

Verônica Bernardes de Souza Léo

**METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DE REGIMES
ECOLÓGICOS DE VAZÕES EM RIOS TROPICAIS**

Tese de Doutorado

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

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

Coorientador: Prof. Dr. Lineker Max Goulart Coelho

Belo Horizonte, dezembro de 2020

Todos os direitos reservados. É proibida a reprodução total ou parcial do trabalho sem a autorização da Instituição, da autora e dos orientadores.

Verônica Bernardes de Souza Léo

Possui graduação em Engenharia de Produção Civil e mestrado em Engenharia Civil pelo Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG), além de Pós Graduação em Administração Estratégica pela Estácio e Pós Graduação em Docência com Ênfase na Educação Básica pelo IFMG *campus* Arcos. Doutoranda em Engenharia Civil no CEFET-MG (2020), possui experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase nas áreas de hidrologia, drenagem urbana, vazão ecológica e modelagem de sistemas ambientais. Professora EBTT do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais (IFMG - *campus* Santa Luzia), atua na educação básica e superior em disciplinas na área de Recursos Hídricos.

S729m Souza Léo, Verônica Bernardes de
Metodologia para determinação de regimes ecológicos de vazões em rios tropicais / Verônica Bernardes de Souza Léo. – 2020.
159 f. : il., gráfs, tabs., fotos.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.

Orientadora: Hersília de Andrade e Santos.

Coorientador: Lineker Max Goulart Coelho.

Bibliografia: f. 143-150.

Tese (doutorado) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Civil.

1. Ecologia dos rios – Teses. 2. Escoamento – Aspectos ambientais – Teses. 3. Impacto ambiental – Avaliação – Teses. 4. Ecologia de água doce – Métodos – Teses. 5. Mudanças climáticas – Avaliação de riscos – Teses. I. Santos, Hersília de Andrade. II. Coelho, Lineker Max Goulart. III. Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Civil. IV. Título.

CDD 621.3848

Verônica Bernardes de Souza Léo

**METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DE REGIMES
ECOLÓGICOS DE VAZÕES EM RIOS TROPICAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil do CEFET-MG como requisito parcial
para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil

Profa. Hersília de Andrade e Santos, D.Sc.

Orientadora

Departamento de Engenharia Civil, CEFET-MG

Prof. Lineker Max Goulart Coelho, D.Sc.

Coorientador

Departamento de Engenharia Civil, CEFET-MG

Prof. Francisco Martínez Capel, PhD

Dept. Hydraulic Engineering and Environment, UPV

Profa. Marília Carvalho de Melo, D.Sc.

Secretaria de Meio Ambiente do Estado de Minas Gerais, SEMAD

Prof. Rogério Cabral de Azevedo, D.Sc.

Departamento de Engenharia Civil, CEFET-MG

Pesquisador Tailan Moretti Mattos D.Sc.

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFF

Belo Horizonte, dezembro de 2020

*“O coração do entendido adquire
o conhecimento, e o ouvido dos
sábios busca a sabedoria.”*
Rei Salomão

AGRADECIMENTOS

Aqui vão os meus agradecimentos aos que, direta e/ou indiretamente, contribuíram para a realização e conclusão deste árduo e digno trabalho.

Primeiramente, agradeço a Deus, meu Criador e Salvador. Nada disso seria possível sem sua infinita misericórdia, bondade e sustento.

Agradeço também ao meu esposo e aos meus pais pela compreensão, carinho e incentivo. Nada disto seria possível sem a presença e apoio de vocês.

À minha irmã, familiares e amigos pelos momentos de descontração e apoio durante este período. A jornada fica mais leve com momentos bons, divertidos e suaves.

À minha orientadora Hersília e ao meu coorientador Lineker, muito obrigada por todos os ensinamentos e auxílios, além de sempre estarem presentes e à disposição quando eu mais precisava.

À toda equipe que esteve nas coletas e que esteve em apoio ao projeto de pesquisa, em especial ao meu pai, profa. Hersília, prof. Marcus, Tailan, Dandara, profa. Lilia, profa. Andrea, prof. Paco, Guilherme, Thiago, Alcino, Itamar e Ivan. Vocês foram essenciais para que este trabalho fosse desenvolvido.

Aos participantes das bancas de qualificação e de defesa da minha tese pelos ensinamentos e pelas considerações que foram pontuadas para melhoria do trabalho.

Ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG) pela bolsa de estudo, ao *campus* Santa Luzia do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais (IFMG) pela licença concedida para o meu doutorado, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro ao projeto de pesquisa (APQ-01145-15) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo parcial financiamento do estudo na pós-graduação (001).

Muito obrigada!

RESUMO

A má gestão dos recursos hídricos aliada ao crescimento pela demanda de água e às mudanças climáticas são fatores impactantes no regime de vazões de rios, interferindo diretamente na biodiversidade dos ecossistemas aquáticos e dificultando o desenvolvimento das atividades econômicas locais. Neste contexto, estudos sobre vazão ecológica (magnitude da vazão) têm sido desenvolvidos em todo o mundo desde os anos 1970 e nos últimos anos, esta abordagem evoluiu para a determinação de um regime ecológico (hidrograma ambiental) com todas suas componentes. Existem mais de 200 metodologias relacionadas ao tema no mundo, sendo que, no Brasil, a legislação determina aplicação dos métodos mais simples (com abordagem hidrológica) para concessão de outorga de água. Recentes estudos no Brasil aplicam métodos mais complexos de determinação de vazão ecológica e até de regime ecológico, porém estes não propõem abordagem adaptativa que considere as particularidades de baixa disponibilidade de dados ecológicos em comparação a ampla biodiversidade das áreas tropicais e de escassez de recursos financeiros de países normalmente localizados nestas áreas. Assim, este trabalho buscou responder as seguintes perguntas de pesquisa: (1) Quais os principais métodos e estudos de vazão ecológica / hidrograma ambiental aplicados em regiões tropicais com baixa disponibilidade de dados ecológicos em comparação a biodiversidade local e com escassez de recursos financeiros? (2) A partir de quando iniciaram estes estudos e quais são as principais considerações destes estudos em relação a aplicação da metodologia por órgãos gestores de recursos hídricos? (3) Quais os principais índices alterados do regime de vazões de um trecho de rio sem presença de barramentos? (4) Existe correlação dos índices de alteração hidrológica do regime de vazões do rio escolhido para o estudo com parâmetros indicativos de mudanças climáticas e de alteração antrópica? (5) Quais espécies de peixes teriam a disponibilidade de habitat físico mais impactada por ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões? (6) Quais as implicações na disponibilidade de habitats nos cenários relacionados a ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões num rio? (7) Qual o método multicritério mais adequado para determinação de um hidrograma ambiental em regiões tropicais que considere critérios ecológicos, econômicos e sociais e que apresente praticidade de aplicação por órgãos reguladores do uso d'água? Para o desenvolvimento do trabalho, realizou-se uma pesquisa bibliográfica sistemática sobre o tema e foi escolhido um trecho do rio Preto, afluente do rio Paraíba do Sul, onde foram cumpridas as seguintes etapas: (1) caracterização da área de estudo, (2) coleta de informações em campo, (3) aplicação dos métodos de abordagem do alcance da variabilidade (em inglês RVA) e de correlação linear entre variáveis climática e antrópicas com o regime de vazões, (4) modelagem hidrodinâmica do trecho com aplicação da simulação de habitat das principais espécies neotropicais de peixes (em inglês PHABSIM) e (5) desenvolvimento e aplicação de nova metodologia para regime ecológicos de vazões. Como resultados, o regime de vazões na área estudada apresentou IHA com elevada alteração em quatro componentes do rio (magnitude, frequência, duração e taxa de variação) ao longo do tempo. Ao relacionar as modificações encontradas no regime de vazões com métricas antrópicas e climáticas, mostrou-se forte correlação, no período mais atual, das vazões locais com alterações no comportamento do Oceano Atlântico (alteração climática) e com alterações na quantidade de bovinos existente na região (alteração antrópica). Estes resultados implicaram na diminuição em aproximadamente 40% da descarga superficial devido aos efeitos da pecuária e de 10% devido as mudanças climáticas globais. Ao serem simuladas, a partir do método PHABSIM, estas alterações na vazão para as curvas de aptidão desenvolvidas das 6 espécies locais encontradas com maior abundância, indicaram que as espécies de *Brycon opalinus* e *Astyanax intermedius* requerem maior atenção em cenários de maior comprometimento da quantidade de água em função de atividades antrópicas e mudanças climáticas. As vazões mínimas estabelecidas por legislação brasileira geram área de habitat físico disponível bastante

diferente entre si, principalmente quando considerados diferentes cenários de impacto antrópico e climático. De posse de todas estas variáveis encontradas que são relacionadas ao regime ambiental de vazões, foi então desenvolvida a metodologia ARVE e ao aplicar a mesma chegou-se a resultados consistentes que indicam que o modelo multicritério proposto responde corretamente aos critérios ambientais, econômicos e sociais propostos e que este pode ser utilizado por gestores da água de forma a simular cenários já existentes ou até mesmo cenários futuros. De forma geral, conclui-se que o regime de vazões em rios tropicais de cabeceiras é altamente alterado pela atividade humana e ainda são intensificados pelas mudanças climáticas, e que estas alterações podem ser simuladas para verificar e gerir de uma melhor forma o regime de vazões de cursos d'água. Sugere-se para pesquisas futuras considerar outras variáveis antrópicas (econômicas e sociais) e climáticas que impactam na dinâmica dos rios. De forma geral, a proposição de novo método de determinação de regime ecológico, que considere variáveis ambientais, econômicas e sociais auxilia políticas de gestão dos recursos hídricos de áreas tropicais localizadas em locais com baixa disponibilidade de dados ecológicos e baixo incentivo financeiro.

Palavras-chave: Vazão Ecológica. Método Multicritério. Curvas de Aptidão. PHABISM. RVA.

ABSTRACT

The poor management of water resources combined with growth in water demand and climate change are impacting factors in the flow regime of rivers, directly interfering with the biodiversity of aquatic ecosystems and hindering the development of local economic activities. In this context, studies on ecological flow (flow magnitude) have been developed around the world since the 1970s and in recent years this approach has evolved to the determination of an ecological regime (environmental hydrograph) with all its components. There are more than 200 methodologies related to the subject in the world, and in Brazil the legislation determines the application of the simplest methods (hydrologic approach) for granting water. Recent studies in Brazil apply more complex methods of determining ecological flow and even ecological regime, but do not propose an adaptive approach that takes into account the particularities of low availability of ecological data in comparison to the ample biodiversity of tropical areas and scarcity of financial resources of countries normally located in these areas. Thus, this work sought to answer the following research questions: (1) What are the main methods and studies of regime of ecological flow applied in tropical regions with low availability of ecological data compared to local biodiversity and scarce financial resources? (2) When did these studies start and what are the main considerations of these studies in relation to the application of the methodology by water resource management bodies? (3) What are the main altered rates of the flow regime of a stretch of river without the presence of dams? (4) Is there a correlation of the hydrologic alteration indices of the river flow regime chosen for the study with parameters indicative of climate change and anthropic alteration? (5) Which species of fish would have the availability of physical habitat most impacted by anthropic or climatic actions on the flow regime? (6) What are the implications on the availability of habitats in the scenarios related to anthropic and/or climatic actions on the flow regime of a river? (7) What is the most appropriate multi-criteria method for determining an environmental hydrograph in tropical regions that considers ecological, economic and social criteria and has practicality of application by water use regulatory agencies? For the development of the work, a systematic bibliographic research on the subject was carried out and a stretch of the Preto River, a tributary of the Paraíba do Sul River, was chosen, where the following stages were accomplished: (1) characterization of the study area, (2) collection of information in the field, (3) application of methods to approach the range of variability (RVA) and linear correlation between climatic and anthropic variables with the flow regime, (4) hydrodynamic modeling of the stretch with application of habitat simulation of the main Neotropical fish species (PHABSIM) and (5) development and application of new methodology for ecological flow regime. For the development of the work, a systematic bibliographical research on the subject was carried out and a stretch of the Preto River, a tributary of the Paraíba do Sul River, was chosen, where the following stages were accomplished: (1) characterization of the study area, (2) collection of information in the field, (3) application of methods to approach the range of variability (in English RVA) and linear correlation between climatic and anthropic variables with the flow regime, (4) hydrodynamic modeling of the stretch with application of habitat simulation of the main Neotropical fish species (in English PHABSIM) and (5) development and application of new methodology for ecological flow regime. As results, the flow regime in the studied area presented IHA with high change in four river components (magnitude, frequency, duration and rate of variation) over time. By relating the changes found in the flow regime with anthropic and climatic metrics, it was shown a strong correlation, in the most current period, of local flows with changes in the behavior of the Atlantic Ocean (climatic change) and with changes in the number of cattle in the region (anthropic change). These results implied a decrease of approximately 40% in surface discharge due to the effects of livestock and 10% due to global climate change. When simulated, using the PHABSIM method, these changes in the flow for

the developed aptitude curves of the 6 local species found with greater abundance, indicated that the species of *Brycon opalinus* and *Astyanax intermedius* require greater attention in scenarios of greater impairment of the amount of water due to anthropic activities and climate change. The minimum flows established by Brazilian legislation generate an area of available physical habitat quite different among themselves, especially when considering different scenarios of anthropic and climatic impact. With all these variables found that are related to the environmental flow regime, the ARVE methodology was then developed and in applying it, consistent results were achieved that indicate that the proposed multi-criteria model correctly responds to the proposed environmental, economic and social criteria and that it can be used by water managers in order to simulate existing or even future scenarios. In general, it is concluded that the flow regime in tropical headwaters rivers is highly altered by human activity and is still intensified by climate change, and that these changes can be simulated to verify and better manage the flow regime of watercourses. It is suggested for future research to consider other anthropic (economic and social) and climatic variables that impact the dynamics of rivers. In general, the proposal of a new method for determining the ecological regime, which considers environmental, economic and social variables, helps policies for managing the water resources of tropical areas located in places with low availability of ecological data and low financial incentive.

