 m. Já nos artigos que tratam de modelos tridimensionais em áreas próximas às barragens a mediana do comprimento do domínio é 351 m e a mediana da menor dimensão de célula é 0,095 m. A maioria dos modelos tridimensionais que analisaram trechos de rios empregaram os softwares: 1) Flow-3D com mediana do comprimento do domínio de 1500 m e a mediana da menor dimensão de célula igual

a 0,75 m, geralmente a menor dimensão das células ocorre na direção vertical; 2) STAR-CD com mediana do 2350 m e a mediana da menor dimensão das células igual a 0,20 m.

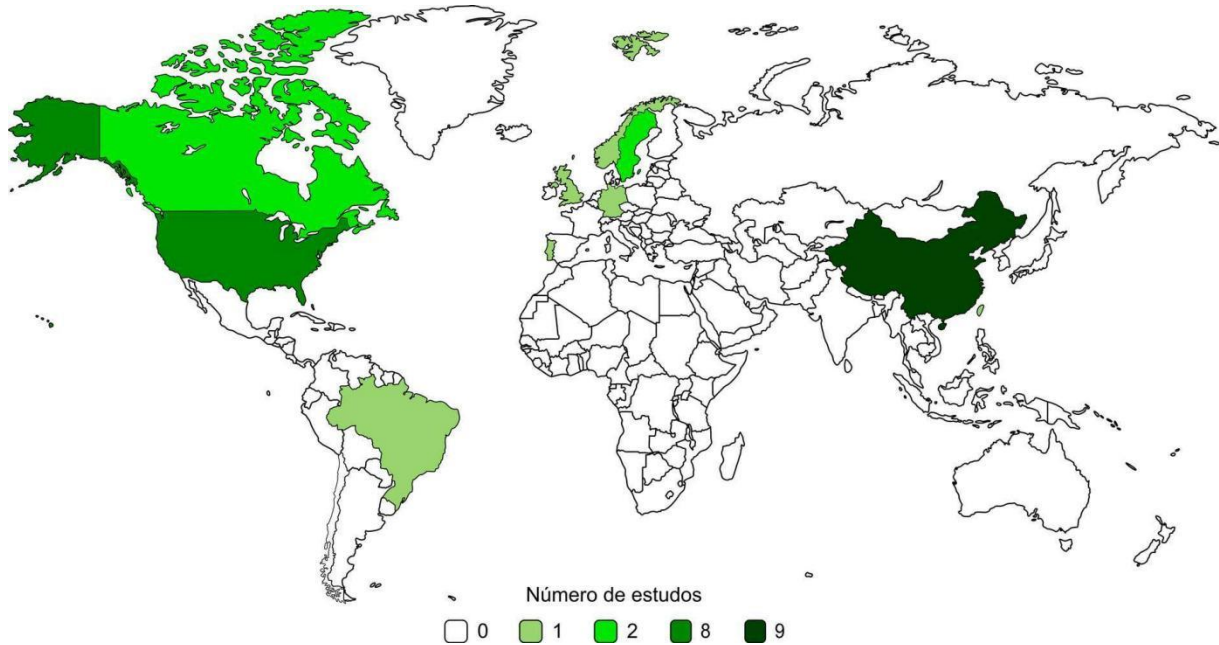


Figura 18 -Distribuição geográfica dos artigos revisados com modelos tridimensionais.

Os *softwares* comerciais mais utilizados foram o Fluent e CFX pertencentes a Ansys (Ansys, Canonsburg, PA, EUA), o Flow-3D (Flow Science, Inc., Santa Fe, NM, EUA), o STAR-CD (Computational Dynamics Ltd., Londres, Reino Unido), o TABS (US Army Corps of Engineers, Washington, DC, EUA) e o ELAM (US Army Corps of Engineers, Washington, DC, EUA) o qual é uma ferramenta para simular padrões de movimentos de peixes (Tabela 4). A utilização de *softwares* comerciais é predominante nas regiões temperadas e no hemisfério norte (Figura 19). Há também a aplicação de *softwares* de CFD gratuitos: Delf-3D (Deltares, Delft, Holanda), OpenFOAM (OpenCFD Ltd., Bracknell, Reino Unido), Telemac-Mascaret (TELEMAC-MASCARET Consortium), SSIIM - *Sediment Simulation in Intakes with Multiblock option* (Universidade Norueguesa de Ciências e Tecnologia, Trondheim, Noruega), e U2RANS - *Unsteady Unstructured RANS* (Universidade de Iowa IHR- *Hydroscience and Engineering*, Iowa City, IA, EUA). Três softwares gratuitos de qualidade de habitat se destacam: PHABSM (USGS *United States Geological Survey*, Reston, VA, EUA), River2D (*University of*

Alberta, Edmonton, AB, Canadá), e CASiMiR - *Computer-Aided Simulation Model for Instream Flow Regulations* (Ecohydraulic Engineering GmbH, Stuttgart, Alemanha) (Tabela 4). Alguns estudos desenvolveram modelos próprios para atender suas necessidades de pesquisa esse tipo de modelo será referido neste artigo como novo modelo desenvolvido (NMD). Estes modelos são mais comuns na simulação do movimento do peixe e na avaliação de qualidade do habitat (Tabela 4). Os NMD são predominantes no hemisfério norte e em regiões temperadas.

Tabela 4 - Softwares empregados nos artigos do portfólio: hidrodinâmicos (H), simulador de movimento de peixes (SMP) de qualidade de habitat (QH) e novo modelo desenvolvido (NMD)

Software	Artigos	Tipo
Ansys (H)	32%	comercial
ELAM (SMP)	6%	
Flow 3D (H)	17%	
STAR-CD (H)	4%	
TABS (H)	2%	
CASiMiR (QH)	2%	gratuito
Delft3D (H)	11%	
HEC_RAS (H)	2%	
OpenFoam (H)	2%	
PHABSIM (QH)	4%	
River2D (H + QH)	9%	
SSIIM (H)	2%	
TELEMAC-MASCARET (H)	2%	
U2RANS (H)	2%	
NMD (QH)	2%	NMD
NMD (SMP+ (H)	6%	
NMD (H + QH)	4%	
NMD (SMP)	9%	
NMD (H)	4%	
NMD (SMP + H +QH)	2%	

Observou-se que existe interconexões entre alguns modelos nos artigos da revisão (Figura 20). A maioria dos modelos de simulação de peixes e de qualidade de habitat

não contemplam a modelagem hidrodinâmica e precisam utilizar os resultados de *softwares* puramente hidrodinâmicos como dados de entrada. Alguns modelos NMD de qualidade de habitat e de simulação incluem a modelagem hidrodinâmica em sua estrutura.

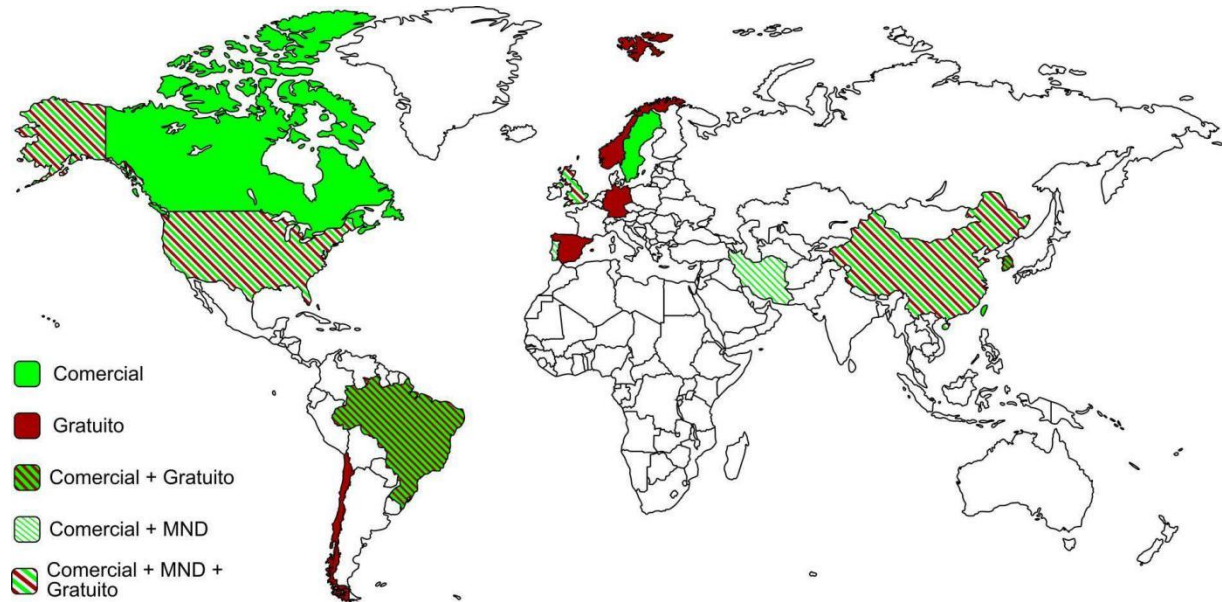


Figura 19 - Distribuição geográfica do software entre comerciais, novos modelos desenvolvidos (NMD) e gratuitos.

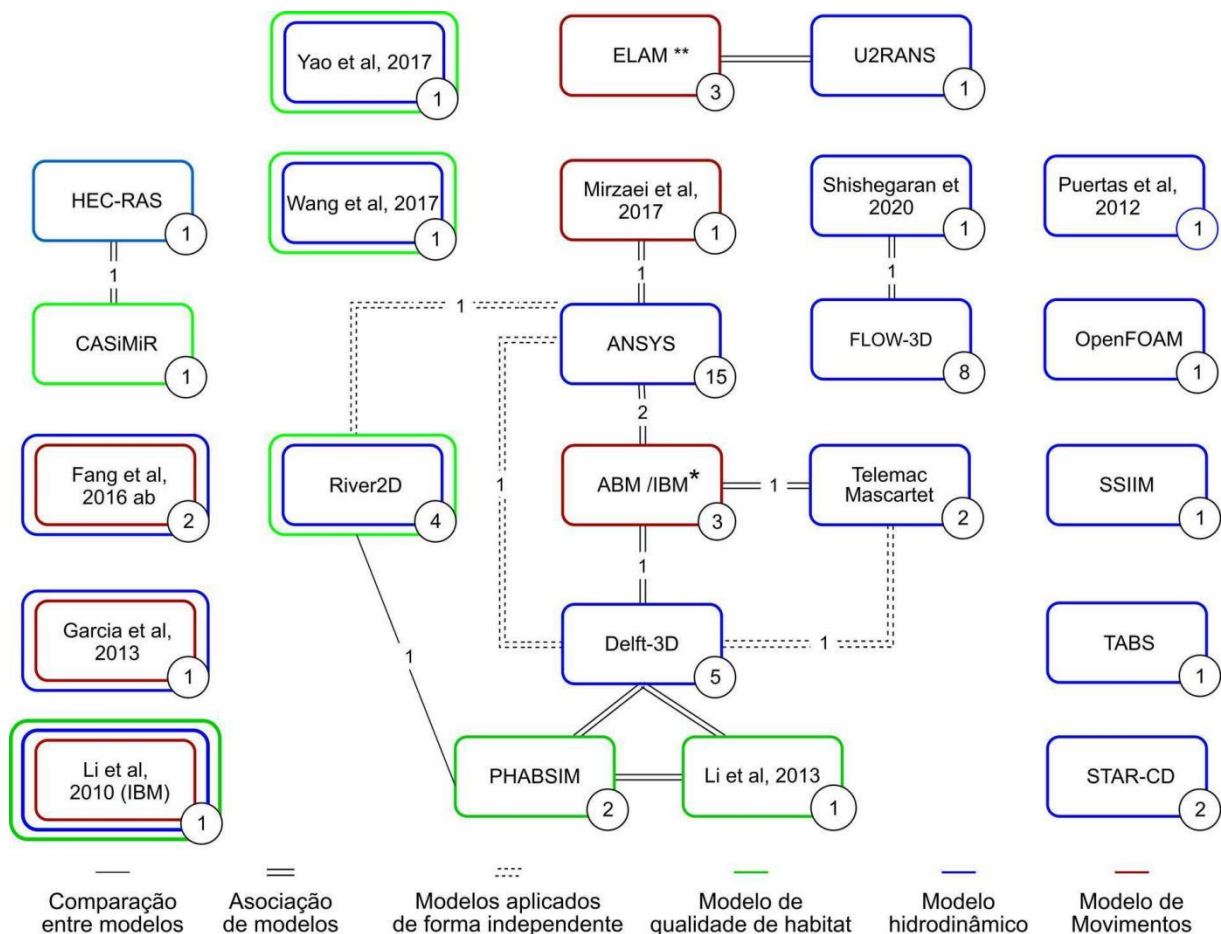


Figura 20 - Representação da conexão entre diferentes classes de modelos. A linha dupla contínua representa a associação de modelos, a linha simples contínua comparação e a linha dupla tracejada que dois modelos distintos foram empregados em regiões diferentes do local estudado. A linha verde representa modelos de qualidade de habitat, a linha azul modelos hidrodinâmicos e a linha vermelha representa simuladores de movimento de peixes. Os estudos com NMD são representados no gráfico pela referência de citação. *ABM/IBM (Benson et al., 2021; Gao et al., 2016; Zielinski et al., 2018). ** Em dois artigos de ELAM não está claro qual software hidráulico é empregado.

5.1.4 Discussão

5.1.4.1 Análise geográfica

As pesquisas sobre os impactos provocados pela operação de UHEs na ictiofauna que utilizam modelos hidrodinâmicos estão concentrados no hemisfério norte. A China e os Estados Unidos desempenham um papel importante nesta pesquisa, que se concentra em espécies de interesse econômico ou endêmicas. Entretanto, há um número significativo de estudos chineses sobre espécies ameaçadas (FANG et al., 2016b; WANG et al., 2017, 2014; WANG; XIA; WANG, 2012) e sobre como a qualidade do habitat é impactada pelas operações de UHEs (CHOI et al., 2017; GARCÍA et al.,

2011; JIAO et al., 2019; LI; XIA; WANG, 2013; WANG et al., 2017).

Uma literatura substancial sobre salmonídeos tem sido desenvolvida ao longo dos anos, e há uma compreensão considerável das características de migração dos salmonídeos (WILLIAMS et al., 2012). Em 22 artigos que estudam 22 espécies de peixes, dez são dedicados aos salmonídeos e a maioria foi realizada nos Estados Unidos. Vários estudos nos últimos 15 anos se concentraram nas reações de salmonídeos à turbulência, à velocidade, à aceleração do escoamento e à deformação hidráulica. Estes estudos permitiram o desenvolvimento de teorias sobre a locomoção dos salmonídeos, que podem estar relacionadas a características do escoamento como a deformação hidráulica, a velocidade e a pressão (GOODWIN et al., 2006, 2014) ou a turbulência (SMITH; GOODWIN; NESTLER, 2014).

A operação e o projeto de passagens para peixes é a principal motivação entre as pesquisas observadas e há um interesse mundial por este tema. Nas primeiras décadas de desenvolvimento de passagens para peixes, as pesquisas se concentraram na América do Norte e Europa, focalizando os salmonídeos. Entretanto, nas últimas décadas, outras regiões começaram a pesquisar passagens para peixes não salmonídeos e uma diversidade maior de espécies tem sido estudada (WILLIAMS et al., 2012). As passagens para peixes projetadas para salmonídeos podem não ter o mesmo desempenho em peixes não salmonídeos. Por exemplo, no rio Murray a porcentagem de travessia de espécies nativas (não salmonídeos) em uma passagem para peixes foi inferior a 1% o que causou a redução de 95% da população de três espécies nativas ao longo de 50 anos (MALLEN-COOPER; BRAND, 2007). Portanto, é necessário adaptar as passagens para peixes conforme características das espécies locais como a capacidade natatória e as dimensões dos peixes (CHEN; WANG; TFWALA, 2017; MAO et al., 2012). As passagens devem ser construídas em áreas com escoamento atrativo (ANDERSSON et al., 2012; LINDBERG et al., 2013). O país que mais se destacou em pesquisas de passagens para peixes não salmonídeos foi a China, provavelmente devido ao menor desempenho de natação dos peixes locais em comparação com espécies de salmonídeos (MAO et al., 2012) e a recente construção da UHEs nas últimas décadas (IEA, 2021).

Há um crescimento mundial nos estudos de passagens para peixes não salmonídeos

nativos, endêmicos e economicamente relevantes. Recentemente, as passagens para peixes tendem a tratar mais da comunidade de peixes local do que focar apenas em espécies de alto valor econômico (BUNT; CASTRO-SANTOS; HARO, 2012; MALLENCOOPER; BRAND, 2007; MARRINER et al., 2016; WILLIAMS et al., 2012). As falhas em passagens para peixes podem estar relacionadas a projetos inadequados para as espécies-alvo, como projetos elaborados considerando uma capacidade natatória superior as das espécies-alvo (MAO et al., 2012), ou passagens para peixes projetados para espécies maiores, enquanto as espécies-alvo são pequenas e mais sensíveis à turbulência (CHEN; WANG; TFWALA, 2017). A pesquisa de passagens para peixes para espécies nativas é relevante pois em rios altamente fragmentados, mesmo espécies não migratórias sofrem perda de diversidade genética e redução de aptidão física após períodos de isolamento prolongados (THOMAS, 2014). A revisão sistemática observou uma predominância chinesa nas pesquisas que avaliam como as operações de UHE afetam a qualidade do habitat. Observou-se, especialmente, um declínio na população de esturjões chineses, devido à operação de UHEs (JIAO et al., 2019; WANG et al., 2017, 2014; WANG; XIA; WANG, 2012). Os problemas experimentados pela China na atualidade já foram tratados anteriormente em outros países e isto tem um grande impacto no número de publicações recentes. A América do Norte tem o conjunto de usinas hidrelétricas mais antigo (50 anos em média), sendo que quase 70% das usinas têm mais de 40 anos. A idade das usinas hidrelétricas na Europa e Eurásia (principalmente na Rússia) é semelhante à da América do Norte (IEA, 2021).

A aplicação de modelos hidrodinâmicos para investigar problemas da ictiofauna relacionados a barramentos, que são construídos recentemente no hemisfério sul, pode aumentar a compreensão dos impactos e do comportamento de parte importante da fauna tropical, que estão presente em bacias muito diversas. Estudos futuros podem considerar aspecto mais amplo dos impactos das barragens sobre as comunidades de peixes e não se concentram majoritariamente em problemas de passagens para peixes. A qualidade do habitat e a modelagem do movimento dos peixes têm se mostrado como áreas promissoras de aplicação de modelos hidrodinâmicos.

5.1.4.2 Abordagem das pesquisas

A associação de padrões de movimentação de peixes com características do escoamento é relevante para auxiliar a mitigação de impactos promovidos pela operação de UHEs e os modelos hidrodinâmicos são fundamentais neste tipo de pesquisa. O comportamento dos peixes é influenciado por características hidráulicas como turbulência, velocidade e profundidade (ENDERS et al., 2012; GOODWIN et al., 2014; SILVA et al., 2020). Tem se utilizado esse conhecimento em diferentes áreas de UHEs como em passagens para peixes (CHEN; WANG; TFWALA, 2017; MAO et al., 2012; SHISHEGARAN et al., 2020) ou em áreas próximas às represas (BENSON et al., 2021; FANG et al., 2016a, 2016b; GAO et al., 2016; GOODWIN et al., 2006; ZIELINSKI; VOLLER; SORENSEN, 2018).

Para correlacionar o comportamento de peixes às características do escoamento é necessária a realização de experimentos, os quais são dispendiosos tanto *in situ* quanto nas condições de laboratório. Ambos os experimentos demandam a realização de rastreamento, no portfólio observou-se que: 1) a rádio telemetria ou telemetria acústica são metodologias frequentes para rastreamento de peixes em campo; 2) em laboratório, os peixes são frequentemente rastreados por gravação em vídeo, também foi observado o uso de pit *tagging*. Tais técnicas de rastreamento apresentam limitações, por exemplo: a rádio telemetria aplicada em ambientes rasos; a telemetria acústica deve é aplicada em áreas inferiores a rádio telemetria, embora permita rastrear os peixes tridimensionalmente em maiores profundidades (THORSTAD et al., 2014); o PIT *tagging* registra a aproximação dos indivíduos marcados dos receptores de sinal, não identificando a localização precisa dos peixes (GIBBONS; ANDREWS, 2004); nas técnicas de vídeo que envolvem software, a segmentação da imagem pode ser afetada por reflexos, turbulência e falta de contraste entre peixes e fundo (RODRIGUEZ et al., 2011). Tais limitações podem influenciar na escolha do método de rastreamento juntamente com o número de dimensões dos modelos hidrodinâmicos, bem como a extensão do domínio.

Entre as características hidráulicas que influenciam o comportamento de peixes, a que apresentou maior aplicação no portfólio foi a velocidade. A velocidade pode ser relacionada a capacidade natatória, principalmente em estudos de comportamento de

peixes em migração a montante, pois altas velocidades podem atuar como barreiras, o que leva os peixes a se moverem em campos de velocidade sustentada ou prolongada para reduzir o gasto energético (BUNT; CASTRO-SANTOS; HARO, 2012). Os valores de capacidade podem ser obtidos a partir da literatura ou experimentos. Todavia, na impossibilidade de realização de experimentos e em pesquisas com espécies capacidade natatória desconhecida, os dados de espécies semelhantes podem ser adaptados por meio de uma correlação com as dimensões do peixe (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017), procedimento que pode reduzir o custo da coleta de dados biológicos.

Outro aspecto importante observado foi o número de dimensões empregados nas modelagens hidráulicas. A utilização de modelos tridimensionais aumentou nos últimos anos. Geralmente esses modelos cobrem pequenas regiões de UHEs, simulando passagens para peixes, canais de fuga e proximidades de passagens para peixes. Os modelos tridimensionais capturaram fluxos secundários em geometrias complexas e gradientes de pressão adversos (DANESHVAR et al., 2017). Sua precisão pode variar principalmente devido ao tratamento de turbulência, uma vez que é um fenômeno complexo com movimentos tridimensionais altamente irregulares e flutuantes (RODI, 2017). A representação adequada da turbulência é necessária, pois ela exerce influência na movimentação dos peixes, influenciando também no sucesso de passagens para peixes (GAO et al., 2016; TAN et al., 2019) ou na reprodução dos peixes (WANG; XIA; WANG, 2012). Os ciprinídeos têm sua orientação perturbada na presença de vórtices com dimensões semelhantes ao tamanho dos seus corpos (SILVA et al., 2012), mesmo peixes com capacidade natatória elevada como os salmonídeos são afetados pela turbulência (SILVA et al., 2020).

A escolha do número de dimensões do modelo também é afetada pela extensão do domínio simulado. Geralmente os habitats em microescala (até dezenas de metros) utilizam modelos tridimensionais. Os habitats em escala meso (dezenas a centenas de metros) são simulados em duas ou três dimensões. Por fim, os habitats em macroescala (quilômetros a dezenas de quilômetros) geralmente apresentam modelos bidimensionais ou unidimensionais (YI et al., 2017). Essa correlação entre dimensões e comprimento do local estudado também foi observada na maioria dos artigos selecionados. Portanto, acredita-se que esta relação seja uma referência

adequada para a escolha do tipo de modelo numérico a ser empregado. Além disso, a estrutura analisada também influencia na escolha do número de dimensões: os modelos bidimensionais foram geralmente aplicados em trechos de rios e em algumas aplicações em estruturas próximas a usinas; os modelos tridimensionais apresentaram a maior parte das pesquisas em passagens para peixes, nas proximidades de usinas e, em menor número, em trechos de rios.

Outro aspecto observado na revisão é a descrição incompleta dos modelos hidrodinâmicos. As informações sobre o processo de validação, calibração e características numéricas dos modelos como as dimensões das células ou o número de nós não são explicitadas em boa parte dos artigos. Com relação à validação e calibração, muitos artigos realizam comparação visual de resultados e alguns adotam métricas como erro percentual médio, erro médio absoluto, desvio quadrático médio, correlação de Pearson e gráficos de regressão. Seria interessante estabelecer padrões para descrição dos modelos, uma vez que a padronização favorece a comparação entre estudos, comunicação e replicação (GRIMM; POLHILL; TOUZA, 2017).

Em relação aos *softwares* utilizados, há um predomínio de *softwares* comerciais nas aplicações tridimensionais para caracterização de escoamento. Já os *softwares* gratuitos são utilizados com frequência em modelos bidimensionais de qualidade de habitat. Por fim os NDM são focados no movimento ou distribuição de peixes. A associação de *softwares* mais frequente ocorre entre NDM para simulação de movimento e modelos hidrodinâmicos. Os modelos exigem um investimento significativo para sua implementação em estudos de impacto de barragens nas comunidades de peixes, incluído custos das licenças de *software* e capacidade do *hardware* utilizado. Tais custos podem direcionar as pesquisas ao estudo de espécies de interesse econômico ou ameaçadas de extinção. Em alguns casos, *softwares* de gratuitos podem reduzir custos, restando ainda uma demanda importante de recursos humanos e financeiros para realizar a coleta de dados e o processo de validação. Tais fatores também podem direcionar a realização de pesquisas em locais de importância econômica significativa como usinas hidrelétricas (UHE). Mesmo em empreendimentos de tamanha importância econômica como as UHEs os estudos de

HSC geralmente ocorrem após a operação das hidrelétricas (CHEN; WANG; TFWALA, 2017; JIAO et al., 2019; LI; XIA; WANG, 2013). Dessa forma, os estudos que avaliam o impacto das UHEs comparando as situações antes e depois do início das operações da usina enfrentam a escassez de dados do período anterior. Entretanto, se o estudo de HSC fossem realizados previamente, as coletas de dados para validação forneceriam informações mais precisas. Tal prática seria importante, uma vez que existe a previsão de implementação de diversas UHEs nas bacias dos rios mais biodiversas do mundo: Amazonas, Mekong e Congo (WINEMILLER et al., 2016). O impacto de UHEs nessas bacias pode ser significativo, em um dos rios amazônicos ocorreu uma redução relevante na abundância e diversidade da população de peixes em um período que compreendeu o ano anterior a operação da usina e cinco anos após o início das operações (LIMA et al., 2016).

Ainda sobre os estudos de qualidade de habitat eles são mais acessíveis em termos de *software*, uma vez que a maioria dos *softwares* é gratuita. Nas pesquisas relacionadas a qualidade de habitat e a reprodução, predominaram os modelos bidimensionais, os quais abrangem longos trechos de rios ou lagos. A obtenção das curvas de habitat pode ser experimental, porém muitas vezes esses valores estão disponíveis na literatura. Em situações em que não há HSC disponível na literatura, podem ser empregadas regras baseadas e lógica difusa para avaliar a qualidade de habitat, adotando-se um procedimento cuidadoso de amostragem, identificando a concentração de peixes assim como as características de velocidade, profundidade e cobertura dos locais estudados (GARCÍA et al., 2011). Na revisão foram observados alguns melhoramentos em modelos de qualidade de habitat como adição de análise temporal (LI; XIA; WANG, 2013), a simulação de movimento de peixes (LI et al., 2010) e a análise de concentração de sedimentos (WANG et al., 2017).

Estudos em campo possuem algumas limitações, como o alto custo de execução da obtenção de dados ou mesmo a impossibilidade de obter algumas informações, como a limitação para coletar informações de turbulência nas dimensões de rios. Equipamentos de campo, como o *Acoustic Doppler Current Profiler* (ADCP), possuem resolução temporal inferior a necessária para capturar adequadamente a turbulência nas regiões em que ela é maior. Além disso, o ruído elevado nessas regiões aumenta o erro de medição (NYSTROM; REHMANN; OBERG, 2007). Embora o

comportamento de peixes seja diferente sob condições campo e em laboratório, a escala de laboratório permite obter informações biológicas mais detalhadas que em campo. Isso ocorre pois os modelos numéricos de experimentos de laboratório geralmente apresentam malhas de maior resolução, que permitem uma observação mais precisa das características do escoamento ao longo do percurso do peixe. Além disso, em experimentos de laboratório a velocidade média geralmente é medida por *Acoustic Doppler Velocimeter* (ADV), o qual possui precisão maior que o ADCP. Isto permite a avaliação de características complexas como a turbulência (AN et al., 2016) e como ela afeta a trajetória dos peixes (CHEN; WANG; TFWALA, 2017; GAO et al., 2016; TAN et al., 2019) e identificar faixas de preferência de TKE (GAO et al., 2016; TAN et al., 2019).

Em geral, estudos de impactos de UHE sobre as comunidades de peixes aplicam modelos hidrodinâmicos com diferentes dimensões e a escala de domínio do modelo depende de vários fatores que variam de características *in situ* a aspectos biológicos das espécies afetadas. O custo dos modelos numéricos é um fator importante na determinação do tipo de pesquisa que será realizada e os experimentos laboratoriais têm contribuído para obter informações detalhadas sobre a relação entre as variáveis hidráulicas, especialmente a turbulência, e o comportamento de peixes. As informações biológicas são coletadas por diversos métodos que têm limitações e contribuem para a determinação das características dos modelos hidrodinâmicos. Os trabalhos futuros devem utilizar cada vez mais abordagens com interconexão entre modelos CFD para modelagem de movimento de peixes e o uso de *softwares* gratuitos, principalmente os de código aberto, e o desenvolvimento MND é encorajado. Isto permitirá abordagens mais holísticas do efeito UHEs sobre o comportamento de peixes.

Conclusão

Este artigo apresentou uma visão abrangente das pesquisas envolvendo o comportamento dos peixes impactados por UHEs e modelos hidrodinâmicos. Tais modelos apresentam grandes contribuições nos estudos de impacto de barragens nas comunidades de peixes. Dentre os quais foram encontrados cinco temas: a presença

de corredores ou barreiras à migração de peixes, a melhoria no projeto e operação de passagens para peixes, a reprodução em rios regulados, a qualidade de habitat impactado pelas operações de UHE e a simulação de movimentos de peixes em áreas próximas às barragens. Entre esses temas, nossas análises mostraram uma prevalência de pesquisas em passagens para peixes sobre outros temas.

Adicionalmente, observou-se que estudos sobre impactos em espécies não salmonídeas, nativas ou ameaçadas de extinção com uso de modelos hidrodinâmicos estão aumentando sobretudo na China. Além disso, observou-se que a amostragem de dados de peixes, a extensão do domínio e a necessidade da simulação de processos complexos, como a turbulência, desempenham um papel importante na definição do número de dimensões do modelo numérico. Quanto a escolha do tipo de *software* empregado (comercial, gratuito ou NMD), está mais relacionada ao impacto de barragens sobre a ictiofauna que será analisado. A associação de diferentes modelos permitiu melhorias nos modelos que simulam a decisão de peixes sob em campos hidrodinâmicos específicos.

Novas investigações podem contribuir para ampliar o uso de CFD no hemisfério sul, especialmente em áreas onde grande diversidade de peixes serão afetadas pela construção de novas UHEs. Neste contexto, a qualidade do habitat e a modelagem do movimento do peixe se mostram como áreas promissoras de aplicação de modelos hidrodinâmicos. A aplicação de modelos hidrodinâmicos ao redor do mundo auxiliará o desenvolvimento de uma compreensão holística de como o comportamento dos peixes é influenciado pela operação de UHEs e de melhoria em soluções de mitigação.