Keywords: Ecological flow. Multicriteria method. Suitability Curves. PHABSIM. RVA.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	7
2.1. Objetivo geral.....	7
2.2. Objetivos específicos	7
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	8
3.1. Tipos de metodologias de vazão ecológica.....	8
3.2. Aplicações das metodologias de vazão ecológica no mundo.....	10
3.2.1. Métodos dos Percentis de Excedência	12
3.2.2. Método de Tennant.....	13
3.2.3. Métodos <i>Indicators of Hydrologic Alteration</i> (IHA) e <i>Range of Variability Approach</i> (RVA) 14	
3.2.4. Método do perímetro molhado	18
3.2.5. Método <i>Instream Flow Incremental Methodology</i> (IFIM)	19
3.2.6. Método <i>Building Block Methodology</i> (BBM)	23
3.2.7. Método <i>Downstream Response to Imposed Flow Transformation</i> (DRIFT)	24
3.2.8. Método <i>Ecological Limits of Hydrologic Alteration</i> (ELOHA)	26
3.2.9. Outros métodos atuais.....	28
3.3. Legislações que envolvem o tema vazão ecológica no Brasil.....	29
3.4. Modelos de análise multicritério.....	31
4. METODOLOGIA DE PESQUISA	33
4.1. Local de estudo definido	33
4.2. Dados coletados em campo	36
4.2.1. Períodos amostrais	36
4.2.2. Levantamento batimétrico e altimétrico	38
4.2.3. Levantamento do substrato do leito	39
4.2.4. Levantamento da profundidade e velocidade nas seções.....	40
4.2.5. Levantamento de dados da ictiofauna local.....	40
4.3. Dados bibliográficos hidrológicos, econômicos e sociais.....	41
5. RESULTADOS.....	43
5.1. Metodologias de vazões ambientais: desafios para implementação de regimes de vazões ambientais em regiões tropicais (ARTIGO 1)	43
I. Introdução	43
II. Materiais e métodos	45
II.1. Seleção de trabalhos científicos e revisão sistemática	45
II.2. Metodologias para regimes de fluxo ambiental	46
II.3. Desafios para a aplicação de metodologias de vazão/regime ambiental em áreas tropicais	48
III. Resultados e discussão	49
III.1. Qualidade das publicações	49

III.2. Localização dos estudos	50
III.3. Metodologias e abordagens de fluxo ambiental	51
III.4. Desafios para aplicação de métodos de vazão/regime ambiental em áreas tropicais	53
IV. Conclusão	55
Referências bibliográficas	56
5.2. Efeitos antrópicos e climáticos em um rio tropical sem barramentos: contribuições no regime de vazões (ARTIGO 2)	65
I. Introdução	65
II. Materiais e métodos	68
II.1. Área de estudo	68
II.2. Indicadores de Alteração Hidrológica e Abordagem de Faixa de Variabilidade	69
II.3. Métricas climáticas	70
II.4. Métricas antrópicas	71
II.5. Análise estatística	71
II.6. Distinção do clima global e efeitos antrópicos na magnitude do fluxo	72
III. Resultados	73
III.1. Indicadores de Alteração Hidrológica e Abordagem de Faixa de Variabilidade	73
III.2. Diferenças nas métricas locais e globais do clima entre os períodos 1 e 2	75
III.3. Relações entre as métricas locais e globais do clima	75
III.4. Relações entre a magnitude do fluxo e as métricas do clima	76
III.5. Relações entre os parâmetros do regime de vazão com alto nível de alteração no RVA e as métricas climáticas	76
III.6. Relações entre o regime de fluxo e as métricas antropogênicas	77
III.7. Relações entre os parâmetros do regime de fluxo com alto nível de alteração no RVA e as métricas antrópicas	77
III.8. Distinção do clima global e efeitos antrópicos na magnitude do fluxo	78
IV. Discussão	80
V. Conclusões	82
Referências bibliográficas	83
5.3. Efeitos de mudanças climáticas e/ou alterações antrópicas na disponibilidade de habitat físico de espécies neotropicais de peixes (ARTIGO 3)	87
I. Introdução	87
II. Materiais e métodos	89
II.1. Local de estudo	89
II.2. Amostragens em campo	91
II.2.1. Períodos amostrais	91
II.2.2. Dados de entrada para o modelo hidrodinâmico	92
II.2.3. Levantamento da ictiofauna local e do uso de habitat físico	95
II.3. Curvas de idoneidade (curvas de aptidão)	97
II.4. Modelo hidrodinâmico	97
II.4.1. Definição dos cenários de vazão	99

II.4.2. Malha dos cenários de vazão	100
II.5. Simulação de disponibilidade de habitat físico para espécies neotropicais	101
III. Resultados	102
III.1. Curvas de aptidão	102
III.2. Modelo hidrodinâmico	104
III.2.1. Calibração do modelo hidrodinâmico	104
III.2.2. Velocidade, profundidade e substrato nos cenários	105
III.3. Disponibilidade de habitat físico para diferentes cenários de impactos nos cursos d'água ...	106
IV. Discussão.....	109
V. Conclusão.....	112
Referências bibliográficas	112
5.4. Metodologia para avaliação de regime de vazões ecológicas em rios tropicais: uma análise multicritério (ARTIGO 4).....	116
I. Introdução	116
II. Materiais e métodos	119
II.1. Metodologia para ARVE em rios tropicais	119
II.2. Estudo de Caso: ARVE para trecho Rio do Preto	120
II.2.1. Local de estudo.....	121
II.2.2. Cenários RVE.....	123
II.2.3. Dados de entrada	124
II.2.3.1. Critério ambiental: variação da disponibilidade de habitats para espécies de peixes locais	124
II.2.3.2. Critério ambiental: Regime alterado de acordo com o curso d'água	125
II.2.3.3. Critérios sociais e econômicos.....	126
II.2.4. Método multicritério PROMETHEE.....	126
II.3. Verificação da metodologia ARVE para rios tropicais	128
III. Resultados	129
III.1. Estudo de Caso: ARVE para trecho do rio Preto.....	129
III.2. Aplicação do método da soma ponderada	134
IV. Discussão.....	135
V. Conclusão.....	136
Referências bibliográficas	137
6. CONCLUSÃO	140
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	142
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	143
APÊNDICE I.....	151

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Relação de interdependência entre o regime de vazões e a integridade ecológica... 2	2
Figura 2 – Porcentagem relativa de uso de cada metodologia para determinação de vazão ecológica para diferentes partes do mundo 11	11
Figura 3 – Porcentagem relativa de uso de cada metodologia para os dez países com maior relato na literatura sobre o emprego de abordagens para determinação de vazão ecológica 11	11
Figura 4 – Diagrama do método IFIM 20	20
Figura 5 – Esquema do funcionamento do método DRIFT 25	25
Figura 6 – Esquema das etapas do método ELOHA 27	27
Figura 7 – Fluxograma das grandes etapas metodológicas do trabalho. 33	33
Figura 8 – Localização da Bacia do rio Paraíba do Sul..... 34	34
Figura 9 – Localização do trecho de estudo no rio Preto. 35	35
Figura 10 – Área de drenagem do segmento do rio Preto selecionado para o estudo..... 36	36
Figura 11 – Fotos de quatro diferentes pontos do trecho do rio Preto escolhido para estudo.. 36	36
Figura 12 – Pluviogramas característicos da bacia em estudo. 37	37
Figura 13 – Hidrogramas característicos da bacia em estudo. 37	37
Figura 14 – Gráfico de médias mensais de temperatura. 37	37
Figura 15 – Representação dos locais de coleta de dados batimétricos em uma seção. 38	38
Figura 16 – Medição batimétrica com estação total e GPS..... 38	38
Figura 17 – Medição topográfica com estação total e GPS. 39	39
Figura 18 – Medição de profundidade e velocidade da água com o fluxímetro. 40	40
Figura 19 – Metodologia de coleta utilizada no rio Preto para a coleta de peixes..... 41	41
Figura 20 –Vazão diária da estação Visconde de Mauá (2004 a 2014). 42	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Emprego das metodologias de vazão ecológica pelo mundo.	10
Tabela 2 – Métodos para a determinação da vazão ecológica/ hidrograma ambiental mais conhecidos e aplicados	12
Tabela 3 – Porcentagens da vazão média anual de acordo com o Método de Tennant	13
Tabela 4 – Parâmetros hidrológicos para determinação dos IHA	15
Tabela 5 – Parâmetros hidrológicos para determinação dos componentes da vazão ecológica.	16
Tabela 6 – Relações das legislações brasileiras com as máximas vazões outorgáveis	31
Tabela 7 – Caracterização dos substratos	39

1. INTRODUÇÃO

A má gestão dos recursos hídricos aliada ao crescimento pela demanda de água para abastecimento urbano, irrigação e dessedentação de animais são fatores que impactam diretamente nas vazões de rios e lagos, diminuindo o fluxo da água (RICHTER *et al.*, 2003). Este cenário ainda pode ser agravado, devido ao aumento da demanda energética estimado para o dobro do atual até 2035 (BLACKSHEAR *et al.*, 2011), acarretando assim em uma maior pressão sobre os cursos d'água existentes.

As mudanças climáticas também são capazes de alterar os regimes de chuva e vazão (SANTOS e CUNHA, 2018; STOCKER *et al.*, 2013). Além de causar o aumento no nível do mar devido o derretimento de geleiras, o aquecimento global terrestre tem proporcionado alterações significativas nos regimes hidrológicos (XU e LUO, 2015). Estas variações nos padrões de precipitação, e, consequentemente, de vazão têm levado: 1) ao aumento de enchentes; e 2) ao crescimento dos períodos de seca (MARENGO e BETTS, 2011).

Todas estas modificações na dinâmica natural dos cursos d'água interferem diretamente na biodiversidade dos ecossistemas aquáticos, facilitando a introdução de espécies exóticas e contribuindo para o desaparecimento de espécies locais. Há também como consequência, a perda de atividades econômicas locais realizadas pelas populações humanas que dependem do curso d'água (ARTHINGTON *et al.*, 2010; CRAIG, 2000).

Estudos sobre restauração de cursos d'água e sobre o controle de vazões de cursos d'água são de grande relevância (MAGDALENO *et al.*, 2018). Segundo Poff *et al.* (1997), o regime de vazões de um rio pode ser dividido em cinco componentes principais: magnitude, frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança. Estes termos podem ser definidos como:

- **Magnitude:** valor associado à quantidade de água que passa por uma seção transversal do rio por unidade de tempo. No sistema internacional, tem-se a unidade da magnitude em m^3/s .
- **Frequência:** quantidade de vezes que uma determinada magnitude ocorre em um intervalo de tempo dado. Em outras palavras, refere-se ao tempo de recorrência de um determinando evento (s).
- **Duração:** espaço de tempo associado a uma condição de vazão. Pode ser definido, por exemplo, como o espaço de tempo em que uma magnitude de referência é excedida. No sistema internacional, tem-se a unidade de duração em s .

- Temporalidade: regularidade com que uma variação de vazões ocorre. No sistema internacional, tem-se a unidade da temporalidade em *s*, apesar de também ser comum trabalhar com horas ou dias devido a grande permanência de alguns eventos.
- Taxa de mudança: quão rapidamente a vazão de um rio altera de uma magnitude para outra.

Estes cinco componentes influenciam a integridade ecológica do sistema, tanto diretamente como indiretamente, através de seus efeitos sobre outros reguladores: qualidade de água, fontes de energia, de energia, habitat físico e interações bióticas (Figura 1).

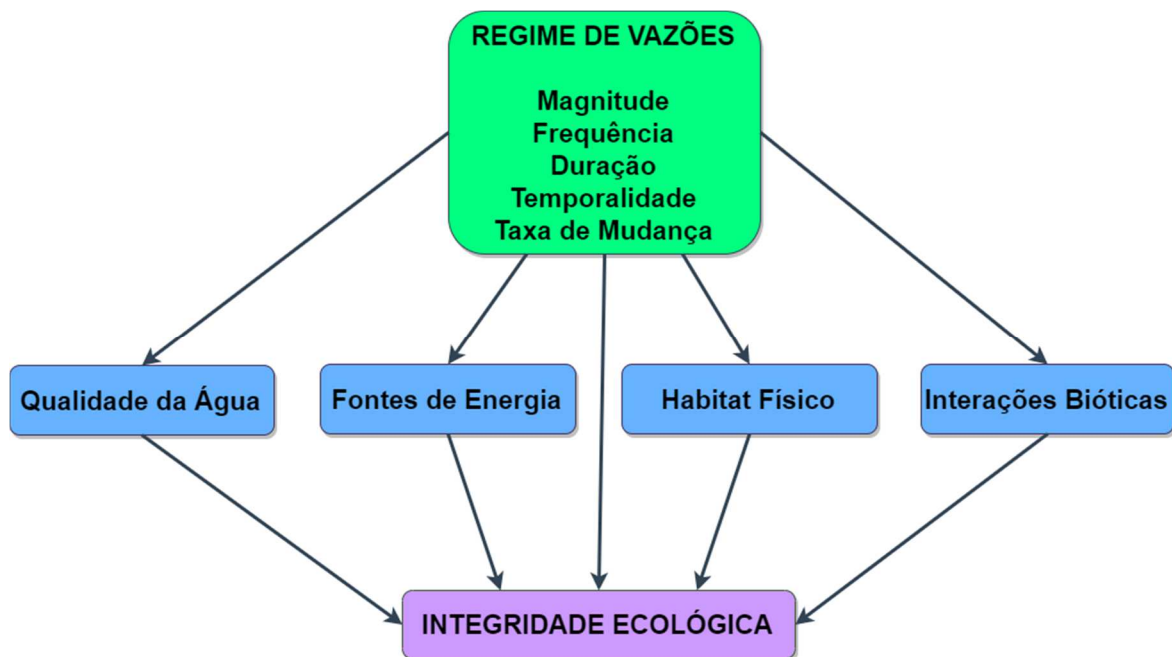


Figura 1 – Relação de interdependência entre o regime de vazões e a integridade ecológica.

Fonte: Adaptado de Poff *et al.* (1997).

Desta relação de interdependência, mostrada na Figura 1, constata-se que, para manter a integridade de um ecossistema aquático, é necessário preservar a dinâmica natural de um rio. Assim, ao longo das últimas décadas, várias metodologias propuseram a definição da quantidade de água necessária para a manutenção de ecossistemas aquáticos (POFF *et al.*, 2017), muitas das quais consideram apenas a componente magnitude dos regimes fluviais de vazão, com bases em abordagens hidrológicas, hidráulicas e de simulação de habitat (THARME, 2003). Ressalta-se inclusive que a própria definição “desta quantidade” recebeu várias nomenclaturas nas diferentes metodologias e legislações no Brasil tais como: vazão ecológica, vazão residual ou remanescente, vazão mínima residual, vazão mínima ecológica, vazão de preservação ambiental, vazão ambiental, vazão de referência, vazão de limpeza e vazão de restrição (SARMENTO, 2007). Dentre as, aproximadamente, 207 metodologias de vazão ecológica existentes, encontram-se os métodos de abordagem do alcance da variabilidade

(em inglês, *Range of Variability Approach* – RVA) e de simulação de habitat físico (em inglês, *Physical Habitat Simulation* – PHABSIM).

O RVA é um método de abordagem hidrológica que permite verificar de forma estatística como padrões hidrológicos de um rio são modificados ao longo do tempo. A partir de uma faixa alvo de referência (relacionada a um período pré impacto), a metodologia avalia se em um período posterior (pós impacto) houve ou não o atingimento da faixa alvo, como foi o alcance desta e qual a frequência de atingimento (RICHTER *et al.*, 1996; 1997). Com os resultados alcançados, é possível correlacionar as alterações no regime de vazões com alterações na área de drenagem e/ou no próprio curso d'água, como exemplo, a construção de barragens, mudanças no uso e ocupação do solo e mudanças climáticas. Estudos como estes, auxiliam políticas de gestão dos recursos hídricos a fim de manter ou restaurar regimes hidrológicos naturais e ecossistemas aquáticos. Dentro desta conjuntura, alguns pesquisadores consideram o RVA uma metodologia não apenas de abordagem hidrológica, mas que possui enfoque holístico (ARTHINGTON e ZALUCKI, 1998) ou que é ecologicamente fundamentada (THARME, 2003), já que em várias utilizações do método as alterações foram correlacionadas a fatores ecológicos, como vegetação, espécies de peixes e qualidade da água e/ou a fatores sociais.

Por sua vez, o PHABSIM é um método de abordagem de simulação da habitat que possui como objetivo principal avaliar os efeitos da manipulação de fluxos em habitats fluviais (LINNANSAARI *et al.*, 2013), integrando as alterações de escoamento (como exemplo, substrato e profundidade) com as condições de habitat preferidas de espécies alvo (THARME, 2003) a partir de modelagem hidrodinâmica. Com o desenvolvimento e a ampla utilização do PHABSIM, os métodos de simulação de habitat ganharam destaque e até mesmo tornaram uma exigência legal em muitos estados da América do Norte e no Mundo, sendo utilizado por agências reguladoras (THARME, 2003). Entretanto, nos últimos anos, críticas ao método PHABSIM ganharam força na literatura internacional, principalmente devido ausência da incorporação das outras componentes relacionadas a variabilidade do regime fluvial (frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança), sendo esta crítica também aplicada, em geral, aos métodos hidrológicos, hidráulicos e aos outros de simulação de habitats.

A importância da manutenção do escoamento considerando todas as componentes do regime natural tem sido amplamente reconhecida por seu impacto na sustentabilidade ecossistemas de água doce (POFF e ZIMMERMAN, 2010). Assim, visando medidas mais eficientes com relação a preservação da biota aquática, torna-se mais propositivo o termo “hidrograma ambiental”, “regime ambiental” ou “regime ecológico”, que pode ser definido como

"quantidade, tempo e qualidade dos escoamentos de água necessários para sustentar ecossistemas de água doce e estuarinos e a subsistência humana e bem-estar que dependem destes ecossistemas" (POFF *et al.*, 2010). Muitas destas metodologias estão dentro do grupo de abordagens holísticas.

No Brasil, discussões sobre os temas vazão ecológica e regime ecológico são mais recentes. Trabalhos associando vazão e biota aquática deram início no ano de 1999, com a apresentação do estado da arte sobre vazão ecológica de Sarmiento e Pelissari (1999) e dos índices de preferência de habitat para peixes na determinação da vazão residual do rio Timbuí de Pelissari *et al.* (1999). Recentes estudos no Brasil aplicaram métodos mais complexos de determinação de vazão ecológica e até de regime ecológico. Há exemplos de estudos de curva de preferência e uso de habitat de espécies neotropicais (COSTA *et al.*, 2013; MAZZONI *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2018; TERESA e CASATTI, 2013), da aplicação do método hidrodinâmico PHABSIM em diferentes bacias no Brasil, para se encontrar a vazão ecológica (CASTRO *et al.*, 2016; GUEDES *et al.*, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2018) e da aplicação do Método IHA em cursos d'água brasileiros, mostrando a alteração do fluxo da água ao longo do tempo (SANTOS *et al.*, 2012; SOARES *et al.*, 2015; VASCO, 2015; LÉO *et al.*, 2019).

Apesar do crescimento do número de trabalhos relacionados às vazões ecológicas no Brasil, o número ainda é considerado pequeno ao lidar com a grande dimensão territorial brasileira e com sua diversidade demográfica, geográfica, geológica e hídrica. A dificuldade para se coletar dados, o alto custo operacional e a falta de tempo para a determinação da quantidade, qualidade e sazonalidade da água de forma a manter os ecossistemas vivos e o sustento e bem-estar das comunidades humanas ribeirinhas são grandes desafios (PINTO *et al.*, 2016; POFF *et al.*, 2010).

A utilização de métodos mais específicos que representem melhor o meio e que utilizam variáveis diversas é importante para o desenvolvimento ambiental, social e econômico. Além disto, métodos criados a partir de dados de rios de países temperados não representam corretamente cursos d'água de países que possuem clima tropical, já que a diversidade do ambiente é superior neste último e o regime hidrológico é diferente.

Dentre de todo este contexto, o trabalho buscou responder as seguintes perguntas de pesquisa: (1) Quais os principais métodos e estudos de vazão ecológica / hidrograma ambiental aplicados em regiões tropicais com baixa disponibilidade de dados ecológicos em comparação a biodiversidade local e com escassez de recursos financeiros? (2) A partir de quando iniciaram estes estudos e quais são as principais considerações destes estudos em relação a aplicação da metodologia por órgãos gestores de recursos hídricos? (3) Quais os principais índices alterados

do regime de vazões de um trecho de rio sem presença de barramentos? (4) Existe correlação dos índices de alteração hidrológica do regime de vazões do rio escolhido para o estudo com parâmetros indicativos de mudanças climáticas e de alteração antrópica? (5) Quais espécies de peixes teriam a disponibilidade de habitat físico mais impactada por ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões? (6) Quais as implicações na disponibilidade de habitats nos cenários relacionados a ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões em um rio? (7) Qual o método multicritério mais adequado para determinação de um hidrograma ambiental em regiões tropicais que considere critérios ecológicos, econômicos e sociais e que apresente praticidade de aplicação por órgãos reguladores do uso d'água?

Para o desenvolvimento do trabalho, foi escolhido um trecho do rio Preto, pertencente a bacia do rio Paraíba do Sul. Esta atende três estados brasileiros de grande relevância no cenário nacional: Minas Gerais, com as nascentes dos rios Preto, Muriaé e Pomba; São Paulo, suprimindo demandas industriais da região; e Rio de Janeiro, sendo que esta bacia ocupa metade do estado e é responsável pelo abastecimento de 90% da cidade do Rio de Janeiro (COPPETEC, 2006; MMA, 2006). Ao todo a bacia abrange 184 municípios, sendo estimada uma população de 5,5 milhões de habitantes (BRASIL, 2008). Conforme dados do IBGE (2010), cerca de 16% da população fluminense reside na bacia, contra 5% dos paulistas e 7% dos mineiros. Embora a bacia possua localização estratégica e tenha grande importância social e econômica, responsável por aproximadamente 10% do PIB brasileiro, grandes processos de urbanização e a industrialização impactam esta região. Desigualdades sociais, adensamento populacional e problemas ambientais como desmatamento, poluição, falta de água para abastecimento humano e ocorrência de enchentes são frequentemente encontrados na região (AGEVAP, 2006; MMA, 2006). Apesar da grande densidade populacional, dos problemas que enfrenta e de seus valores ambiental, social e econômico, além propriamente da preocupação já existente com a segurança hídrica da região (principalmente por parte de instituições públicas do RJ, já que a bacia abastece grande parte do estado), ainda existem poucos estudos na área de vazão ecológica na região, podendo citar os trabalhos recentes de Costa *et al.* (2013, 2015a e 2015b); Pinto *et al.* (2006) e Terra *et al.* (2004). Quanto a mudanças climáticas, Amorim e Chaffe (2019) mostram que existem atualmente poucos trabalhos que integram modelagem climática e hidrológica nas bacias Atlântico Sudeste do Brasil, onde está localizada a Bacia do Paraíba do Sul.

No trecho do rio Preto escolhido para estudo, foram coletadas informações topográficas, hidrológicas, de substrato, de habitat, da ictiofauna e de demandas de uso da água de populações humanas ribeirinhas, que foram utilizadas para: (1) caracterização da área de estudo (2)

aplicação do método da abordagem do alcance da variabilidade (em inglês *Range of Variability Approach* - RVA), (3) modelagem de habitat de espécies de peixes locais a partir do método PHABSIM, e (4) suporte ao desenvolvimento de um modelo multicritério que considere baixa disponibilidade de dados ecológicos em comparação a biodiversidade existente, a escassez de recursos financeiros para o desenvolvimento de metodologias complexas de hidrografia ambiental e necessidade de praticidade para aplicação do método por órgãos reguladores do uso d'água. A escolha pelo emprego dos métodos RVA e PHABSIM no trabalho foi devido a ampla utilização destes em grande parte do mundo, inclusive em estudos no Brasil, e a praticidade na aplicação dos mesmos, sendo ainda o RVA um método de baixo custo (GARCIA *et al.*, 2015; LU *et al.*, 2014; CASTRO *et al.*, 2014; COSTA *et al.*, 2013; GUEDES *et al.*, 2014).

Espera-se, portanto, contribuir com discussão sobre a gestão de recursos hídricos fornecendo uma ferramenta que permita a manutenção da complexa integridade ecológica dos cursos d'água em regiões tropicais e que atenda as demandas de praticidade operacional por órgão regulares do uso d'água desses locais.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O objetivo geral da pesquisa é propor uma metodologia para determinação de regimes ecológicos de vazões que considere múltiplos critérios tais como respostas ecológicas da comunidades aquáticas locais, variação do regime de vazões ao longo do anos e demandas das populações humanas ribeirinhas, para aplicação em locais de elevada biodiversidade, com escassez de recursos financeiros, pouca disponibilidade de informações ecológicas de sua ampla biodiversidade e com demandas de ferramentas operacionais de fácil aplicação pelos gestores de água.

2.2. Objetivos específicos

Como objetivos específicos têm-se:

- Determinar os métodos e principais estudos relacionados a vazão ecológica / hidrograma ambiental mais aplicados em regiões tropicais com baixa disponibilidade de dados ecológicos em comparação a biodiversidade local e com escassez de recursos financeiros, por meio de uma revisão sistêmica;
- Relacionar as principais considerações dos estudos em vazão ecológica / hidrograma ambiental com a aplicação da(s) metodologia(s) por órgão gestores de recursos hídricos.
- Determinar os principais índices alterados do regime de vazões de um trecho de rio sem a presença de barramentos.
- Correlacionar os índices de alteração hidrológica do regime de vazões do rio escolhido para o estudo com parâmetros indicativos de mudanças climáticas e de alteração do uso do solo.
- Avaliar quais espécies de peixes são mais impactadas por ações antrópicas e/ou climáticas em relação aos regimes de vazões propostos para o trecho de rio em estudo.
- Avaliar as implicações na disponibilidade de habitats de peixes em função de mudanças climáticas e/ou antrópicas sobre os regimes de vazões propostos para o curso d'água em estudo.
- Propor uma metodologia multicritério para determinação de um hidrograma ambiental em regiões tropicais que considere baixa disponibilidade de dados ecológicos em comparação a biodiversidade existente, recursos financeiros escassos, demandas humanas locais e praticidade solicitada por órgãos reguladores do uso da água.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Tipos de metodologias de vazão ecológica

Diversas metodologias para determinação da vazão ecológica vêm sendo aplicadas no Brasil e no Mundo. Estas abordagens se diferem pela quantidade e tipos de variáveis que são empregadas nas mesmas, sendo, no geral, classificadas como: hidrológicas, hidráulicas, de classificação de habitats e holísticas.

As abordagens hidrológicas são as mais antigas. Os primeiros modelos têm origem no final da década de 40 nos Estados Unidos. Em geral, estes métodos atribuem a vazão ecológica um percentual de um parâmetro estatístico (média ou mínimo) calculados a partir do registros históricos da vazão (THARME, 2003).

As abordagens hidráulicas são um avanço das abordagens hidrológicas e os primeiros modelos surgiram na América do Norte na década de 1970. Neste tipo de abordagem, as características do escoamento, como a profundidade máxima e o perímetro molhado medidos em uma seção transversal de um curso d'água, são relacionados com a presença das comunidades aquáticas locais. Estes métodos examinaram, pela primeira vez, os efeitos de incrementos específicos na vazão sobre a comunidade aquática local, com maior ênfase na passagem ou desova relacionadas ao fluxo de espécies de peixes economicamente ou recreativamente importantes (THARME, 1996). Esta abordagem possui maior consideração ecológica que os métodos hidrológicos e para sua correta aplicação, necessitam de dados de campo (medição do perímetro molhado) dos cursos d'água da região em estudo (THARME, 2003).

As abordagens de classificação de habitat ou simulação de habitat possuem origem na mesma época das metodologias hidráulicas, porém sua maior expansão foi datada na década de 80. Estas utilizam análises da quantidade e adequação do habitat físico aquático disponível para espécies ou assembleias alvo para diferentes cenários de vazões, realizando assim a integração de dados hidrológicos, hidráulicos e biológicos (THARME, 2003).

Este tipo de abordagem normalmente demanda (POFF *et al.*, 2017):

- Registros históricos de vazão;
- Modelagem de variáveis hidráulicas em uma série de vazões em múltiplos trechos de rio;
- Avaliação da disponibilidade de habitat físico por meio da utilização e dados de preferência para a biota alvo.

Entretanto, nos últimos anos, várias críticas a abordagem de simulação de habitat ganharam força na literatura internacional devido principalmente aos seguintes argumentos: 1) ausência da incorporação das componentes relacionadas à variabilidade do regime fluvial, 2) problemas com transferibilidade das informações obtidas em rios de escala diferentes, 3) a impossibilidade de validação dos resultados da presença de habitat em função das vazões (RAILSBACK, 2016) e finalmente 4) a ausência de realismo biológico, particularmente em relação às suposições relacionadas à adequação de habitat com base em inferências de preferência (KEMP e KATOPODIS, 2017).

Estas análises contribuíram, assim, para o desenvolvimento das chamadas metodologias modernas para determinação do hidrograma ambiental, que tentam atuar nas principais fraquezas mencionadas anteriormente. Além disso, estas metodologias também buscam incorporar o princípio de que a variabilidade e a perturbação hidrológica são fundamentais para manter um ambiente aquático dinâmico que fornece condições variáveis sob as quais muitas espécies podem coexistir com o tempo (POFF *et al.*, 2017).