Artigo	Modelo	Estrutura / Local	Pais	Espécie	Objetivo
ALLEN et al 2017	CFD 2D	Trecho de Rio	Estados Unidos	<i>Notropis atherinoides</i>	Barreiras ou corredores
AN et al 2016	CFD 3D	Passagem para peixe	China	Não específica	Passagens para peixes
Andersson et al 2012	CFD 3D	Barragem e passagem para peixes	Suécia	Não específica	Passagens para peixes
Arenas et al 2015	CFD 3D	Barragem	Estados Unidos	<i>Oncorhynchus nerka, Oncorhynchus mykiss, Oncorhynchus tshawytscha</i>	Modelagem de movimento de peixes
Baeki 2014	CFD 2D	Rio	Coréia do Sul	<i>Pungtungia herzi, Zacco platypus e 8 endemicas</i>	Passagens para peixes
Baki, 2016	CFD 3D	Passagem para peixe	Canada	Não específica	Passagens para peixes
Benson, 2021	CFD 3D	Rio	Reino Unido	<i>Anguilla anguilla</i>	Passagens para peixes
Cai, 2019	CFD 3D	Passagem para peixe	China	<i>Percocypris pingi</i>	Passagens para peixes
Chen est al 2019	CFD 3D	Rio	China	<i>Schizothorax oconnori, Schizothorax macropogon and Schizothorax waltoni, Oxygymnocypris stewartii, Ptychobarbus dipogon e Schizopygopsis younghusbandi</i>	Passagens para peixes
Chen et al 2017	CFD 3D	Passagem para peixe	Taiwan	<i>Acrossochelius paradoxus, Zacco pachycephalus, Spinibarbus hollandi e Anguilla japonicus</i>	Passagens para peixes
Chen et al 2021	CFD 2D e CDF 3D	Rio	China	<i>Carpas chinasas</i>	Reprodução
Choi2017	CFD 2D	Rio	Coréia do Sul	<i>Zacco platypus</i>	Qualidade de habitat
Fang, 2016 _a	CFD 2D	Lago	China	<i>Yangtze finless porpoise</i>	Modelagem de movimento de peixes
Fang, 2016 _b	CFD 2D	Lago	China	<i>Yangtze finless porpoise</i>	Modelagem de movimento de peixes
Gao, 2016	CFD 3D	Passagem para peixe	China	Salmonídeo	Modelagem de movimento de peixes Passagens para peixes

Garcia et al 2011	CFD 2D	Rio	Chile	<i>Basilichthys australis, Bullockia maldonadoi, Trichomycterus areolatus, Percilia irwini, Percichthys trucha, Galaxias maculatus, Geotria australis, Cheirodon galusdae</i>	Qualidade de habitat
Garcia, 2013	CFD 3D	Rio	Estados Unidos	<i>Mylopharyngodon piceus, Ctenop haryngodon idellus, Hypoph thal michthys molitrix, Aristichyths nobilis</i>	Reprodução / Modelagem de movimento de peixes
Gard, 2009	CFD 2D	Rios	Estados Unidos	<i>Oncorhynchus tshawytscha e Oncorhynchus mykiss</i>	Reprodução
Gisen et al 2018	CFD 3D	Passagem para peixe	Alemanha	39 espécies de peixes endêmicas	Passagens para peixes Barreiras ou corredores Modelagem de movimento de peixes
Goodwin et al 2014	CFD 3D	Barragens, passagens e vertedouro	Estados Unidos	Salmonídeo	Reprodução / Qualidade de habitat
Jiao, 2019	CFD 2D	Rio	China	<i>Acipenser sinensis</i>	Passagens para peixes
Khan, 2008a	CFD 3D	Rio	Estados Unidos	Salmonídeo	Passagens para peixes
Khan, 2008b	CFD 3D	Rio	Estados Unidos	Não específica	Passagens para peixes
Li et al 2010	CFD 2D	Rio	China	<i>Mylopharyngodon piceus, Ctenop haryngodon idellus, Hypoph thal michthys molitrix, Aristichyths nobilis e Carassius carassius</i>	Modelagem de movimento de peixes
Li et al 2013	CFD 2D e CFD 3D Delft-3d com rigid-lid	Rio	China	<i>Mylopharyngodon piceus, Ctenop haryngodon idellus, Hypoph thal michthys molitrix, Aristichyths nobilis:</i>	Qualidade de habitat
Liao 2022	CFD 3D	Rio	China	<i>Schizothorax chongi, Coreius guichenoti and Lep-tobotia elongata</i>	Barreiras ou corredores
Lindberg et al 2013	CFD 3D	Canal de fuga	Suécia	Salmonídeo	Passagens para peixes
Mao, 2012	cfd 3 d	Passagem para peixe	China	<i>Schizothorax davidi, Schizothorax prenanti</i>	Passagens para peixes
Marriner et al 2014	CFD 3D	Passagem para peixe	Canada	35 espécies	Passagens para peixes
Marriner et al 2016	CFD 3D	Passagem para peixe	Canada	35 espécies	Passagens para peixes
Mendes et al 2022	CFD 2D e CFD 3D	Canal de fuga e rio	Brasil	<i>Prochilodus costatus, Pimelodus maculatus, Lep-orinus reinhardtii</i>	Barreiras ou corredores

Mirzaei, 2017	CFD 2D	Vertedouro	Reino Unido	Salmonídeo	Barreiras ou corredores
Muligan et al 2017	CFD 3D	Guias flutuantes	Estados Unidos	Não específica	Passagens para peixes
Nestler, 2008	CFD 3D	Barragens e passagens para peixe	Estados Unidos	<i>Oncorhynchus mykiss, Oncorhynchus tshawytscha</i>	Modelagem de movimento de peixes
Nestler, 2012		Barragens e rios	Estados Unidos, Brasil, Argentina	<i>Prochilodus species</i>	Passagens para peixes
Piper et al 2015	CFD 2D	Barragem	Reino Unido	<i>Anguilla anguilla</i>	Modelagem de movimento de peixes
Puertas, 2012	CFD 2D	Passagem para peixe	Espanha	Salmonídeos, ciprinídeos	Passagens para peixes
Romao, 2012	CFD 3D	Passagem para peixe	Portugal	<i>Iberian barbel, Luciobarbus bocagei</i>	Passagens para peixes
Santos et al 2018	CFD 3D	Rio e canal de fuga	Brasil	<i>Pimelodus maculatus, Prochilodus costatus</i>	Barreiras ou corredores
Shish-egaran, 2020	CFD 3D	Passagem para peixe	Irã	Não específica	Passagens para peixes
Silva et al 2020	CFD 3D	Captação de água	Noruega	<i>Salmo salar</i>	Modelagem de movimento de peixes
Tan 2019	CFD 3D	Passagem para peixe	China	<i>Mylopharyngodon piceus, Ctenop haryngodon idellus, Hypoph thal michthys moli-trix, Aristichyths nobilis, Hypophthalmichthys nobilis</i>	Passagens para peixes
Tan 2021	CFD 3D	Passagem para peixe	China	<i>Phoxinus lagowskii, Triplophysa stolicz, kaeOpsariich thysbidens</i>	Passagens para peixes Barreiras ou corredores
Tan 2022	CFD 3D	Rio	China	<i>Bagarius rutilus, Cyprinus carpio rubrofusculus, Semilabeo obscures, Channa argus, Opsariichthys bidens</i>	Passagens para peixes Barreiras ou corredores
Wang 2017	CFD 3D	Rio	China	<i>Acipenser sinensis</i>	Qualidade de habitat
Wang, Xia and Dong 2012	CFD 3D	Rio	China	<i>Acipenser sinensis</i>	Reprodução
Yao et al 2017	CFD 2D	Rio	Estados Unidos	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Reprodução
Zielinski, Voller e Sorensen 2018	CFD 3D	Barragem	Estados Unidos	<i>Hypophthalmichthys moli-trix, Hypophthalmichthys nobilis, Acipenser fulvescens</i>	Modelagem de movimento de peixes

5.2 ARTIGO 2: ALTERAÇÕES NO ESCOAMENTO DEVIDO A OPERAÇÃO DE UMA UHE: IMPLICAÇÕES PARA A MIGRAÇÃO DOS PEIXES A MONTANTE

Nesta seção será apresentada uma versão traduzida do artigo que foi publicado no periódico *Hydrobiologia* em 2020. Os autores desse artigo são: Ludmila M. M. Mendes correitora responsável pela simulação do modelo bidimensional do trecho do rio, análise estatística e ilustrações. Guilherme Antônio Ribeiro de Souza responsável pela simulação do modelo tridimensional do canal de fuga. Hersília de Andrade e Santos correitora e ilustrações. Os editores convidados pela revista foram Ingeborg P. Helland, Michael Power, Eduardo G. Martins e Knut Alfredsen na edição especial sobre “Perspectivas sobre as implicações ambientais da energia hidrelétrica sustentável” de 2022 (MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022).

Resumo: Este estudo identifica alterações hidrodinâmicas no escoamento a jusante de uma barragem associadas à operação de uma usina hidroelétrica (UHE). A operação da usina pode atrair peixes potamódromos neotropicais para locais inseguros no canal de fuga durante sua migração reprodutiva. Diante disso, foram desenvolvidas as seguintes hipóteses: (1) o escoamento hidrodinâmico no canal de fuga apresenta condições mais atrativas para os peixes do que as encontradas no trecho de rio a jusante e (2) não existem barreiras de velocidade que impeçam os peixes que migram a montante de alcançar o canal de fuga nas diversas descargas operacionais simuladas. Foram criados dois modelos numéricos validados para a UHE de Três Marias (Brasil), utilizando diferentes descargas operacionais: (1) um modelo tridimensional do canal de fuga e (2) um modelo bidimensional do trecho de aproximadamente 3 km a jusante da barragem. Os campos de escoamento do canal de fuga da UHE apresentam uma deformação hidráulica e uma homogeneidade de velocidade maiores que o campo de escoamento do trecho de rio a jusante. As velocidades do canal de fuga são baixas para indivíduos maduros de todas as espécies estudadas, as quais podem nadar do trecho do rio a jusante para áreas inseguras no canal de fuga no modo sustentável e prolongado por corredores disponíveis para as diferentes vazões simuladas.

Palavras-chave: barragem; atração para o canal de fuga; capacidade natatória;

conservação de peixes; impacto ambiental

5.2.1 Introdução

A geração de energia hidrelétrica é usualmente apresentada como uma solução para as crescentes demandas mundiais de eletricidade, especialmente em países da Ásia, África e América Latina América (DE FARIA et al., 2017; HAMUDUDU; KILLINGTVEIT, 2012). A Agência Internacional de Energia estima que a capacidade hidrelétrica irá aumentar no mundo inteiro em 9% até 2024, liderado pela China, Índia, e o Brasil (IEA, 2019). Assim, haverá o crescimento de barragens de grande porte que ocasionam impactos ambientais (VON SPERLING, 2012), sociais (TILT; BRAUN; HE, 2009) e econômicos (ANSAR et al., 2014). As barragens de grande porte atualmente são consideradas um estresse antropogênico sobre as maiores bacias hidrográficas do planeta (BEST, 2019). Quatrocentas e cinquenta usinas de grande porte devem iniciar a operação nos próximos anos, a maioria delas serão construídas nas bacias hidrográficas mais biodiversas do planeta que são: a do Amazonas, a do Congo, e a do Mekong. Estas três bacias hidrográficas abrigam aproximadamente um terço das espécies de peixes de água doce do mundo (WINEMILLER et al., 2016). No Brasil, a construção novas hidrelétricas estão previstas até mesmo em bacias altamente reguladas como a do Alto Paraná, na qual há 86 usinas hidroelétricas (UHE) acima de 30 MW de potência instalada em operação e há a previsão da construção de mais 61 UHEs (MAKRAKIS et al., 2019).

Tanto os reservatórios quanto a operação das UHEs modificam o regime natural de rios, que organizam e definem os ecossistemas ribeirinhos (POFF et al., 1997). As projeções de mudanças hidrológicas em 2050 indicam que a construção de novas UHEs na bacia do Mekong provocará grandes impactos nas características sazonais da bacia, ou seja, um escoamento 70% maior na estação seca e 15% menor na estação chuvosa. Estes impactos são maiores do que os esperados devido à mudança climática e o crescimento da irrigação (PHAM; RUSLI, 2016). As alterações no regime de escoamento também incluem o atraso e atenuação de pulsos sazonais de inundação, e a diminuição do acesso dos peixes aos habitats das planícies aluviais, que são áreas essenciais de berçário e alimentação. Essas alterações associadas ao bloqueio da migração reduzem a conectividade entre as populações e a diversidade

da ictiofauna (FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004; SANTOS; POMPEU; KENJI, 2012; TIMPE; KAPLAN, 2017; VALLE; KAPLAN, 2019).

A regulação do escoamento ocasionada pela operação de UHEs afeta a geomorfologia dos rios a jusante. Conseqüentemente, os trechos de rios regulados por barragens apresentam menores áreas hidrológicamente ativas, que se alteram em ciclos de cheia e seca, e combinações menos complexas de cobertura do rio e de batimetria do que em rios similares não regulados (GRAF, 2006). Tal simplificação do rio produz efeitos sobre as características hidráulicas do escoamento, que são fatores abióticos que influenciam os deslocamentos dos peixes durante seu ciclo de vida. São exemplos dessa influência a atração de peixes e os atrasos na migração no canal de fuga de usinas que são amplamente relatados na literatura (GOWANS et al., 2003; SCRUTON et al., 2008; THORSTAD et al., 2003) e são influenciados pelas variações espaciais e temporais de velocidade (GOODWIN et al., 2014), turbulência (LACEY et al., 2012), ruído, cheiro, temperatura e oxigenação da água do canal de fuga (WILLIAMS et al., 2012). Dentre estas variáveis, a velocidade do escoamento é uma das mais relevantes para a atração de peixes e definição de rotas de migração, pois velocidades elevadas podem atuar como barreiras limitando a movimentação de peixes conforme sua capacidade (CASTRO-SANTOS, 2006).

Foi observada a ocorrência de atração de peixes no canal de fuga da UHE de Três Marias, especialmente para áreas inseguras como a região a jusante de vertedouros e tubos de sucção (SUZUKI et al., 2017a), essa atração para áreas inseguras é chamada "falsa atração" e pode resultar em lesões, maior exposição a predadores, maior risco de doença, estresse e mortalidade (SCRUTON et al., 2007). Estudos sobre falsa atração ou falhas em passagens para peixes analisam a influência de parâmetros hidrodinâmicos no comportamento de peixes que migram a montante (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; GUTFREUND et al., 2018; JOHNSON et al., 2007; MAKRAKIS et al., 2019; SANTOS et al., 2018; SUZUKI et al., 2017a).

A compreensão da falsa atração requer a identificação de como fatores hidráulicos influenciam o comportamento dos peixes. Diversos estudos têm relacionado o comportamento dos peixes a variáveis hidráulicas como velocidade do escoamento, pressão, deformação hidráulica, turbulência, dissipação de energia e tensão de

cisalhamento (AARESTRUP et al., 1999; ENDERS et al., 2012; GIORGI et al., 1997; GOODWIN et al., 2006; KATZMAN et al., 2010; SILVA et al., 2012, 2020). Entretanto a maioria destes estudos avalia o escoamento em passagens para peixes ou perto da captação de água das turbinas. A velocidade da água e a deformação hidráulica são frequentemente associadas as trajetórias de peixes, pois eles são capazes de responder a variações hidráulicas sutis e sua capacidade natatória atua como um fator limitante na passagem por escoamentos com velocidade elevada (CASTRO-SANTOS, 2005; NESTLER et al., 2008). A capacidade natatória é normalmente aplicada para identificar possíveis rotas de migração de peixes em áreas próximas às UHEs (Gisen et al., 2017). De acordo com Beamish (1978), as categorias de velocidade de natação são: (1) "sustentável", se a velocidade de natação pode ser mantida durante um período de tempo maior que 200 min; (2) "explosão" se as velocidades forem elevadas e mantidas por um período de curta duração (entre 15-20 s) e "prolongada" que corresponde ao espectro de velocidades entre "explosão" e "sustentável". Embora a velocidade do escoamento não seja a única variável que influencia o comportamento dos peixes a jusante das UHEs, ela pode ser usada como um indicador da existência de possíveis barreiras para a movimentação e migração de peixes.

Tendo em vista que a maioria das pesquisas em falsa atração se concentra em peixes salmonídeos e raramente abordam as características hidráulicas do canal de fuga ou áreas a jusante que podem influenciar o movimento dos peixes. Ao mesmo tempo, que existem estudos demonstrando problemas decorrentes da concentração de peixes no canal de fuga das UHEs, particularmente em sistemas tropicais (DE ANDRADE et al., 2012; LOURES; POMPEU, 2015; SUZUKI et al., 2017a). A análise do escoamento hidrodinâmico a jusante de UHEs em áreas tropicais é importante para promover ações de mitigação e descomissionamento de barragens de UHEs. Diversos estudos têm se aplicado modelos numéricos em 2D (ALHO; MÄKINEN, 2010; KASVI et al., 2015; RODRIGUEZ et al., 2004) e 3D (ALVAREZ; SCHMEECKLE; GRAMS, 2017; KASVI et al., 2015; PARSAPOUR-MOGHADDAM et al., 2019; PARSAPOUR-MOGHADDAM; RENNIE, 2018) para simular o escoamento no rio e também em áreas localizadas perto de barragens (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017). Devido ao elevado custo computacional do modelo 3D, esses modelos atualmente são

amplamente aplicados em escalas menores no espaço e no tempo (PARSAPOUR-MOGHADDAM; RENNIE, 2018), enquanto os modelos 2D devido ao seu baixo custo computacional são facilmente empregados em modelos de grandes distâncias (YI et al., 2017).

Este estudo foi realizado a jusante da UHE de Três Marias, localizada na bacia do São Francisco (Brasil). A UHE de Três Marias tem uma das maiores e mais antigas barragens do Brasil (construída na década de 60), a qual não possui nenhum mecanismo de transposição de peixes, o que pode contribuir para a aglomeração de peixes a jusante do barramento. Os eventos de mortandade de peixes que ocorreram nas áreas do canal de fuga e a jusante do vertedor em 2007 motivaram os estudos sobre a concentração de peixes nessas áreas (ANDRADE et al., 2012; LOURES; POMPEU, 2015). Três espécies de peixes abundantes no local cujas capacidades natatórias são disponíveis na literatura (SANTOS et al., 2008, 2012; SANTOS; POMPEU; MARTINEZ, 2007) foram estudadas: *Prochilodus costatus* (Valenciennes, 1850) e *Pimelodus maculatus* (Lacepède, 1803) e *Leporinus reinhardtii* (Lütken, 1874). A capacidade natatória dessas espécies foi comparada a velocidade do escoamento a jusante da UHE para analisar a concentração de peixes a jusante da UHE. A ocorrência de falsa atração foi sugerida um estudo anterior (SUZUKI et al., 2017b) e observou-se que os jatos das turbinas podem ter um amplo efeito sobre o campo de velocidade no canal de fuga em um cenário específico de três turbinas ativas (SANTOS et al., 2018). Portanto, nossos objetivos neste estudo são investigar: (1) alterações no escoamento a jusante da barragem induzidas pela operação da UHE que possam promover falsa atração dessas três espécies de peixes neotropicais e (2) possíveis rotas de migração no trecho do rio a jusante, para diferentes faixas de vazão, que serão obtidas relacionando as características hidrodinâmicas do escoamento e as velocidades de natação dos peixes.

Diferentes cenários de vazão em dois modelos numéricos da UHE de Três Marias, que foram validados e calibrados para esta pesquisa, foram avaliados com (1) um modelo 3D do canal de fuga e (2) um modelo 2D do escoamento ao longo de um trecho de aproximadamente 3 km a jusante do barramento. Os modelos foram simulados para verificar as hipóteses: (1) as características do hidráulicas do escoamento no canal de fuga são distintas das do trecho do rio a jusante em termos

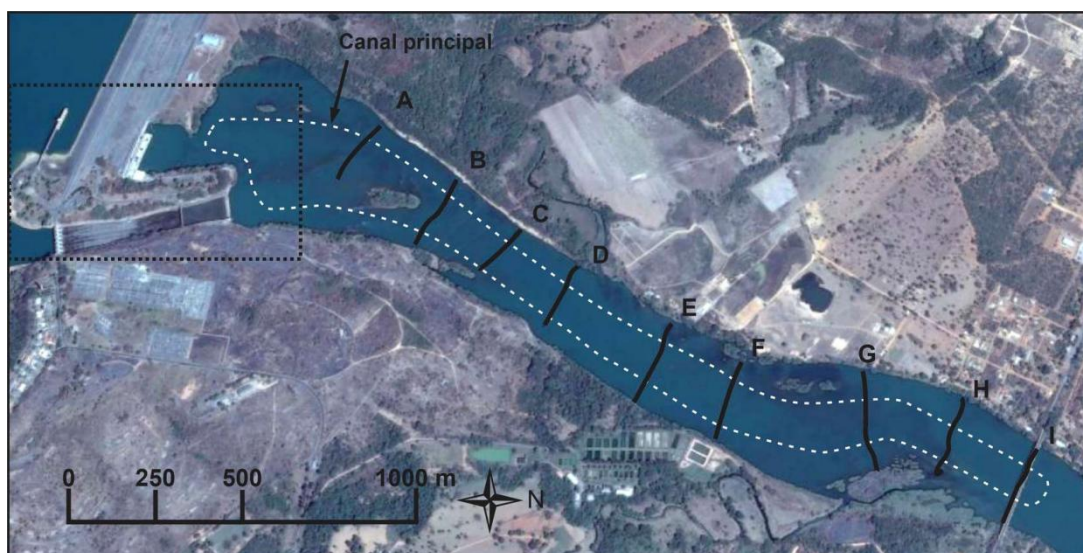
de velocidade e deformação hidráulica, e (2) existem corredores de natação que levam os peixes a áreas inseguras em cenários operacionais distintos de vazão da UHE.

5.2.2 Materiais e métodos

5.2.2.1 Local de estudo

A UHE de Três Marias (18°12'48,6" S, 45°15'41,7" O) está localizada no rio São Rio Francisco, cujo comprimento é de 2700 km (Figura 2, Tabela 1). Sua bacia hidrográfica cobre 7,5% do território brasileiro, é a maior bacia exclusivamente brasileira (CBHSF, 2022). A operação da usina iniciou em 1962 e é gerenciada desde então pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). O vertedouro da usina está localizado na margem direita, enquanto a casa de força está localizada no centro do canal do rio e a usina não possui nenhum mecanismo de passagem de peixes (LOURES; POMPEU, 2012) (Figura 21b). O projeto original da barragem previa infraestrutura para oito turbinas Kaplan, todavia apenas seis turbinas foram instaladas. Assim, há uma reentrância próximo à sexta turbina, onde as duas últimas turbinas seriam instaladas (Figura 21c). Desde o estabelecimento da legislação ambiental que regulamenta as ações de mitigação dos impactos na migração de peixes no Brasil (no final dos anos 90), vários estudos científicos têm investigado a migração e o comportamento dos peixes a jusante da UHE Três Marias, a fim de municiar a tomada de decisão sobre a instalação de uma passagem de peixes (GODINHO; KYNARD; GODINHO, 2007; LOPES, 2017).

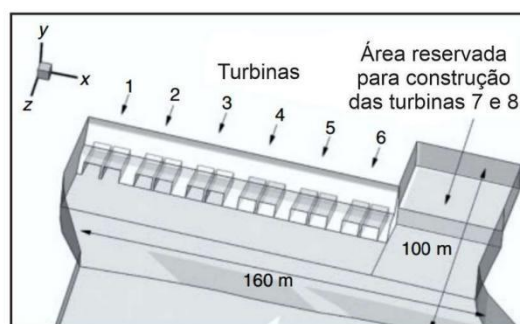
Para analisar aspectos hidrodinâmicos que possam explicar a concentração de peixes nas áreas a jusante da UHE e o problema da falsa atração, o canal de fuga da UHE de Três Marias (Figura 21b, c) e o trecho de 3 km do rio a jusante barragem (Figura 21a) foram representados em modelos numéricos 3D e 2D, respectivamente.



(a)



(b)



(c)

Figura 21 - a) trecho de 3km a jusante da UHE de Três Marias ($18^{\circ}12'48,6''$ S, $45^{\circ}15'41,7''$ O, obtida no Google Earth Pro 7.3, <https://www.google.com/earth/download/gep/agree.html>, acessado 20 de janeiro de 2020), as seções transversais de A a I foram utilizadas para batimetria e calibração.

Tabela 5 - Os principais parâmetros de projeto da UHE Três Marias

Parâmetro	Valor
Altura máxima da barragem	75 m
Comprimento da barragem	2700 m
Modelo das turbinas	Kaplan
Número de turbinas instaladas	6
Área de saída do tubo de sucção	48 m ² (2x 4 x6 m)
Vazão máxima total das turbinas	900 m ³ s ⁻¹
Vazão máxima do vertedouro	8700 m ³ s ⁻¹
Área do reservatório na capacidade máxima	1050 km ²
Volume do reservatório na capacidade máxima	21 x 10 ⁹ m ³

5.2.2.2 Dados biológicos

As três espécies estudadas são migratórias e os gêneros destas espécies estão difundidos nas bacias sul-americanas (ALVES, 2007; FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004). Em amostragens no canal de fuga observou-se que: o *Pimelodus maculatus* correspondia a 35,4% dos peixes capturados, enquanto o *Prochilodus costatus* correspondia a 16,5% e o *Leporinus reinhardti* representava 15,3% dos peixes capturados (PRADO et al., 2016). Esta presença elevada dos peixes a jusante da UHE está associada aos eventos de mortalidade de peixes nas espécies estudadas. A espécie mais afetada pelos procedimentos de drenagem e parada/reinício das turbinas é a *Pimelodus maculatus*; estima-se que cerca de 95% dos peixes resgatados durante a drenagem das turbinas são dessa espécie (DE ANDRADE et al., 2012).

A fim de analisar a existência de possíveis corredores de natação no canal de fuga, utilizamos as velocidades de nado sustentável, prolongado e de explosão, conforme a capacidade natatória (Tabela 6). A qual foi medida em indivíduos na primeira fase de maturação das 3 espécies em estudos experimentais não volitivos. As incertezas na medição da velocidade, para as três espécies, apresentaram erros inferiores a 2% do valor absoluto da velocidade de explosão e a 1% da velocidade prolongada (SANTOS et al., 2008, 2012; SANTOS, 2007; SANTOS; POMPEU; MARTINEZ, 2007). A primeira fase de maturação foi escolhida devido ao interesse nessas espécies durante o período reprodutivo.

Tabela 6 - Capacidade natatória das três espécies neotropicais na primeira fase de maturação (SANTOS et al., 2008, 2012a; SANTOS; POMPEU; MARTINEZ, 2007)

Espécies	Comprimento 1ª fase de maturação	Sustentável (m/s)	Prolongado (m/s)	Explosão (m/s)
<i>Pimelodus maculatus</i>	19	< 0.95	0.95 - 1.23	> 1.23
<i>Leporinus reinhardti</i>	12.9	< 1.12	1.12 - 1.68	> 1.68
<i>Prochilodus costatus</i>	29	< 1.16	1.16 - 1.60	> 1.60

5.2.2.3 Dados de batimetria

Os dados batimétricos foram coletados no campo usando um aparelho ADCP do inglês *Acoustic Doppler Current Profiler* (ADCP, Workhorse Rio Grande 1200 kHz, Teledyne, Waterloo, ON, Canadá) e um sistema de posicionamento global diferencial (DPGS, Topcon Hyper Pro, Topcon, Livermore, CA, EUA) entre 24 e 26 de outubro de 2011 por membros do GAEA, desta época, no período em que não houve vertimento pelo vertedor. O ADCP tem precisão para medição de velocidade igual a 0,25% da velocidade da água em relação ao equipamento e para medição de profundidade de 1% (TELEDYNE, 2007). A precisão DPGS no modo cinemático em tempo real (RTK) é de 10 mm (constante) \pm 1 ppm (erro em milímetros por 1.000 metros relacionado com alturas ortométricas) no plano horizontal e 15 mm \pm 1 ppm no plano vertical (TOPCON, 2006).

Os pontos foram coletados em seções transversais ao rio e caracterizados pela altitude, profundidade e velocidade do escoamento (Figura 21a). Em seguida, foram selecionadas seções baseadas no número de satélites disponíveis para posicionamento durante a medição (mínimo de quatro satélites), a porcentagem de *bins* e conjuntos cujo erro da velocidade do ADCP exceda o limite de 3 m/s, bem como o teste de orientação (teste de inclinação e rotação). A seleção final das seções transversais envolveu a verificação dos erros de velocidade, níveis de dispersão e relação sinal/ruído (SNR). As seções de melhor qualidade foram usadas para construir os modelos numéricos. A batimetria do rio foi usada para criar a geometria (ou leito) do modelo 2D do trecho do rio a jusante.

5.2.2.4 Modelo 3D do canal de fuga

A geometria do modelo 3D do canal de fuga foi criada usando o *software* comercial SolidWork (ver. 2011; Solidworks, Waltham, MA, EUA) e foi baseado uma planta "*as-built*" que ilustrava o canal de fuga, a área de saída dos tubos de sucção e o nível do leito do rio próximo à casa de força (Figura 22). Em seguida a malha estruturada foi elaborada utilizando as geometrias dos domínios no *software* comercial Gridgen (ver. 15; Pointwise, Fort Worth, TX, EUA). Antes de executar a malha 3D a relação de aspecto, a obliquidade e os fatores de ortogonalidade foram analisados para toda malha.

A malha final foi obtida quando todas estes fatores alcançaram os valores recomendados pela literatura e manuais dos *softwares*: Gridgen (ver. 15; Pointwise, Fort Worth, TX, EUA; Pointwise, 2003) e Ansys Fluent (ver. 12; Ansys, Canonsburg, PA, EUA; Ansys, 2009). A malha do modelo apresentou 1.483.948 hexaedros, 1.533.297 pontos e 932.176 elementos. O volume mínimo das células era de 0,01 m³ e o máximo de 2,58 m³. O fator de distorção variou entre 1,72 e-08 e 0,76, enquanto o fator de ortogonalidade variou entre 37° a 90° (Figura 22a).

Simulou-se o modelo 3D do canal de fuga no *software* comercial Ansys Fluent 12. Este *software* emprega o método de volumes finitos e as equações de Reynolds-Averaged Navier-Stokes (RANS) para representar o movimento fluido (Equações 24 e 35):

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} = 0 \quad (24)$$

$$\frac{\partial(\rho \bar{u}_i)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho \bar{u}_i \bar{u}_j)}{\partial x_j} = \frac{-\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\mu \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} - \overline{\rho u'_i u'_j} \right) \quad (25)$$

onde \bar{u}_i e \bar{u}_j são os componentes da velocidade média (m/s), u'_i e u'_j são as flutuações dos componentes da velocidade (m/s), \bar{p} é a pressão média (Pa), ρ é a densidade do fluido (Kg/ m³), e μ é a viscosidade dinâmica do fluido (Kg/ms) (WHITE, 2002).

A maioria dos estudos relacionado a impactos na ictiofauna devido aos escoamentos afetados por barragens, implementaram a abordagem RANS na modelagem tridimensional (ANDERSSON et al., 2012; GOODWIN et al., 2014; LINDBERG et al., 2013; POLITANO; CARRICA; WEBER, 2009). A principal razão por trás disso é que a abordagem RANS tem um bom equilíbrio entre precisão e custo computacional (BLOCKEN; GUALTIERI, 2012).

Neste modelo, é adotado o modelo de turbulência K-epsilon padrão (k- ϵ). A energia cinética turbulenta (k em m²/s²) e a taxa de dissipação da turbulência (ϵ em m²/s³) foram resolvidos através de duas equações de transporte, descrevendo as propriedades do escoamento turbulento (Equações 26 e 27):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho k) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho k u_i) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_j} \right] + G_k - \rho \epsilon \quad (26)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho\varepsilon) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho\varepsilon u_i) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right] + C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} G_k - C_{2\varepsilon} \frac{\varepsilon^2}{k} \quad (27)$$

onde σ_k e σ_ε são constantes de Prandtl, enquanto G_k representa a geração de energia cinética turbulenta e é calculada pela equação (28):

$$G_k = -\rho \overline{u'_i u'_j} \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \quad (28)$$

Os parâmetros σ_k , σ_ε , $C_{1\varepsilon}$, and $C_{2\varepsilon}$ dependem do modelo de turbulência e do tipo de escoamento considerado. Neste estudo, foram adotados os seguintes valores: $\mu = 0.09$, $\sigma_k = 1.0$, $\sigma_\varepsilon = 1.3$, $C_{1\varepsilon} = 1.44$, and $C_{2\varepsilon} = 1.92$ (CHUNG; SUNG; KROGSTAD, 2002).