Um dos passos importantes para as metodologias modernas, foi a criação da abordagem holística, que inseriram outros aspectos não considerados na determinação das demandas das vazões ecológicas: as populações humanas locais e os meios de subsistência destas. O desenvolvimento das metodologias holísticas ocorreu em diferentes partes do mundo e pode ser agrupado nas seguintes vertentes: 1) a primeira vertente iniciou com busca por avaliações de vazões ambientais e alocações de água baseadas em múltiplos alvos ecológicos, usando princípios hidro-ecológicos modernos aplicados por meio de julgamento técnico em situações locais específicas (POFF *et al.*, 2017); 2) a segunda vertente, mais acadêmica, traçou um caminho na busca de entender como distúrbios hidrológicos em rios livres (com ausência de barramentos) poderia ser analisada estatisticamente e classificada em grandes gradientes hidro-climáticos (POFF *et al.*, 1997). O centro desta vertente foi a descoberta do papel teórico dos regimes fluviais naturais na regulação no desempenho das espécies e na formação de comunidades e ecossistemas (POFF *et al.*, 2017); 3) a terceira vertente nasceu de uma perspectiva geral de conservação de rios e da vontade de obter métodos de mais fácil compreensão para os planejadores e mais efetivos na gestão das inter-relações entre os tipos de alteração provocados por barragem ao escoamento e comprometimento ecológico a jusante destes (POFF *et al.*, 2017).

As três vertentes do desenvolvimento dos métodos holísticos confluíram para o chamado

“Paradigma do regime fluvial natural” (POFF *et al.*, 2017) e embasaram a Declaração de Brisbane (2007) que definiu uma agenda para urgente necessidade de proteção dos rios no mundo.

A utilização da abordagem holística tem sido mais frequente na atualidade, entretanto, as aplicações destes métodos apresentam alto custo (entre 100 mil e 2 milhões de dólares), devido a necessidade de coletas extensas de dados hidrológicos e ecológicos, de utilização de modelos hidro-ecológicos complexos e de envolvimento de profissionais especializados em diversas áreas do conhecimento (RICHTER *et al.*, 2003).

A seguir será apresentado uma breve análise de como a aplicação dos diversos métodos é distribuída no mundo, e também será comentado sobre os métodos mais aplicados e conhecidos. Por fim, o referencial teórico irá expor como a legislação brasileira aborda o tema “vazão ecológica”.

3.2. Aplicações das metodologias de vazão ecológica no mundo

Tharme (2003) apresenta em seu estudo uma estatística mundial quanto ao uso dos tipos de metodologias de vazão ecológica, em relação as 207 metodologias encontradas (Tabela 1). Têm-se destaque o uso majoritário das metodologias hidrológicas, seguidas pelas metodologias de habitat.

Tabela 1 – Emprego das metodologias de vazão ecológica pelo mundo.

METODOLOGIA	PERCENTUAL DO NÚMERO GLOBAL (207) DE METODOLOGIAS EXISTENTES (%)
Hidrológica	29,5
Hidráulica	11,1
Habitat	28,0
Holística	7,7
Outras Combinações*	23,7

Fonte: Tharme (2003)

* Refere-se à combinação de dois ou mais tipos de metodologias.

As formas de aplicação destas abordagens para determinação das vazões ecológicas variam entre continentes e regiões no mundo (Figura 2). Aplicações de métodos hidráulicos e de simulação de habitat são bastante frequentes na América do Norte enquanto os métodos holísticos são bastante aplicados na Austrália-Ásia. Ressalta-se que na América Central e Sul, estando o Brasil incluso neste grupo, apenas dois tipos de abordagem são frequentemente empregados: os métodos hidrológicos e os de simulação de habitat (THARME, 2003).

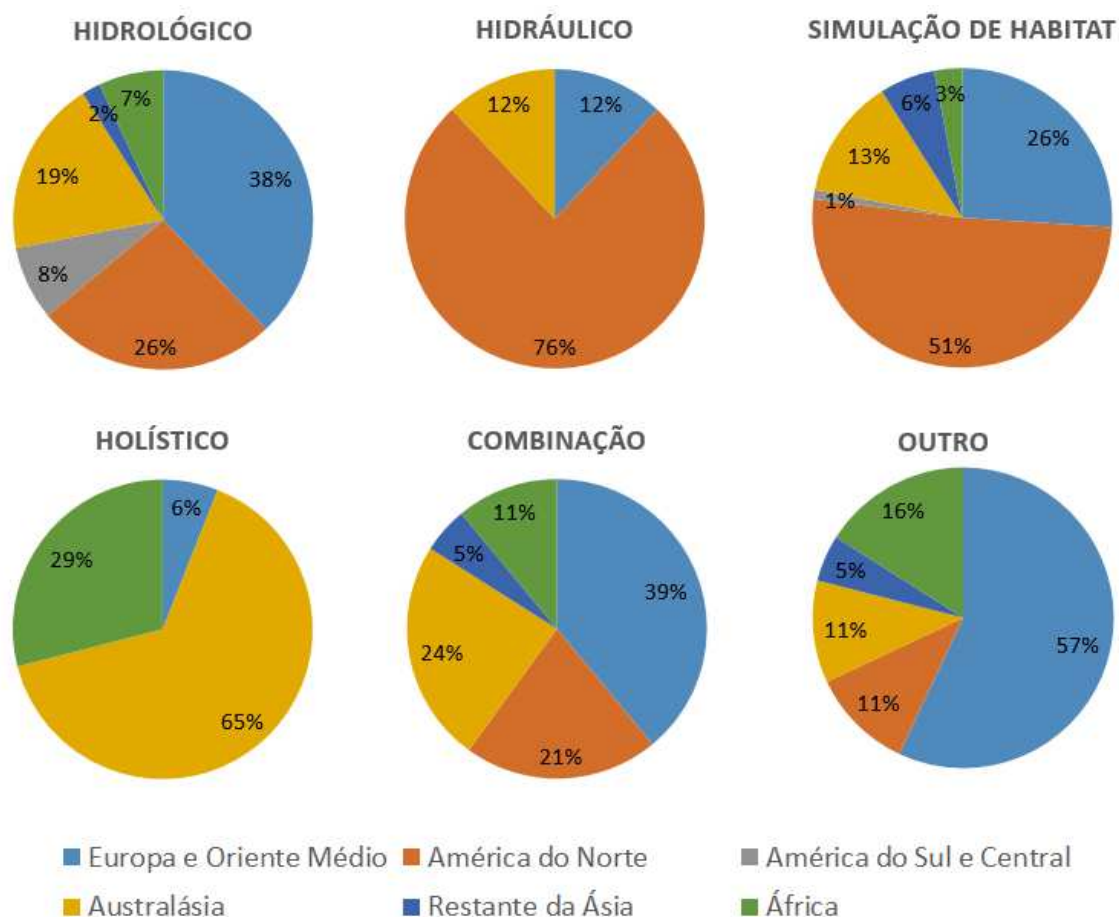


Figura 2 – Porcentagem relativa de uso de cada metodologia para determinação de vazão ecológica para diferentes partes do mundo. Fonte: Adaptado de Tharme (2003).

Um olhar mais detalhado por país mostra que a Austrália tem aplicado os diferentes métodos, que nos Estados Unidos ocorre um predomínio dos métodos de simulação de habitat e que em Portugal e Espanha os métodos hidrológicos são os mais frequentes (Figura 3).

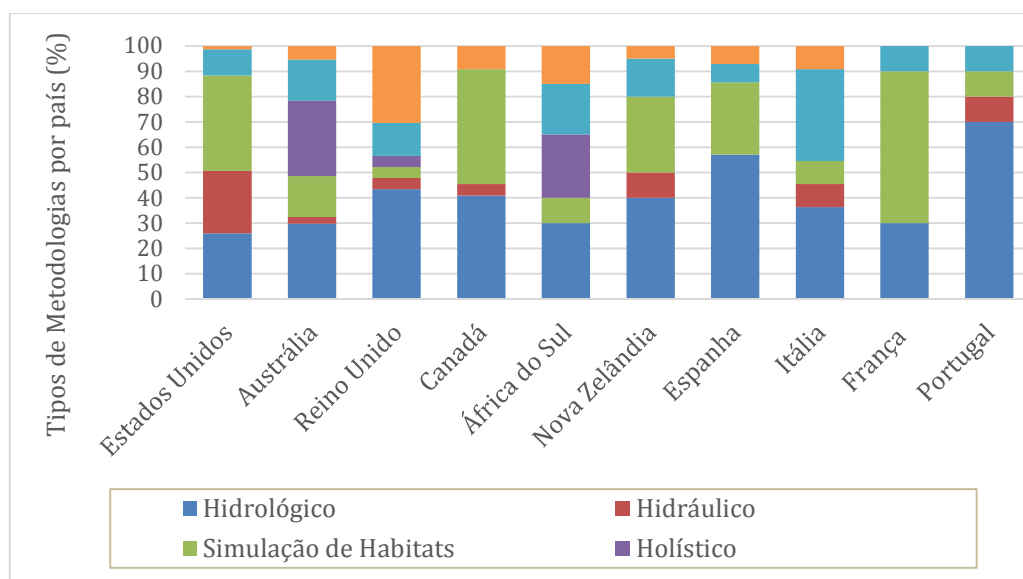


Figura 3 – Porcentagem relativa de uso de cada metodologia para os dez países com maior relato na literatura sobre o emprego de abordagens para determinação de vazão ecológica. Fonte: Adaptado de Tharme (2003).

Quanto as metodologias de vazão ecológica/hidrograma ambiental, 8 (oito) diferentes metodologias são utilizadas e discutidas em grande parte do mundo. O quadro a seguir (Tabela 2) relaciona estes métodos escolhidos quanto ao tipo de metodologia anteriormente explicado.

Tabela 2 – Métodos para a determinação da vazão ecológica/ hidrograma ambiental mais conhecidos e aplicados

GRUPO	MÉTODO
Abordagens hidrológicas	Métodos dos percentis de excedência
	Método de Tennant/Montana
	<i>Range of variability approach</i> (RVA)
Abordagens hidráulicas	Método do perímetro molhado
Abordagens de	<i>Instream flow incremental methodology</i> (IFIM)
Classificação de habitats	
	<i>Building block methodology</i> (BBM)
Abordagens holísticas	<i>Downstream response to imposed flow transformation</i> (DRIFT)
	<i>Ecological limits of hydrologic alteration</i> (ELOHA)

3.2.1. Métodos dos Percentis de Excedência

Dentro deste grupo de métodos, encontram-se as chamadas metodologias de índice de escoamento e de análise de curvas de permanência. O índice de escoamento, conhecida também como $Q_{7,10}$ ou $7Q_{10}$, foi elaborado em 1976 e fornece uma vazão ecológica baseada em uma análise da série histórica de vazões de certo trecho de rio. Esta vazão, trata-se mais especificamente do escoamento mínimo que se observa durante sete dias consecutivos, levando em consideração um tempo de retorno de dez anos (LOAR e SALE, 1981).

A determinação do índice $Q_{7,10}$ segue as seguintes etapas (ALVES *et al.*, 2010):

1. Cálculo das médias móveis das vazões médias diárias no período de 7 dias consecutivos ao longo de um ano e seguido da seleção da menor média encontrada naquele ano.
2. Repetição da 1 etapa para cada um dos anos da série histórica utilizada no estudo, obtendo assim uma série de valores mínimos da média móvel.
3. Ordenação das vazões mínimas encontradas em ordem crescente e aplicação de uma distribuição estatística para o ajuste dos valores, obtendo assim uma função de distribuição e períodos de retornos. As distribuições mais utilizadas nesta etapa são de Gumbel e Weibull.
4. Por fim, tem-se determinado a vazão mínima para um tempo de retorno de 10 anos.

O método da análise da curva de permanência relaciona a vazão com a sua probabilidade de ocorrência. Esta é calculada através de dados históricos de vazão diária, mensal ou anual, sendo mais usual utilizar intervalos de tempo mensal (CAISSIE *et al.*, 2007) Comumente, são utilizados valores de vazão ecológica entre Q_{80} e Q_{95} , representando vazões com 80% a 95% de permanência no tempo (HELFER e LOUZADA, 2005).

Como vantagens, ambos os métodos dos percentis de excedência utiliza apenas série de dados de vazões, não necessitando de trabalho de campo extensivos e apresenta baixo custo de aplicação. Porém, quanto as desvantagens, a vazão ecológica encontrada por eles não possui base ecológica, pois desconsidera as especificações dos ecossistemas, a dinâmica natural da biota e o tempo necessário para a sua restauração quando estas populações encontram com vazão reduzida por um grande período (POFF *et al.*, 2017). Como exemplo, as taxas de crescimento de salmonídeos em West Brook (Massachusetts, Estados Unidos) mostraram ser muito reduzidas em fluxos que excedem o Q_{95} (ARMSTRONG e NISLOW, 2012).

Mesmo com estas desvantagens, a aplicação do índice $Q_{7,10}$ é recomendada pela legislação de alguns estados brasileiros tais como Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro e a porcentagem da Q_{95} e Q_{90} em estados como Paraná, Bahia, e Rio Grande do Norte (PINTO *et al.*, 2016).

3.2.2. Método de Tennant

O método de Tennant (também conhecido como Método de Montana) foi desenvolvido em 1975 e criado a partir de observações sobre habitats em regiões dos Estados Unidos (Montana, Nebraska e Wyoming) por Don Tennant (MILHOUS, 2017; MORHARDT e ALTOUNEY, 1988; POFF *et al.*, 2017; TENNANT, 1976). Para construção do método foram utilizados dados coletados em 11 rios (58 seções transversais em 38 vazões diferentes) das regiões citadas acima (LINNANSAARI *et al.*, 2013). Nele, o dimensionamento da vazão ecológica considera as seguintes variáveis: o histórico das vazões médias anuais, a qualidade dos habitats do rio durante diferentes períodos sazonais (seco ou chuvoso). Assim, o método recomenda uma vazão ecológica, calculada a partir de porcentagens da vazão média anual, de acordo com a época do ano e com a condição de habitats do curso d'água (Tabela 3) (PAULO, 2007).

Tabela 3 – Porcentagens da vazão média anual de acordo com o Método de Tennant

CONDIÇÃO DO RIO	PORCENTAGENS DA VAZÃO MÉDIA ANUAL (%)	
	PERÍODO SECO	PERÍODO CHUVOSO
Excepcional	40	60
Excelente	30	50
Boa	20	40
Regular ou em degradação	10	30
Má ou mínima	10	10

Fonte: Adaptado de Morhardt e Altouney (1988) e Paulo (2007)

Por fazer uso de variáveis hidrológicas simples, o método possui custo baixo, apresenta rápida e fácil aplicação, além de não requerer, necessariamente, medições de campo. Como desvantagem tem-se o empirismo, pois foi desenvolvido a partir de espécies de seres vivos e

cursos d'água específicos (MILHOUS, 2017; POFF *et al.*, 2017). Mann (2006) testou a validade do método original de Tennant em sete estados dos Estados Unidos, incluindo os que forneceram informações para Don Tennant, e concluiu que o método é mais aplicável em rios com baixa declividade (menor que 1%), já que não apresentou boa representatividade em cursos d'água com alta inclinação (maior que 1%), normalmente encontrados no oeste do país.

Devido às limitações citadas, a metodologia de Tennant original tem sofrido alterações e adaptações que visam ajustar as vazões ecológicas calculadas, ao regime natural de vazões de determinada região e de acordo com as espécies encontradas *in loco*. Além disto há também ajustes temporais, de forma a aumentar a precisão com relação a variabilidade temporal da vazão (LI e KANG, 2014). Alguns destes métodos ajustados ao invés de utilizar a vazão média anual, utilizam a vazão mediana mensal ou anual, como exemplos, o método Texas e o Método Lyons (COUNCIL, 2005; LINNANSAARI *et al.*, 2013).

Em geral, dentre as metodologias hidrológicas existentes, a metodologia de Tennant é ainda uma das ferramentas mais utilizadas mundialmente, já aplicada em pelo menos 25 países (como exemplo, os Estados Unidos e Austrália). No Brasil, o método foi utilizado no desenvolvimento dos planos diretores de recursos hídricos das bacias do rio Paracatu e do rio das Velhas em Minas Gerais (FROES, 2006).

3.2.3. Métodos *Indicators of Hydrologic Alteration* (IHA) e *Range of Variability Approach* (RVA)

O método *Indicator of Hydrologic Alteration* (IHA), desenvolvido por Richter em 1996 (RICHTER *et al.*, 1996), advém da evolução dos métodos hidrológicos tradicionais, abordando de forma mais adequada a variabilidade do fluxo e aspectos ecológicos (THARME, 2003). Para a aplicação do método são utilizadas vazões diárias de um período histórico (normalmente superior a 20 anos), refletindo os regimes hidrológicos locais.

A metodologia IHA propõe o cálculo de 67 parâmetros estatísticos referentes a alterações hidrológicas, sendo estes divididos em dois grandes grupos. O primeiro grupo possui 33 parâmetros (Tabela 4) que são usados como índices de alteração hidrológica IHA. Conforme Richter *et al.* (1996) e Poff *et al.* (1997), estes parâmetros são subdivididos em cinco classes de acordo com as componentes do regime hidrológico: magnitude do fluxo, duração, periodicidade do fluxo, frequência de ocorrência e taxa de mudança.

Tabela 4 – Parâmetros hidrológicos para determinação dos IHA

CLASSES	PARÂMETROS
CLASSE 1 - Magnitude das vazões mensais (12 parâmetros)	Vazão média de cada um dos meses do ano
CLASSE 2 - Magnitude e duração das vazões extremas (12 parâmetros)	Vazão mínima anual de 1, 3, 7, 30 e 90 dias Vazão máxima anual de 1, 3, 7, 30 e 90 dias Número de dias com vazões zero Taxa de vazão de base
CLASSE 3 - Eventos extremos anuais (Periodicidade) (2 parâmetros)	Dia da vazão mínima anual Dia da vazão máxima anual
CLASSE 4 - Frequência e duração de pulsos altos e baixos (4 parâmetros)	Número de baixos pulsos no ano Duração média (em dias) dos baixos pulsos Número de altos pulsos no ano Duração média (em dias) dos altos pulsos
CLASSE 5 - Taxa de mudança das condições hidrológicas (3 parâmetros)	Média das diferenças positivas entre dias consecutivos Média das diferenças negativas entre dias consecutivos Número de reversões

Fonte: Adaptado de Postel e Richter (2003)

Em geral, o IHA baseia-se na análise comparativa destes parâmetros entre dois períodos de tempo (pré e pós impacto), podendo então descrever estatisticamente quanto os padrões hidrológicos foram alterados/afetados para um determinado rio ou lago, em relação á impactos antrópicos abruptos, como a construção de barragens, ou a tendências mais progressivas associadas a mudanças de uso de terra, água e clima (RICHTER *et al.*, 1996; 1997).

O segundo grupo, por sua vez, possui 34 parâmetros que determinam os componentes da vazão ecológica (CVE). Estes parâmetros são divididos em outras cinco classes: vazões baixas, vazões extremamente baixas, pulsos de vazão alta, pequenas inundações e grandes inundações, conforme Tabela 5 (THE NATURE CONSERVANCY, 2009).

Tabela 5 – Parâmetros hidrológicos para determinação dos componentes da vazão ecológica.

CLASSES	PARÂMETROS
CLASSE 1 – Vazões baixas mensais (12 parâmetros)	Vazão média das vazões baixas durante cada mês
CLASSE 2 – Vazões extremamente baixas (4 parâmetros)	Taxa de vazão extremamente baixa para cada ano Duração (dias) Pico de vazão (vazão mínima durante evento) Tempo (data do pico de vazão)
CLASSE 3 – Pulso de altas vazões (6 parâmetros)	Frequência de pulsos de alta vazão durante cada ano Valores médios de pulso e evento de alta vazão Duração (dias) Pico de vazão (pico de escoamento durante o evento) Tempo (data do pico de vazão) Taxa de aumento e diminuição
CLASSE 4 – Pequenas inundações (6 parâmetros)	Frequência de pequenas inundações durante cada ano Valores dos eventos de pequenas inundações Duração (dias) Pico de vazão (escoamento máximo durante o evento) Tempo (data do pico de vazão) Taxa de crescimento e diminuição
CLASSE 5 – Grandes inundações (6 parâmetros)	Frequência de grandes inundações durante cada ano Valores da média de grandes eventos de inundações Duração (dias) Pico de vazão (vazão máxima durante o evento) Tempo (data do pico de vazão) Taxa de crescimento e diminuição

Fonte: Adaptado de Postel e Richter (2003)

Existem diversos artigos que abordam a utilização do IHA, principalmente os parâmetros do primeiro grupo, para caracterizar os impactos hidrológicos causados pela construção de barragens e reservatórios como (MAGILLIGAN e NISLOW, 2005; MAINGI e MARSH, 2002; OPPERMAN, 2006). Esta ferramenta já foi aplicada em mais de 30 estudos relacionados a fluxo ambiental nos Estados Unidos e Canadá, bem como na África do Sul (THARME, 2003).

Yang *et al.* (2008) também utilizou a metodologia IHA para investigar as alterações hidrológicas proporcionadas pela construção de barragens ao longo do médio e baixo rio Amarelo (China) (REN e WALKER, 1998; ONGLEY *et al.*, 2000; YRCC, 2001 e 2002) e concluiu que a construção de barragens de grande porte no curso d'água principal e dos seus afluentes mudou significativamente o regime de fluxo natural do rio. Conclusão semelhante foi obtida na análise por IHA do regime de vazões do rio Leste (China). O número de barragens e reservatórios, que cresceu entre os anos de 1958 e 1974, e alterou significativamente o regime de vazões natural (CHEN *et al.*, 2010).

No Brasil, pode-se citar o artigo Rocha (2010) que aplicou o IHA para região do alto rio Paraná e encontrou alterações nos indicadores relacionados aos baixos escoamentos, sendo estes relacionados a presença de reservatórios. Em 2015, este método foi empregado para avaliar os

efeitos da UHE Itutinga (e demais barramentos localizados a montante) sob regime fluvial natural, como parte da proposta de hidrograma ambiental (SOARES *et al.*, 2015). Frederice e Brandão (2016) também aplicaram o método na bacia brasileira do rio Piracicaba, antes e depois da implantação dos reservatórios do sistema Cantareira (São Paulo). Constatou-se diminuição nas vazões médias, principalmente na estação seca, e diminuição da duração das vazões mais altas, mostrando assim os impactos hidrológicos provocados pela instalação dos reservatórios na bacia em estudo.

Como complementação do IHA, foi desenvolvido o método *Range of Variability Approach* (RVA) também por Richter em 1998 (RICHTER *et al.*, 1998). O objetivo principal do método RVA é fornecer uma base para a gestão de cursos d'água a fim de manter ou restaurar os regimes hidrológicos naturais. Assim, primeiramente é definido uma variabilidade referência (faixa alvo) para cada um dos parâmetros do método IHA, sendo esta variabilidade dada pelo grau natural de alteração do regime hidrológico. Para a escolha desta faixa, muitos dos estudos utilizam a variabilidade dos parâmetros no período pré impacto como a referência.

Após esta definição, o método avalia, no período pós impacto, (1) se houve o atingimento da faixa alvo, (2) seu alcance e (3) sua frequência. Para cada parâmetro do IHA é calculado o RVA (RICHTER *et al.*, 1998) a partir da chamada frequência esperada (FE), dos dados do período pré impacto, de atingimento da faixa alvo e da frequência observada (FO), obtida com base nos dados pós-impacto, de atingimento da faixa alvo (Equação 1):

$$RVA = \frac{(FO - FE)}{FE} * 100 \quad (1)$$

Resultados positivos do RVA indicam que o número de observações que se enquadram na faixa alvo é superior no período pós impacto do que no período pré impacto, enquanto que valores negativos representam diminuição da frequência entre os mesmos períodos. Resultados iguais a zero indicam conservação das observações nos dois períodos. Para esta classificação do fator da alteração, valores de $RVA \leq 33\%$ indicam baixa ou nenhuma alteração, de RVA entre 34 e 67% alteração média e de $RVA \geq 68\%$ alteração alta (RICHTER *et al.*, 1998).

Alguns pesquisadores consideram o RVA uma metodologia não apenas hidrológica, mas que possui abordagem holística (ARTHINGTON e ZALUCKI, 1998), já que em várias utilizações do método, as alterações foram correlacionadas a fatores ecológicos, como vegetação, espécies de peixes, qualidade da água e espécies de peixes. Porém, para Gippel (2001) é necessária uma melhor incorporação das questões ecológicas no método para assim tratá-lo como uma metodologia holística.

3.2.4. Método do perímetro molhado

O método do perímetro molhado foi desenvolvido em 1983 e, dentre as abordagens hidráulicas de determinação de vazão ecológica existentes, é a técnica mais utilizada atualmente. Na sua proposta, ele relaciona diretamente o tamanho do perímetro molhado de uma seção transversal de um curso d'água à disponibilidade de habitats de espécies aquáticas (THARME, 2003). Assim, no trecho de um curso d'água escolhido, é definida uma vazão mínima que mantém o habitat aquático. Assume-se, desta forma, que as condições ambientais são mantidas ao se respeitar a vazão mínima determinada pela curva que relaciona perímetro molhado e vazão (SMAKHTIN, 2001).

Para definição da vazão mínima (vazão ecológica), primeiro, são definidas as seções transversais (normalmente mais de uma) onde se espera ter uma grande variação do perímetro molhado em função da alteração da vazão. Geralmente, tratam-se de locais com profundidades baixas e velocidades elevadas (zonas de rápidos). Em seguida, nas seções transversais, são feitas medições de velocidade e profundidade para algumas vazões (três no mínimo), podendo, para isto, recorrer à simulação hidráulica. A partir destas medições e/ou simulações, define-se o gráfico perímetro molhado *versus* vazão (LONGHI e FORMIGA, 2011).

A recomendação da vazão mínima pode ser definida em relação a critérios subjetivos de manutenção dos habitats existentes que foram considerados no estudo (como exemplo, o uso de porcentagens arbitrárias, como 50%) ou em relação ao ponto de inflexão encontrado no gráfico (ponto onde há variação acentuada da inclinação). O ponto de inflexão representa, que a partir do mesmo, pequenos decréscimos na cota diminuem de forma significativa o perímetro molhado, a vazão e consequentemente a disponibilidade e qualidade de habitats (THARME, 2003).

As críticas ao método são amplas indo desde ausência de justificativa para definição da quantidade necessária de seções transversais até a desconsideração das alterações de preferências de habitat pelas espécies alvo ao longo do seu ciclo de vida (PAULO, 2007).

O método tem sido empregado para determinar a vazão ecológica em cursos d'água da Austrália, dos Estados Unidos, da China e na Europa. No Brasil, estudos científicos utilizaram o método, como exemplo trabalhos realizados nas bacias do rio Araguari e do rio Formoso, localizadas no estado de Minas Gerais (BELICO *et al.*, 2013 e PAULO, 2007). Usado de forma mais ampla em países de clima temperado (THARME, 2003), atualmente este método foi amplamente substituído ou é utilizado como uma das várias ferramentas integradas em métodos de classificação de habitat ou métodos holísticos (ARTHINGTON *et al.*, 2010; KING *et al.*,

2003). Tharme (1996) e Dunbar *et al.* (1998) consideram estas metodologias precursoras de metodologias mais sofisticadas de avaliação ou simulação de habitats.

3.2.5. Método *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM)

O método *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM) foi desenvolvido na década de 70 pelo *US Fish and Wildlife Service* (BOVEE *et al.*, 1998; BOVEE e MILHOUS, 1978), para tomadores de decisão avaliarem os benefícios e/ou as consequências de diferentes alternativas de manejo da água (BOVEE *et al.*, 1998). Este trabalha a partir de modelagem precisa das respostas dos organismos, empregando definições de prioridades na utilização dos recursos hídricos, sendo possível utilizar mais de uma espécie alvo nos estudos, através de guildas e/ou assembleias (BOVEE, 1997; THARME, 2003).

Para isto, o IFIM possui uma série de procedimentos teóricos e computacionais de simulação hidráulica e de habitats abrigados e interligados em um único ambiente (Figura 4) (BOVEE *et al.*, 1998), que descrevem características temporais e espaciais de habitats em consequência a uma dada alternativa de alteração de vazão de rios (THARME, 2003).

O processo é dividido em quatro fases principais (BOVEE *et al.*, 1998): 1) Identificação e análise do problema, com definição dos critérios e das metas a serem alcançadas; 2) Planejamento do estudo, sendo definidos a metodologia a ser utilizada e os atributos necessários para cumprimento dos objetivos definidos na primeira fase; 3) Implementação do estudo, com a modelagem do macro e/ou microhabitats; e 4) Análise das alternativas e resolução do problema, sendo definidas as táticas e estratégias a serem utilizadas.