Todas as paredes do canal de fuga foram simuladas com uma condição de contorno *no slip*. Os tubos de sucção que saem das turbinas geradoras foram considerados superfícies de entrada (onde a água entra no domínio) e uma condição fixa de superfície livre de água foi aplicada no topo do domínio (*rigid-lid*) (Figura 22c). A abordagem de *rigid-lid* é uma simplificação do modelo que foi adotada, pois observou-se uma pequena variação no nível d'água no canal de fuga (2% da profundidade média da água na estação do ano específica considerando o período de estudo). Dessa forma a água preencheu totalmente o domínio de simulação em todos os cenários de

vazão simulado com a mesma malha.

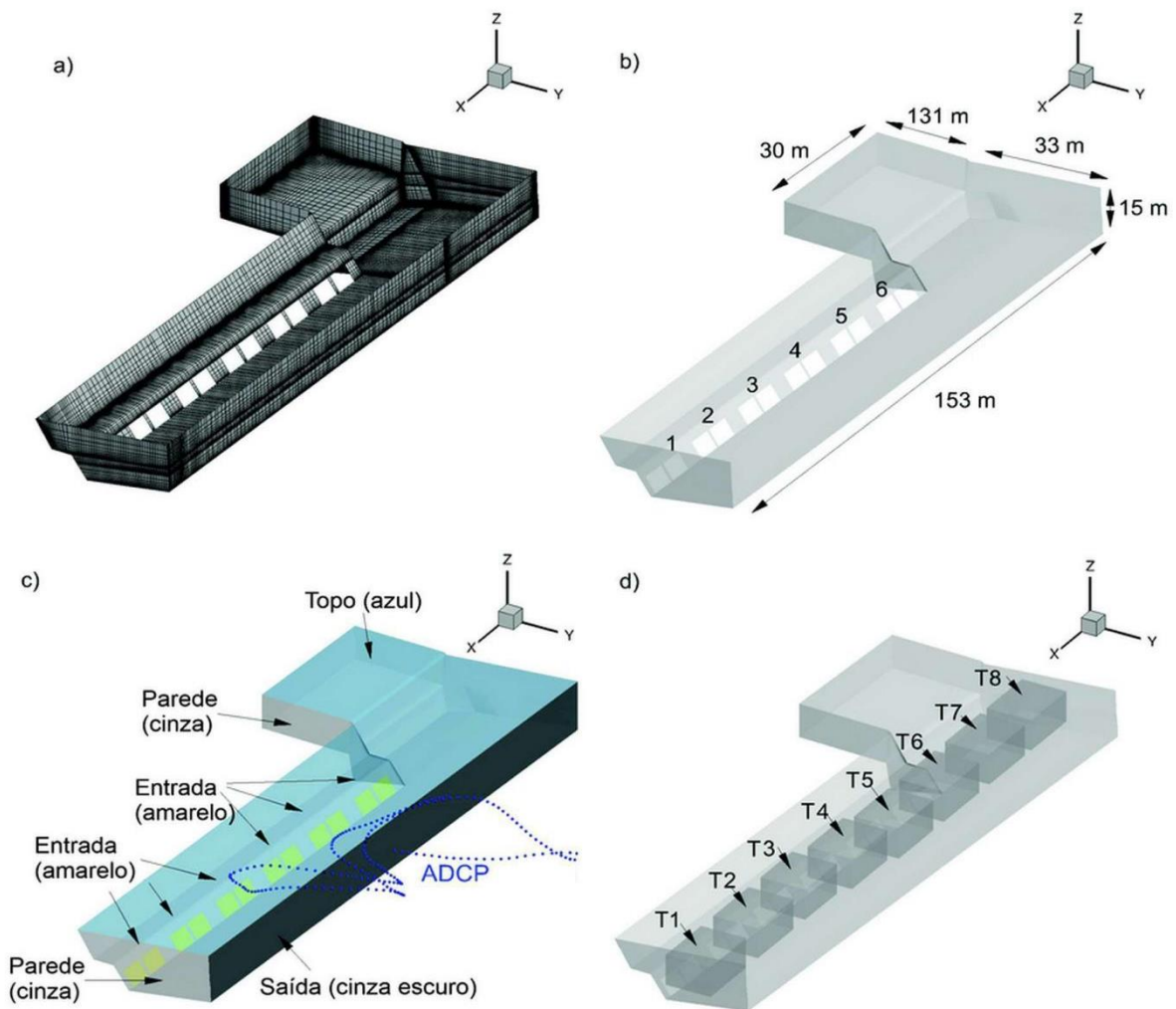


Figura 22 - a) A malha 3D do canal de fuga, b) dimensões e representação das turbinas ativas, c) condições de contorno e d) volumes de análise dos resultados do modelo

Inicialmente definiu-se que a velocidade e a pressão seriam nulas em todo o domínio, exceto nas condições de contorno. Além disso, a energia cinética turbulenta, a taxa de dissipação turbulenta e a gravidade foram ajustadas para $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}^2$, $10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}^3$, and $9.81 \text{ m}/\text{s}^2$, respectivamente, esses são valores aproximados para modelos de escoamento livre (FERZIGER; PERIĆ, 2002). O acoplamento da pressão e da velocidade foi realizado pelo algoritmo SIMPLE, *Semi-Implicit Method for Pressured-Linked Equations*, em inglês. Já a pressão nas faces foi calculada e interpolada com o método PRESTO, *Pressure Staggering Option*, em inglês.

A simulação foi executada com passo temporal variável entre de 0,001 s e 0,004 s. A convergência de todas as variáveis (continuidade, X, Y, e Z velocidade, k- ε com erro de 10^{-3}) ocorreu em cerca de quatro iterações não lineares dentro de cada etapa de tempo. A solução atingiu a condição de estabilidade quando a vazão de saída se igualou a de entrada. Soluções estáveis foram obtidas após 3 minutos de tempo de escoamento.

5.2.2.5 Modelo 2D do trecho a jusante do barramento

Os modelos bidimensionais são mais adequados para modelar o escoamento em longos trechos de rio devido ao seu baixo custo computacional (YI et al., 2017). Este fato foi importante para a escolha do software River 2D (ver. 0.95a; Universidade de Alberta, Edmonton, AB, Canadá), que produz modelos hidrodinâmicos 2D de elementos finitos considerando valores médios de profundidade, para simular o trecho de aproximadamente 3 km a jusante da UHE Três Marias. O River2D é um *software* que possui 4 módulos: R2D_Bed, que cria a batimetria do rio; R2D_Mesh, que cria a malha, o domínio e as condições de contorno para o cenário simulado; R2D_Ice, que cria o condição de congelamento; e o River2D, que soluciona o modelo numérico. Neste estudo foram utilizados os módulos: R2D_Bed, R2D_Mesh e River2D.

O componente hidrodinâmico do River 2D é baseado nas Equações de Saint-Venant para duas dimensões, expressas na forma conservativa (equações 29, 30 e 31) (STEFFLER; BLACKBURN, 2002)

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0 \quad (29)$$

$$\frac{\partial q_x}{\partial t} + \frac{\partial(\bar{u}_i q_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\bar{u}_j q_x)}{\partial y} + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial x} H^2 = gH(S_{0x} - S_{fx}) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{xx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{xy}) \right) \quad (30)$$

$$\frac{\partial q_y}{\partial t} + \frac{\partial(\bar{u}_i q_y)}{\partial x} + \frac{\partial(\bar{u}_j q_y)}{\partial y} + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial y} H^2 = gH(S_{0y} - S_{fy}) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{yx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{yy}) \right) \quad (31)$$

Onde H é a profundidade do escoamento, q_x e q_y são respectivamente as vazões relacionadas aos componentes da velocidade pelas equações (32e 33).

$$q_x = H\bar{u}_i \quad (32)$$

$$q_y = H\bar{u}_i \quad (33)$$

g é a aceleração da gravidade, S_{0x} e S_{0y} são a inclinação do leito nas direções x e y , S_{fx} e S_{fy} corresponde a perda por atrito com o fundo e as margens nas direções x e y , τ_{xx} e τ_{yy} são tensões normais, τ_{xy} e τ_{yx} são tensões cisalhantes.

O atrito no fundo depende da tensão de cisalhamento no leito (equação 32).

$$S_{fx} = \frac{\tau_{xy}}{\rho g H} = \frac{\sqrt{\bar{u}_i^2 + \bar{u}_j^2}}{g H C_s^2} \bar{u}_i \quad (34)$$

onde τ_{xy} é a tensão de cisalhamento do leito na direção x e C_s é o coeficiente adimensional de Chezy (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). As tensões de cisalhamento considerando profundidades médias foram modeladas utilizando a formulação de viscosidade de Boussinesq. Embora o River 2D seja um modelo transiente, é possível obter soluções permanentes por um procedimento de convergência acelerado em que o passo temporal é aumentado sistematicamente até que seja atingida a convergência (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). No modelo do trecho do rio a jusante da UHE Três Marias utilizou-se esse procedimento de convergência para obtenção do escoamento em regime permanente.

A malha triangular empregada na simulação possui 10.278 nós e 20.043 elementos. A distância mínima entre os nós era de aproximadamente 1 m e máxima de 20 m, a malha era menor junto as margens e na região das sessões transversais que foram empregadas na calibração (Figura 23a). A qualidade da malha é avaliada pelo índice de qualidade da malha (QI), que é o valor do triângulo de menor qualidade na malha, cujo valor é definido pela razão entre a área do triângulo e a área da circunferência circunscrita normalizada pela razão de um triângulo equilátero correspondente. O QI da malha adotada é 0,45, o valor de QI entre 0,1 e 0,5 é tipicamente aceitável na simulação do escoamento em canais naturais (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). Quando o QI não pode mais ser melhorado pelo processo de suavização a malha final foi definida. Para os diferentes cenários de vazão, condições de contorno adotadas da entrada no River 2D foram vazão constante (Tabela 7) e cota de elevação 516,5 m. A condição de contorno na saída correspondeu a cotas de que variaram entre 508,25 e

508,66 m. Os níveis de água foram obtidos nas estações de monitoramento 41020002 e 40990080 do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (ANA, 2020). A batimetria do rio e as áreas de análise dos dados são as mesmas para cada cenário simulado (Figura 23b).

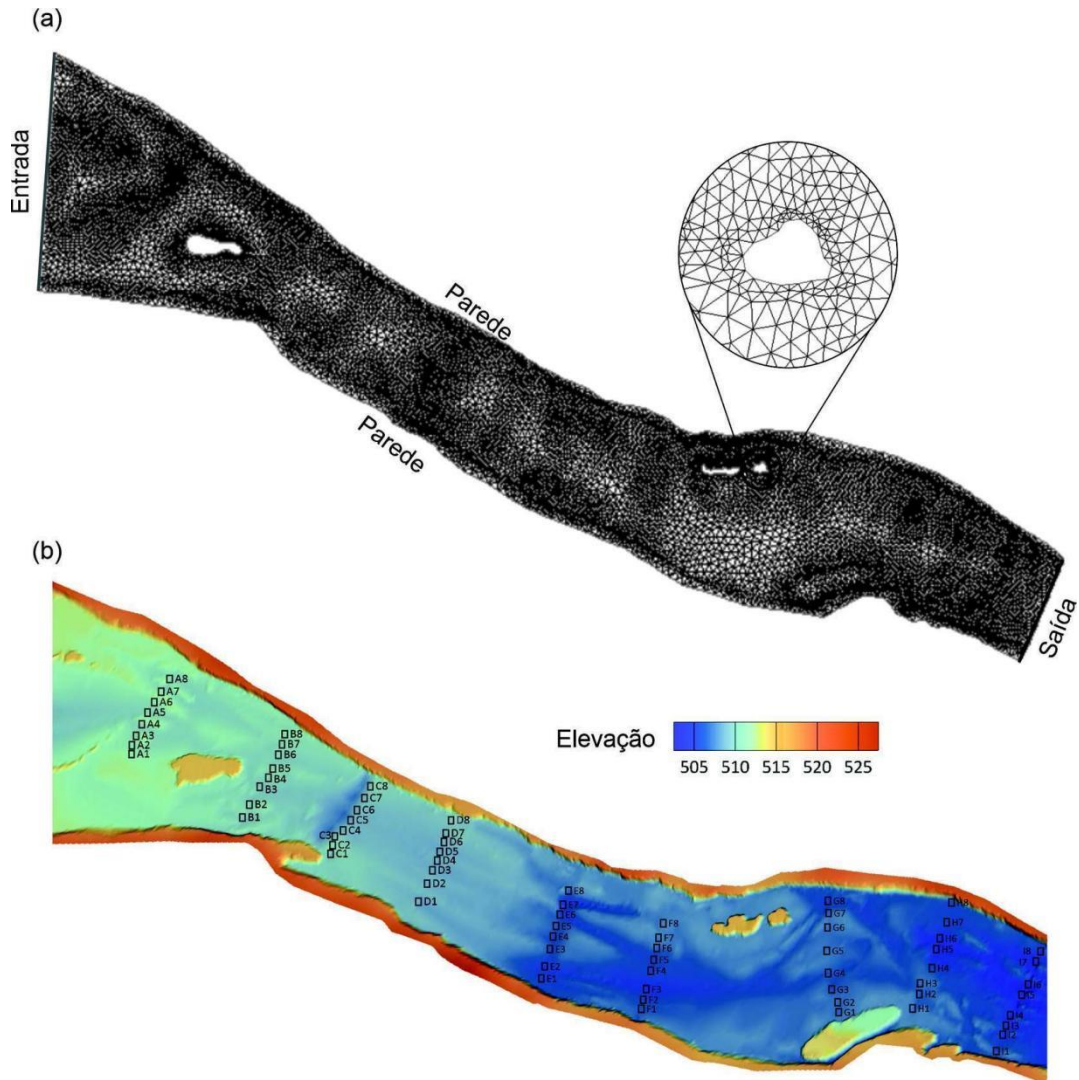


Figura 23 - a) Malha do rio e condições de contorno e b representação batimétrica do rio e localização das áreas de análise no modelo 2D do rio a jusante alcançam

5.2.2.6 Vazões adotadas

Os dados hidrológicos utilizados nos modelos correspondem ao período de 19 de novembro de 2011 a 22 de dezembro de 2011. Esse período foi selecionado, pois está contido na época de migração anual de migração dos peixes conhecida como "piracema", a qual ocorre na América do Sul anualmente entre novembro e março. Na época do estudo, a vazão de operação das turbinas variou entre 382,67 e 716,97 m³/s

(Figura 24a) e a turbina 4 estava em manutenção. Deste modo, quatro descargas foram escolhidas para cenários simulados (Tabela 7): 385 m³/s, que foi a menor vazão; 462 m³/s, que ocorreu em 75% do período; 695 m³/s, que ocorreu durante 5% do período e 715 m³/s, que foi a maior vazão. Os cenários escolhidos para validação e calibração foram 425 m³/s no modelo 3D do canal de fuga e 567 m³/s para o modelo 2D do trecho do rio a jusante, estas vazões ocorreram entre 24 e 26 de outubro de 2011 quando os dados de ADCP foram coletados. O nível d'água variou em torno de 2% durante este tempo de período (Figura 24b).

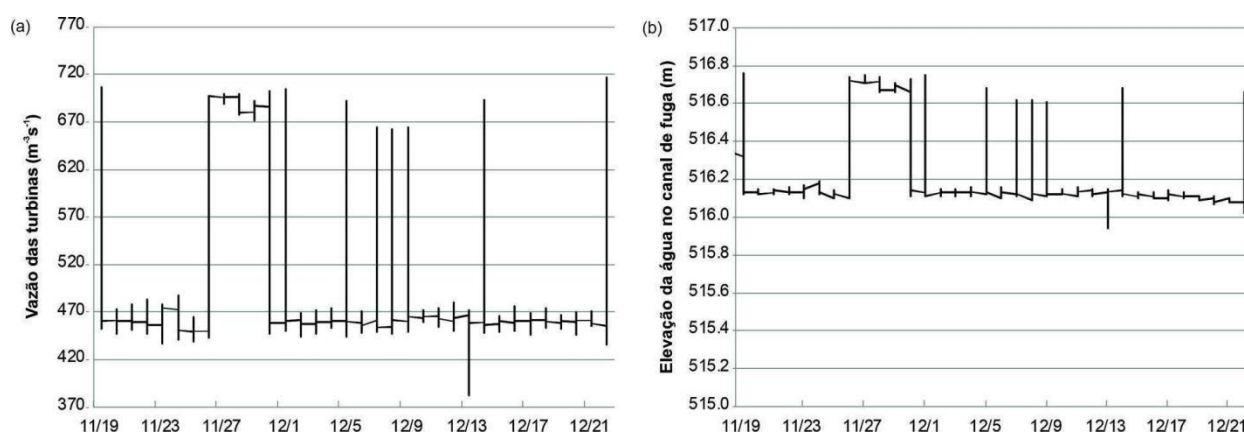


Figura 24 - a) Vazão das turbinas e b) elevação do nível d'água no canal de fuga entre 19 de novembro de 2011 e 22 de dezembro de 2011 (período da migração de peixes)

Tabela 7 - Vazões dos cenários, motivações das simulações e quantidade de turbinas conforme os modelos

Vazão	Modelos	Motivação	Turbinas ativas
385 m ³ /s	Modelo 2D do trecho do rio	Associação do campo de velocidade e capacidade natatória	1,2,3
462 m ³ /s	Modelo 3D do canal de fuga	Validação e calibração do modelo	1,2,3
	Modelo 2D do trecho do rio	Comparação do campo de velocidade entre os modelos	1,2,3,5,6
567 m ³ /s	Modelo 3D do canal de fuga	Associação do campo de velocidade e capacidade natatória	1,2,3,5,6
	Modelo 2D do trecho do rio	Validação e calibração do modelo	1,2,3,5,6
695 m ³ /s	Modelo 2D do trecho do rio	Associação do campo de velocidade e capacidade natatória	1,2,3,5,6
715 m ³ /s	Modelo 2D do trecho do rio	Associação do campo de velocidade e capacidade natatória	1,2,3,5,6

5.2.2.7 Calibração e validação dos modelos

A validação e calibração do modelo 2D (ajuste do coeficiente de Manning) do trecho a jusante foi realizada com a vazão de 567 m³/s e as seções transversais do ADCP coletadas com essa mesma descarga. Foram feitos gráficos de regressão e, além disso, o erro percentual absoluto médio (MAPE) foi calculado para o modelo 2D (equação 35):

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |s_i - m_i|}{n} \quad (35)$$

onde s_i é o valor simulado, m_i é o valor mensurado com ADCP, e n é o número de observações.

Um total de 1.188 pontos foi usado para calibração e validação do modelo 2D, as velocidades dos pontos simulados foram comparadas com as velocidades médias na profundidade do ADCP para cada seção transversal. Durante a calibração, ajustou-se a batimetria do rio (interpolação da elevação em pontos sem dados batimétricos) entre as Seções transversais. A fim de proporcionar resultados de MAPE melhores e no coeficiente de regressão o coeficiente de Manning também foi ajustado variando entre 0,023 e 0,065.

A validação e calibração do modelo 3D do canal de fuga utilizou um perfil longitudinal de ADCP (Figura 22), que cobriu 138 pontos no cenário com vazão de 462 m³/s. A calibração foi baseada no ajuste da rugosidade, que é constante para todo o domínio no modelo 3D. Após cinco tentativas de ajuste de rugosidade, o valor adotado foi de 0,45 porque proporcionou resultados melhores em raiz quadrada do desvio quadrático médio (RMSD) e coeficiente de regressão.

5.2.2.8 Análise e pós-processamento

Os dados obtidos nas simulações foram interpretados e processados no software Tecplot 360 2015 (Tecplot, Bellevue, WA, EUA). A magnitude da velocidade e a deformação hidráulica foram calculadas em cada elemento da malha nos dois modelos. A deformação o hidráulica, que se baseia em variáveis que podem causar turbulência (NESTLER et al., 2008) foi calculada para o modelo 3D (equação 36) e

para o modelo 2D (equação 37).

$$S_1 = \sum \left| \frac{\partial u}{\partial x_j} \right| = \frac{\partial u_1}{\partial x} + \frac{\partial u_1}{\partial y} + \frac{\partial u_1}{\partial z} + \frac{\partial u_2}{\partial x} + \frac{\partial u_2}{\partial y} + \frac{\partial u_2}{\partial z} + \frac{\partial u_3}{\partial x} + \frac{\partial u_3}{\partial y} + \frac{\partial u_3}{\partial z} \quad (36)$$

$$S_1 = \sum \left| \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \right| = \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial y} \quad (37)$$

Estas duas variáveis hidráulicas foram interpretadas nos oito volumes de análise (17,36 x 17,36 x 12,61 m) criados no modelo 3D do canal de fuga (Figura 22d) e nas oito áreas de análise (16 x 12 m) criadas em cada uma das nove seções transversais do modelo 2D do trecho a jusante da barragem (Figura 23b). Os volumes foram alinhados ao ponto do eixo do tubo de sucção (os seis primeiros) e igualmente espaçados no canal de fuga para analisar os efeitos hidrodinâmicos do escoamento proveniente das turbinas. As áreas no trecho do rio foram igualmente espaçadas ao longo das seções transversais mensuradas com ADCP.

Comparou-se os nados sustentável, prolongado e de explosão das espécies em estudo com a magnitude da velocidade calculada no modelo 2D do trecho do rio a jusante, e mapas de utilização do rio baseados na capacidade natatória dos peixes foram criados. Além disso, boxplots foram plotados no software R 2019 (v. 3.5.3, *foundation for statistical computing*, Viena, Áustria) para comparar as velocidades e as deformações hidráulicas no canal de fuga e no trecho do rio, utilizando dados dos volumes e áreas de análise. Adicionalmente, conduziu-se análises estatísticas para avaliar a diferença entre os resultados dos modelos.

Um total de 512 pontos foram analisados em cada seção do trecho do rio (A-I, Figura 23b) e 8.000 pontos no canal de fuga (T1-T8, Figura 22d), totalizando 10 grupos com 12.608 pontos. Em primeiro lugar realizou-se o teste de Kruskal-Wallis por posto em todos os grupos para cada variável, obteve-se um p-valor inferior a 0,05 como resultado. Em seguida, realizou-se a comparações em pares por meio do teste da soma dos postos de Wilcoxon para determinar quais grupos possuíam as variáveis mais semelhantes entre si, em todos os testes o nível de significância foi 0.05.

5.2.3 Resultados

5.2.3.1 Calibração e validação dos modelos

A validação revelou que o modelo 3D apresentou concordância parcial com os dados experimentais (Figura 25). A RMSD calculada em relação ao perfil longitudinal é igual a 0,11 m/s valor similar aos relatados na literatura (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017). A velocidade máxima mensurada pelo ADCP (Figura 22) foi 1,82 m/s, enquanto a velocidade máxima simulada no modelo 3D do canal fuga foi 1,40 m/s. A comparação visual dos vetores indicou similaridade entre o modelo e os dados experimentais.

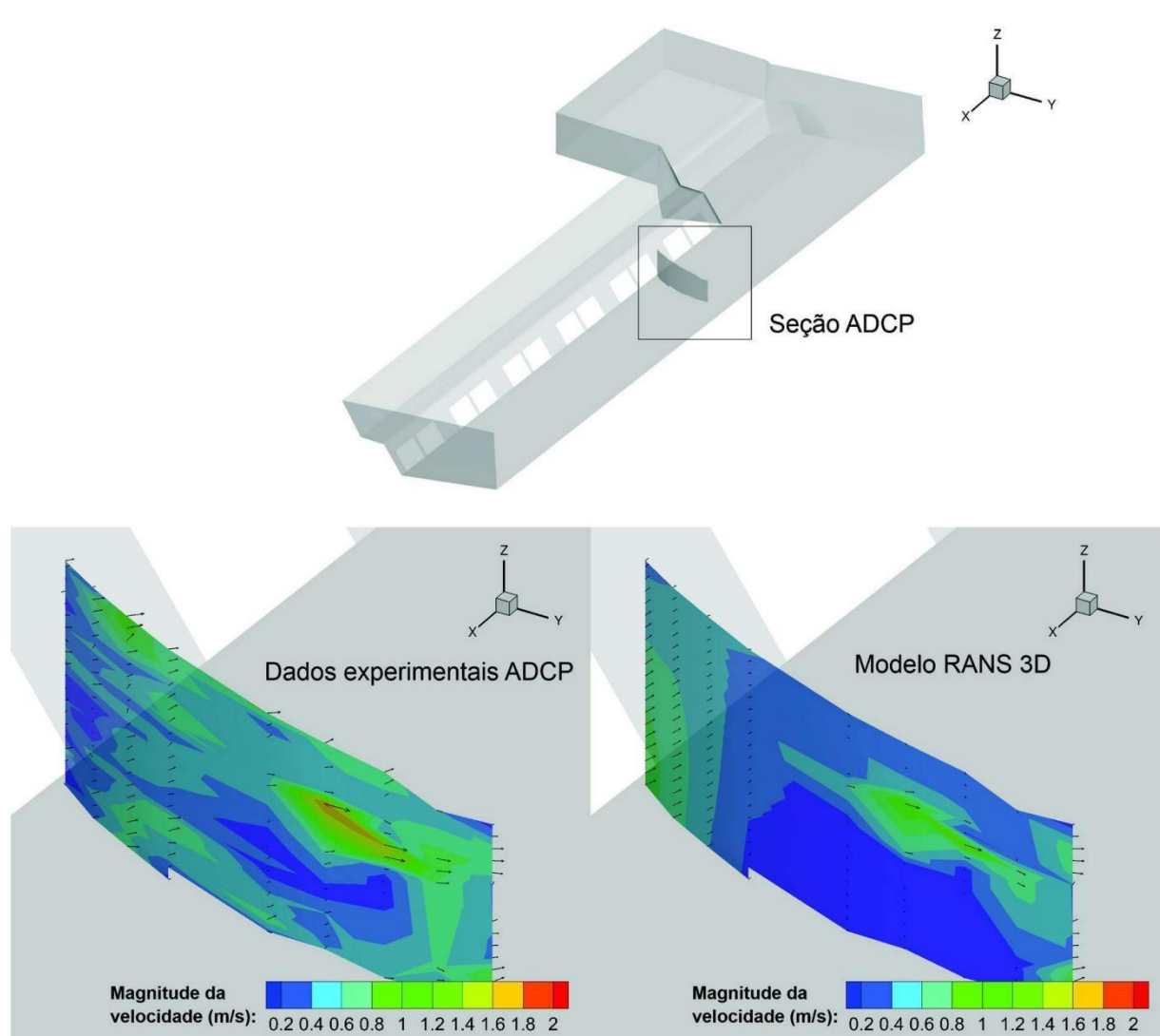


Figura 25 – Posição do perfil longitudinal no canal de fuga, vetores e campo de magnitude da velocidade nos dados experimentais, à esquerda, e no modelo 3D, à direita.

O modelo 2D do trecho do rio a jusante apresentou velocidades e profundidades

menores em relação aos dados experimentais. O MAPE da velocidade variou entre 24,99% (na seção transversal D) e 56,41% (na seção transversal E), variação média de 32,25% (Tabela 8). O MAPE para profundidade variou entre 4,29% (na seção transversal H) a 52,24% (em a seção transversal D). O coeficiente de regressão (R^2) variou de 50 a 71% para velocidade e de 85 a 99% para profundidade. O modelo foi considerado satisfatório em comparação a outros modelos com ajuste similar em trechos menores com vazões mais baixas: MAPE da profundidade igual a 22% e MAPE da velocidade 34% para um simulação com uma vazão inferior a 40 m³/s (JOWETT; DUNCAN, 2012); MAPE da profundidade 13,4% e MAPE da velocidade 21,2% para vazões abaixo de 6,41 m³/s (OLIVEIRA et al., 2016)

Tabela 8 - Comparação de resultados modelo 2D do trecho a jusante

Seção	MAPE		R^2	
			Velocidade	Profundidade
A	27.48%	7.37%	0.71	0.90
B	28.98%	7.89%	0.62	0.85
C	26.66%	6.13%	0.94	0.96
D	24.99%	52.24%	0.73	0.88
E	56.41%	5.74%	0.66	0.97
F	36.59%	5.28%	0.62	0.99
G	26.37%	11.54%	0.50	0.96
H	35.27%	4.29%	0.53	0.99
I	27.50%	4.57%	0.50	0.97

5.2.3.2 Velocidade e deformação hidráulica

A velocidade e a deformação hidráulica variaram ao longo das seções transversais e longitudinalmente na direção do rio em ambos os modelos (Figura 26, Figura 27 e Figura 28) para a mesma descarga. A variação transversal destas variáveis no canal de fuga está relacionada à operação das turbinas ou a ausência destas (Figura 29). Os escoamentos próximos das turbinas ativas (1, 2, 3, 5 e 6) apresentaram maiores velocidades e maiores deformações hidráulicas quando comparados ao escoamento próximo da turbina inativa (T4) e na região sem turbinas (T7 e T8). O teste da soma dos postos de Wilcoxon na vazão de 462 m³/s indicou que alguns volumes não apresentam diferenças significativas entre si, com $P > 0,05$, (Figura 29). O volume 1

apresentou escoamento com valores elevados: a velocidade mediana no volume T1 foi 0,476 m/s, que era 3,5 vezes maior do que a velocidade mediana em T4, 8,5 vezes a velocidade mediana em T7 e 7,9 vezes a velocidade mediana em T8. Já a mediana da deformação hidráulica no volume T1 era 0,225/s, que é 5,5 vezes maior do que em T4, 24,6 vezes em T7 e 39,6 vezes a tensão mediana em T8.