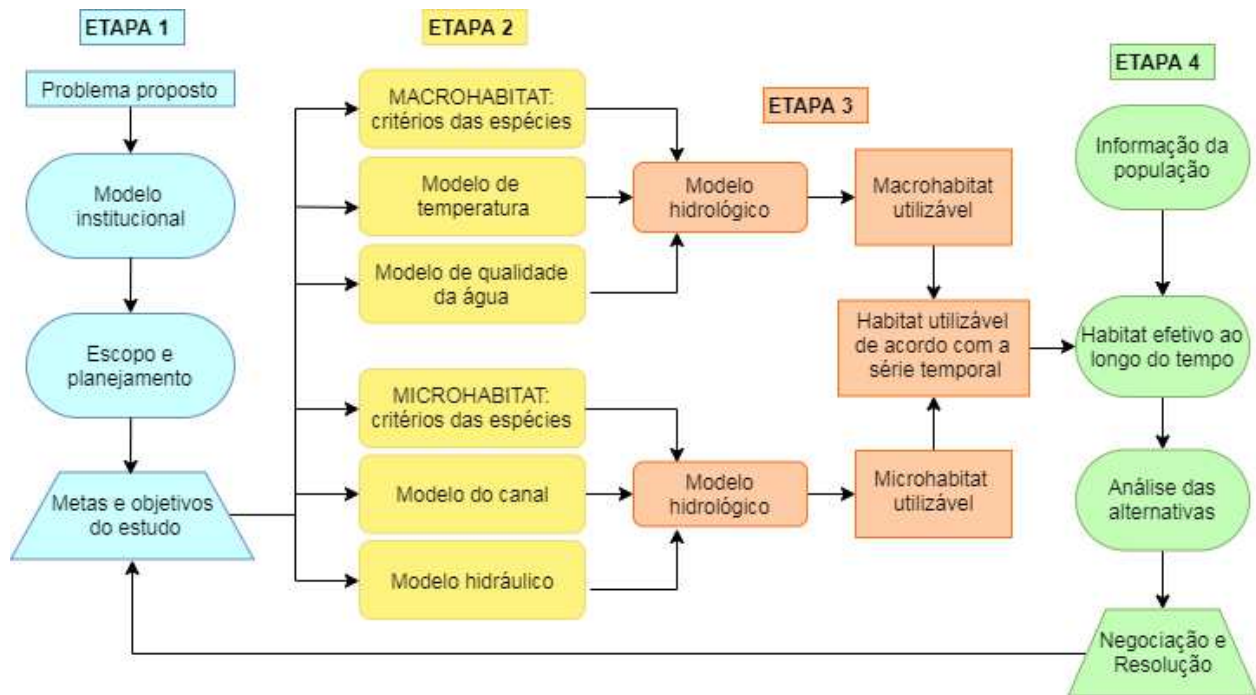


Figura 4 – Diagrama do método IFIM
Fonte: Adaptado de Bovee et al. (1998)

O modelo de simulação de habitat (em inglês, *Physical Habitat Simulation* – PHABSIM) é um dos modelos dentro do IFIM. Este possui dois módulos principais: 1) quantificação de características hidráulicas de uma determinada vazão com base em pesquisas de campo (como exemplo, medição de profundidade e velocidade de escoamento); e 2) fornecimento de informações ecológicas sobre a preferência por variáveis de habitat físico, geralmente profundidade, velocidade e substrato, para espécies de interesse. Assim, o resultado final do PHABSIM é uma quantificação de habitat físico por meio de medida de área utilizável (em inglês, *Weight Usable Area* – WUA) para um estágio de vida específico de uma espécie aquática alvo e para uma determinada vazão simulada (NESTLER *et al.*, 2019; BOVEE *et al.*, 1998). A medida WUA é dada por (BOVEE *et al.*, 1998) (Equação 2):

$$WUA_{Q,s} = \sum_{i=1}^n a_{i,Q} * csi_{i,Q,s} \quad (2)$$

Em que $WUA_{Q,s}$ é a área utilizável para uma vazão (Q) simulada e uma espécie alvo (s) definida; $a_{i,Q}$ é a área de superfície de uma subárea (i) do trecho do rio escolhido para estudo para uma vazão (Q) simulada; e $csi_{i,Q,s}$ é a aptidão definida de acordo com a subárea (i), a vazão (Q) e a espécie alvo (s).

Para aplicação do PHABSIM, existem diversos softwares: 1) modelos unidimensionais hidrodinâmicos, como o RHYHABSIM (*River Hydraulic Habitat Simulation*) (JOWETT, 1989) e o RHABSIM (*River Habitat Simulation*) (PAYNE, 1998); 2) bidimensionais, como o River2D (STEFFLER e BLACKBURN, 2002) e o HEC-RAS (ARMY, 1998), sendo que neste

último é necessário a realização de pós processamento dos resultados, associando os dados hidrodinâmicos gerados com as informações de habitat das espécies alvo; e 3) modelos tridimensionais como o Delft3D, utilizados para compreensão de fluxos complexos e de distribuições de materiais em suspensão (NICHOLAS *et al.*, 2012).

Quanto ao modelo hidrodinâmico bidimensional *River2D*, este trabalha com o método de elementos finitos que soluciona as Equações de *Saint-Venant*, permitindo a simulação de cenários e a obtenção de diversas características hidráulicas como magnitude e direção da velocidade, número de Froude e altura da superfície da água (JOWETT e DUNCAN, 2012). O conjunto de ferramentas do *River2D* consiste nos softwares *Bed*, *Ice*, *Mesh* e *River2D*, sendo que (STEFFLER e BLACKBURN, 2002): 1) O *Bed* trabalha com a criação de modelos topográficos de rios; 2) O *Ice* destina-se a desenvolver topografias de locais cobertos de gelo; 3) O *Mesh* é utilizado para o desenvolvimento de malhas computacionais, a partir da topografia definida; e 4) No *River2D*, com a malha desenvolvida, é feita a simulação dos cenários. Para entrada no modelo são necessárias informações de vazão, coordenadas, cotas e rugosidade. Atualmente, o *River2D* tem sido bem utilizado para realização de análises de habitat de peixe, como exemplos os trabalhos de Jowett e Duncan (2012), Katopodis (2012) e Lee *et al.* (2010).

Conforme Waddle *et al.* (2000), os modelos unidimensionais são suficientes para simulações de cursos d'água que apresentam características hidrodinâmicas simples (como canais únicos, que sejam retilíneos ou que possuam declividade gradual suave). Porém, para rios mais complexos ou se houver simulações de micro habitats é importante a utilização de modelos bidimensionais por serem mais precisos, apesar de serem mais caros e trabalhosos, tanto na coleta de dados de campo quanto na própria calibração do modelo (JOWETT e DUNCAN, 2012).

Por sua grande relevância científica, a ferramenta PHABSIM é aplicada com grande frequência sem o restante dos módulos da metodologia IFIM (ACREMAN e FERGUSON, 2010; HUDSON *et al.*, 2003). Com o desenvolvimento e a ampla utilização do PHABSIM, os métodos de simulação de habitat ganharam destaque em países como os Estados Unidos, Portugal e Reino Unido (THARME, 2003; POFF *et al.*, 2017). O PHABSIM tem sido empregado por décadas por agências reguladoras nos Estados Unidos para gerenciar vazões em sistemas fluviais modificados (KEMP e KATOPODIS, 2017).

Entretanto, nos últimos anos, várias críticas ao PHABSIM ganharam força na literatura internacional devido principalmente aos seguintes argumentos: 1) ausência da incorporação das componentes relacionadas à variabilidade do regime fluvial, 2) problemas com transferibilidade

das informações obtidas em rios de escala diferentes, 3) a impossibilidade de validação dos resultados da presença de habitat em função das vazões e finalmente 4) a ausência de realismo biológico, particularmente em relação a suposições relacionadas à adequação de habitat com base em inferências de preferência (KEMP e KATOPODIS, 2017; RAILSBACK, 2016; HUDSON *et al.*, 2003).

Quanto ao método IFIM, há também fatores limitantes. Por trabalhar com diversas variáveis diferentes e complexas, é necessário contar com uma equipe multidisciplinar (POFF *et al.*, 2017) com conhecimento técnico considerável. Além disto, a coleta de dados precisa ser extensa para garantir precisão nos resultados. Por ter trabalho de campo, a pesquisa passa a ser onerosa, podendo apresentar periculosidade pelo acesso aos cursos d'água.

Outra questão muito discutida é sobre o resultado gerado pelo IFIM. O modelo enfatiza as espécies alvo escolhidas e não leva em consideração todas as demandas do curso d'água. Sugere-se também que as vazões ecológicas sejam pensadas em um contexto de usos múltiplos (SMAKHTIN, 2001).

Em resumo, muitas das críticas do PHABSIM e do IFIM podem ser aplicadas aos outros métodos originados das abordagens hidrológicas e hidráulicas, contribuindo, assim, para o desenvolvimento das chamadas metodologias modernas para determinação do hidrograma ambiental. Um dos passos importantes para as metodologias modernas, foram os métodos holísticos que emergiram conceitualmente do desenvolvimento da compreensão científica das relações de vazão-ecologia inserindo demandas das comunidades locais e os meios de subsistência destas.

Apesar de suas limitações, o IFIM é aplicado com grande frequência em países do hemisfério norte, geralmente utilizando modelagem hidráulica multidimensional e avaliação de habitats ocupados por diferentes guildas funcionais (POFF *et al.*, 2017). Conforme Tharme (2003), há também estudos utilizando o IFIM para espécies de invertebrados (KING e THARME, 1994; STALNAKER *et al.*, 1996), para avaliar descargas de sedimentos (MILHOUS *et al.*, 1998) e em projetos de restauração de rios no Reino Unido (GUSTARD e ELLIOTT, 1998).

Esta expansão do método refere-se a fácil disponibilidade do software e de seus componentes e a existência de cursos de treinamento bem desenvolvidos para explicar sobre seu funcionamento. No Brasil há estudos que o utilizaram tendo resultados importantes podendo ser aplicados em programas de gerenciamento e conservação de ecossistemas no país (MATTOS, 2014; COSTA *et al.*, 2013; COSTA *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2018; GOMES, 2011).

Além disto, a partir da ideia do IFIM e como forma de agregar mais conteúdo, foi desenvolvido em 2004 um novo software denominado *System for Environmental Flow Analysis* (SEFA) (PAYNE e JOWETT, 2013) com o objetivo de incorporar em um único programa análise hidrológica, hidráulica (1D e 2D), de sedimentos, temperatura, critérios de habitat, qualidade da água, cobertura vegetal ciliar e análise jurídica-institucional. Atualmente, além do próprio uso, a ferramenta tem sido utilizada dentro de outros métodos holísticos (POFF *et al.*, 2017).

3.2.6. Método *Building Block Methodology* (BBM)

Dentre as metodologias holísticas, de grande aplicação na Austrália e na África do Sul, destaca-se o *Building Block Methodology* (BBM). Este método foi desenvolvido na África do Sul, pela demanda comentada e discutida em dois workshops que tinham como objetivo determinar vazões mínimas próprias para rios do país (KING e LOUW, 1998).

Como característica principal, esta ferramenta leva em consideração um maior número de variáveis: as características do canal, da mata ciliar, da planície de inundação, das águas subterrâneas, além de especificações sobre espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção e sobre o acesso à água a todo ecossistema ribeirinho. Assim, o método, além de utilizar informações sobre o meio físico e biológico, também considera dados das populações ribeirinhas (KING e LOUW, 1998; KING *et al.*, 2008).

A metodologia consiste em três fases: preparação do workshop, workshop e atividade pós workshop. Conforme King *et al.* (2008):

- 1) A primeira fase inclui estudos de escritório e de campo para a seleção da área de estudo, análise geomorfológica (mata ciliar e leito do rio) do trecho do rio, determinação da importância da área de estudo de acordo com aspectos sociais, econômicos e ecológicos, pesquisas sociais na área de estudo, avaliação da qualidade da água e de integridade do habitat do rio, identificação dos locais dos rios em que será avaliada a vazão, descrição do regime natural e atual de vazões a partir de simulações, análise das curvas cota e descarga e das seções transversais, análise hidrológica das águas subterrâneas e estabelecimento de objetivos para a condição futura do rio. Todos estes dados são sintetizados em um relatório.
- 2) Na segunda fase participam em torno de 20 especialistas, sendo que alguns destes participaram da primeira etapa. O workshop multidisciplinar é dividido em 4 sessões tendo a duração total de 2 a 4 dias. Na primeira sessão são realizadas visitas à área de estudo. Lá, os participantes respondem a um questionário que ajudarão na discussão a seguir. Na sessão 2, é apresentado de forma breve o relatório da primeira fase e é esclarecida as dúvidas

quanto ao documento. Na sessão 3, os participantes são separados em grupo e é discutido sobre as vazões ecológicas ideais mês a mês. Na sessão 4, os dados de todos os grupos são cruzados para ver a compatibilização dos dados. Se for necessário, os especialistas propõem novas pesquisas para resolver alguma incerteza, para melhorar o método ou sobre assuntos pouco conhecidos.

3) Na terceira fase ocorre a ligação entre meio ambiente e engenharia, sendo modelado e analisado os cenários definidos na segunda fase para ver se não haverá nenhum conflito com os diversos usuários da água. Estes cenários e outros parecidos são gerados para dar mais de uma alternativa ao estudo, sendo finalizado o relatório. Por fim, este documento é analisado e uma decisão é emitida sobre a alocação da água pelo *Department of Water Affairs and Forestry* (Departamento de Recursos Hídricos e Florestais da África do Sul).

O BBM é aplicável a rios regularizados e não regularizados da África do Sul. Segundo Davis e Hirji (2003), o BBM adaptou-se bem à realidade sul-africana por possuir poucos dados, pouco dinheiro e pouco tempo.

No Brasil, Britto (2005) aplicou a metodologia no rio Itajaí-açu, no Estado de Santa Catarina. O autor teve dificuldades com a aplicação do método devido escassez dos dados de ecologia fluvial, além do baixo envolvimento dos participantes selecionados para o workshop. (MEDEIROS *et al.*, 2013) utilizaram o módulo social do BBM no rio São Francisco e constataram que o método se adaptou a realidade brasileira.

O BBM desencadeou uma grande mudança na maneira como os especialistas coletavam e analisavam dados na África do Sul, mas teve duas grandes fraquezas: 1) Ser essencialmente prescritivo: uma condição do rio é especificada e, em seguida, o regime de vazão recomendado para alcançá-la é descrito. Os resultados não são negociáveis, porque os esforços são direcionados principalmente para justificar um regime de fluxo único; 2) Não abordar adequadamente os impactos da mudança de rios nos usuários de subsistência. Esses impactos sociais fazem parte dos custos do desenvolvimento de recursos hídricos em muitos países em desenvolvimento, mas ainda são raramente descritos (KING *et al.*, 2003).

3.2.7. Método *Downstream Response to Imposed Flow Transformation* (DRIFT)

O DRIFT, desenvolvido em 2001 a partir de projetos reais de desenvolvimento de recursos hídricos na África do Sul e no Lesoto, é uma evolução do método BBM. Este incorpora as características principais da metodologia descrita anteriormente e tenta solucionar os dois problemas encontrados no BBM (o fato do método ser descritivo e da incorporação impactos

sociais deficitária), através da produção de cenários biofísicos e socioeconômicos (KING *et al.*, 2003).