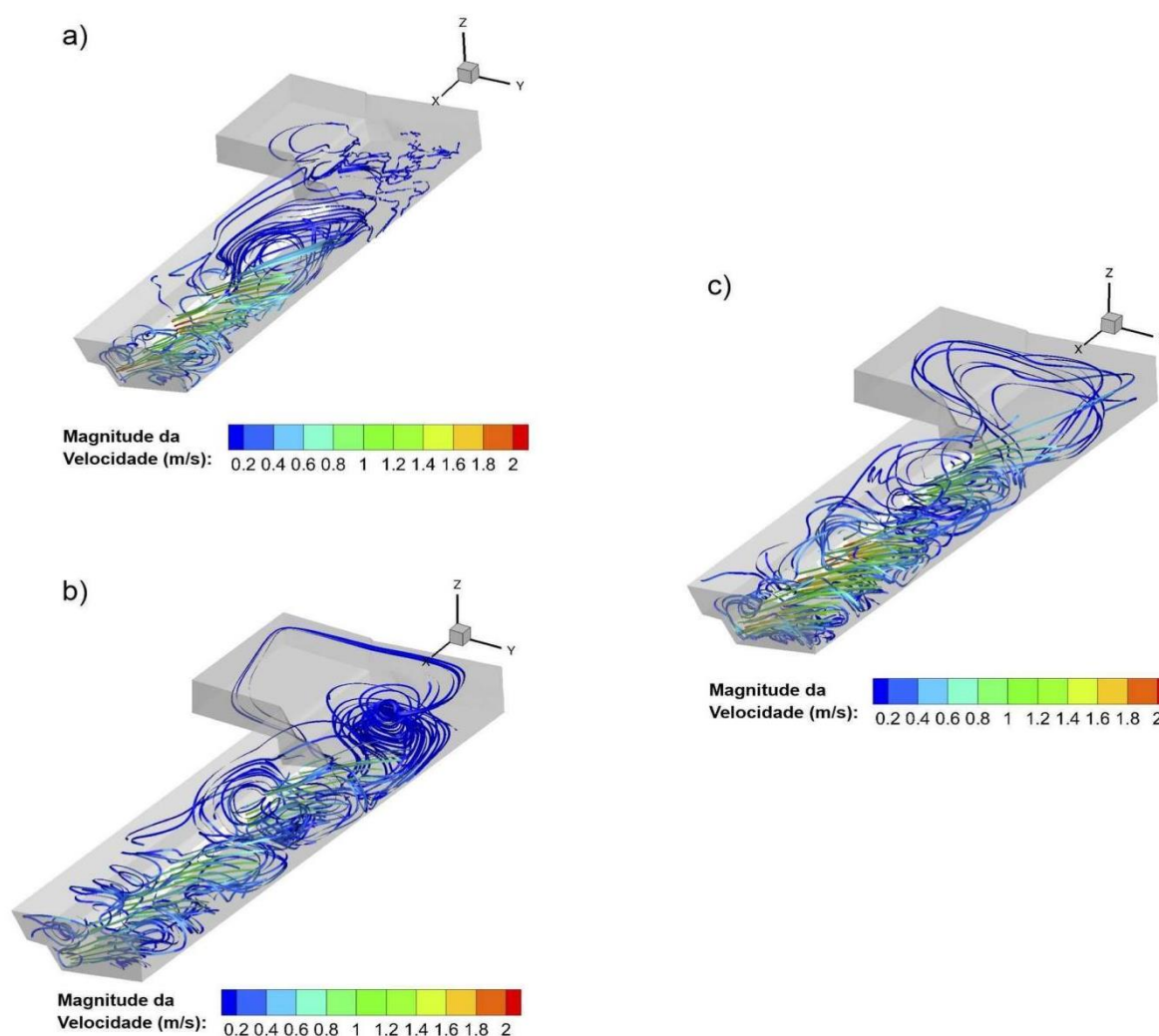


Figura 26 - Linhas de corrente com indicação da magnitude de velocidade para vazões de 425 m³/s (a), 462 m³/s (b) e 567 m³/s (c) no modelo 3D do canal de fuga

As linhas de corrente indicam a presença de grandes vórtices de baixa magnitude de velocidade perto das turbinas inativas e do local sem turbinas instaladas, em todos os cenários de vazão. Todavia a localização desses vórtices é modificada conforme a vazão simulada (Figura 26).

Ao longo dos 3 km do trecho do rio a jusante as condições hidrodinâmicas são bastante heterogêneas (Figura 28 e Figura 30), e o aumento da vazão ocasionou elevação da velocidade do escoamento nas seções analisadas. A velocidade é significativamente diferente em quase todas as seções (Wilcoxon $P < 0.05$) na vazão $462 \text{ m}^3/\text{s}$, exceto entre as seções E e F (Wilcoxon $P = 0.34$). A velocidade geralmente é menor próximo as margens e em locais com grande profundidade. Já as maiores velocidades foram observadas no primeiro terço do trecho do rio (Figura 28 e Figura 30). Embora a deformação hidráulica seja heterogênea no trecho do rio ela apresentou maior similaridade entre as seções (B e D/ Wilcoxon $P = 0.23$, B e I/ Wilcoxon $P = 0.23$, C e G Wilcoxon $P = 0.05$, C e I Wilcoxon $P = 0.77$, F e G / Wilcoxon $P = 0.91$, G e I / Wilcoxon $P = 0.05$).

As características hidráulicas do canal de fuga e do trecho do rio são bem distintas (Figuras 29, 30 e 31) para a mesma vazão ($462 \text{ m}^3/\text{s}$) A velocidade do escoamento no canal de fuga é mais homogênea que no trecho do rio. Observa-se uma redução da velocidade entre as seções I e AA, enquanto no canal de fuga as velocidades são significativamente diferentes do canal natural (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 5842,2$, $df = 9$, $P < 0,05$). A deformação hidráulica é maior nas regiões de corredeiras, próximo a obstáculos e paredes (Figura 28, os valores também são elevados próximos as turbinas, contribuindo para que o canal de fuga tenha deformação hidráulica significativamente maior que o rio (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 2125,7$, $df = 9$, $P < 0,05$). A deformação hidráulica mediana no trecho do rio é $0,026/\text{s}$, enquanto no canal de fuga é $0.100/\text{s}$.

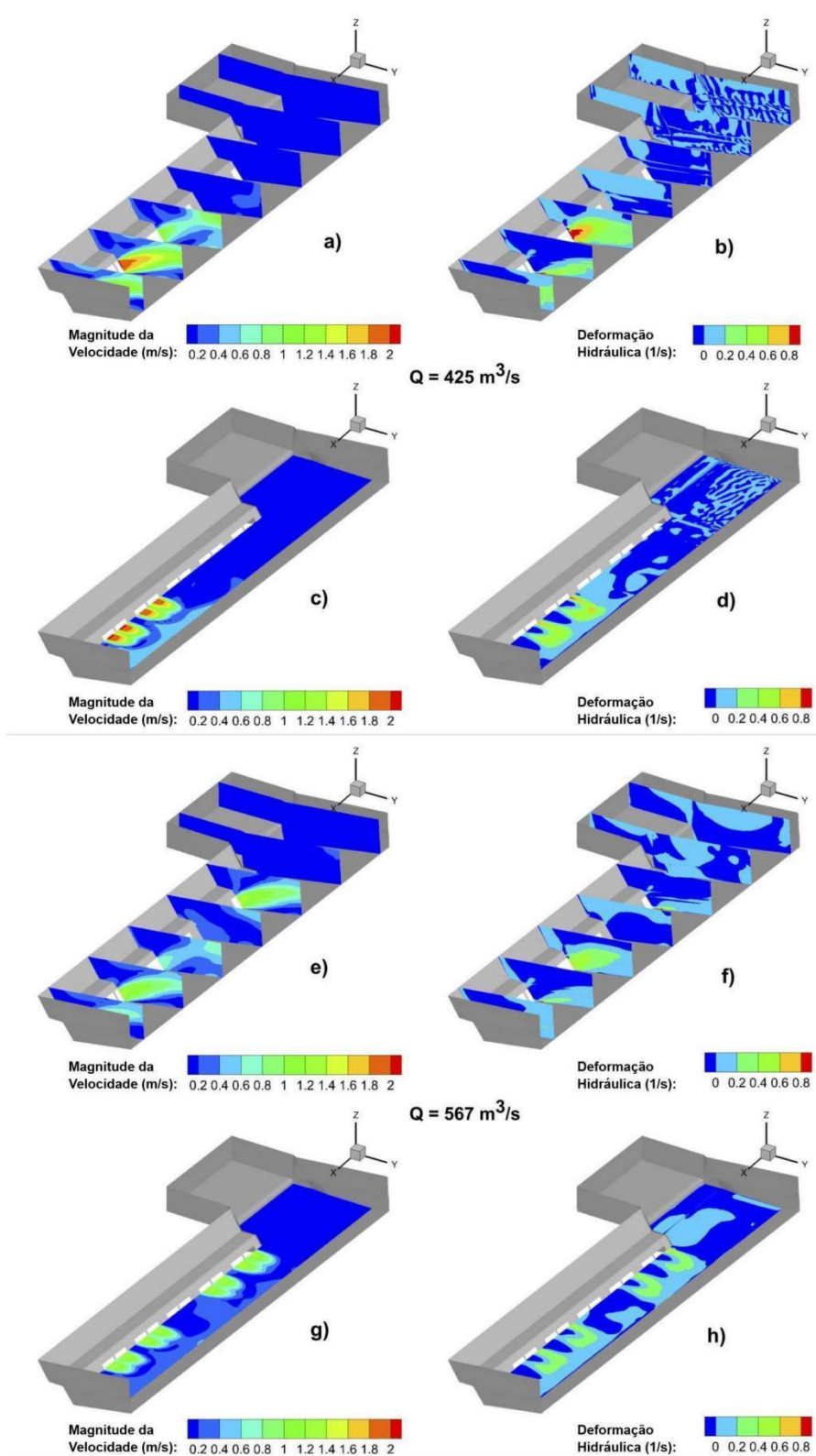


Figura 27 – Perfil de magnitude da velocidade para a vazão $425 \text{ m}^3/\text{s}$ (a, c) e para a vazão $567 \text{ m}^3/\text{s}$ (e, g); perfil de deformação hidráulica para a vazão $425 \text{ m}^3/\text{s}$ (b, d) e para a vazão de $567 \text{ m}^3/\text{s}$ (f, h) no modelo 3D

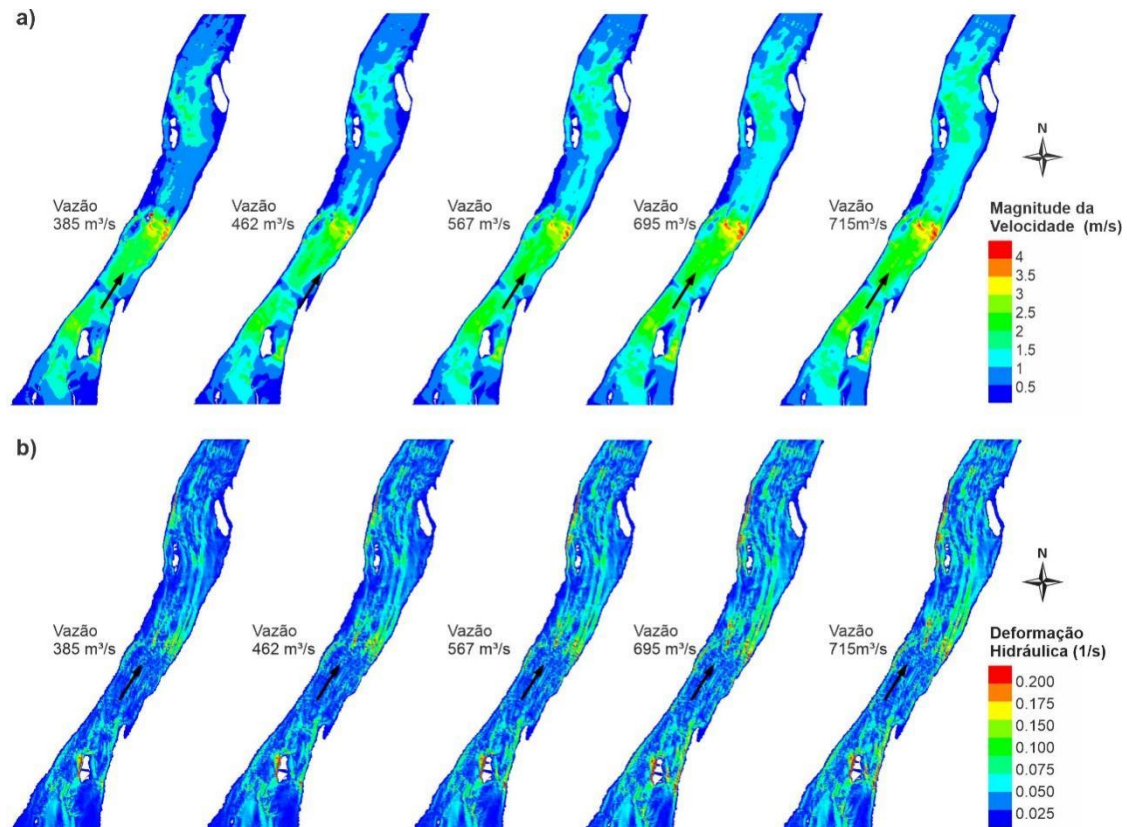


Figura 28 - Magnitude da velocidade (a) e deformação hidráulica (b) no modelo 2D do trecho do rio a jusante para diferentes vazões

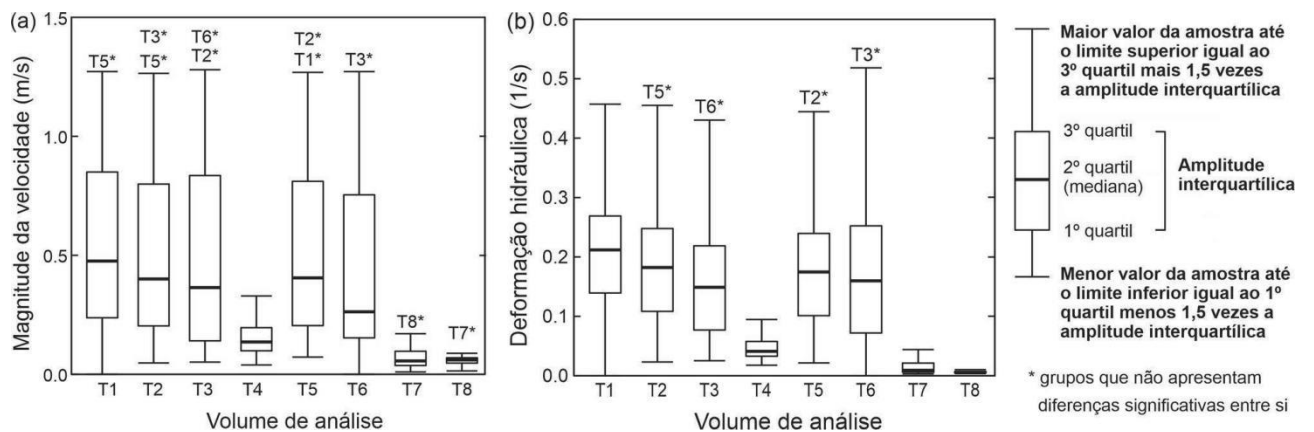


Figura 29 - Velocidade (a) e deformação hidráulica (b) nos volumes de análise do canal de fuga, vazão = 462 m³/s

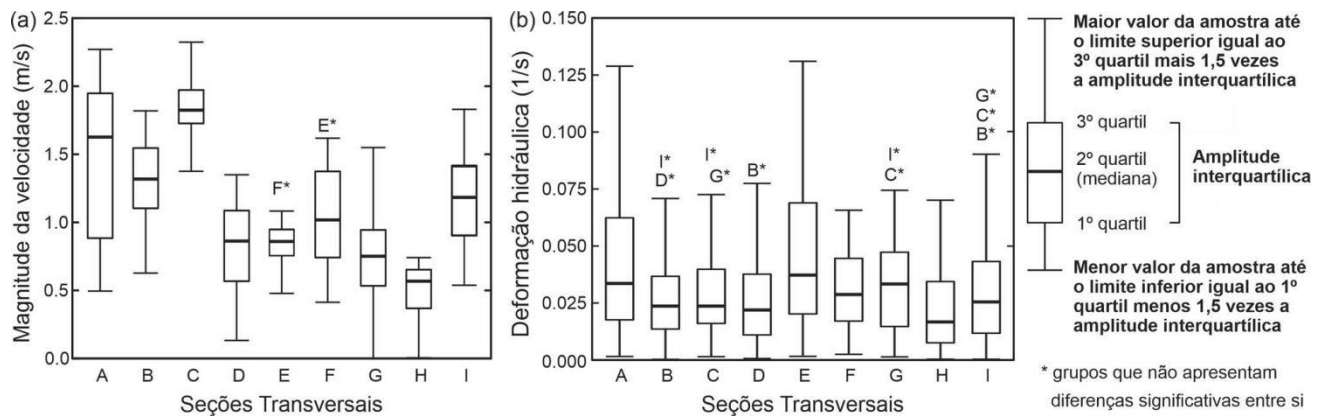


Figura 30 - Velocidade (a) e deformação hidráulica (b) nas seções transversais do trecho a jusante (A, B,C, D, E, F, G e H), vazão = 462 m³/s

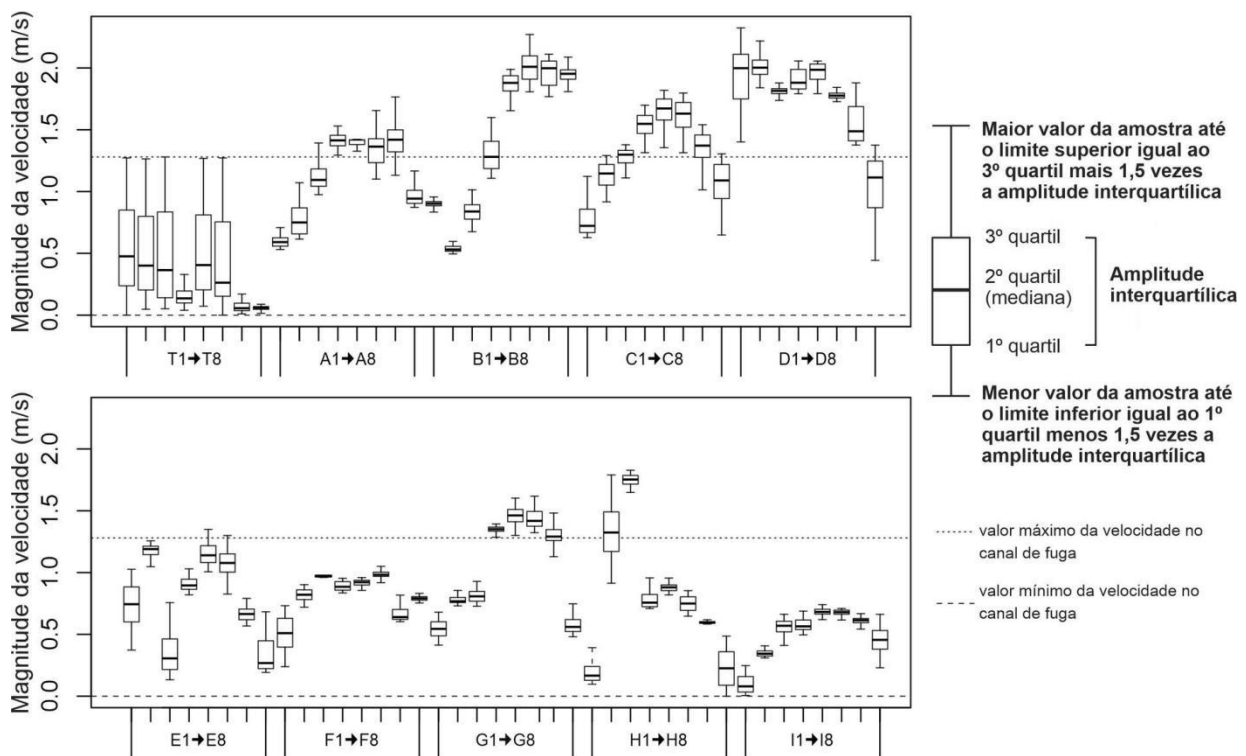


Figura 31 - Magnitude da velocidade nos volumes de análise (T1-T8, Figura 22d) e áreas de análise (trecho do rio A1-I8, Figura 10b) para uma vazão de 462 m³/s. As linhas tracejadas limitam os valores máximos e mínimos encontrados no canal de fuga, excluindo os *outliers*

5.2.3.3 Corredores de natação

Na maior parte do canal de fuga a velocidade do escoamento é compatível com os modos de nado sustentável e prolongado para as espécies em estudo (Figura 32). Já no trecho do rio a jusante do canal de fuga, os corredores de natação indicam um emprego maior do nado de explosão nas três espécies, sendo mais significativo para o *P. maculatus*. Todavia há corredores com nado sustentável nas duas margens em

todos os cenários simulados, os corredores são mais estreitos nos trechos onde ocorrem as maiores velocidades.

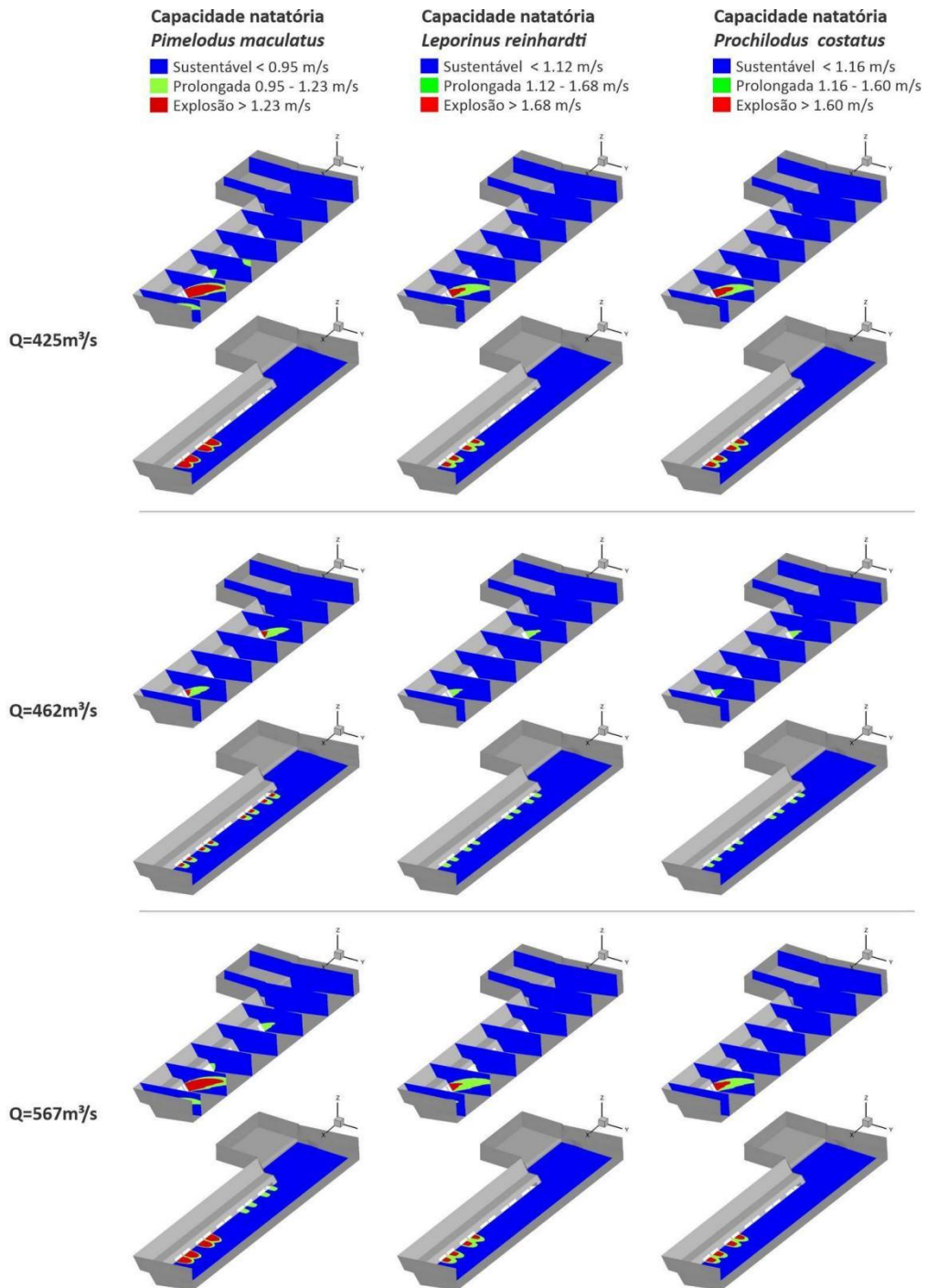


Figura 32 - Corredores de natação para as espécies *P. maculatus*, *P. costatus* e *L. reinhardtii* no canal de fuga em diferentes vazões

A área percentual dos modos de natação variou conforme a vazão (Figura 34) e observou-se um ajuste linear com $r^2 > 0.98$ na maioria das situações, exceto para o nado prolongado do *P. maculatus*, $R^2 = 0,66$, (Tabela 9). Conforme as regressões

lineares um aumento de 100 m³/s afeta os modos de natação do *P. maculatus*, do *P. costatus* e do *L. reinhardtii*, respectivamente: (1) provocando redução de 7,8%, 7,3%, e 7,1% na área de nado sustentável; (2) aumentando em 6,7%, 4,0%, e 3,7% na área de nado prolongado; (3) aumentando em 3,8%, 3,2%, e 1,6% na área de nado de explosão (Figura 34).

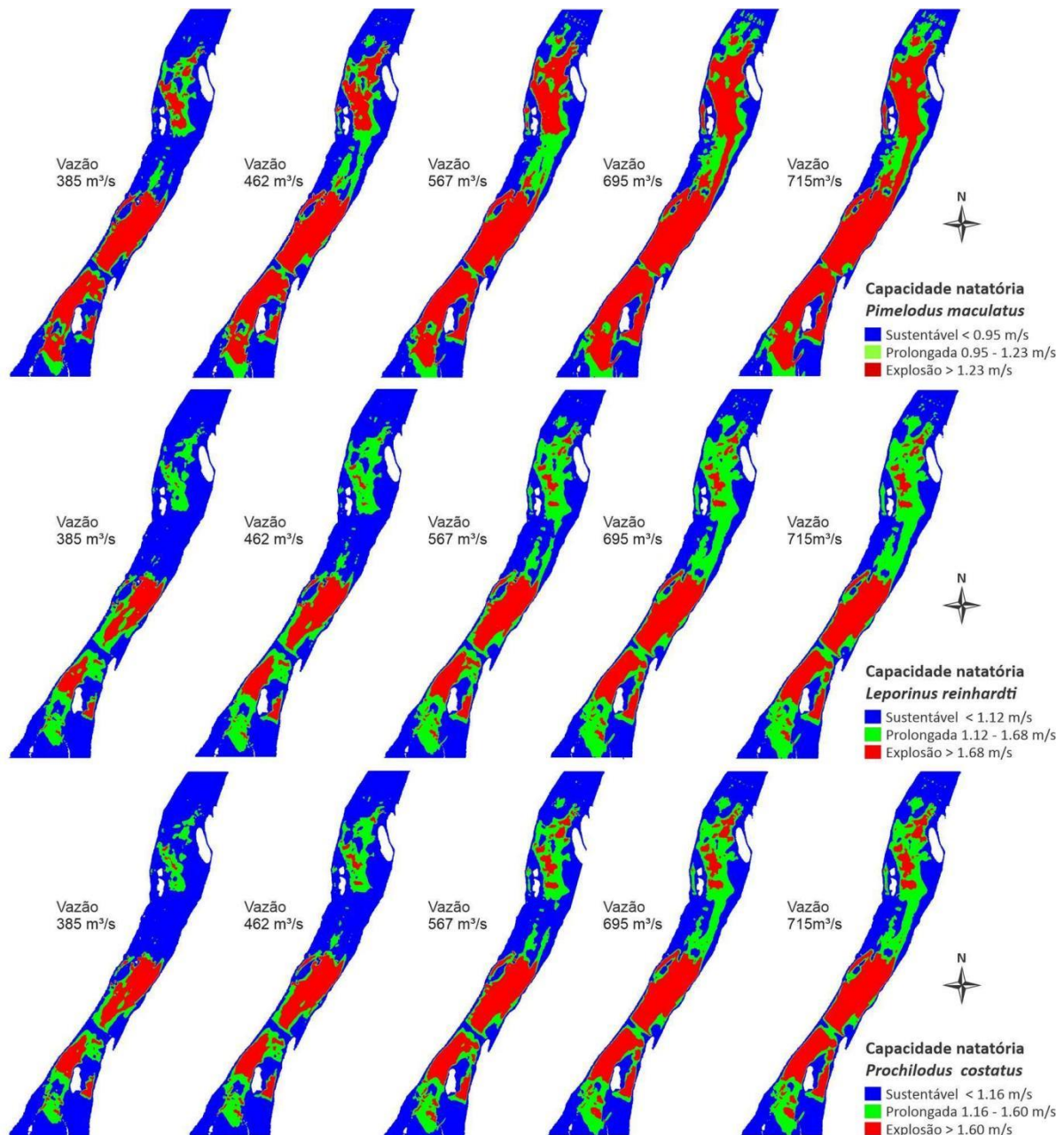


Figura 33 - Corredores de natação para as espécies *P. maculatus*, *P. costatus* e *L. reinhardtii* no trecho do rio em diferentes vazões

Considerando as diferentes vazões, o *P. costatus* possui maior área de nado sustentável, enquanto *P. maculatus* possui a menor, já o *L. reinhardtii*, possuía maior

área de nado prolongado e a menor de nado de explosão.

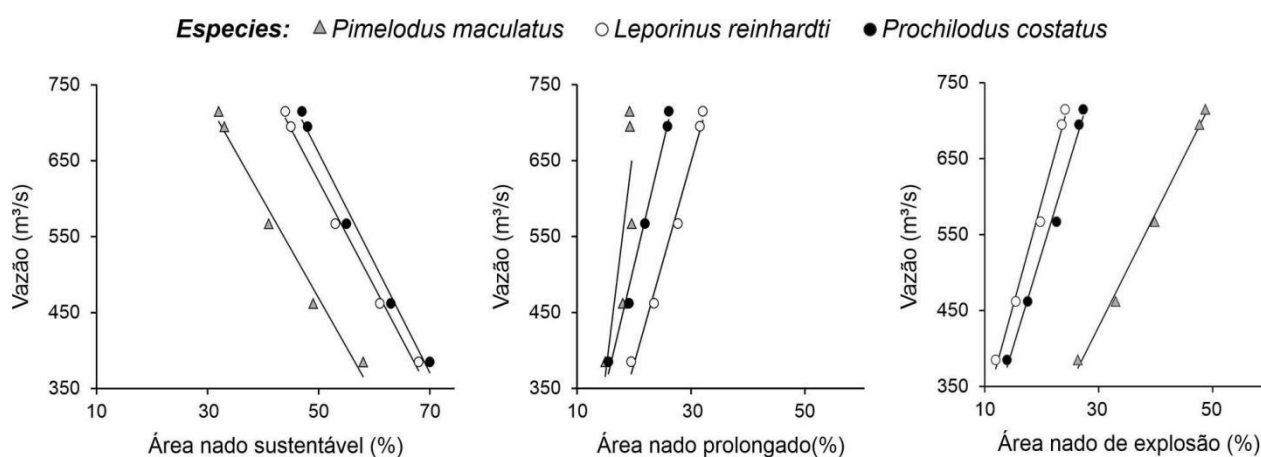


Figura 34 - Relação entre vazão e área do modo de natação para *P. maculatus*, *P. costatus*, e *L. reinhardtii* no trecho do rio

Tabela 9 - Equações de regressão linear entre vazão e área de natação para as 3 espécies no trecho do rio

Modo de natação / espécie	Equação linear	R ²
Sustentável / <i>P. Maculatus</i>	$y = -12.927x + 1115.5$	0.9839
Sustentável / <i>P. costatus</i>	$y = -14.472x + 1383.9$	0.9891
Sustentável / <i>L. reinhardtii</i>	$y = -13.854x + 1315.7$	0.994
Prolongado / <i>P. Maculatus</i>	$y = 61.121x - 548.13$	0.6645
Prolongado / <i>P. costatus</i>	$y = 31.542x - 119.79$	0.9899
Prolongado / <i>L. reinhardtii</i>	$y = 26.522x - 147.9$	0.9879
Explosão / <i>P. Maculatus</i>	$y = 27.252x + 48$	0.9912
Explosão / <i>P. costatus</i>	$y = 24.75x + 30.596$	0.9908
Explosão / <i>L. reinhardtii</i>	$y = 14.942x - 19.793$	0.9956

5.2.4 Discussão

O escoamento da UHE atrai peixes migratórios adultos (SCRUTON et al., 2007; SUZUKI et al., 2017a) e as condições hidráulicas a jusante do barramento são consideradas como o fator-chave para a atração e a permanência dos peixes em locais inseguros (SCRUTON et al., 2007, 2008; SMITH; JOHNSTONE; SMITH, 1997), juntamente com outros fatores físicos, acústicos e visuais (WILLIAMS et al., 2012). Todavia, detendo-se a aspectos hidráulicos observou-se que a variação da velocidade

e a turbulência são variáveis importantes em termos de atração de salmonídeos e de enguias (GOODWIN et al., 2014; KATOPODIS; WILLIAMS, 2012; PIPER; WRIGHT; KEMP, 2012). A influência destas variáveis hidráulicas sobre o comportamento de peixes neotropicais no canal de fuga de UHEs raramente é descrito na literatura, o que torna importante conhecer o escoamento nessa região e associá-lo ao comportamento de peixes. Em uma descrição geral do escoamento modelado constatou-se que a maior parte do escoamento do canal de fuga da UHE de Três Marias é mais lento, homogêneo e possui deformação hidráulica maior em comparação com ao do trecho do rio a jusante do barramento. A operação da turbina 1 com a mesma vazão que as outras unidades cria um escoamento com aspectos únicos em termos de velocidade e deformação hidráulica. Além disso, observou-se que em todas os cenários de vazão adotados foram mantidos corredores de natação sustentáveis e prolongados para as três espécies neotropicais consideradas neste estudo.