Este método envolve a aplicação de quatro módulos internos: 1) Módulo biofísico; 2) Módulo social; 3) Módulo de desenvolvimento de cenários e 4) Módulo econômico (Figura 5). O primeiro módulo é usado para descrever a natureza e o funcionamento do ecossistema atual e para desenvolver a capacidade preditiva de como eles mudarão sob uma variedade de diferentes manipulações de vazão. Assim, um banco de dados de previsão de mudanças relacionado ao fluxo é criado. O segundo é utilizado para identificar usuários de subsistência sob risco de manipulações de fluxo (população de risco) e para quantificar seus vínculos com o rio. No terceiro módulo, as saídas dos dois primeiros são reunidas para produzir cenários em conjunto. Por fim, o quarto módulo trata dos custos de mitigação e compensação (KING *et al.*, 2003).

O componente DRIFT em si concentra-se no ecossistema fluvial e nos usuários de subsistência de seus recursos. Se não houver usuários de subsistência, o DRIFT pode ser aplicado sem o módulo social e também se não houver informações econômica, pode ser utilizado sem o módulo econômico (KING *et al.*, 2003).

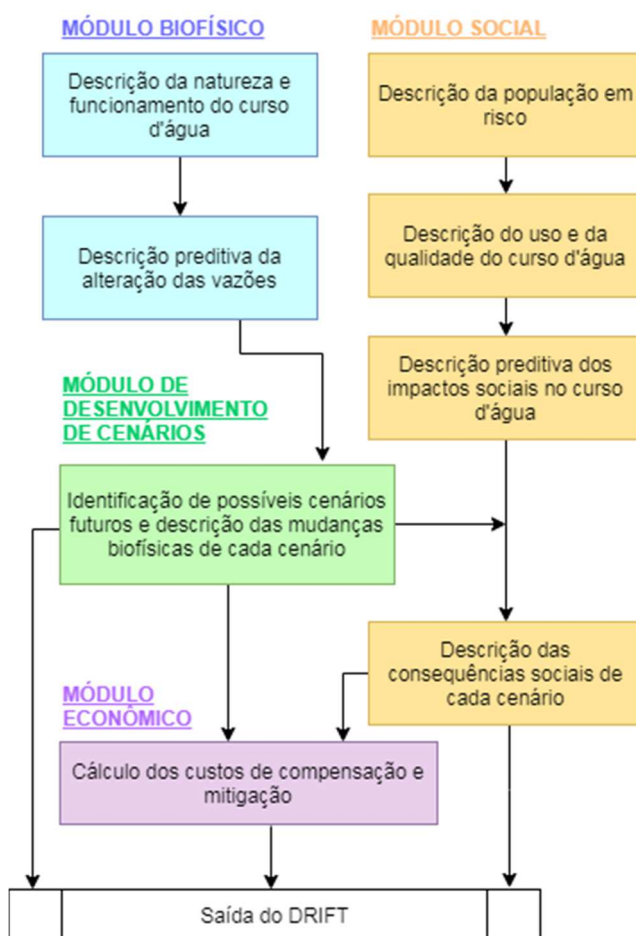


Figura 5 – Esquema do funcionamento do método DRIFT
Fonte: Adaptado de King *et al.* (2003)

Além do módulo interno, três atividades devem ocorrer paralelamente ao aplicativo DRIFT. Primeiro, um processo de participação pública deve ser executado, onde informações sobre pontos chave devem ser levantados e descritos, como por exemplo informações sobre pesca recreativa, área de conservação, empresa ribeirinha ou risco de inundação. Segundo, uma avaliação das consequências gerais de cada cenário de fluxo definidos no DRIFT deve ser feita para ilustrar a macroeconomia relacionada, como a perda ou ganho de terras agrícolas irrigadas, o potencial de desenvolvimento industrial e urbano e o custo da água para os usuários externos. Terceiro, um processo contínuo de troca de informações deve permitir que as partes interessadas entendam os cenários desenvolvidos no DRIFT e indiquem o grau de aceitabilidade de cada um (KING *et al.*, 2003). Todas as atividades produzem informações independentes, porém relacionadas, para o tomador de decisão (BROWN *et al.*, 2006).

Em geral, o método DRIFT possui abordagem individualizada diferente do método que será descrito a seguir, o ELOHA (SOUZA, 2009). Assim, estudos pontuais são bem vistos com esta metodologia. Outra questão bem avaliada é que como o método leva em consideração o histórico do rio, com base na alteração do regime natural, para a definição das vazões, a incerteza baseada nos conhecimentos dos especialistas diminui o risco de impactos no meio ambiente devido a erros ou incapacidade de predição (POSTEL e RICHTER, 2003).

Porém, o DRIFT pode ser melhorado através da inserção de informações mais consistentes relacionadas a vazão/ecossistema e através do aprimoramento dos próprios *softwares* utilizados na metodologia.

3.2.8. Método *Ecological Limits of Hydrologic Alteration* (ELOHA)

Mais recentemente, as abordagens holísticas evoluíram para o método ELOHA, que consiste numa plataforma mais flexível para determinação e implantação de vazões ecológicas em escalas regionais usando informações hidrológicas e biológicas disponíveis (ARTHINGTON *et al.*, 2006 e POFF *et al.*, 2010). Diferente do DRIFT, esta metodologia possui abordagem por área fisiográfica (região que possui mesmas características de solo, vegetação, clima e topográfica) (SOUZA, 2009).

O método é dividido em duas grandes áreas: uma que trata sobre o processo científico e outra que trabalha quanto ao processo social envolvido (Figura 6). O processo científico é dividido em quatro passos principais: 1) construção de uma base hidrológica (hidrogramas modelados para trechos de rios não barrados) a partir de medições de vazão e modelagens, 2) caracterização dos tipos de rios de acordo com seus regimes de vazão e características geomorfológicas, 3)

medição da alteração do escoamento, identificando os trechos com regimes fluviais impactados por meio de comparação com informações pré-impacto e 4) desenvolvimento e definição das relações “vazão *versus* ecologia” e “vazão alterada *versus* respostas ecológicas”. Já no processo social são incorporados os valores sociais relacionados ao meio ambiente local (POFF *et al.*, 2010).

Por fim, a estrutura do ELOHA possui um contexto de gerenciamento adaptativo, em que os dados de monitoramento ou dados de amostragem de campo testem os padrões de vazão ambiental definidos. Esta validação empírica permite um ajuste fino das metas de gerenciamento de fluxo ambiental (POFF *et al.*, 2010).



Figura 6 – Esquema das etapas do método ELOHA
Fonte: Adaptado de Poff *et al.* (2010)

Um princípio orientador do ELOHA é que respostas ecológicas ao regime fluvial alterado podem ser interpretadas de forma mais robusta e útil quando existe alguma relação baseada em processos da resposta ecológica (e/ou social) a uma componente particular do regime de fluxo (POFF *et al.*, 2010). Desta forma, a plataforma apresenta vantagem por ser mais confiável que métodos que trabalham com a opinião e conhecimentos prévios de especialistas.

Entretanto, a aplicação dos métodos holísticos possuem alto custo em locais com escassez de dados ecológicos e modelos hidrológicos, geralmente variando de 100 mil a 2 milhões de dólares segundo (RICHTER *et al.*, 2003). Muitas entidades governamentais têm relatado incapacidade em arcar com o custo de aplicação da abordagem ELOHA (MARTÍNEZ-CAPEL *et al.*, 2017).

Mesmo dentro deste contexto, o método ELOHA já foi implantado em várias jurisdições nos Estados Unidos (BUCHANAN *et al.*, 2013; KENDY *et al.*, 2009) e também existem relatos de estudos na Austrália, China e México (CONSERVATION GATEWAY, 2017). Na América do Sul, o método vem sendo estudado na bacia do Magdalena na Colômbia pelo ministério de Meio Ambiente da Colômbia e da Autoridade Nacional pelo Licenciamento em parceria com organizações científicas, órgãos regionais de meio ambiente e universidades nacionais e internacionais (CONSERVATION GATEWAY, 2017).

Em um projeto de Pesquisa e Desenvolvimento realizado na Usina Hidrelétrica de Itutinga (MG), optou-se por desenvolver um método holístico semelhante ao ELOHA. Foi empregado inicialmente o método de avaliação das alterações do regime fluvial por meio da série hidrológica pré-impacto e pós-impacto, avaliando as respostas ecológicas a cada uma das componentes do regime fluvial. Após, foi feita modelagem hidrológica para proposição de um hidrograma ecológico que poderia ser operado em diferentes cenários climáticos pelos gestores da CEMIG (SOARES *et al.*, 2015).

3.2.9. Outros métodos atuais

Para uma melhor correlação e representatividade da vazão ecológica, tem se buscado e desenvolvido novos métodos em diversos locais do mundo. Stamou *et al.* (2018) propõe uma nova metodologia que trabalha com modelagens hidrológicas, hidrodinâmicas e de habitats juntamente com as definições de classes de gerenciamento ambiental. Este método foi aplicado no rio Sperchios (Grécia), sendo que neste curso d'água há impactos ambientais significativos devido a captações de água para irrigação. O trabalho concluiu que realizar um estudo apenas baseado na modelagem de habitat hidrodinâmico não traz resultados de vazões ecológicas realista, e, portanto, é necessária uma abordagem integrada. Os autores deste estudo afirmam que a abordagem proposta pode ser aplicada a qualquer rio ou córrego usando as mesmas ou semelhantes ferramentas de modelagem, que devem ser vinculadas por meio de algoritmos adequados.

Im *et al.* (2018) propõe e utiliza a combinação de dois métodos, um hidráulico e outro de habitat, para determinação da vazão ecológica. Para isto foram utilizados um modelo de equações em

águas rasas 2D e o sistema *Neuro Fuzzy Inference System* (ANFIS) para simulações hidráulicas e de habitat, respectivamente. Além destes dois modelos, há uma avaliação da qualidade dos dados posteriormente. Esta combinação foi testada para uma comunidade de peixes no rio Dal (Coreia). Foi demonstrado que o método ANFIS combinado com a avaliação da qualidade dos dados possui uma melhor correlação em relação a aplicação do método sem avaliação posteriori da qualidade dos dados.

Outro estudo atual propõe uma nova ferramenta metodológica para encontrar vazão ecológica levando em consideração as mudanças climáticas (MARTÍNEZ-CAPEL *et al.*, 2017). O método propõe a integração da modelagem hidrológica e de habitats para fluxos ambientais em cenários de mudanças climáticas. Este modelo foi aplicado no rio Zambezi (Namíbia), sendo este um rio considerável já que possui variadas características ecológicas e fornece serviços ecossistêmicos. Sua aplicação mostra a importância de estudos que levem em consideração a evolução do clima na bacia em estudo, tendo assim recomendações de fluxo ambiental, programas de monitoramento e pesquisa e atividades de proteção de fluxo mais adaptadas e próximas à realidade futura. Na China, Espanha e Nepal estudos têm se desenvolvido sobre as alterações na vazão e no regime ecológico relacionadas as mudanças no clima, podendo citar Devkota e Gyawali (2015), Liu *et al.* (2017), Xu e Luo (2015), Zhang *et al.* (2015) e Santiago *et al.* (2016a; 2016b).

3.3. Legislações que envolvem o tema vazão ecológica no Brasil

No Brasil, o Código das Águas (BRASIL, 1934) foi considerado um marco no estabelecimento das primeiras diretrizes relacionadas à gestão de recursos hídricos no país. O artigo 143 estabelece que os aproveitamentos de energia hidráulica devem satisfazer exigências de alimentação e necessidades de populações ribeirinhas, de salubridade pública, irrigação, proteção contra inundações, conservação e livre circulação de peixes, escoamento e despejo de águas servidas. Este código é considerado a primeira lei que trata sobre o tema de vazão ecológica no Brasil, mesmo que indiretamente.

No início dos anos 80 o tema ressurgiu através de normas voltadas para construção de usinas hidrelétricas, com estabelecimento de valores para vazão média mensal a ser regulada (SARMENTO, 2007). Entretanto, foi a Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988a) que fomentou o desenvolvimento das principais leis ambientais brasileiras na medida em que, no artigo 255, assegura a todos “o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

Em 1988, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) determinou a obrigatoriedade de licenciamento para qualquer obra de abastecimento de água que demandasse mais do 20% da vazão mínima da fonte de abastecimento e/ou que modificasse as condições físicas e/ou bióticas dos corpos d'água (BRASIL, 1988b). Isso representou um avanço na legislação sobre vazões ecológicas no Brasil, porém esta não foi aplicada na época.

Apenas em 1997 foi instituída a outorga de direito de uso de um recurso hídrico como instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos. Com o objetivo de assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos d'água, bem como o efetivo exercício dos direitos de acesso aos recursos hídricos (ANA, 2013). Em rios de domínio da União (quaisquer cursos d'água que passam por mais de um estado, ou que sirvam de limite com outros países ou unidades da Federação), a Agência Nacional de Águas (ANA) é responsável pela análise técnica para a emissão de outorga. Em rios de domínio dos Estados ou do Distrito Federal, a solicitação de outorga deve ser tramitada junto ao órgão gestor estadual de recursos hídricos (BRASIL, 1997). Portanto, a outorga segue diferentes legislações, todas baseadas em métodos hidrológicos sendo considerada a vazão ecológica, o oposto da vazão máxima outorgável (Tabela 6).