A presença de grandes concentrações de peixes na UHE de Três Marias anteriormente foi associada a fatores abióticos como descarga e precipitação (ANDRADE et al., 2012; LOURES; POMPEU, 2012; SUZUKI et al., 2017a). Na realidade, estes fatores produzem diferentes condições hidrodinâmicas (LOPES et al., 2004), as quais são percebidas pelos peixes que se movimentam apresentando reotaxia (COLLIN; MARSHALL; KALMIJN, 2000). Os corredores de natação criados pela operação das turbinas no trecho do rio e as diferentes condições de velocidade e deformação hidráulica, que foram geradas por turbinas que operam na mesma descarga, são importantes estímulos para o movimento do *P. maculatus*, *P. costatus*, e *L. reinhardti*.

O *P. maculatus* e *P. argenteus* Spix & Agassiz, 1829, este último pertencente ao mesmo gênero do *Prochilodus costatus*, visitam o canal de fuga frequentemente, indicando um movimento constante entre o canal de fuga e o trecho do rio a jusante da UHE (SUZUKI et al., 2017a). Este movimento é possível devido à conectividade hidrodinâmica dessas áreas apontada. Embora a magnitude da velocidade seja maior na parte a montante do trecho do rio, não ocorre um bloqueio completo para as três espécies, que podem utilizar os corredores de natação em todos os cenários de vazão simulados, especialmente próximo à margem esquerda, em modos de natação

sustentável ou prolongado. Quando os cardumes chegam ao canal de fuga de Três Marias, as velocidades mais lentas que ocorrem na maior parte da área do canal de fuga em comparação com os valores de velocidade de no trecho do rio não parece representar um desafio significativo para as espécies em termos de sua capacidade de natação.

A grande presença de cardumes de *P. maculatus* no canal de fuga é normalmente relatado por estudos científicos sobre as espécies de peixes neotropicais. Mais de 95% dos peixes recuperados durante a drenagem da turbina na UHE de Três Marias são da espécie *P. maculatus* (SANTOS et al., 2012). O aumento da vazão nas turbinas reduz a área de nado sustentável e prolongado, afetando principalmente o *P. maculatus*. Isso torna o trecho do rio menos atrativo quando a vazão está maior, induzindo a permanência do *P. maculatus* no canal de fuga. O que justifica observações anteriores da maior permanência do *P. maculatus* no canal de fuga quando o rio apresentava grandes vazões (SUZUKI et al., 2017a). Além das dificuldades impostas a natação do *P. maculatus* no trecho do rio a jusante devido às altas vazões, as características hidrodinâmicas parecem atrair o *P. maculatus* em virtude da variação de velocidade, assim como o ruído e a presença de bolhas na região (WILLIAMS et al., 2012).

Os campos de deformação hidráulica e velocidade fornecem informações suficientes aos peixes, que podem diferenciar formas que ocasionam efeito de parede no escoamento ou que o obstruem gerando turbulência, mesmo em campos de escoamento complexos (GOODWIN et al., 2014). Assim, os peixes criam uma "imagem" hidrodinâmica de seu entorno (NESTLER et al., 2012). Vários estudos apoiam a existência de um conjunto de regras, a Hipótese de *Strain-Velocity-Pressure* (SVP) que direcionam o nado de salmões juvenis durante a migração a jusante (GOODWIN et al., 2006; NESTLER et al., 2008; WEBER et al., 2006): (1) Os peixes seguem o fluxo; (2) se os peixes detectarem um deformação hidráulica elevada, eles nadam na direção de diminuição da velocidade. Embora esta hipótese tenha sido validada para salmonídeos, outras espécies provavelmente utilizem os mesmos sinais para o deslocamento, tendo em vista que o sistema mecanossensorial é comum a diversas espécies (NESTLER et al., 2008). A diferença entre a deformação hidráulica no trecho do rio e no canal de fuga pode explicar a atração das espécies estudadas

relatada anteriormente por Andrade et al. (2012) e Suzuki et al. (2017). Porquanto a mediana da deformação no canal de fuga é quase três vezes maior do que no trecho do rio a jusante em um mesmo cenário de vazão, além disso valores elevados dessa variável foram observados perto das turbinas.

No canal de fuga de Três Marias, embora as turbinas sejam operadas com a mesma vazão, os escoamentos proveniente das unidades operacionais apresentaram diferentes padrões de magnitude de velocidade e deformação hidráulica nos volumes de análise, provavelmente devido aos geometria do canal de fuga (a forma do leito do canal e a parede na lateral direita). Um estudo de CFD anterior no canal de fuga da Usina de Três Marias, com uma vazão de 325,6 m³/s, indicou que as linhas de corrente da turbina 1 e da turbina 2 são mais rápidas do que as provenientes da turbina 3, enquanto um escoamento secundário oriundo da turbina 1 era direcionado a margem esquerda paralelamente a barragem (SANTOS et al., 2018). Assim, as variações nos padrões de escoamento da turbina 1 podem ser facilmente detectados por peixes localizados perto da margem esquerda (volumes de análise 7 e 8). A abundância de peixes nesta área estimada em captura com rede, foi positivamente correlacionada com a vazão turbinada total (LOURES; POMPEU, 2015) e pode ter uma correlação ainda mais forte com a vazão da turbina 1.

As barragens modificam o regime de escoamento natural formando piscinas de baixa velocidade que reduzem os sinais necessários a migração e criam regiões com grande aceleração, como a das turbinas que perturba os padrões de escoamento natural (WILLIAMS, 2008). No canal de fuga de Três Marias, a velocidade média foi menor em comparação ao trecho do rio, enquanto as velocidades e a deformação hidráulica nas áreas próximas às turbinas foram semelhantes às das áreas de corredeiras do trecho do rio. Ao longo do trecho do rio, foram observadas flutuações na velocidade média das seções transversais, embora, em geral, a magnitude tenha diminuído com a distância da barragem. Isto pode indicar a criação de escoamentos rápidos logo após a saída da barragem, devido à sua influência.

Medidas preventivas para evitar a mortandade de peixes podem ser adotadas com base na alteração do campo de velocidade e nas áreas de natação dos peixes ao longo do rio a jusante, através da operação das vazão das turbinas. A elevação da

vazão dificulta o nado das três espécies estudadas e esta ação pode ser aplicada para diminuir a chegada de peixes no canal de fuga. Entretanto, ela não impediria a entrada desses peixes, já que alguns corredores de natação do modo sustentado são mantidos na margem esquerda. Esses problemas no canal de fuga foram mitigados pelo uso de telas durante os procedimentos de parada e reinício das turbinas, juntamente com o monitoramento regular dos peixes imediatamente abaixo da represa (SUZUKI et al., 2017a).

Finalmente, os modelos hidrodinâmicos 2D e 3D têm sido utilizados para avaliar habitats de peixes (PARSAPOUR-MOGHADDAM et al., 2019) e são ferramentas com potencial para avaliar impactos de barragens na migração de peixes (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017), apesar das incertezas inerentes a modelagem (BOAVIDA et al., 2013; GARD, 2009). Na modelagem 2D os modelos podem ser criados e executados mais rapidamente do que os modelos 3D, embora estes últimos tenham a capacidade de modelar o escoamento vertical (KASVI et al., 2015) e turbulência (ALVAREZ; SCHMEECKLE; GRAMS, 2017), que foi descrita como um importante variável hidráulica ligada à capacidade natatória de peixes (LACEY et al., 2012). As incertezas mostradas no processo de validação são consistentes com valores relatados para estudos similares na literatura (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; JOWETT; DUNCAN, 2012; OLIVEIRA et al., 2016). A subestimação da velocidade do escoamento no modelo 3D poderia ser melhorada em estudos futuros que adotem um trecho simulado mais longo, bem como a aplicação de testes de convergência da malha. No entanto, algumas discrepâncias podem estar relacionadas às suposições matemáticas dos modelos hidrodinâmicos. Os modelos RANS Isotrópicos falham em calcular algumas características de escoamentos secundários em trechos com meandros, devido a anisotropia inerente ao escoamento, e poderia criar células de escoamento que giram em sentido contrário ao escoamento (KANG; SOTIROPOULOS, 2012). A simulação de *Detached-eddy simulation* (DES) também pode melhorar os resultados, pois aplica *large-eddy simulation* (LES) nas células, que leva em conta os vórtices do escoamento a partir de escalas pré-determinadas (SOTIROPOULOS, 2019). No modelo do canal de fuga de Três Marias o escoamento secundário estava presente em áreas próximas a turbinas paradas e na região lateral sem turbinas instaladas. Futuras análises das alterações hidrodinâmicas devido à

operação da UHE devem considerar os aspectos de turbulência, bem como outros aspectos hidráulicos da vazão do trecho a jusante, a fim de melhor informar as ações preventivas contra entrada de peixes em áreas inseguras do canal de fuga.

5.2.5 Conclusão

Os modelos numéricos foram úteis na identificação de alterações hidrodinâmicas no canal de fuga e no trecho do rio a jusante da UHE devido a operação da usina. Estas alterações são frequentemente relacionadas com a atração dos peixes que migram a montante para locais inseguros perto da saída das turbinas. O canal de fuga da UHE de Três Marias exibiu campos de escoamento caracterizado por velocidades lentas para os indivíduos maduros das espécies em estudo, por homogeneidade do campo de velocidade e por elevada deformação hidráulica quando comparado ao escoamento do trecho do rio a jusante. Apesar das semelhanças no escoamento ao longo do canal de fuga, a geometria do canal de fuga e a operação das turbinas pode criar diferentes campos de escoamento que podem ser mais atrativas em áreas específicas para permanência de peixes considerando a deformação hidráulica. Enfim, a conexão entre o canal de fuga e o trecho a jusante é mantida independentemente da vazão simuladas para as espécies em estudo, apesar da redução de área propícia ao nado prolongado e sustentável no trecho do rio a jusante.

5.3 ARTIGO 3: CORREDORES DE NATAÇÃO PARA UM PEIXE NEOTROPICAL EM ÁREAS A JUSANTE DE UMA BARRAGEM UTILIZANDO MODELOS NUMÉRICOS TRIDIMENSIONAIS: AVALIAÇÃO COM ABORDAGENS RANS E DDES

Nesta seção será apresentada uma versão traduzida do artigo que será submetido no periódico *Ecological engineering*. Os autores desse artigo são: Ludmila M. M. Mendes, redação, análise estatística e ilustrações. Hersília de Andrade e Santos, correção e revisão. Marcela Politano revisão.

Resumo: As comunidades de água doce são particularmente ameaçadas pelas alterações dos rios promovidas pelas usinas hidrelétricas (UHE). Os movimentos dos peixes são sensíveis às mudanças nos campos hidráulicos e características do escoamento do rio como turbulência, velocidade, aceleração e deformação hidráulica tem sido utilizadas para explicar o deslocamento dos peixes. A fluidodinâmica computacional (CFD) é uma ferramenta útil para modelar os padrões de escoamento, porém diferentes abordagens podem fornecer resultados distintos, especialmente em termos de turbulência. Assim, o escoamento a jusante de uma UHE de médio porte (potencial instalado de 396 MW) foi simulado em dois modelos hidrodinâmicos (RANS e DDES). Os resultados de velocidade foram analisados para identificar possíveis corredores de natação e barreiras para uma espécie de bagre neotropical. Foram observadas diferenças na velocidade de escoamento, energia cinética turbulenta e deformação hidráulica dos modelos DDES e RANS. O modelo DDES apresentou uma maior concordância com os dados do equipamento de ADCP. A velocidade do escoamento foi significativamente relacionada à distância da represa e algumas áreas no trecho de três quilômetros podem atuar como barreiras de velocidade para o *Pimelodus maculatus*. A UHE promove alterações importantes no escoamento a jusante e as análises hidráulicas contribuem para a compreensão holística do impacto ambiental relacionado às comunidades de peixes locais.

5.3.1 Introdução

A ictiofauna brasileira é megadiversa, compreendendo 2300 espécies de água doce entre as mais de 4000 espécies de peixes conhecidas na América do Sul (REIS; KULLANDER; KARL, 2003). Tamanha biodiversidade é ameaçada por vários fatores, entre eles a fragmentação de rios regulados, que pode reduzir as taxas de reprodução e a população devido ao bloqueio das áreas de reprodução, a limitação de atividades de alimentação e forrageamento. O represamento também altera o habitat dos peixes, transformando habitats lóticos em lênticos (LOURES; GODINHO, 2016; VON SPERLING, 2012). Além da fragmentação, o represamento altera o regime hidrológico, a frequência e a duração dos eventos de pulso de inundação, efeitos que se acumulam na presença de múltiplos barramentos (TIMPE; KAPLAN, 2017). A perda de diversidade já foi observada na bacia amazônica cinco anos após a construção de uma usina hidrelétrica (UHE). Estima-se que houve diminuição da diversidade da ictiofauna entre 24% e 29%, no reservatório e a jusante da usina, bem como a diminuição tamanho dos peixes e dos níveis tróficos (KEPPELER et al., 2022). Além disso, a construção de barragens promove o isolamento entre populações, o que reduz a diversidade genética e a adaptabilidade das populações. Um estudo sobre diversidade genética de uma espécie migratória neotropical observou que há menos diversidade genética nos rios regulados e projeções de diversidade genética indicam que esta espécie pode se extinguir nas próximas décadas se não forem adotadas medidas de mitigação, e que outras espécies migratórias da mesma região devem enfrentar problemas semelhantes (MACHADO et al., 2022).

Além dos distúrbios mencionados anteriormente, as barragens de UHEs são particularmente nocivas. Pois existem outros riscos devido aos vertedouros, turbinas e operação, tais como: embolia causada pela alta concentração de bolhas (POLITANO; CARRICA; WEBER, 2009), morte e ferimentos por aprisionamento nas turbinas (LOURES; POMPEU, 2012; SUZUKI et al., 2017a), bem como eventos de mortandade de peixes causados por mudanças abruptas na descarga das UHEs (AGOSTINHO et al., 2021). Estes riscos são intensificados uma vez que o fluxo das turbinas e dos vertedouros atrai peixes que acabam concentrados em áreas perigosas, um fenômeno conhecido como "falsa atração" (SANTOS et al., 2018; SUZUKI et al., 2017a; THORSTAD et al., 2003). Tal concentração poderia ser explicada em parte por

características hidráulicas como a velocidade do escoamento, a pressão, a deformação hidráulica e a turbulência que influenciam o comportamento dos peixes (ENDERS et al., 2012; GIORGI et al., 1997; GOODWIN et al., 2014; SANTOS et al., 2018; SILVA et al., 2020; TIFFAN et al., 2009). Nos movimentos de migração a montante, a velocidade do escoamento desempenha um papel importante, uma vez que as altas velocidades podem atuar como barreiras, dado o alto custo energético necessário para superá-las (CASTRO-SANTOS, 2006). Assim, a velocidade do escoamento relacionada à capacidade natatória tem sido empregada para identificar corredores e barreiras migratórias (ALLEN et al., 2017; GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; LIAO et al., 2022; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; TAN et al., 2021, 2022).

Dada a influência das características hidráulicas no comportamento dos peixes, é importante estudar o escoamento em rios regulados. Uma das ferramentas utilizadas para isso é a fluidodinâmica computacional (CFD) que simula o escoamento, aplicando métodos numéricos e resolvendo equações de mecânica dos fluidos. Neste estudo, foi empregado um modelo tridimensional do escoamento, visto que modelos tridimensionais são capazes de capturar escoamentos secundários em geometrias irregulares, zonas de separação e gradientes de pressão complexos (DANESHVAR et al., 2017). Entretanto, a precisão do modelo depende da abordagem da turbulência, que é um fenômeno complexo com movimentos irregulares, flutuantes e tridimensionais.

A maioria das simulações tridimensionais realizadas em rios são baseadas nas equações de *Reynolds Averaged Navier Stokes* (RANS), que fornecem valores médios para os campos de escoamento, modelando estatisticamente a turbulência e reduzindo o custo computacional (RODI, 2017; XIE; LIN; FALCONER, 2013). Outra abordagem é a *Large Eddy Simulation* (LES), que resolve turbulências em escalas maiores do que os elementos da malha e modela a turbulência em escalas menores. Há também formas híbridas de modelos LES e RANS, como a *Delayed Detached Eddy Simulation* (DDES), que aplica RANS nas células próximas ao leito do rio e LES nas células restantes, reduzindo o custo computacional (SPALART et al., 2006).

Nos modelos RANS, a turbulência é inteiramente modelada com equações de

fechamento, ou seja, sem o cálculo de vórtices. Já os modelos LES resolvem os vórtices em escalas maiores do que o elemento de malha. O DDES ao combinar os dois modelos resolve os vórtices onde sua dinâmica é mais relevante e suprime nas outras regiões, ou seja, os vórtices em sub-escala e próximos às paredes do modelo são resolvidos pelas equações de RANS e nos demais pontos são resolvidos por LES. Isto reduzindo o custo computacional (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012). A CFD tem várias aplicações em ecohidráulica, tais como: associar características hidráulicas e comportamento de peixes (SILVA et al., 2020); identificar corredores de natação (LIAO et al., 2022; TAN et al., 2021); definir a localização ideal de passagens para peixe (TAN et al., 2022); otimizar os mecanismos de passagem de peixes avaliando tanto o escoamento interno (MARRINER et al., 2014), quanto o escoamento a jusante do mecanismo (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017). A CFD também foi aplicado para estudar de impactos causados pelas UHEs na ictiofauna, como eventos de mortalidade de peixes (MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022) e lesões de peixes promovidos pela supersaturação (POLITANO; CARRICA; WEBER, 2009).

Neste trabalho, utilizamos o CFD para identificar barreiras e corredores de natação para o *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803 (mandi), o qual é um bagre comum nos rios sul-americanos (BARBOSA et al., 1988), especialmente nas bacias dos rios São Francisco e Paraná, os quais são altamente fragmentados por usinas hidrelétricas (ANDRADE et al., 2012). O mandi é uma espécie com pequena relevância econômica (SATO, Y. et al., 2003), frequentemente observada em passagens para peixes (ALVES, 2007; FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004) e em eventos de manutenção de UHEs. Essa espécie já foi observada em operações de drenagem de turbinas em nove grandes UHEs brasileiras (ANDRADE et al., 2012).

Há algumas evidências de que o Mandi sofre falsa atração para a o canal de fuga de UHEs (LOURES; POMPEU, 2015; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; SANTOS et al., 2018; SUZUKI et al., 2017a). A falsa atração é um fenômeno que ocorre quando os peixes são atraídos para locais perigosos e correm risco de lesões, estresse e morte (SCRUTON et al., 2008). Também foi observado que a distribuição de mandi no canal de fuga sofre maior influência da turbulência do que da velocidade (SOUZA, 2019). Além disso, observou-se que turbulência afeta o comportamento de outros

ciprinídeos que tendem a evitar locais onde ela seja elevada (SILVA et al., 2012). Dada a importância da turbulência para o comportamento dos peixes, é relevante o uso de LES ou modelos híbridos que melhor representam a turbulência (SANTOS et al., 2022). No entanto, representações com LES ou híbridas são pouco utilizadas em estudos sobre ictiofauna, como o estudo que empregou DDES para avaliar corredores de natação (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017) e o estudo que comparou o escoamento simulado em uma escada para peixes nas abordagens RANS e LES (SANTOS et al., 2022).

A velocidade do escoamento tem grande influência no comportamento dos peixes, especialmente nas migrações a montante, devido ao custo energético para nadar contra o fluxo (CASTRO-SANTOS, 2006). Além disso, a velocidade é importante na indução de reotaxia direcionando os peixes durante a natação mesmo em situações em que alguns dos seus sistemas sensoriais são perturbados (BAK-COLEMAN et al., 2013). Nas migrações a montante, observou-se comportamentos como evitar altas velocidades, procurar áreas de baixa velocidade para repouso, e também a baixa passagem de peixes nos pontos de maior velocidade em vertedores (BETT et al., 2022; FINGER et al., 2020). A velocidade do escoamento poder ser associada a capacidade natatória em modelos numéricos, a fim de identificar a presença de corredores de natação e barreiras de velocidade para peixes (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; LIAO et al., 2022; TAN et al., 2021, 2022). Os corredores de natação são volumes coerente de velocidades na direção jusante, as quais são suficiente altas para induzir comportamento reotático e suficientemente baixas para permitir a passagem de peixes (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; KAMPKE; WEICHERT; SCHOLTEN, 2014). Já as barreiras de velocidade ocorrem, na migração a montante, quando os peixes encontram zonas com velocidades superiores a de explosão e que tornam a região intransitável devido ao alto custo energético (CASTRO-SANTOS, 2006). A identificação de barreiras e corredores auxilia a compreensão de fenômenos como a falsa atração e permite a definição do local e características operacionais de passagens de peixes (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; LIAO et al., 2022; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; TAN et al., 2022).

Neste trabalho, caracterizamos o escoamento a jusante de uma UHE de médio porte

(potencial instalado de 396 MW) utilizando dois modelos hidrodinâmicos com diferentes abordagens de turbulência (RANS e DDES), a fim de identificar possíveis corredores de natação e barreiras para uma espécie de bagre, o que é comum em vias de pesca na América do Sul e relacionado a eventos de mortalidade devido à operação da UHE nestas regiões. Além disso, avaliamos se as características do escoamento sofrem influência da distância do barramento.

5.3.2 Metodologia

5.3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na UHE Três Marias (UHE-TM) (Figura 35), localizada em 18812048.4100 S, 45815043.2500 O na bacia do rio São Francisco, que abrange 7.5% do território brasileiro e possuindo 2,700 km de comprimento (CBHSF, 2022). A operação da UHE-TM iniciou em 1962 (Tabela 10), a usina possui 6 turbinas Kaplan e não possui nenhum mecanismo de transposição de peixes. A região da UHE Três Marias possui uma grande diversidade de peixes, apenas no canal de fuga foram observadas 33 espécies, das quais 6 são migratórias (LOURES; POMPEU, 2012). Essa diversidade e eventos de mortandade de peixes que ocorreram no canal de fuga em 2007 motivaram estudos na UHE Três Marias. Estes estudos abordaram a concentração de peixes no canal de fuga, a falsa atração e os aspectos hidrodinâmicos do canal de fuga (LOURES; POMPEU, 2015; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; SANTOS et al., 2018; SUZUKI et al., 2017a).

Tabela 10 - Os principais parâmetros de projeto da UHE Três Marias

Parâmetro	Valor
Altura máxima da barragem	75 m
Comprimento da barragem	2700 m
Modelo das turbinas	Kaplan
Número de turbinas instaladas	6
Área de saída do tubo de sucção	48 m ² (2x 4 x6 m)
Vazão máxima total das turbinas	900 m ³ s ⁻¹
Vazão máxima do vertedouro	8700 m ³ s ⁻¹
Área do reservatório na capacidade máxima	1050 km ²
Volume do reservatório na capacidade máxima	21 x 10 ⁹ m ³

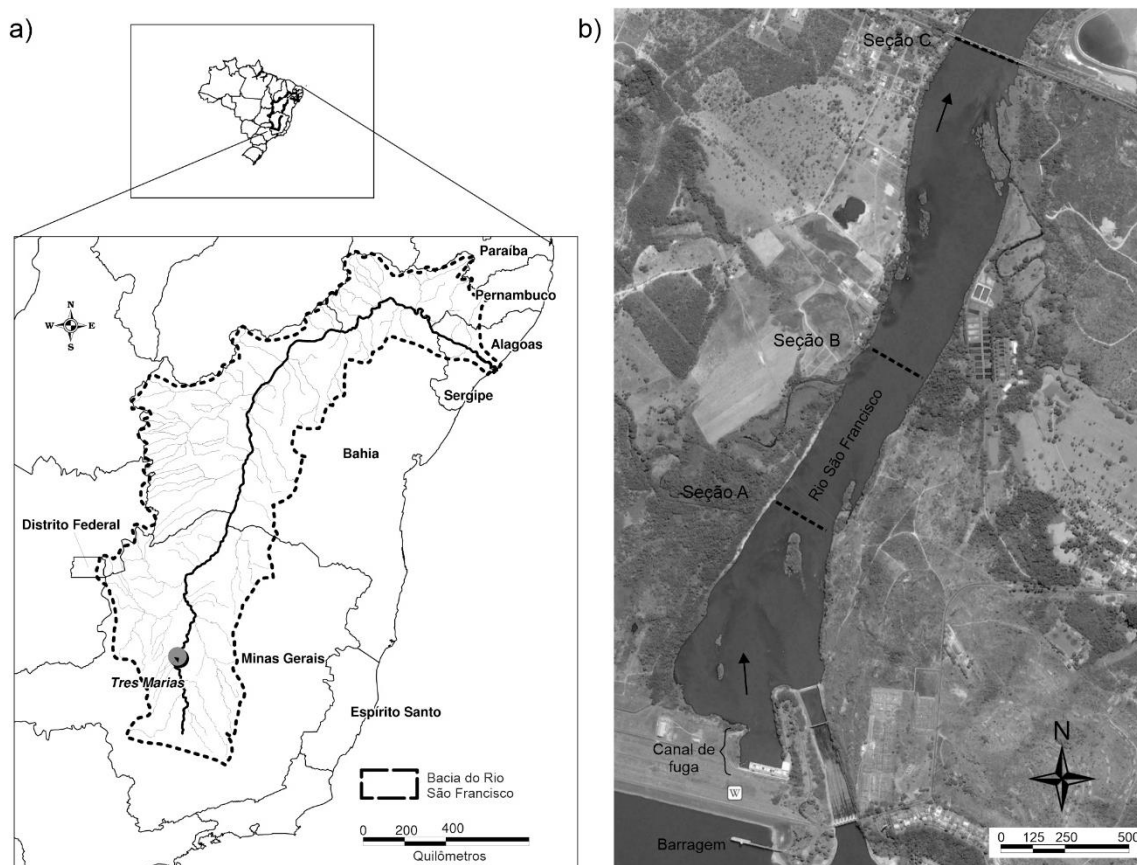


Figura 35 - a) Localização da UHE Três Marias na bacia do São Francisco e demarcação da bacia no território nacional b) Seções utilizadas para validação no rio de 3 km de jusante da UHE Três Marias, (18812048.4100S, 45815043.2500W, derivada do Google Earth Pro 7

5.3.2.2 Dados batimétricos

Simulou-se um trecho de 3 km a jusante da barragem (Figura 35b). Os dados batimétricos foram coletados entre 24 e 26 de outubro de 2011. Durante este período não houve vazão de vertedouro ou chuva. Os dados foram coletados em seções transversais do rio com ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*, Workhorse Rio Grande 1200 kHz, Teledyne, Waterloo, ON, Canada) e um sistema de posicionamento global diferencial (DPGS, Topcon Hyper Pro, Topcon, Livermore, CA, USA). Conforme o fabricante, o ADCP possui precisão para medir velocidade igual a 0,25% da velocidade da água em relação ao equipamento e uma precisão de 1% de profundidade (TELEDYNE, 2007). A precisão DPGS no modo cinemático em tempo real (RTK) é de 10 mm (constante) ± 1 ppm no plano horizontal e 15 mm ± 1 ppm no plano vertical (TOPCON, 2006). As 15 seções transversais com melhor qualidade (menos erros de mensuração) foram selecionadas para definir a batimetria do rio.

As margens dos rios e ilhas foram definidas com o auxílio de imagens de satélite obtidas com o software Google Earth Pro (ver. 7.3 Google LLC, Mountain View, CA, Estados Unidos). A data mais próxima da data de medição da batimetria da imagem de satélite é agosto de 2013.

5.3.2.3 Modelo numérico

Executou-se o ajuste da batimetria do rio no *software* River 2D (ver. 0.95a; University of Alberta, Edmonton, AB, Canada). No qual o modelo do leito do rio foi representado com uma malha não-estruturada com 10.278 nós e 20.043 elementos. Após a interpolação batimétrica, o modelo 2D foi simulado no River2D para definir a profundidade da água. No modelo 3D, a superfície da água foi tratada como *rigid-lid* e utilizando a profundidade obtida no modelo 2D. A malha 3D foi finalizada no cfMesh (v. 1.1.1, Creative Fields Holding Ltd., London, United Kingdom), uma biblioteca de código aberto para geração de malhas baseada no OpenFOAM. Devido ao baixo custo computacional, foi decidido realizar os ajustes da batimetria do rio primeiro em simulações bidimensionais no software River 2D (ver. 0.95a; University of Alberta, Edmonton, AB, Canada). O modelo 2D possuía uma malha não-estruturada com 10.278 nós e 20.043 elementos. A batimetria do modelo 2D foi utilizada para gerar a geometria do modelo 3D, utilizando cfMesh (v. 1.1.1, Creative Fields Holding Ltd., London, United Kingdom), uma aplicação de código aberto para geração de malhas baseada no OpenFOAM (v.8, OpenCFD Ltd, United Kingdom). A malha possui 9.611.496 elementos predominantemente hexaédricos, cujo tamanho médio das células era de 0,2 metros, 1,1 metros e 1 metro, respectivamente na direção vertical, longitudinal e transversal. As dimensões na vertical são menores devido a condição de velocidade nula aplicada nas paredes do leito que afetam a velocidade nessa direção. Duas vazões foram simuladas, 568 m³/s e 596 m³/s, isto foi necessário pois houve uma variação da vazão durante a coleta de dados com ADCP, devido a defasagem de tempo ocorrida na coleta de dados entre as seções mais próximas a barragem e as mais distantes. A simulação com descarga de 568 m³ foi utilizada para validar o fluxo na seção A e a descarga de 596 m³ foi utilizada para validar o fluxo nas seções B e C (Figura 35b). A vazão 596 m³ também foi utilizada para comparar as características hidráulicas entre o modelo RANS e o DDES. Foi realizado um controle de refinamento da malha em áreas próximas às paredes para obter uma distância de

parede sem dimensões (y^+) abaixo de 300 (BAYON et al., 2016).

A simulação foi realizada no OpenFOAM, um software de código aberto (CHRISTOPHER; CFD DIRECT., 2020), utilizou-se o pimpleFoam, o qual é um solver para escoamento transiente incompressível e turbulento de fluidos newtonianos. O algoritmo usado no pimpleFoam é o PIMPLE, que é uma combinação do algoritmo PISO (pressure-implicit split-operator) e o SIMPLE (semi-implicit method for pressure-linked equations). Estes algoritmos consistem em procedimentos iterativos para acoplar as equações de conservação de movimento e da massa (GREENSHIELDS, 2015). O conjunto de condições de contorno (Figura 36) empregado nas simulações é apresentado na Tabela 11 - Condições de contorno utilizadas nos modelos DDES e RANS.

Tabela 11 - Condições de contorno utilizadas nos modelos DDES e RANS

Contorno	Entrada	Saida	Rigid-lid	Parede
Velocidade	fixedValue	zeroGradient	slip	fixedValue
Pressão	zeroGradient	fixedValue	zeroGradient	zeroGradient
nut	calculated	calculated	calculated	nutkWallFunction
nuTilda (DDES)	fixedValue	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient
k (RANS)	turbulentIntensity KineticEnergyInlet	zeroGradient	zeroGradient	kLowReWallFunction
epsilon (RANS)	fixedValue	zeroGradient	zeroGradient	epsilonWallFunction

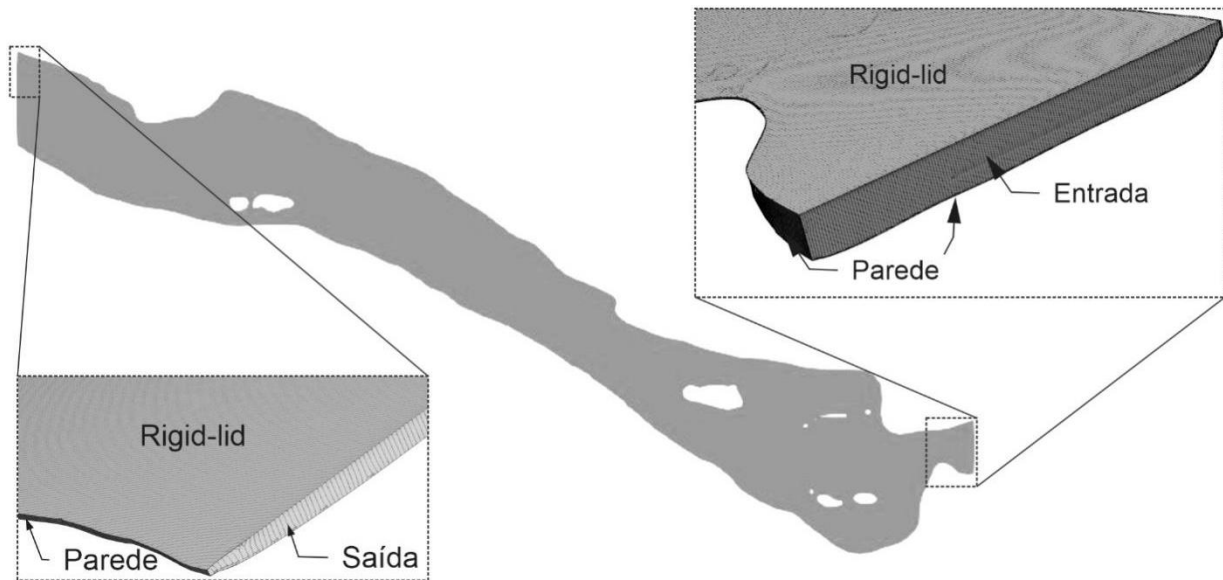


Figura 36 - Condições de contorno dos modelos RANS e DDES para o escoamento hidráulico no trecho do rio. Nos detalhes, as condições de contorno no início e no final do domínio.

O modelo RANS utiliza as equações de Reynolds-averaged Navier-Stokes para representar o movimento do fluido (equações 38 e 39):

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (38)$$

$$\bar{u}_j \frac{\partial (\bar{u}_i)}{\partial x_j} = \frac{-1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\nu \left(\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) - \mu_t \left(\frac{\partial \bar{u}'_j}{\partial x_i} + \frac{\partial \bar{u}'_i}{\partial x_j} \right) \right] \quad (39)$$

onde \bar{u}_i e \bar{u}_j são os componentes da velocidade média (m/s), u'_i e u'_j são os componentes da velocidade flutuante (m/s), \bar{p} é a pressão média (Pa), ρ é a densidade do fluido (Kg/m^3), ν é a viscosidade cinemática e μ é viscosidade dinâmica do fluido (Kg/ms) (WHITE, 2002). O fechamento da turbulência é solucionado com realizable K-epsilon ($Rk\epsilon$). Nos modelos LES, os vórtices com maiores escalas que a da malha são solucionados por meio de um filtro espacial para a velocidade, que é composta da forma apresentada na equação 40 (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012):

$$u_i = \tilde{u}_i + u''_i \quad (40)$$

onde \tilde{u}_i representa a velocidade em escalas maiores que a malha u''_i em escalas menores.

Substituindo a equação 40 na equação 39 obtém-se a equação de conservação de movimento para o LES:

$$\frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial t} + \frac{\partial(\tilde{u}_i \tilde{u}_j)}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \tilde{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\mu_t \left(\frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \tilde{u}_j}{\partial x_i} \right) - \tau_{ij}^{SFS} \right] \quad (41)$$

O tensor de subescalas τ_{ij}^{SFS} pode ser decomposto em:

$$\tau_{ij}^{SFS} = \tilde{u}_i \tilde{u}_j - \tilde{u}_i \tilde{u}_j \quad (42)$$

Os vórtices em escalas menores são resolvidos no tensor de subescalas utilizando os mesmos fechamento que as equações de Navier-Stokes, geralmente o modelo de turbulência utilizado é o Spalart Allmaras (SA) (FRÖHLICH; VON TERZI, 2008).

O SA é baseado no balanço entre produção e destruição de viscosidade cinética transformada ν_t . A produção ocorre devido a magnitude da vorticidade, S , e a destruição devido à distância das superfícies, d , que limita a escala dos vórtices (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012). Os demais parâmetros estão descritos nas equações a seguir:

$$\nu_t = \frac{\mu_t}{\rho f_{v1}} \quad (43)$$

$$f_{v1} = \frac{\chi^3}{\chi^3 + c_{v1}^3} \quad (44)$$

$$\chi = \nu_t / \nu \quad (45)$$

Utilizando o princípio de Boussinesq, a equação para modelar a turbulência é obtida (KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012):

$$\frac{\partial \nu_t}{\partial t} + \frac{\partial \nu_t}{\partial x_i} = C_{b1}(1 - f_{t2})\check{S}\nu_t - \left[C_{w1}f_w - \frac{C_{b1}}{K^2}f_{t2} \right] \left(\frac{\nu_t}{d} \right)^2 + \frac{1}{S} \quad (46)$$

Onde os parâmetros estão descritos nas equações:

$$\check{S} = S + \frac{\nu_t}{\kappa^2 d^2} f_{v2} \quad (47)$$

$$f_{v2} = 1 - \frac{\chi}{1 + \chi f_{v1}} \quad (48)$$

$$f_{t2} = C_{t3} \exp(-C_{t4} \chi^2) \quad (49)$$

Nos modelos DDES a transição entre RANS e LES é atrasada e a distância da superfície, d , é substituída por uma função de distância modificada, \check{d} , que também depende da viscosidade turbulenta (SPALART et al., 2006):

$$\check{d} \equiv d - f_d \max\{0, d - C_{DES} \Delta\} \quad (50)$$

Onde Δ é a maior dimensão da malha, $C_{DES} = 0,65$, r_d é a razão entre o comprimento de escala e a distância da superfície e f_d é uma função descrita pelas equações 51 e 52.

$$f_d \equiv 1 - \tanh([8r_d]^3) \quad (51)$$

$$r_d \equiv \frac{\nu_t + \mu_t}{\sqrt{U_{i,j} U_{i,j}} \kappa^2 d^2} \quad (52)$$

5.3.2.4 Validação do modelo

Os valores de magnitude da velocidade dos modelos numéricos foram comparados a dados experimentais. A velocidade máxima, erro percentual absoluto médio (MAPE) e coeficientes de correlação de Pearson foram analisados para três seções transversais (Figura 35b). Valores de Pearson entre 0,40 e 0,60 apresentam correlação moderada, entre 0,6 e 0,8 correlação elevada e entre 0,8 e 0,9 apresentam correlação muito elevada, e valores entre 0,9 e 1 implicam em correlação quase absoluta (COHEN, 1988).

5.3.2.5 Dados hidráulicos e corredores de natação

A variação da magnitude da velocidade (VM), a energia cinética turbulenta (TKE) e a deformação hidráulica (THS) ao longo do rio foram extraídas das seções transversais e analisadas por boxplot e gráficos de correlação com histograma e correlação Spearman. A THS é uma métrica de distorção que corresponde a soma das variações da velocidade no espaço (NESTLER et al., 2008), calculou-se o campo de THS no Tecplot 360 2015 conforme a equação 53:

$$THS = \sum \left| \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \right| = \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_1}{\partial z} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_2}{\partial z} + \frac{\partial \bar{u}_3}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}_3}{\partial y} + \frac{\partial \bar{u}_3}{\partial z} \quad (53)$$

Realizou-se o teste Wilcoxon-Mann-Whitney entre os dados RANS e DDES para avaliar se havia diferença significativa entre os resultados das simulações nas duas abordagens. Além disso, a correlação entre cada variável (velocidade, TKE e THS) em cada modelo foi avaliada empregando a correlação de Pearson.

Outro aspecto analisado foi a presença de corredores de natação, os quais são locais definidos de acordo com a capacidade natatória dos peixes e são empregados para analisar a sua movimentação (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; LIAO et al., 2022; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; TAN et al., 2021, 2022). A velocidade do escoamento pode ser categorizada conforme a capacidade natatória dos peixes como "velocidade sustentável", quando os peixes nadam sem fadiga por mais de 200 minutos, "velocidade de explosão" quando os peixes podem nadar muito rápido sem fadiga por menos de 20 segundos e "velocidade prolongada" que corresponde à faixa de velocidades entre "explosão" e " sustentável " (BEAMISH, 1978). As velocidades de natação do mandi no primeiro estágio de maturidade (comprimento de 19 cm) são inferiores a 0,95 m/s para o nado sustentável, de 0,95 - 1,23 m/s para o nado prolongado e superiores a 1,23 m/s para o nado de explosão (SANTOS et al., 2008).

Mapas foram elaborados para associar a capacidade natatória do mandi com a velocidade do escoamento obtido a partir dos modelos numéricos. Os dados do

escoamento foram importados para o software Tecplot 360 2015 (Tecplot, Bellevue, WA, EUA). Em seguida foram feitas 28 seções transversais (Figura 37) para avaliação das características do escoamento. Além disso, estas seções também foram utilizadas para relacionar a velocidade do escoamento e a capacidade natatória do mandi (SANTOS et al., 2008). Como esta espécie prefere nadar próximo ao leito do rio (LOURES; POMPEU, 2012), os mapas foram elaborados a 5 cm do leito. Nos mapas, possíveis corredores de natação foram desenhados considerando as regiões de transição entre o nado prolongado e sustentável.

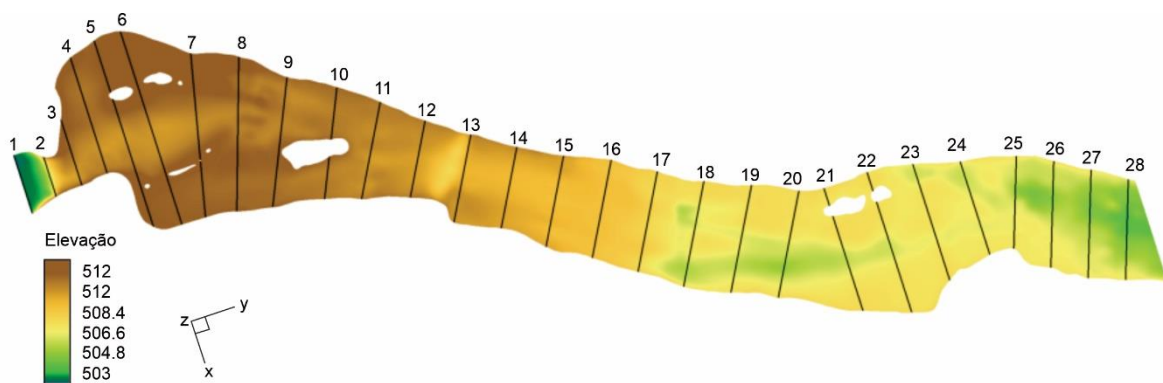


Figura 37 - Elevação do leito e seções transversais

5.3.3 Resultados

5.3.3.1 Validação

A validação mostrou que existe correlação parcial entre os modelos numéricos e os dados obtidos em campo. A velocidade máxima que foi medida pelo ADCP nas três seções foi de 1,95 m/s, enquanto a velocidade máxima que foi obtida pelo modelo RANS foi de 1,85 m/s e pelos modelos DDES foi de 1,80 m/s. A velocidade mínima que foi medida pelo ADCP nas três seções foi de 0,24 m/s, enquanto a velocidade mínima que foi obtida pelo modelo RANS foi de 0,32 m/s e pelo modelo DDES foi de 0,30 m/s. Em geral, as maiores velocidades nos modelos obtiveram valores inferiores aos medidos em campo e as menores velocidades nos modelos obtiveram valores superiores aos medidos no campo. O y^+ médio nos modelos foi de 5,7 para o modelo RANS e 280 no modelo DDES.

Os coeficientes de correlação de Pearson para as seções A, B e C (Figura 35b) no modelo RANS foram de 0,66, 0,65 e 0,70, respectivamente. Quanto ao modelo DDES, os coeficientes de correlação de Pearson para as seções A, B e C foram 0,54, 0,66 e 0,79 respectivamente. Os modelos de correlação de Pearson foram considerados satisfatórios e o MAPE para as seções A, B e C (Figura 35b) no modelo RANS foram 17%, 15,37% e 20% respectivamente. Quanto ao modelo DDES o MAPE para as seções A, B e C foi de 16%, 14,75% e 17% respectivamente. A correlação entre os pontos medidos nas seções A, B e C foi muito alta para os modelos simulados e ADCP (Figura 38).

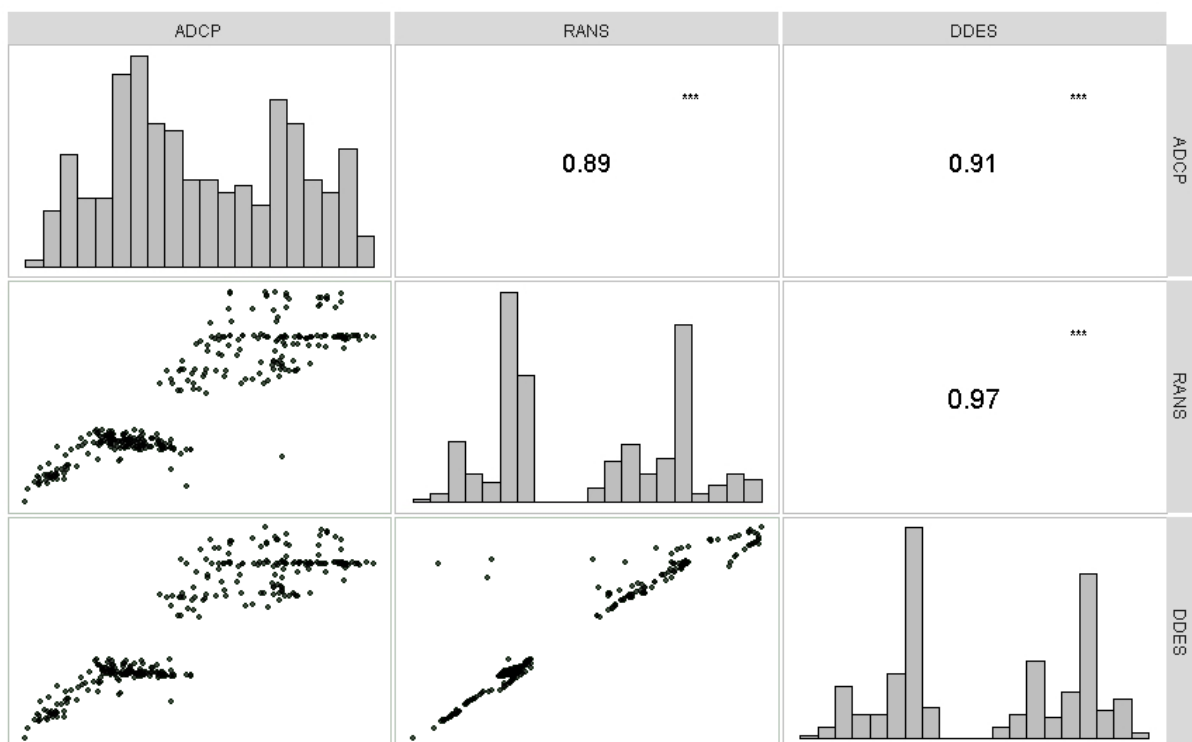


Figura 38 - Histograma, gráfico de correlação e teste Spearman para a velocidade dos dados ADCP, RANS e DDES nos pontos medidos nas três seções A, B e C

5.3.3.2 Dados hidráulicos

Os escoamentos obtidos nos dois modelos apresentam maior semelhança em relação a velocidade e deformação hidráulica. Entretanto, o modelo DDES mostrou valores mais altos para energia cinética turbulenta (Figuras 39 e 40). Os resultados dos testes de Wilcoxon foram significativamente diferentes entre os modelos em relação à velocidade ($p < 0,05$), ao TKE ($p < 0,05$) e ao THS ($p < 0,05$). A correlação de Pearson

entre os dois modelos era de 0,985 para velocidade, 0,691 para THS e 0,113 para TKE. Também se observou que a velocidade diminui à medida que a distância da barragem aumentou (correlação Spearman's -0,46 para DDES e -0,45 para o modelo RANS) com valores elevados de velocidade no terço inicial do trecho do rio. Neste local há uma grande variação na largura do rio e ocorrem as maiores barreiras à migração dos peixes (Figura 41). A correlação entre a distância e as outras variáveis é baixa: a correlação de Spearman entre TKE e a distância no modelo RANS foi de -0,22 e -0,014 no modelo DDES e a correlação de Spearman entre THS e a distância no modelo RANS foi de -0,0018 e 0,03 no modelo DDES.

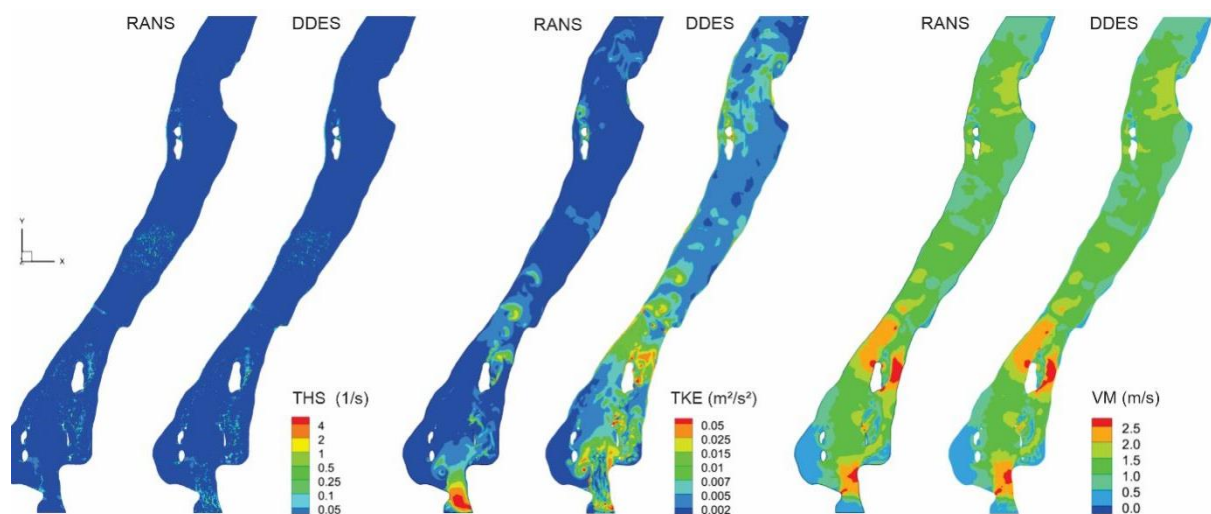


Figura 39 - Vista superior do escoamento para as características hidráulicas HS, TKE e VM na vazão de 596 m³/s nos modelos RANS e DDES

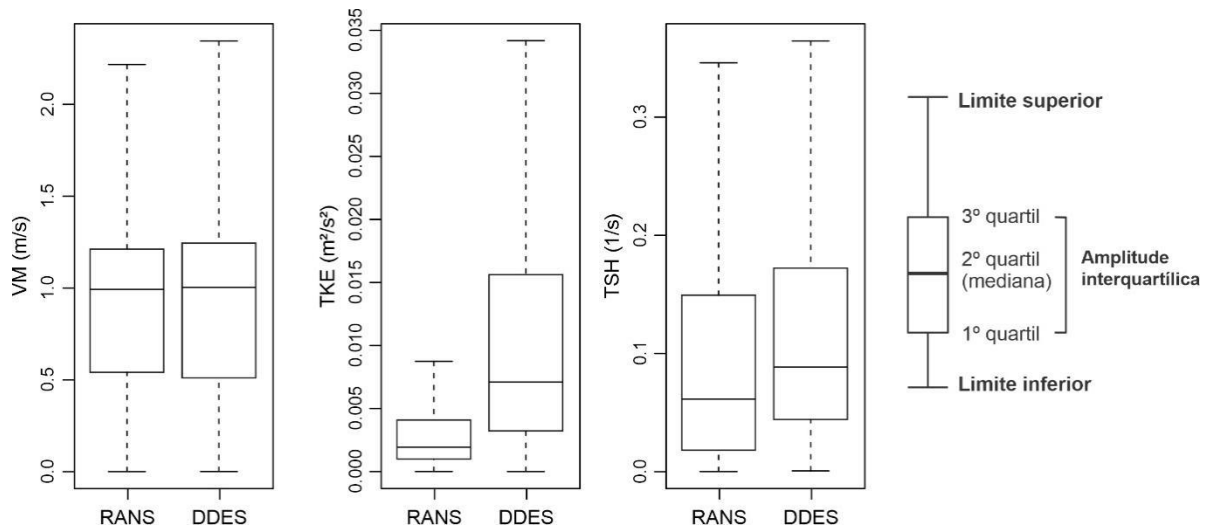


Figura 40 - Boxplot de VM, TKE e THS no modelo DDES e no modelo RANS

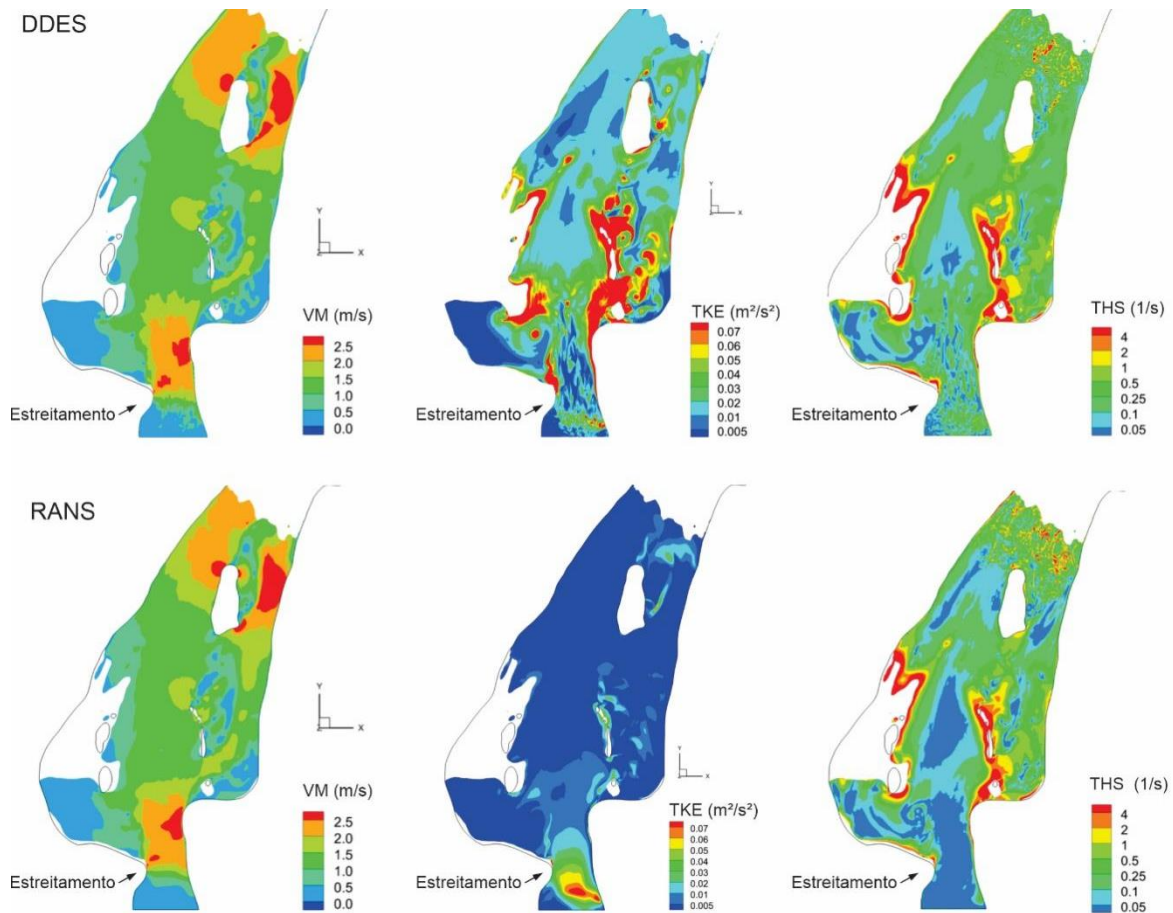


Figura 41 - Corte à elevação de 512 m no primeiro terço da seção do rio com valores de magnitude de velocidade, deformação hidráulica e energia cinética turbulenta

A análise das seções sugere que a velocidade é heterogênea e varia ao longo do rio

(Figura 42). No canal de fuga a velocidade é maior perto das turbinas, porém a mediana da velocidade no canal de fuga é pequena: 0,094 m/s para o modelo RANS e 0,203 m/s para o DDES. Na transição entre o canal de fuga e a seção natural do rio, há uma redução na profundidade e um estreitamento do canal, aumentando a velocidade. Na seção 3, a mediana da velocidade é 1,673 m/s para o RANS e 1,483 m/s para o DDES. Há uma diminuição na mediana da velocidade nas seções à medida que a distância da barragem é aumentada. Entretanto, há uma elevação da velocidade em áreas de corredeiras e estreitamentos em ambos os modelos (Figura 39 e 41). Identificaram-se possíveis barreira de velocidade nas seções 3, 4, 10, 11 e 12, as quais estão no primeiro terço do rio.

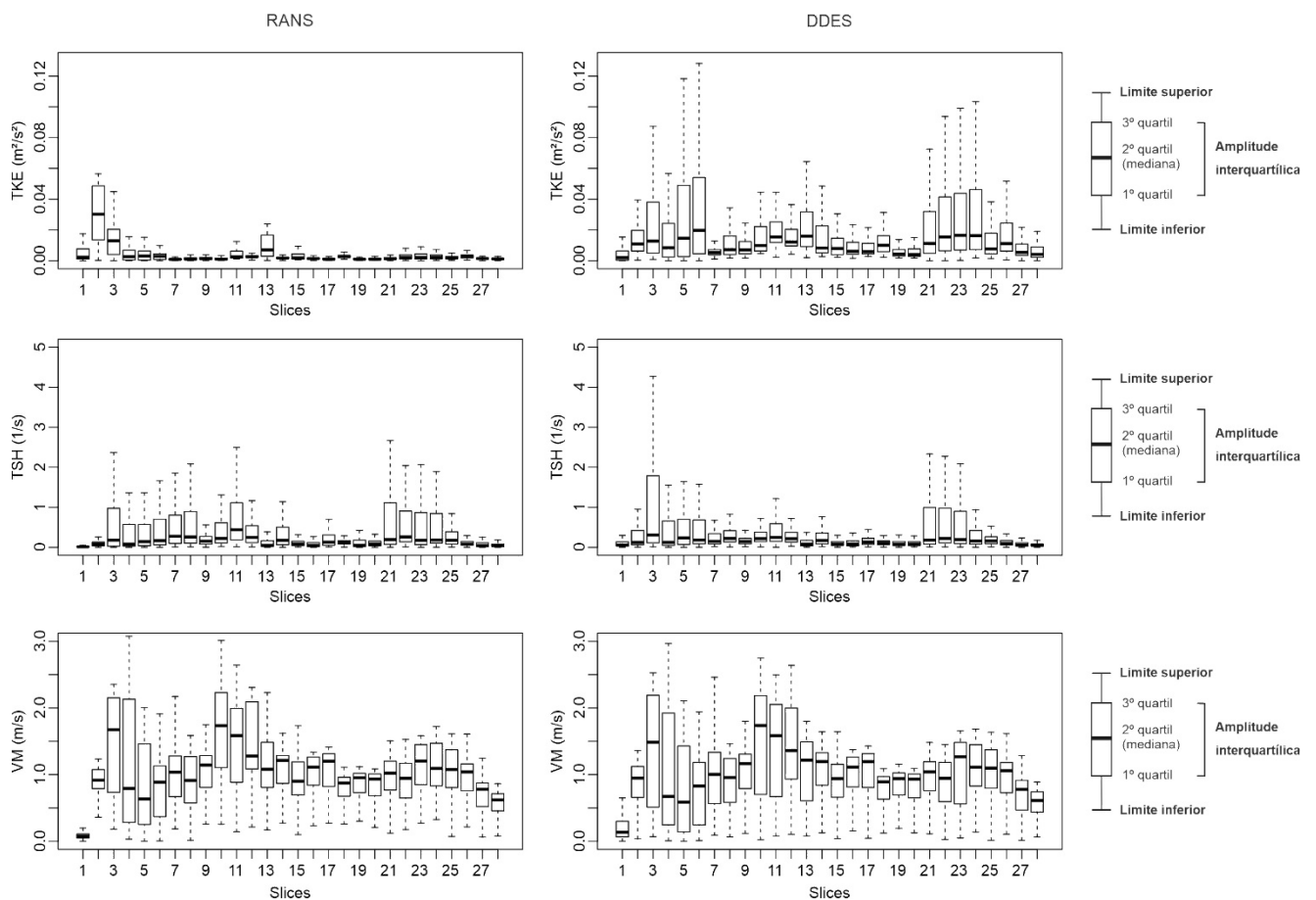


Figura 42 - Boxplots da energia cinética turbulenta, da deformação hidráulica e da magnitude da velocidade de acordo com as seções transversais no modelo RANS e no modelo DDES

5.3.3.3 Corredores de natação

A velocidade do escoamento a 5 cm do leito do rio apresentou valores altos após a

contração entre o canal de fuga e o rio e nas regiões de corredeira próximo a maior ilha (Figura 41). Entretanto, existem pequenas regiões com velocidade abaixo da velocidade de explosão (Figura 43). Os peixes recebem fortes sinais hidráulicos do canal de fuga que são amplificados no estreitamento. A distribuição da velocidade no modelo DDES é um pouco menos concentrada do que no modelo RANS (Figura 40). O nível de correlação de Pearson entre os modelos DDES e RANS é 0,985 para a velocidade o que significa correlação quase total, já para o TKE a correlação é baixa (0,113) e para THS é elevada (0,691).

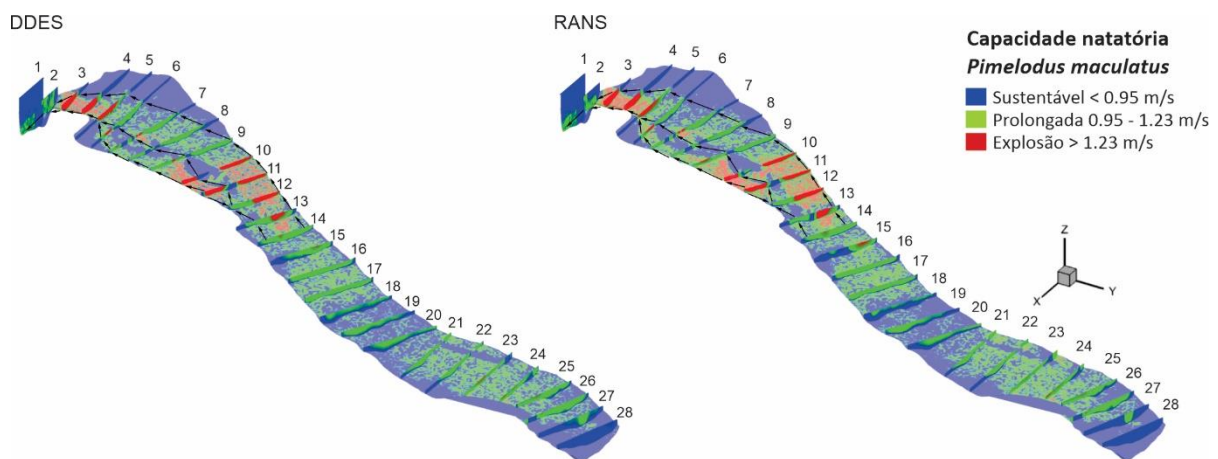


Figura 43 - Seções com capacidade natatória nos modelos RANS e DDES com velocidades a 5 cm do fundo. Nado de explosão em vermelho, nado prolongado em verde, e nado sustentável em azul. As setas pretas indicam possíveis corredores de natação.

5.3.4 Discussão

O OpenFOAM tem sido amplamente aplicado para simular o escoamento a jusante de barramentos em diferentes tipos de pesquisa em escoamento livre como: na avaliação de regimes de vertimento (WANG et al., 2015), no estudo da dinâmica de temperatura a jusante de um UHE (WANG; POLITANO; LAUGHERY, 2013) e em estudos para otimizar a atração de passagens para peixes (GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017). O escoamento livre em áreas de UHE tem sido consistentemente modelado em RANS e DDES (CHEN et al., 2019; GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; SILVA et al., 2020).

Este documento traz uma aplicação de modelos numéricos RANS e DDES em um trecho de rio de três quilômetros a jusante de UHE-TM, a qual apresentou os seguintes

resultados: i) foram observadas diferenças entre a velocidade do escoamento nos modelos DDES e RANS, tendo o modelo DDES apresentado maior correlação e menor MAPE em comparação com os dados de campo; ii) o modelo DDES apresentou TKE maior do que a abordagem RANS (foi observada uma baixa correlação de Pearson entre TKE nos dois modelos); iii) o THS mais alto foi observado principalmente no primeiro terço do rio, nas adjacências do canal de fuga; iv) algumas regiões do trecho de três quilômetros podem atuar como barreiras de velocidade para o mandi; v) a influência da distância da barragem sobre o escoamento foi observada na velocidade.

O campo de escoamento da velocidade é mais suave no método RANS, o que pode não representar adequadamente o escoamento real em situações onde a variação de velocidade é mais forte (REN; WANG; WAN, 2022), como ocorre no início do canal. Portanto, o método DDES é mais adequado para o trecho estudado, uma vez que o leito do rio possui curvas pronunciadas tanto horizontal como verticalmente. Anteriormente se observou que o método DES (semelhante ao DDES) capta melhor a redistribuição das velocidades do escoamento induzidas por efeitos de curvatura e batimetria quando comparado ao RANS (CONSTANTINESCU et al., 2011a; CONSTANTINESCU; KOKEN; ZENG, 2011).

Outra característica importante do escoamento sobre o comportamento de peixes é a turbulência: os peixes normalmente preferem regiões de menor turbulência (SILVA et al., 2012), isso ocorre provavelmente porque o custo energético de natação é proporcional ao TKE (ENDERS; BOISCLAIR; ROY, 2005). Em experimentos de escada para peixes observou-se que o TKE é uma das variáveis mais relevantes para a definição da trajetória de peixes (GAO et al., 2016). O modelo DDES apresentou valores de TKE superiores aos do modelo RANS, indicando que a resolução da turbulência no modelo DDES ocasiona uma diferença significativa na percepção do TKE. Isto pode estar associado ao fato da abordagem RANS superestimar a viscosidade turbilhonar, o que provoca uma grande dissipação da turbulência e redução das velocidades (REN; WANG; WAN, 2022). O melhor desempenho de modelos híbridos sobre RANS também foi observado em pesquisas em canais naturais, curvas e confluências. Nestes estudos observou-se que as geometrias complexas desenvolvem padrões complexos de escoamento que não são capturados pelos modelos RANS (CONSTANTINESCU et al., 2011b; CONSTANTINESCU;

KOKEN; ZENG, 2011; KEYLOCK; CONSTANTINESCU; HARDY, 2012). Tamanha capacidade do método DDES de capturar padrões de escoamento mais complexos deve estar relacionada com o alto TKE observado em regiões com fortes variações na forma do rio.

Tendo em vista a diferença significativa de TKE observada entre os dois modelos, seria importante considerar o TKE para a validação de modelos futuros. Todavia considerou-se satisfatória a correlação entre os dados de velocidade observados em campo e os resultados dos modelos numéricos nas principais seções transversais do rio. Mesmo com limitações relacionadas com o delineamento das margens do rio para vazão simulada e a variação da vazão no dia da amostragem (devido à manutenção das turbinas) que impuseram desafios para uma maior concordância entre as velocidades do ADCP e os resultados dos modelos numéricos.

Outra característica que pode afetar os padrões de natação dos peixes é o THS, visto que a linha lateral detecta gradientes de velocidade no espaço (BETT et al., 2022). O THS associado à velocidade do escoamento é útil para identificar a presença de obstáculos e os contornos do rio, logo o THS poderia ser um sinal importante para o movimento de peixes (NESTLER et al., 2008). O THS em conjunto com a velocidade do escoamento e a pressão hidráulica foram utilizados em um modelo de peixes em migração a jusante, que previu com sucesso os movimentos de peixes em várias ocasiões (GOODWIN et al., 2014). No entanto, pouco se sabe sobre a influência do THS nos movimentos a montante. Uma métrica semelhante ao THS é o gradiente de velocidade espacial (SVG), que é a diferença de velocidade observada entre a cabeça a calda do peixe dividida pelo comprimento do corpo. Observou-se que o salmão reage a pequenos valores de SVG, nos movimentos a montante, tendendo a dirigir-se para velocidades decrescentes procurando locais com maior SVG e velocidade decrescente. Já em escoamentos com velocidade crescente, os peixes evitam regiões cujo o SVG ultrapasse um valor limite (ENDERS et al., 2012). No trecho de rio estudado, a jusante da UHE-TM o THS é maior no terço inicial próximo ao canal de fuga. Isto pode atrair especialmente o mandi, que vive em regiões bentônicas, ou seja, próximas ao leito do rio. Tais regiões frequentemente apresentam THS elevado (GOODWIN et al., 2014). O modelo DDES foi mais sensível ao THS, especialmente na entrada dos modelos próximo às turbinas e pode ser mais adequado para estudar

a influência do THS no comportamento dos peixes.

Identificaram-se possíveis barreiras de velocidade próximas ao canal de fuga (no terço inicial do trecho simulado). Embora a mediana da velocidade nessas fatias seja geralmente maior do que a velocidade de explosão do mandi, há pontos com valores localizados entre o primeiro e o segundo quartil, observados nos boxplots, com velocidades inferiores. Estes pontos ocorrem nas proximidades das margens e do leito do rio, atuando como corredores de natação. Tais corredores são adequados para o mandi, que é um peixe bentônico que se move junto ao leito do rio, às margens e às paredes de reservatórios (LOURES; POMPEU, 2012).

As velocidades elevadas promovem reotaxia, que é estimulada multisensorialmente, sendo importante para a orientação dos peixes, mesmo em situações em que alguns dos sistemas sensoriais dos peixes estão comprometidos (BAK-COLEMAN et al., 2013). Assim, pode-se considerar que o mandi é atraído para as turbinas, que se encontram junto ao fundo do rio, de onde saem correntes com altas velocidades que se desenvolvem ao longo do rio guiando os peixes até o canal de fuga. Em situações de vazão elevada, a entrada de peixes no canal de fuga pode ser prejudicada, já que os corredores de natação se tornam ainda menores com o aumento da velocidade. Entretanto, o canal de fuga tem baixa velocidade em sua maior porção, onde os peixes podem "abrigar-se" de velocidades de escoamento excessivas. Isto provavelmente explica a concentração de peixes no canal de fuga observada em altas vazões (SUZUKI et al., 2017a) e contribui para que o mandi seja a espécie mais afetada em manobras nas turbinas e operações de drenagem nos tubos de sucção na UHE-TM (DE ANDRADE et al., 2012). As análises dos corredores de natação podem ser melhoradas à medida que estudos referentes as preferências de TKE e THS para espécies de peixes Neotropicais sejam desenvolvidos, observando-se que estas variáveis hidráulicas podem afetar significativamente o comportamento dos peixes.

Tendo em vista os fatores expostos anteriormente, é relevante estudar o escoamento em rios regulados e como este afeta a ictiofauna. Pois, embora a trajetória dos peixes pareça caótica e aleatória em canais de fuga, esse comportamento possui explicações determinísticas baseadas na dinâmica dos fluidos, na geomorfologia fluvial e na capacidade de cognição dos peixes (NESTLER et al., 2008). Neste contexto os

modelos hidrodinâmicos permitem compreender o movimento dos peixes em áreas potencialmente perigosas localizadas a jusante da barragem e podem apoiar a tomada de decisões para evitar impactos ambientais severos.

5.3.5 Conclusão

Os modelos hidrodinâmicos são uma ferramenta importante para compreender o escoamento das usinas hidrelétricas e, portanto, o impacto do escoamento sobre a população local de peixes. A definição da melhor abordagem de turbulência em numéricos tridimensionais é crucial para análises de consistência. Simulações nos métodos DDES e RANS foram realizadas em um trecho de três quilômetros a jusante de uma UHE de médio porte (potencial instalado de 396 MW), cuja validação apoiou-se em dados de ADCP. Finalmente, a velocidade do escoamento foi associada a capacidade natatória do mandi (um peixe neotropical comum) para produzir mapas de corredores de natação.

As características hidráulicas do canal de fuga da UHE-TM são muito distintas do restante do trecho estudado, o que pode influenciar a concentração de peixes neste local. A velocidade do escoamento está correlacionada com a distância da represa, e este fato suporta as hipóteses de influência significativa da UHE no escoamento a jusante. Embora existam corredores de natação para o mandi no trecho a jusante da UHE-TM, algumas barreiras de velocidade podem contribuir para a permanência de peixes no canal de fuga.

Os modelos RANS e DDES obtiveram uma boa concordância com os dados ADCP, embora haja diferenças significativas entre estes modelos nas três variáveis hidráulicas analisadas no trecho da UHE-TM (magnitude de velocidade, energia cinética turbulenta e tensão hidráulica total). Também é possível destacar que o modelo DDES fornece valores mais altos de energia cinética turbulenta e deformação hidráulica em comparação com o modelo RANS. Todavia, análises do escoamento fornecidas pelos dois modelos numéricos podem ampliar a compreensão dos impactos dos peixes causados pela instalação de UHEs e apoiar ações de mitigação para estes problemas.

6. DISCUSSÃO

Neste trabalho, simulou-se o escoamento a jusante da UHE de Três Marias em modelos bidimensionais e tridimensionais, para estudar como as características hidráulicas e podem interferir no comportamento de peixes a jusante de barramentos. Adicionalmente, também foi realizada uma revisão bibliográfica acerca do uso de modelos numéricos em estudos de comportamento de peixes relacionados a barramentos.

Observou-se que as pesquisas que utilizam modelos numéricos sobre os impactos provocados por UHEs se concentram no hemisfério norte, com publicações principalmente nos Estados Unidos e China. Inicialmente, essas pesquisas possuíam um enfoque grande em salmonídeos, de tal maneira que se desenvolveu uma compreensão considerável da migração de salmonídeos. Todavia, nas últimas décadas, uma diversidade maior de espécies tem sido estudada (WILLIAMS et al., 2012). Também há um interesse recente em estudar as comunidades de peixes locais e não apenas os peixes de elevada importância econômica como os salmonídeos (BUNT; CASTRO-SANTOS; HARO, 2012; MARRINER et al., 2016). Os estudos de não salmonídeos são relevantes, pois muitas espécies de peixes apresentam características distintas dos salmonídeos, como menor capacidade natatória (MAO et al., 2012) e maior sensibilidade à turbulência (CHEN; WANG; TFWALA, 2017). Neste contexto, torna-se importante o estudo de espécies neotropicais como o *P. maculatus*, *P. costatus*, e *L. reinhardti*. O estudo dessas espécies é relevante devido à grande presença dessas espécies no canal de fuga da usina de Três Marias, principalmente nos momentos de maiores vazões (SUZUKI et al., 2017a). A presença de peixes no canal de fuga não é desejável, pois neste local a ictiofauna está sujeita a riscos como: morte e lesões no interior das turbinas e dutos de sucção em operações de manutenção (DE ANDRADE et al., 2012); mortes por anoxia ou hipoxia (AGOSTINHO et al., 2021); mortes e lesões por barotrauma (BEIRÃO et al., 2018; GIRALDO et al., 2016).

Tendo em vista que há indícios que o canal de fuga exerce falsa atração sobre estas espécies de peixe (ANDRADE et al., 2012; SANTOS et al., 2018), é necessário

compreender como as características do escoamento podem contribuir para tal fenômeno. Observou-se que a velocidade (ALLEN et al., 2017; BAK-COLEMAN et al., 2013; NESTLER et al., 2008; PIPER et al., 2015a; ZHANG et al., 2010), a turbulência (CHEN; WANG; TFWALA, 2017; GAO et al., 2016; TAN et al., 2019) e a deformação hidráulica (ENDERS et al., 2012; GOODWIN et al., 2006; NESTLER et al., 2008; WEBER et al., 2006) exercem influência sobre a movimentação de peixes. Logo, as características do escoamento no canal de fuga e no trecho a jusante podem elucidar o fenômeno de falsa atração.

Quanto a velocidade, tanto no modelo bidimensional quanto nos tridimensionais, observou-se que a velocidade de maneira geral é inferior no canal de fuga em relação no trecho a jusante. Além disso, observou-se uma maior velocidade junto as turbinas, nas regiões de corredeiras e no estreitamento existente na transição do canal de fuga com o trecho do rio a jusante, além de uma diminuição da velocidade à medida que ocorre o distanciamento da barragem. Também observou-se que a conectividade entre o rio e o canal de fuga é mantida por meio de corredores de natação que foram definidos com base na capacidade natatória de peixes e na velocidade do escoamento, procedimento adotado em outras pesquisas de migração a montante (FINGER et al., 2020; GISEN; WEICHERT; NESTLER, 2017; LIAO et al., 2022; MENDES; SOUZA; SANTOS, 2022; TAN et al., 2022). Acredita-se que a maior presença das três espécies estudadas no canal de fuga de Três Marias durante as maiores vazões (SUZUKI et al., 2017a) seja justificada pelo aumento das velocidades do escoamento no trecho a jusante, que podem aprisionar os peixes no canal de fuga, já que este apresenta velocidades inferiores. Embora os valores do modelo bidimensional sejam médios na profundidade e as vazões sejam distintas, observa-se que a distribuição da velocidade é semelhante apresentando valores elevados em regiões similares aos modelos tridimensionais.

Quanto à deformação hidráulica, observou-se também diferenças no canal de fuga e no trecho a jusante do canal, obtendo-se no trecho simulado em duas dimensões um valor inferior ao simulado nos modelos tridimensionais (pontos coletados para análise nos boxplots), o que pode estar associado a variação da componente vertical da velocidade. Também deve-se considerar que as áreas de análise do modelo bidimensional foram definidas distantes das margens e das ilhas, locais que

geralmente apresentam maiores valores de deformação hidráulica (GOODWIN et al., 2014). Entretanto, quando se observa a distribuição da deformação hidráulica na visão de topo do modelo bidimensional, os resultados parecem mais coerentes. Na simulação tridimensional observou-se que a deformação hidráulica é superior em algumas seções do rio não apresentando correlação com a distância do barramento. A deformação hidráulica é relevante, pois contribui para percepção dos peixes na identificação de obstáculos e no reconhecimento dos contornos do rio (NESTLER et al., 2008). Embora as preferências de deformação hidráulicas para salmonídeos seja conhecida a ponto de ser utilizada em simulares de peixes (GOODWIN et al., 2014), pouco se sabe como ela afeta não salmonídeos.

Por sua vez, a energia cinética turbulenta, que tende a ser evitada pelos peixes em valores elevados (SILVA et al., 2012) devido ao elevado custo energético (ENDERS; BOISCLAIR; ROY, 2005), não pode ser mensurada no modelo bidimensional. Já nos modelos tridimensionais, observou-se grande diferença entre os valores obtidos entre as abordagens DDES e RANS. O modelo DDES apresentou valores de energia cinética turbulenta superiores aos observados no modelo RANS. Os modelos LES e híbridos tendem a representar melhor os escoamentos complexos do que os modelos RANS (CONSTANTINESCU; KOKEN; ZENG, 2011). No modelo RANS, o TKE varia nas seções transversais de forma é mais homogêneo que na abordagem DDES, todavia em nenhuma das abordagens foi identificada correlação entre o TKE e a distância do barramento. Observa-se que a maioria dos estudos relacionando TKE ao comportamento de peixes ocorre em experimentos laboratoriais em estruturas como escadas para peixes (CHEN; WANG; TFWALA, 2017; GAO et al., 2016; TAN et al., 2019), embora também ocorram pesquisas em escalas de rios (WANG; XIA; WANG, 2012).

7. CONCLUSÃO

O uso de modelos numéricos computacionais foi relevante para a caracterização do escoamento a jusante da UHE de Três Marias, além de contribuir para a identificação de possíveis corredores de natação, tanto em modelos bidimensionais quanto tridimensionais. Observou-se que as velocidades no canal de fuga são inferiores as observadas de forma geral no trecho a jusante do canal de fuga e isto pode contribuir para a permanência de peixes. Também se observou que a velocidade sofre influência da distância do barramento, tal influência não foi observada para a TKE ou a THS.

Quanto as diferenças entre os modelos, acredita-se que o modelo DDES represente melhor a TKE e a THS por apresentar maior sensibilidade a essas características, o que torna esse modelo relevante em estudos de comportamento de peixes que envolvam tais variáveis hidráulicas. As velocidades possuem coerência entre os modelos que apresentaram de forma macro similaridade para distribuição das regiões de maiores e menores velocidades.

Quanto ao uso de modelos numéricos relacionado ao comportamento de peixes, observou-se um enfoque maior em passagens para peixes sobre os outros temas: a presença de corredores ou barreiras à migração de peixes, a qualidade de habitat impactado pela operação de UHE e a simulação de movimentos de peixes em áreas próximas às barragens. Além disso, constatou-se um interesse crescente na pesquisa de não salmonídeos, embora ainda haja poucas pesquisas envolvendo espécies neotropicais, ou seja, ainda há poucas pesquisas nos locais que concentram a maior biodiversidade de peixes. Também se observa um interesse em espécies de maior valor econômico, embora haja uma tendência ao estudo de espécies mais comuns nas áreas de barramento, ocorrendo uma concentração de pesquisas no hemisfério norte. A escolha e viabilidade do tipo de software adotado sofrem influência do tema da pesquisa, entretanto observa-se que a associação de diferentes abordagens e modelos contribui para um entendimento mais holístico dos temas estudados.

Por fim espera-se que esse trabalho tenha contribuído para o entendimento do fenômeno de falsa atração e para ressaltar diferenças entre diferentes modelos numéricos. Além disso, espera-se que a revisão possa auxiliar trabalhos futuros nas definições de características de modelos e abordagens utilizadas para o estudo do

comportamento de peixes relacionado aos impactos de UHEs.

8. TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões de trabalhos futuros são sugeridos os seguintes temas:

- a) Estudos de correlação dados de TSH e TKE, obtidos com modelos numéricos tridimensionais de abordagem híbrida de turbulência, com dados de rastreamento de peixe;
- b) Avaliação a manutenção dos corredores de natação (ou barreiras de natação) para espécies neotropicais considerando efeitos de vazão turbinada bem como vertimento;
- c) Análises de incertezas da determinação das margens nos valores de velocidade (especialmente próximo a esses locais que podem ser corredores de natação);
- d) Desenvolver estudos laboratoriais sobre a capacidade de suporte em escoamentos de espécies neotropicais, avaliando TSH e TKE;
- e) Investigações com uso de CFD em problemas de ictiofauna relacionados a UHE no hemisfério sul, especialmente em áreas onde grande diversidade de peixes serão afetadas pela construção de novas UHEs.
- f) Estudos sobre a qualidade do habitat e a modelagem de movimento de peixe com aplicação de modelos hidrodinâmicos.

REFERÊNCIAS

AARESTRUP, K. et al. Movements of two strains of radio tagged Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts through a reservoir. **Fisheries Management and Ecology**, v. 6, n. 2, p. 97–107, abr. 1999.

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, jan. 2016.

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish die-off in river and reservoir: A review on anoxia and gas supersaturation. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 3, 2021.

ALHO, P.; MÄKINEN, J. Hydraulic parameter estimations of a 2D model validated with sedimentological findings in the point bar environment. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 18, p. 2578–2593, 2010.

ALLEN, I. W. et al. Potential barriers to upstream fish passage caused by anthropogenic river modifications: A computer modeling study of emerald shiners (*Notropis atherinoides*) in the upper Niagara River. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 76–85, 2017.

ALVAREZ, L. V.; SCHMEECKLE, M. W.; GRAMS, P. E. A detached eddy simulation model for the study of lateral separation zones along a large canyon-bound river. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 122, n. 1, p. 25–49, 2017.

ALVES, C. B. M. Evaluation of fish passage through the Igarapé Dam fish ladder (rio Paraopeba, Brazil), using marking and recapture. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 233–236, abr. 2007.

AN, R. et al. Three-dimensional simulation and experimental study for optimising a vertical slot fishway. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 12, p. 119–129, 2016.

ANA. **HidroWeb**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/mapa>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

ANDERSSON, A. G. et al. A Study of the Location of the Entrance of a Fishway in a

Regulated River with CFD and ADCP. **Modelling and Simulation in Engineering**, v. 2012, p. 1–12, 2012.

ANDRADE, F. et al. Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 723–730, 2012.

ANSAR, A. et al. Should we build more large dams? The actual costs of hydropower megaproject development. **Energy Policy**, v. 69, p. 43–56, 2014.

ARENAS, A. et al. Analysis of movements and behavior of smolts swimming in hydropower reservoirs. **Ecological Modelling**, v. 312, p. 292–307, 2015.

BAEK, K. O.; KIM, Y. DO. A case study for optimal position of fishway at low-head obstructions in tributaries of Han River in Korea. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 222–230, mar. 2014.

BAK-COLEMAN, J. et al. The spatiotemporal dynamics of rheotactic behavior depends on flow speed and available sensory information. **Journal of Experimental Biology**, 1 jan. 2013.

BAKI, A. B. M.; ZHU, D. Z.; RAJARATNAM, N. Flow Simulation in a Rock-Ramp Fish Pass. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 142, n. 10, p. 04016031, out. 2016.

BARBOSA, J. et al. **Aspectos da estrutura populacional da mandiua *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803 (Osteichthyes, Pimelodidae) na represa Bariri, rio Tietê, Estado de São Paulo.** [s.l: s.n.].

BAYON, A. et al. Performance assessment of OpenFOAM and FLOW-3D in the numerical modeling of a low Reynolds number hydraulic jump. **Environmental Modelling & Software**, v. 80, p. 322–335, jun. 2016.

BEAMISH, F. W. H. Swimming capacity. In: **Fish Physiology**. 7. ed. New York, NY: Academic Press, 1978. p. 101–187.

BEIRÃO, B. V. et al. Determining barotrauma in the Pictus catfish, *Pimelodus pictus*, experimentally exposed to simulated hydropower turbine passage. **Marine and**

Freshwater Research, v. 69, n. 12, p. 1913, 2018.

BENSON, T. et al. Agent-based modelling of juvenile eel migration via selective tidal stream transport. **Ecological Modelling**, v. 443, 1 mar. 2021.

BEST, J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 1, p. 7–21, 2019.

BETT, N. N. et al. Using an integrative research approach to improve fish migrations in regulated rivers: a case study on Pacific Salmon in the Seton River, Canada. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 2, p. 385–405, 6 jan. 2022.

BLANCKAERT, K. Hydrodynamic processes in sharp meander bends and their morphological implications. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 116, n. F1, p. n/a-n/a, mar. 2011.

BLOCKEN, B.; GUALTIERI, C. Ten iterative steps for model development and evaluation applied to Computational Fluid Dynamics for Environmental Fluid Mechanics. **Environmental Modelling & Software**, v. 33, p. 1–22, jul. 2012.

BOAVIDA, I. et al. Uncertainty in predicting the fish-response to two-dimensional habitat modeling using field data. **River Research and Applications**, v. 29, n. 9, p. 1164–1174, nov. 2013.

BOAVIDA, I. et al. Barbel habitat alterations due to hydropeaking. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 9, n. 2, p. 237–247, jun. 2015.

BOAVIDA, I. et al. Move or stay: habitat use and movements by Atlantic salmon parr (Salmo salar) during induced rapid flow variations. **Hydrobiologia**, v. 785, n. 1, p. 261–275, 25 jan. 2017.

BREWER, S. K. et al. Synthesizing models useful for ecohydrology and ecohydraulic approaches: An emphasis on integrating models to address complex research questions. **Ecohydrology**, v. 11, n. 7, 6 out. 2018.

BULAT, M.; BULAT, P. Comparison of Turbulence Models in the Calculation of Supersonic Separated Flows. **World Applied Sciences Journal**, v. 27, p. 1263–1266,

1 jan. 2013.

BUNN, S.; ARTHINGTON, A. H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 492–507, 1 out. 2002.

BUNT, C. M.; CASTRO-SANTOS, T.; HARO, A. PERFORMANCE OF FISH PASSAGE STRUCTURES AT UPSTREAM BARRIERS TO MIGRATION. **River Research and Applications**, v. 28, n. 4, p. 457–478, maio 2012.

CAI, L. et al. Rheotaxis and swimming performance of Perch-barbel (*Percocypris pingi*, Tchang, 1930) and application to design of fishway entrances. **Ecological Engineering**, v. 132, p. 102–108, 1 jul. 2019.

CASTRO-SANTOS, T. Optimal swim speeds for traversing velocity barriers: an analysis of volitional high-speed swimming behavior of migratory fishes. **Journal of Experimental Biology**, v. 208, n. 3, p. 421–432, 1 fev. 2005.

CASTRO-SANTOS, T. Modeling the Effect of Varying Swim Speeds on Fish Passage through Velocity Barriers. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 135, n. 5, p. 1230–1237, set. 2006.

CBHSF, C. DA B. H. DO R. S. F. **A Bacia**. Disponível em: <<https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>>. Acesso em: 8 dez. 2022.

CEMIG. **RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS SUPERA 80% DE CAPACIDADE, MAIOR ÍNDICE DESDE 2012**. Disponível em: <<https://www.cemig.com.br/sites/Imprensa/pt-br/Paginas/reservatorio-de-tres-marias-alcanca-maior-indice-desde-2012.aspx>>. Acesso em: 25 mar. 2019.

CHANG, K.; CONSTANTINESCU, G.; PARK, S.-O. Assessment of Predictive Capabilities of Detached Eddy Simulation to Simulate Flow and Mass Transport Past Open Cavities. **Journal of Fluids Engineering**, v. 129, n. 11, p. 1372–1383, nov. 2007.

CHAVES, L. C. et al. Sistemas de apoio à decisão: mapeamento e análise de conteúdo. **Revista Eletrônica de Ciência Administrativa**, v. 12, n. 1, p. 6–22, 30 abr. 2013.

CHEN, M. et al. Identifying operation scenarios to optimize attraction flow near fishway entrances for endemic fishes on the Tibetan Plateau of China to match their swimming characteristics: A case study. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 133615, nov. 2019.

CHEN, Q. et al. Inducing Flow Velocities to Manage Fish Reproduction in Regulated Rivers. **Engineering**, v. 7, n. 2, p. 178–186, 1 fev. 2021.

CHEN, S. C.; WANG, S. C.; TFWALA, S. S. Hydraulics driven upstream migration of taiwanese indigenous fishes in a fish-bone-type fishway. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 179–193, 2017.

CHEN, S.; CHEN, B.; FATH, B. D. **Assessing the cumulative environmental impact of hydropower construction on river systems based on energy network model** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2015.

CHOI, S.-U. et al. Impact of hydropeaking on downstream fish habitat at the Goesan Dam in Korea. **Ecohydrology**, v. 10, n. 6, p. e1861, set. 2017.

CHRISTOPHER, J. G.; CFD DIRECT. **OpenFOAM**. Disponível em: <<https://openfoam.org/>>. Acesso em: 30 mar. 2020.

CHUNG, Y. M.; SUNG, H. J.; KROGSTAD, P. A. Modulation of near-wall turbulence structure with wall blowing and suction. **AIAA Journal**, v. 40, p. 1529–1535, 1 ago. 2002.

COHEN, J. **Statistical Power Analysis for the Behavioural Science**. 2. ed. New York, NY: Academic Press, 1988.

COLLIN, S. P.; MARSHALL, N. J.; KALMIJN, A. J. Detection and processing of electromagnetic and near-field acoustic signals in elasmobranch fishes. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 355, n. 1401, p. 1135–1141, 29 set. 2000.

CONSTANTINESCU, G. et al. Structure of turbulent flow at a river confluence with momentum and velocity ratios close to 1: Insight provided by an eddy-resolving numerical simulation. **Water Resources Research**, v. 47, n. 5, maio 2011a.

CONSTANTINESCU, G. et al. Structure of turbulent flow at a river confluence with momentum and velocity ratios close to 1: Insight provided by an eddy-resolving numerical simulation. **Water Resources Research**, v. 47, n. 5, maio 2011b.

CONSTANTINESCU, G.; KOKEN, M.; ZENG, J. The structure of turbulent flow in an open channel bend of strong curvature with deformed bed: Insight provided by detached eddy simulation. **Water Resources Research**, v. 47, n. 5, maio 2011.

CRAIG, J. F. Large dams and freshwater fish biodiversity. **Contributing Paper**, 2000.

CRIMALDI, J. P.; BROWNING, H. S. A proposed mechanism for turbulent enhancement of broadcast spawning efficiency. **Journal of Marine Systems**, v. 49, n. 1–4, p. 3–18, ago. 2004.

DANESHVAR, F. et al. Applications of computational fluid dynamics in fish and habitat studies. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 17, n. 1, p. 53–62, 2017.

DE ANDRADE, F. et al. Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 723–730, out. 2012.

DE FARIA, F. A. M. et al. The local socio-economic impacts of large hydropower plant development in a developing country. **Energy Economics**, v. 67, p. 533–544, 2017.

DE SOUZA CASTRO, E. R. R.; MOREIRA, M. C.; DA SILVA, D. D. Environmental flow in the River Ondas basin in Bahia, Brazilian Cerrado. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 1, p. 68, 30 jan. 2016.

DELAVAN, S. K. et al. Anthropogenic turbulence and velocity barriers for upstream swimming fish: A field study on emerald shiners (*Notropis atherinoides*) in the Upper Niagara River. **Ecological Engineering**, v. 101, p. 91–106, 1 abr. 2017.

ENDERS, E. C. et al. Effects of Decelerating and Accelerating Flows on Juvenile Salmonid Behavior. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 141, n. 2, p. 357–364, mar. 2012.

ENDERS, E. C.; BOISCLAIR, D.; ROY, A. G. A model of total swimming costs in

turbulent flow for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, n. 5, p. 1079–1089, 1 maio 2005.

EPE. **Fact Sheet: Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2022**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/anuario-estatistico-de-energia-eletrica>>.

EPE. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2031**. Brasília: [s.n.].

FANG, H. et al. Forecasting Yangtze finless porpoise movement behavior using an Eulerian–Eulerian-diffusion method (EEDM). **Ecological Engineering**, v. 88, p. 39–52, 2016a.

FANG, H. et al. Kinetic theory for aquatic animal distribution simulation. **Science China Technological Sciences**, v. 59, n. 12, p. 1856–1866, 11 dez. 2016b.

FANTIN-CRUZ, I. et al. Effects of a diversion hydropower facility on the hydrological regime of the Correntes River, a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 531, p. 810–820, dez. 2015.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. Selection of an experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná River, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 4, p. 579–586, ago. 2004.

FERRARI, A.; MAGNINI, M.; THOME, J. R. A Flexible Coupled Level Set and Volume of Fluid (flexCLV) method to simulate microscale two-phase flow in non-uniform and unstructured meshes. **International Journal of Multiphase Flow**, v. 91, p. 276–295, maio 2017.

FERZIGER, J. H.; PERIĆ, M. **Computational Methods for Fluid Dynamics**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2002.

FINGER, J. S. et al. Monitoring upstream fish passage through a Mississippi River lock and dam reveals species differences in lock chamber usage and supports a fish passage model which describes velocity-dependent passage through spillway gates. **River Research and Applications**, v. 36, n. 1, p. 36–46, 1 jan. 2020.

FRÖHLICH, J.; VON TERZI, D. Hybrid LES/RANS methods for the simulation of turbulent flows. **Progress in Aerospace Sciences**, v. 44, n. 5, p. 349–377, jul. 2008.

FUENTES-PÉREZ, J. F. et al. 3D modelling of non-uniform and turbulent flow in vertical slot fishways. **Environmental Modelling and Software**, v. 99, p. 156–169, 2018.

GAMA, C. DE S. Estudo acerca da mortandade de peixes no AHE Ferreira Gomes, rio Araguari, Ferreira Gomes, AP. **Arquivos Científicos (IMMES)**, v. 3, p. 129–136, 2020.

GAO, Z. et al. A new Eulerian–Lagrangian agent method to model fish paths in a vertical slot fishway. **Ecological Engineering**, v. 88, p. 217–225, 2016.

GARCÍA, A. et al. Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. **River Research and Applications**, v. 27, n. 3, p. 312–327, 2011.

GARCIA, T. et al. Development of a Fluvial Egg Drift Simulator to evaluate the transport and dispersion of Asian carp eggs in rivers. **Ecological Modelling**, v. 263, p. 211–222, 2013.

GARD, M. Comparison of spawning habitat predictions of PHABSIM and River2D models*. **International Journal of River Basin Management**, v. 7, n. 1, p. 55–71, mar. 2009.

GIBBONS, W. J.; ANDREWS, K. M. PIT Tagging: Simple Technology at Its Best. **Bioscience**, v. 54, n. 5, p. 447–454, 2004.

GIORGI, A. E. et al. Factors That Influence the Downstream Migration Rates of Juvenile Salmon and Steelhead through the Hydroelectric System in the Mid-Columbia River Basin. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 17, n. 2, p. 268–282, maio 1997.

GIRALDO, A. et al. Fish carcasses adrift in the Paranaíba river downstream of the São Simão dam, Brazil. In: **Risk Assessment of Fish Death at Hydropower Plants in Southeastern Brazil**. [s.l.] 10.5935, 2016.

GISEN, D. C.; WEICHERT, R. B.; NESTLER, J. M. Optimizing attraction flow for

upstream fish passage at a hydropower dam employing 3D Detached-Eddy Simulation. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 344–353, mar. 2017.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; GODINHO, H. P. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 80, n. 4, p. 421–433, 2007.

GOETTEL, M. T.; ATKINSON, J. F.; BENNETT, S. J. Behavior of western blacknose dace in a turbulence modified flow field. **Ecological Engineering**, v. 74, p. 230–240, jan. 2015.

GÓMEZ-MOURELO, P. **From individual-based models to partial differential equations: An application to the upstream movement of elvers**. Ecological Modelling. **Anais...**25 out. 2005.

GOODWIN, R. A. et al. Forecasting 3-D fish movement behavior using a Eulerian–Lagrangian–agent method (ELAM). **Ecological Modelling**, v. 192, n. 1–2, p. 197–223, fev. 2006.

GOODWIN, R. A. et al. Fish navigation of large dams emerges from their modulation of flow field experience. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 14, p. 5277–5282, 2014.

GOWANS, A. R. D. et al. Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 12, n. 3, p. 177–189, 2003.

GRAF, W. L. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. **Geomorphology**, v. 79, n. 3–4, p. 336–360, 2006.

GREEN, T. et al. Evaluation of Guiding Device for Downstream Fish Migration with In-field Particle Tracking Velocimetry and CFD. **Journal of Applied Fluid Mechanics**, v. 8, 1 jul. 2015.

GREENSHIELDS, C. **OpenFOAM User Guide**. [s.l.] OpenFOAM Foundation, 2019.

GREENSHIELDS, C. J. **OpenFOAM-The Open Source CFD Toolbox-User**

Guide.OpenFOAM Foundation Ltd, , 2015.

GRILL, G. et al. Mapping the world's free-flowing rivers. **Nature**, v. 569, n. 7755, p. 215–221, 8 maio 2019.

GRIMM, V.; POLHILL, G.; TOUZA, J. Documenting Social Simulation Models: The ODD Protocol as a Standard. In: [s.l: s.n.]. p. 349–365.

GUTFREUND, C. et al. Effectiveness of a fish ladder for two Neotropical migratory species in the Paraná River. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 12, p. 1848, 2018.

HAMUDUDU, B.; KILLINGTVEIT, A. Assessing climate change impacts on global hydropower. **Energies**, v. 5, n. 2005, p. 305–322, 2012.

IEA. **Renewables 2019:Market analysis and forecast from 2019 to 2024**. Disponível em: <<https://www.iea.org/reports/renewables-2019/power#hydropower>>. Acesso em: 23 dez. 2019.

IEA. **Hydropower Special Market Report: Analysis and forecast to 2030**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.iea.org>.

IM, D.; CHOI, B.; CHOI, S. Change in fish community composition following weir removal, field observations, and physical habitat simulations. **River Research and Applications**, v. 35, n. 7, p. 1062–1071, 15 set. 2019.

JIAO, W. et al. Variation in the suitability of Chinese sturgeon spawning habitat after construction of dams on the Yangtze River. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 35, n. 3, p. 637–643, 29 jun. 2019.

JOHNSON, E. L. et al. Estimating adult Chinook salmon exposure to dissolved gas supersaturation downstream of hydroelectric dams using telemetry and hydrodynamic models. **River Research and Applications**, v. 23, n. 9, p. 963–978, nov. 2007.

JOHNSON, G. E. et al. Sluiceway operations to pass juvenile salmonids at the Dalles Dam, Columbia River, USA. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 33, n. 5, p. 1000–1012, out. 2013.

JOWETT, I. G.; DUNCAN, M. J. Effectiveness of 1D and 2D hydraulic models for instream habitat analysis in a braided river. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 92–100, 2012.

JUNK, W.; BAYLEY, P.; SPARKS, R. **The flood pulse concept in river-floodplain systems**. [s.l: s.n.]. v. 106

KAMPKE, W.; WEICHERT, R.; SCHOLTEN, M. **How to guide fish into a fishway?—Strategic aspects and investigations on attraction flow**. Proc. 10th International Symposium on Ecohydraulics, Trondheim. **Anais...**2014.

KANG, S.; SOTIROPOULOS, F. Flow phenomena and mechanisms in a field-scale experimental meandering channel with a pool-riffle sequence: Insights gained via numerical simulation. **Journal of Geophysical Research**, v. 116, n. F3, p. F03011, ago. 2011.

KANG, S.; SOTIROPOULOS, F. Assessing the predictive capabilities of isotropic, eddy viscosity Reynolds-averaged turbulence models in a natural-like meandering channel. **Water Resources Research**, v. 48, n. 6, jun. 2012.

KANG, S.; SOTIROPOULOS, F. Large-Eddy Simulation of Three-Dimensional Turbulent Free Surface Flow Past a Complex Stream Restoration Structure. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 141, n. 10, p. 04015022, out. 2015.

KASVI, E. et al. Two-dimensional and three-dimensional computational models in hydrodynamic and morphodynamic reconstructions of a river bend: Sensitivity and functionality. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 6, p. 1604–1629, 15 mar. 2015.

KATOPODIS, C.; WILLIAMS, J. G. The development of fish passage research in a historical context. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 8–18, 2012.

KATZMAN, S. M. et al. Water velocity preferences of Coho Salmon during the parr-smolt transformation. **Environmental Biology of Fishes**, v. 88, n. 1, p. 79–84, 11 maio 2010.

KEMP, P. S.; KATOPODIS, C. Introducing the Journal of Ecohydraulics : fundamental and applied research on the road to transdisciplinarity. **Journal of Ecohydraulics**, v.

1, n. 1–2, p. 1–4, 2 jul. 2016.

KEPPELER, F. W. et al. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 155951, set. 2022.

KEYLOCK, C. J.; CONSTANTINESCU, G.; HARDY, R. J. The application of computational fluid dynamics to natural river channels: Eddy resolving versus mean flow approaches. **Geomorphology**, v. 179, p. 1–20, dez. 2012.

KHAN, L. A. et al. Case Study of an Application of a Computational Fluid Dynamics Model to the Forebay of the Dalles Dam, Oregon. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 134, n. 5, p. 509–519, maio 2008.

KHAN, L. A.; ROY, E. W.; RASHID, M. Computational fluid dynamics modelling of forebay hydrodynamics created by a floating juvenile fish collection facility at the Upper Baker River Dam, Washington. **River Research and Applications**, v. 24, n. 9, p. 1288–1309, 2008.

KHOSRONEJAD, A. et al. High-fidelity numerical modeling of the Upper Mississippi River under extreme flood condition. **Advances in Water Resources**, v. 98, p. 97–113, dez. 2016.

LACEY, R. W. J. et al. The IPOS framework: linking fish swimming performance in altered flows from laboratory experiments to rivers. **River Research and Applications**, v. 28, n. 4, p. 429–443, maio 2012.

LANE, S. N. et al. The application of computational fluid dynamics to natural river channels: three-dimensional versus two-dimensional approaches. **Geomorphology**, v. 29, n. 1–2, p. 1–20, ago. 1999.

LARSEN, B. E.; FUHRMAN, D. R.; ROENBY, J. Performance of interFoam on the simulation of progressive waves. **Coastal Engineering Journal**, v. 61, n. 3, p. 380–400, 3 jul. 2019.

LEE, I.-B. et al. The past, present and future of CFD for agro-environmental applications. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 93, p. 168–183, 2013.

LEHNER, B. et al. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 9, p. 494–502, nov. 2011.

LI, J.; XIA, Z.; WANG, Y. A time-series model for assessing instantaneous physical conditions in carp habitats. **Ecohydrology**, v. 6, n. 3, p. 393–401, jun. 2013.

LI, W. et al. Individual-based modelling of fish population dynamics in the river downstream under flow regulation. **Ecological Informatics**, v. 5, n. 2, p. 115–123, 2010.

LIAO, L. et al. Identifying three-dimensional swimming corridors for fish to match their swimming characteristics under different hydropower plant operations: Optimization of entrance location for fish-passing facilities. **Science of The Total Environment**, v. 822, p. 153599, maio 2022.

LIMA, A. C. et al. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. **Hydrobiologia**, v. 763, n. 1, p. 207–221, 29 jan. 2016.

LINDBERG, D.-E. et al. Methods for locating the proper position of a planned fishway entrance near a hydropower tailrace. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 43, n. 5, p. 339–347, 2013.

LOCHER, H.; SCANLO, A. Sustainable Hydropower – Issues and Approaches. In: **Hydropower - Practice and Application**. [s.l.] InTech, 2012.

LOPES, J. DE M. **Dinâmica migratória e reprodutiva de uma espécie reofílica de peixe (*Prochilodus costatus*) no Alto São Francisco, MG: diferenças entre populações locais e transpostas e implicações para a instalação de um sistema de transposição de peixes na UHE Três Mari**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2017.

LOPES, L. F. G. et al. Hydrodynamics and water quality modelling in a regulated river segment: Application on the instream flow definition. **Ecological Modelling**, v. 173, n. 2–3, p. 197–218, 2004.

LOURES, R. C.; GODINHO, A. L. **Avaliação de risco de morte de peixes em usinas**

hidrelétricas. [s.l.] Companhia Energética de Minas Gerais, 2016. v. 5

LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco river, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 731–740, out. 2012.

LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Seasonal and diel changes in fish distribution in a tropical hydropower plant tailrace: Evidence from hydroacoustic and gillnet sampling. **Fisheries Management and Ecology**, v. 22, n. 3, p. 185–196, 2015.

LU, Y.; WANG, Z. 3D numerical simulation for water flows and sediment deposition in dam areas of the Three Gorges Project. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 135, n. 9, p. 755–769, set. 2009.

MACHADO, C. B. et al. Damming shapes genetic patterns and may affect the persistence of freshwater fish populations. **Freshwater Biology**, v. 67, n. 4, p. 603–618, 17 abr. 2022.

MAKRAKIS, S. et al. Hydropower Development and Fishways: A Need for Connectivity in Rivers of the Upper Paraná Basin. **Sustainability**, v. 11, n. 13, p. 3749, 9 jul. 2019.

MALLEN-COOPER, M.; BRAND, D. A. Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, n. 5, p. 319–332, out. 2007.

MAO, X. et al. Influence of structure on hydraulic characteristics of T shape fishway. **Journal of Hydrodynamics, Ser. B**, v. 24, n. 5, p. 684–691, 2012.

MARRINER, B. A. et al. Field and numerical assessment of turning pool hydraulics in a vertical slot fishway. **Ecological Engineering**, v. 63, p. 88–101, fev. 2014.

MARRINER, B. A. et al. The hydraulics of a vertical slot fishway: A case study on the multi-species Vianney-Legendre fishway in Quebec, Canada. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 190–202, maio 2016.

MENDES, L. M. M.; SOUZA, G. A. R.; SANTOS, H. A. Downstream alterations on hydrodynamic fields by hydropower plant operations: implications for upstream fish

migration. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 2, p. 281–307, 10 jan. 2022.

MENTER, F. R. Two-equation eddy-viscosity turbulence models for engineering applications. **AIAA Journal**, v. 32, n. 8, p. 1598–1605, ago. 1994.

MIRZAEI, P. A. Development of a fish leaping framework for low-head barriers. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 14, p. 34–43, 2017a.

MIRZAEI, P. A. Development of a fish leaping framework for low-head barriers. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 14, p. 34–43, mar. 2017b.

MULLIGAN, K. B. et al. A computational fluid dynamics modeling study of guide walls for downstream fish passage. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 324–332, 2017.

NESTLER, J. M. et al. Optimum fish passage and guidance designs are based in the hydrogeomorphology of natural rivers. **River Research and Applications**, v. 24, n. 2, p. 148–168, 2008.

NESTLER, J. M. et al. The river machine: A template for fish movement and habitat, fluvial geomorphology, fluid dynamics and biogeochemical cycling. **River Research and Applications**, v. 28, n. 4, p. 490–503, 2012.

NESTLER, J. M. et al. Ecohydraulics exemplifies the emerging “paradigm of the interdisciplines”. **Journal of Ecohydraulics**, v. 1, n. 1–2, p. 5–15, 2 jul. 2016.

NYSTROM, E. A.; REHMANN, C. R.; OBERG, K. A. Evaluation of Mean Velocity and Turbulence Measurements with ADCPs. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 133, n. 12, p. 1310–1318, dez. 2007.

ODEH, M. et al. **Evaluation of the Effects of Turbulence on the Behavior of Migratory Fish**. [s.l.: s.n.].

OLIVEIRA, I. D. C. E. et al. One-and two-dimensional ecohydraulic modeling of formoso river (MG). **Engenharia Agricola**, v. 36, n. 6, p. 1050–1062, 2016.

OLIVOTO, T.; LÚCIO, A. D. metan: An R package for multi-environment trial analysis. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 6, p. 783–789, 17 jun. 2020.

PAPANICOLAOU, A. (THANOS) N. et al. Sediment transport modeling review— Current and future developments. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 134, n. 1, p. 1–14, jan. 2008.

PARSAPOUR-MOGHADDAM, P. et al. Impacts of Channel Morphodynamics on Fish Habitat Utilization. **Environmental Management**, v. 64, n. 3, p. 272–286, 2019.

PARSAPOUR-MOGHADDAM, P.; RENNIE, C. D. Hydrostatic versus nonhydrostatic hydrodynamic modelling of secondary flow in a tortuously meandering river: Application of Delft3D. **River Research and Applications**, v. 33, n. 9, p. 1400–1410, nov. 2017.

PARSAPOUR-MOGHADDAM, P.; RENNIE, C. D. Calibration of a 3D Hydrodynamic Meandering River Model Using Fully Spatially Distributed 3D ADCP Velocity Data. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 144, n. 4, p. 04018010, abr. 2018.

PEDERSEN, Ø.; RÜTHER, N. CFD modeling as part of a hybrid modeling case study for a gauging station with challenging hydraulics. **Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics**, v. 13, n. 1, p. 265–278, 1 jan. 2019.

PHAM, L. H. H. P.; RUSLI, R. A review of experimental and modelling methods for accidental release behaviour of high-pressurised CO₂ pipelines at atmospheric environment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 104, p. 48–84, 2016.

PIPER, A. T. et al. Response of seaward-migrating European eel (*Anguilla anguilla*) to manipulated flow fields. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1811, p. 20151098, 2015a.

PIPER, A. T. et al. Response of seaward-migrating European eel (*Anguilla anguilla*) to manipulated flow fields. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1811, p. 20151098, 2015b.

PIPER, A. T.; WRIGHT, R. M.; KEMP, P. S. The influence of attraction flow on upstream passage of European eel (*Anguilla anguilla*) at intertidal barriers. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 329–336, 2012.

POFF, N. L. R. et al. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, 1997.

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 194–205, jan. 2010.

POLITANO, M.; CARRICA, P.; WEBER, L. A multiphase model for the hydrodynamics and total dissolved gas in tailraces. **International Journal of Multiphase Flow**, v. 35, n. 11, p. 1036–1050, 1 nov. 2009.

POLITANO, M.; HAQUE, M. M.; WEBER, L. J. A numerical study of the temperature dynamics at McNary Dam. **Ecological Modelling**, v. 212, n. 3–4, p. 408–421, abr. 2008.

POLITANO, M. S. et al. A multidimensional two-phase flow model for the total dissolved gas downstream of spillways. **Journal of Hydraulic Research**, v. 45, n. 2, p. 165–177, 26 mar. 2007.

PORTO, R. M. **Hidráulica básica**. 4. ed. São Carlos: EESC/USP, 2006.

PRADO, I. et al. Influência de fatores abióticos na captura e condição dos peixes imediatamente a jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias, Rio São Francisco. In: LOURES, R.; GODINHO, A. (Eds.). . **Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas**. 1. ed. [s.l.] CEMIG, 2016. p. 232–246.

PUERTAS, J. et al. Computer application for the analysis and design of vertical slot fishways in accordance with the requirements of the target species. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 51–60, 2012a.

PUERTAS, J. et al. Computer application for the analysis and design of vertical slot fishways in accordance with the requirements of the target species. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 51–60, 2012b.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; KARL, J. F. J. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: [s.n.].

REN, Z.; WANG, J.; WAN, D. Investigation of fine viscous flow fields in ship planar motion mechanism tests by DDES and RANS methods. **Ocean Engineering**, v. 243, p. 110272, jan. 2022.

RICHARD, G. L.; RAMBAUD, A.; VILA, J. P. Consistent equations for open-channel flows in the smooth turbulent regime with shearing effects. **Journal of Fluid Mechanics**, v. 831, p. 289–329, nov. 2017.

RICHTER, B. D. et al. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1163–1174, 1996.

RIPL, W. Water: the bloodstream of the biosphere. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 358, n. 1440, p. 1921–1934, 29 dez. 2003.

RODI, W. Turbulence Modeling and Simulation in Hydraulics: A Historical Review. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 143, n. 5, p. 03117001, maio 2017.

RODRIGUEZ, Á. et al. Optical fish trajectory measurement in fishways through Computer Vision and Artificial Neural Networks. **Journal of Computing in Civil Engineering**, v. 25, n. 4, p. 291–301, jul. 2011.

RODRIGUEZ, J. F. et al. High-resolution Numerical Simulation of Flow Through a Highly Sinuous River Reach. **Water Resources Management**, v. 18, n. 3, p. 177–199, jun. 2004.

SANTOS, H. et al. Swimming performance of the freshwater neotropical fish: *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 433–439, maio 2008.

SANTOS, H. A. et al. Flow characteristics in tailrace: understanding how hydrodynamics may attract fish to hydropower plant in South America. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 12, p. 1962, 2018.

SANTOS, H. A. et al. Turbulent Flow in a Central Vertical Slot Fishway: Numerical Assessment with RANS and LES Schemes. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 148, n. 7, jul. 2022.

SANTOS, H. DE A. **A Influência da capacidade natatória de peixes Neotropicais no projeto hidráulico de mecanismos de transposição**. [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

SANTOS, H. DE A. et al. Optimal swim speeds by respirometer: An analysis of three neotropical species. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 805–811, 2012.

SANTOS, H. DE A. E; POMPEU, P. DOS S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123–132, mar. 2012.

SANTOS, H. DE A. E; POMPEU, P. DOS S.; MARTINEZ, C. B. Swimming performance of the migratory Neotropical fish *Leporinus reinhardtii* (Characiformes: Anostomidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 139–146, 2007.

SATO, Y., N. et al. Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. In: GODINHO, H.; GODINHO, A. (Eds.). . **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003.

SATTAR, A. M. A.; JASAK, H.; SKURIC, V. Three dimensional modeling of free surface flow and sediment transport with bed deformation using automatic mesh motion. **Environmental Modelling & Software**, v. 97, p. 303–317, nov. 2017.

SCHILT, C. R. Developing fish passage and protection at hydropower dams. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 104, n. 3–4, p. 295–325, maio 2007.

SCRUTON, D. A. et al. Conventional and EMG telemetry studies of upstream migration and tailrace attraction of adult Atlantic salmon at a hydroelectric installation on the Exploits River, Newfoundland, Canada. **Hydrobiologia**, v. 582, n. 1, p. 67–79, 2007.

SCRUTON, D. A. et al. Hydroelectricity and fish: a synopsis of comprehensive studies of upstream and downstream passage of anadromous wild Atlantic salmon, *Salmo salar*, on the Exploits River, Canada. **Hydrobiologia**, v. 609, n. 1, p. 225–239, 16 set. 2008.

SHAHEED, R.; MOHAMMADIAN, A.; KHEIRKHAH GILDEH, H. A comparison of standard $k-\epsilon$ and realizable $k-\epsilon$ turbulence models in curved and confluent channels. **Environmental Fluid Mechanics**, v. 19, n. 2, p. 543–568, 10 abr. 2019.

SHISHEGARAN, A. et al. A novel ensemble model for predicting the performance of a novel vertical slot fishway. **Frontiers of Structural and Civil Engineering**, v. 14, n. 6,

p. 1418–1444, 1 ago. 2020.

SILVA, A. T. et al. Cyprinid swimming behaviour in response to turbulent flow. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 314–328, 2012.

SILVA, A. T. et al. The effects of hydrodynamics on the three-dimensional downstream migratory movement of Atlantic salmon. **Science of The Total Environment**, v. 705, p. 135773, fev. 2020.

SIMÕES, A. et al. **Aspectos numéricos e físicos de soluções das equações de Saint-Venant**. (FEUP, Ed.) Congresso Luso-Moçambicano de Engenharia - CLME. **Anais...**Porto: jan. 2011.

SMITH, D. L.; GOODWIN, R. A.; NESTLER, J. M. Relating turbulence and fish habitat: a new approach for management and research. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, v. 22, n. 2, p. 123–130, 3 abr. 2014.

SMITH, I. P.; JOHNSTONE, A. D. F.; SMITH, G. W. Upstream migration of adult Atlantic salmon past a fish counter weir in the Aberdeenshire Dee, Scotland. **Journal of Fish Biology**, v. 51, n. 2, p. 266–274, 1997.

SOTIROPOULOS, F. Hydraulic Engineering in the Era of Big Data and Extreme Computing: Can Computers Simulate River Turbulence? **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 145, n. 6, p. 1–13, 2019.

SOUZA, G. A. R. DE. **Influência de variáveis do escoamento hidráulico na presença de peixes em um canal de fuga**. [s.l.] CEFET-MG, 2019.

SOUZA, J. F. A. DE et al. Uma revisão sobre a turbulência e sua modelagem. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 29, n. 1, p. 21–41, mar. 2011.

SPALART, P.; ALLMARAS, S. **A one-equation turbulence model for aerodynamic flows**. 30th Aerospace Sciences Meeting and Exhibit. **Anais...**Reston, Virigina: American Institute of Aeronautics and Astronautics, 6 jan. 1992. Disponível em: <<https://arc.aiaa.org/doi/10.2514/6.1992-439>>

SPALART, P. R. et al. A New Version of Detached-eddy Simulation, Resistant to

Ambiguous Grid Densities. **Theoretical and Computational Fluid Dynamics**, v. 20, n. 3, p. 181–195, 30 jul. 2006.

STEFFLER, P.; BLACKBURN, J. **River2D, two-dimensional depth averaged model of River hydrodynamics and fish habitat, introduction to depth averaged modeling and user's manual**. [s.l.] University of Alberta, 2002.

SUZUKI, F. M. et al. Factors Influencing Movements of Two Migratory Fishes within the Tailrace of a Large Neotropical Dam and their Implications for Hydropower Impacts. **River Research and Applications**, v. 33, n. 4, p. 514–523, 2017a.

SUZUKI, F. M. et al. Factors influencing movements of two migratory fishes within the tailrace of a large neotropical dam and their implications for hydropower impacts. **River Research and Applications**, v. 33, n. 4, p. 514–523, maio 2017b.

TAN, J. et al. Effects of turbulence and velocity on the movement behaviour of bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) in an experimental vertical slot fishway. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 363–374, 1 fev. 2019.

TAN, J. et al. Optimization of fishway attraction flow based on endemic fish swimming performance and hydraulics. **Ecological Engineering**, v. 170, p. 106332, nov. 2021.

TAN, J. et al. Identifying optimal position for a fish collection system for endemic fishes in Hong River, China. **Ecological Engineering**, v. 176, p. 106524, mar. 2022.

TELEDYNE. **WorkHorse Rio Grande ADCP user's guide**. [s.l.] Teledyne R, 2007.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 395–402, jun. 2013.

THOMAS, G. Improving restoration practice by deriving appropriate techniques from analysing the spatial organization of river networks. **Limnologica**, v. 45, p. 50–60, mar. 2014.

THORSTAD, E. B. et al. Upstream migration of Atlantic salmon at a power station on the River Nidelva, Southern Norway. **Fisheries Management and Ecology**, v. 10, n.

3, p. 139–146, 2003.

THORSTAD, E. B. et al. The use of electronic tags in fish research—an overview of fish telemetry methods. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 13, n. 5, 2014.

TIFFAN, K. F. et al. Water Velocity, Turbulence, and Migration Rate of Subyearling Fall Chinook Salmon in the Free-Flowing and Impounded Snake River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 2, p. 373–384, mar. 2009.

TILT, B.; BRAUN, Y.; HE, D. Social impacts of large dam projects: A comparison of international case studies and implications for best practice. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. SUPPL. 3, p. S249–S257, jul. 2009.

TIMPE, K.; KAPLAN, D. The changing hydrology of a dammed Amazon. **Science Advances**, v. 3, n. 11, p. e1700611, 1 nov. 2017.

TOPCON. **Operator's manual Topcon HiPer Pro**. [s.l.] Topcon Positioning Systems, Inc.: Livermore, CA, USA., 2006.

VALLE, D.; KAPLAN, D. Quantifying the impacts of dams on riverine hydrology under non-stationary conditions using incomplete data and Gaussian copula models. **Science of the Total Environment**, v. 677, p. 599–611, 2019.

VERSTEEG, H. K.; MALALASEKERA, W. **An introduction to Computational Fluid Dynamics: The Volume Finite Method**. 2^o ed. [s.l.: s.n.].

VON SPERLING, E. Hydropower in Brazil: Overview of positive and negative environmental aspects. **Energy Procedia**, v. 18, p. 110–118, 2012.

WALL, C. E. et al. Net rate of energy intake predicts reach-level steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) densities in diverse basins from a large monitoring program. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 73, n. 7, p. 1081–1091, jul. 2016.

WANG, P. et al. An improved habitat model to evaluate the impact of water conservancy projects on Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) spawning sites in the Yangtze

River, China. **Ecological Engineering**, v. 104, p. 165–176, jul. 2017.

WANG, Y.-S.; POLITANO, M.; LAUGHERY, R. Towards full predictions of temperature dynamics in McNary Dam forebay using OpenFOAM. **Water Science and Engineering**, v. 6, n. 3, p. 317–330, 2013.

WANG, Y. et al. Effect of Gezhouba Dajiang discharge on space distribution features of Chinese sturgeon spawning grounds. **Paiguan Jixie Gongcheng Xuebao/Journal of Drainage and Irrigation Machinery Engineering**, v. 32, n. 6, p. 487–493, 2014.

WANG, Y. et al. Model development in OpenFOAM to predict spillway jet regimes. **Journal of Applied Water Engineering and Research**, v. 3, n. 2, p. 80–94, 3 jul. 2015.

WANG, Y.; XIA, Z.; WANG, D. Characterization of hydraulic suitability of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) spawning habitat in the Yangtze River. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 23, p. 3489–3498, 2012.

WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 2–8, mar. 1989.

WEBER, L. J. et al. Application of an Eulerian–Lagrangian–Agent method (ELAM) to rank alternative designs of a juvenile fish passage facility. **Journal of Hydroinformatics**, v. 8, n. 4, p. 271–295, dez. 2006.

WHITE, F. M. **Mecânica dos fluidos**. 4. ed. Rio de Janeiro: McGraw –Hill, 2002.

WHITE, F. M. **Fluid mechanics**. 8. ed. [s.l.] McGraw-Hill Education, 2015.

WHITE, S. M.; ONDRAČKOVÁ, M.; REICHARD, M. Hydrologic Connectivity Affects Fish Assemblage Structure, Diversity, and Ecological Traits in the Unregulated Gambia River, West Africa. **Biotropica**, v. 44, n. 4, p. 521–530, jul. 2012.

WILLIAMS, J. G. **Mitigating the effects of high-head dams on the Columbia River, USA: Experience from the trenches**. Hydrobiologia. **Anais...set**. 2008.

WILLIAMS, J. G. et al. Thinking like a fish: A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. **River Research and Applications**, v. 28,

n. 4, p. 407–417, 2012.

WINEMILLER, K. O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128–129, 8 jan. 2016.

XIE, Z.; LIN, B.; FALCONER, R. A. Large-eddy simulation of the turbulent structure in compound open-channel flows. **Advances in Water Resources**, v. 53, p. 66–75, mar. 2013.

YAO, W. et al. Simulating Spawning and Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Habitat in Colorado River Based on High-Flow Effects. **Water**, v. 9, n. 2, p. 150, 22 fev. 2017.

YI, Y. et al. Evaluating the ecological influence of hydraulic projects: A review of aquatic habitat suitability models. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 68, p. 748–762, 2017.

ZARFL, C. et al. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Sciences**, v. 77, n. 1, p. 161–170, 25 jan. 2015.

ZHANG, Y. et al. Impact of water projects on river flow regimes and water quality in Huai River Basin. **Water Resources Management**, v. 24, n. 5, p. 889–908, 2010.

ZHAO, T.; UTILI, S.; CROSTA, G. B. Rockslide and Impulse Wave Modelling in the Vajont Reservoir by DEM-CFD Analyses. **Rock Mechanics and Rock Engineering**, v. 49, n. 6, p. 2437–2456, jun. 2016.

ZIELINSKI, D. P.; VOLLER, V. R.; SORENSEN, P. W. A physiologically inspired agent-based approach to model upstream passage of invasive fish at a lock-and-dam. **Ecological Modelling**, v. 382, p. 18–32, 2018.