Tabela 6 – Relações das legislações brasileiras com as máximas vazões outorgáveis

DOMÍNIO	LEGISLAÇÃO REFERENTE À VAZÃO MÁXIMA OUTORGÁVEL	CRITÉRIOS DE OUTORGA	VAZÃO ECOLÓGICA INDIRETAMENTE ESTABELECIDADA
União	ANA (2006, 2013)	70% da Q ₉₅ podendo variar em função das peculiaridades de cada região. Sendo que para cada usuário individual, pode ser outorgado no máximo 20% da vazão outorgável.	30% da Q ₉₅
Minas Gerais	Minas Gerais (2012)	50% da Q _{7,10} (30% da Q _{7,10} nas bacias hidrográficas dos rios Jequitai, Pacuí, Urucuia, Pandeiros, Verde Grande, Pará, Paraopeba e Velhas, exceto as áreas destas bacias consideradas pelo IGAM como de conflito pelo uso da água, que será outorgado até o limite de 50% da Q _{7,10}).	50% ou 70% da Q _{7,10}
Paraná	Paraná (2001)	50% da Q ₉₅ quando houver barramento em cursos d'água intermitentes. 80% da Q ₉₀ quando não houver barramento, ou quando houver barramento em rios perenes.	50% da Q ₉₅ 20% da Q ₉₀
Bahia	Bahia (1997)	95% da vazão referencial quando houver barramento em curso d'água intermitente. Quando o suprimento for para abastecimento humano, o percentual pode atingir 95% da vazão referencial. No caso de vazões regularizadas por reservatórios, a vazão residual de 20% da vazão referencial deve escoar a jusante por descargas de fundo ou por qualquer outro dispositivo que não inclua bombas de recalques. Nenhum usuário individualmente receberá outorga superior a 20% da vazão referencial em um dado manancial.	5% da Q ₉₀ 20% da Q ₉₀
Paraíba	Paraíba (1997)	90% da vazão referencial regularizada	10% da Q ₉₀
Rio Grande do Norte	Rio Grande do Norte (1997)	90% da vazão referencial regularizada	10% da Q ₉₀
Ceará	Ceará (1994)	90% da vazão referencial regularizada em cursos d'água com barramento; em lagos ou lagoas, 33% da vazão referencial.	10% ou 67%, da Q ₉₀
São Paulo	São Paulo (1994)	50% da Q _{7,10}	50% da Q _{7,10}
Rio de Janeiro	Rio de Janeiro (2007)	50% da Q _{7,10}	50% da Q _{7,10}

3.4. Modelos de análise multicritério

Devido as diversas variáveis que interferem no regime de vazões de um curso d'água

(parâmetros ambientais, econômicos e sociais), o uso da análise multicritério é uma das técnicas viáveis de utilização para apoio à decisão, guiando e, por fim, facilitando a escolha do tomador de decisão (DODGSON *et al.*, 2009).

A utilização da análise multicritério deu início entre os anos 60 e 70 e atualmente existem diversos modelos multicritérios, com suas particularidades e singularidades. De forma geral, Vincke (1986) classifica estes métodos em três grandes grupos: de utilidade multiatributo, de programação multiobjetivo e de sobreclassificação.

Os modelos multiatributo buscam de forma geral agregar os diferentes critérios em uma única função que deve ser otimizada, tendo como exemplo o método AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Já os modelos multiobjetivo (ou interativos) buscam a otimização de todo um conjunto de funções-objetivo, através de critérios e julgamento das alternativas, tendo como exemplo o Método da Programação de Compromisso. Por sua vez, os modelos de sobreclassificação fazem comparações entre critérios, determinando a superação de uma alternativa em relação à outra, podendo citar os métodos ELECTRE e PROMETHEE (VINCKE, 1986; DODGSON *et al.*, 2009).

O modelo PROMETHEE (*Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations*), utilizado no desenvolvimento deste trabalho, trabalha com a preferência de alternativas, sendo estas definidas por comparações par a par (BRANS *et al.*, 1986). Além disto, para cada critério definido, é escolhida uma função de preferência que indica a intensidade de preferência de uma alternativa sobre a outra, variando o seu valor entre 0 (indiferença) e 1 preferência total. Como resultado, no PROMETHEE I (primeira versão do modelo) têm-se uma ordenação parcial das alternativas e no PROMETHEE II (segunda versão) obtém-se um *ranking* geral das alternativas (BRANS *et al.*, 1986). Por ser um método de fácil entendimento e operacionalização, este método é aplicado em todo o mundo em diversos campos do conhecimento (BEHZADIAN *et al.*, 2010), inclusive na área de recursos hídricos (como exemplos, ABU-TALEB e MARESCHAL, 1995; ÖZELKAN e DUCKSTEIN, 1996; RAJU e KUMAR, 2006; RAJU e PILLAI, 1999; SIMON *et al.*, 2006).

4. METODOLOGIA DE PESQUISA

A abordagem metodológica utilizada neste trabalho é considerada de natureza aplicada, com abordagem quantitativa em que foi realizada uma pesquisa experimental que irá quantificar os resultados.

Em relação aos procedimentos realizados para cumprimento dos objetivos do trabalho, as grandes etapas metodológicas constituintes da pesquisa encontram-se na Figura 7, sendo detalhados os procedimentos de caracterização da área de estudo e de coleta de dados bibliográficos e de campo (etapas em amarelo na figura) nos itens 4.1 e 4.2.

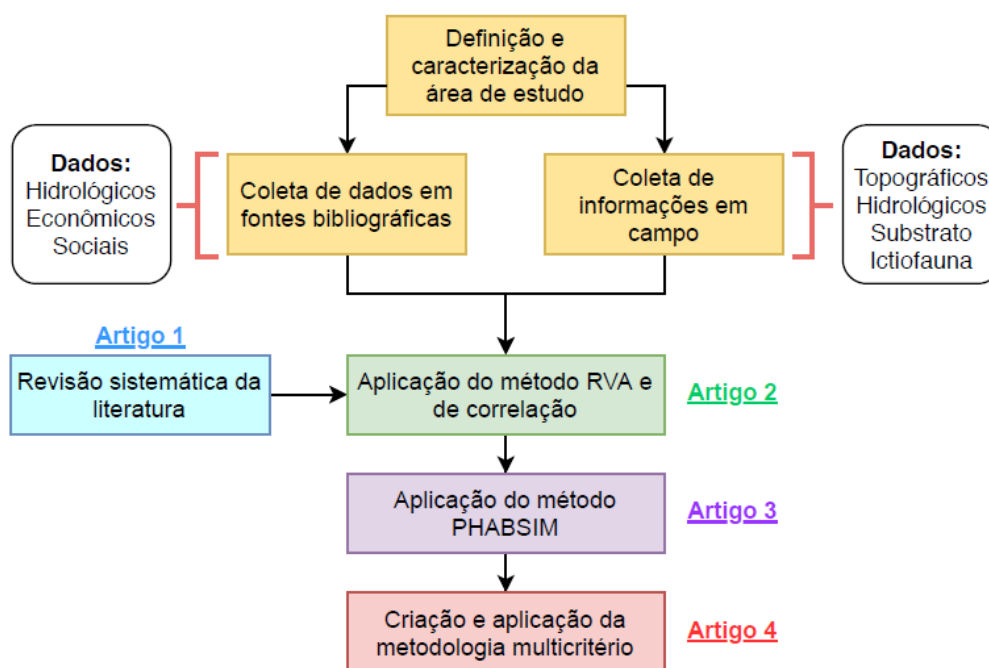


Figura 7 – Fluxograma das grandes etapas metodológicas do trabalho.

Os procedimentos utilizados nas quatro etapas metodológicas seguintes, que tiveram como produto um artigo científico, estão descritos nos próprios manuscritos que se encontram na íntegra no item Resultados.

4.1. Local de estudo definido

A bacia do rio Paraíba do Sul é hoje uma das áreas com alta demanda de água em todo país. Recebendo o aporte de bacias contribuintes de estados de grande relevância no cenário nacional, Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro (Figura 8), esta bacia é responsável pelo abastecimento de 90% da cidade do Rio de Janeiro, além de atender demandas de regiões industriais de São Paulo (COPPETEC, 2006). Assim, estudos relacionados a esta área são de relevância para o panorama socioambiental e econômico do país.

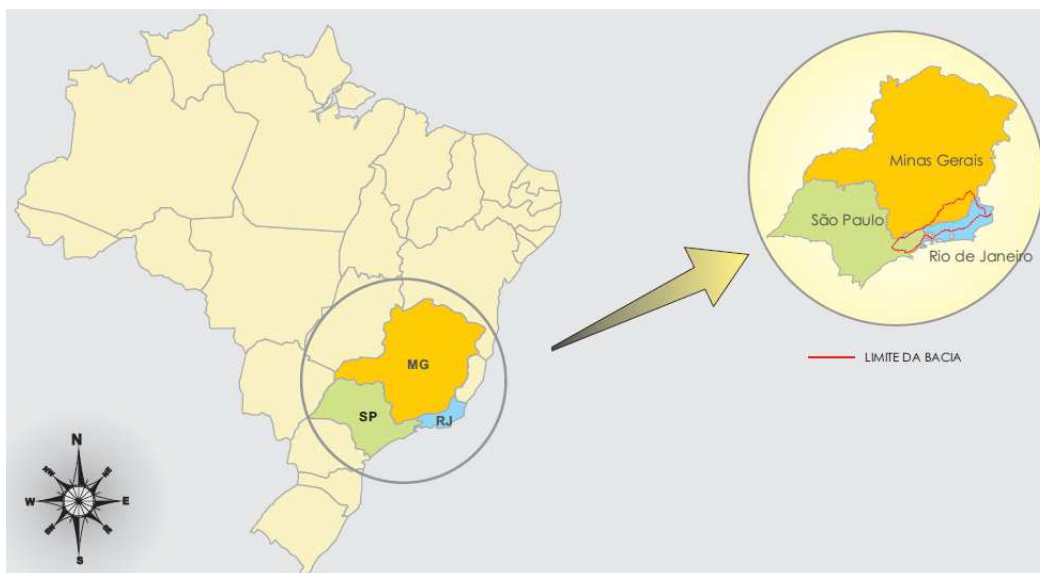


Figura 8 – Localização da Bacia do rio Paraíba do Sul.
Fonte: Adaptado de COPPETEC (2006)

A área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul é de aproximadamente 57.000 km², estando entre os paralelos 20° 26' e 23° 38' sul, e os meridianos 41° 00' e 46° 30' oeste. O clima predominante na bacia é o tropical com temperatura média anual entre 18 e 24 graus Celsius. A extensão do curso d'água principal é de 1.100 km, drenando os estados de São Paulo (13.500 km²), Minas Gerais (20.900 km²) e Rio de Janeiro (22.600 km²) (COPPETEC, 2006).

Para o estudo foi escolhido um trecho do rio Preto, afluente a margem esquerda do Paraíba do Sul (Figura 9). Esse curso d'água possui aproximadamente 250 km de extensão, tendo suas nascentes no contraforte da serra da Mantiqueira, na região do pico das Agulhas Negras (CPRM, 2003).

O rio Preto drena uma microbacia relativamente preservada e conflui com o rio Paraibuna mineiro para desaguar na calha principal do rio Paraíba do Sul no município de Três Rios (RJ). Apesar das margens relativamente descaracterizadas para o cultivo de pastagens, a ausência de grandes empreendimentos e de barragens e a baixa carga de lançamento de efluentes não tratados fazem do rio Preto um sistema em melhor estado de conservação do que outros rios de seu porte na região, que compreende o segmento médio-inferior do rio Paraíba do Sul.

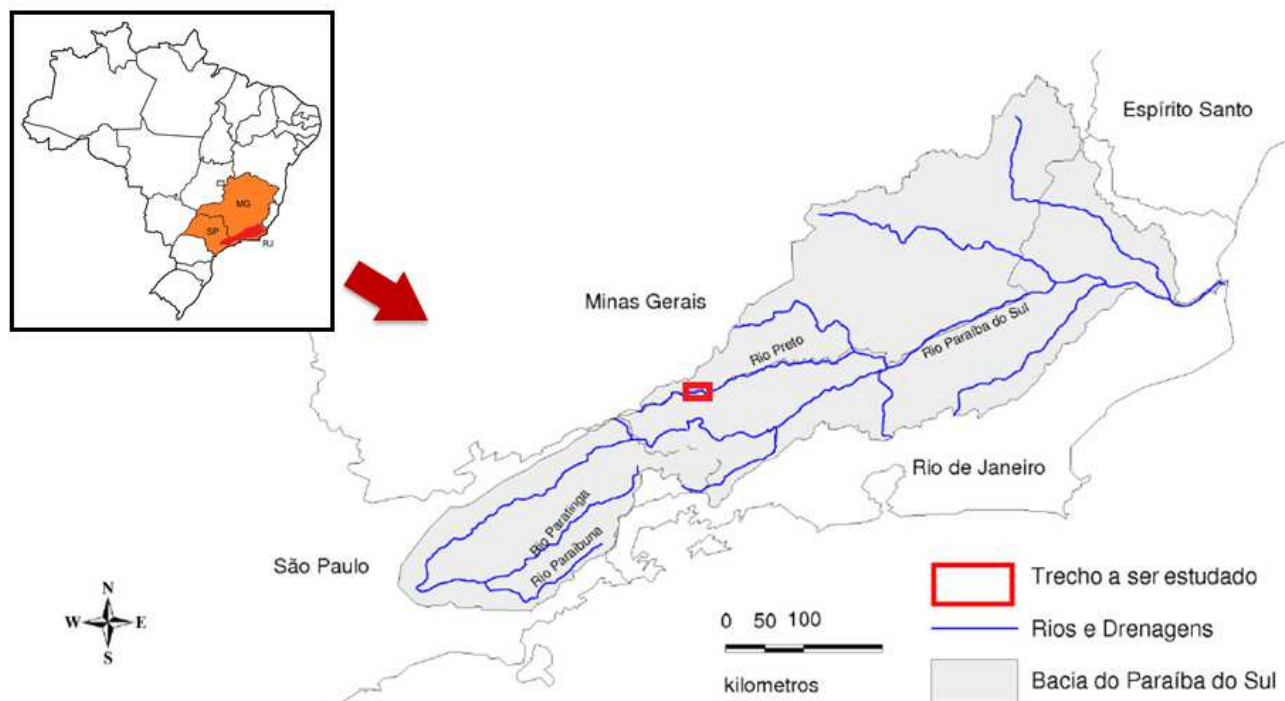


Figura 9 – Localização do trecho de estudo no rio Preto.

Para a escolha do trecho foram analisados os seguintes pontos: facilidade de acesso ao local para coleta de dados, largura da seção do rio, mata ripária existente, existência ou não de lançamento de esgoto próximo ao local e diversidade quanto aos habitats no trecho.

Como a presente tese se encontra inserida no Projeto Universal FAPEMIG (TEC - APQ-01145-15) que tem como objetivo criar um modelo ecohidráulico com abordagem multivariada através da aplicação da técnica de PHABSIM para comunidades de peixes e de plantas ripárias, o trecho escolhido teve que obedecer as seguintes características: 1) englobar diversidade de mesohabitats aquáticos conforme Bovee (1997); 2) possuir mata ripária com condições mínimas para correlação com a proposta de regime ecológico de vazões; 3) não sofrer significativo impacto antrópico.

O segmento do rio Preto escolhido possui aproximadamente 400 metros de extensão, iniciando nas coordenadas $22^{\circ}17'8.71''S$ e $44^{\circ}28'32.00''O$ e com término nas coordenadas $22^{\circ}17'0.03''S$ e $44^{\circ}28'23.44''O$, sendo o curso d'água de 4ª ordem neste ponto (Figura 10). O trecho selecionado dista da cidade de Visconde de Mauá aproximadamente 8,5 Km e possui uma boa diversidade de mesohabitats (Figura 11).



Figura 10 – Área de drenagem do segmento do rio Preto (em destaque) selecionado para o estudo
 Fonte: Adaptado de Google Earth Pro (GOOGLE, 2018) e Agência Nacional das Águas (ANA, 2018)

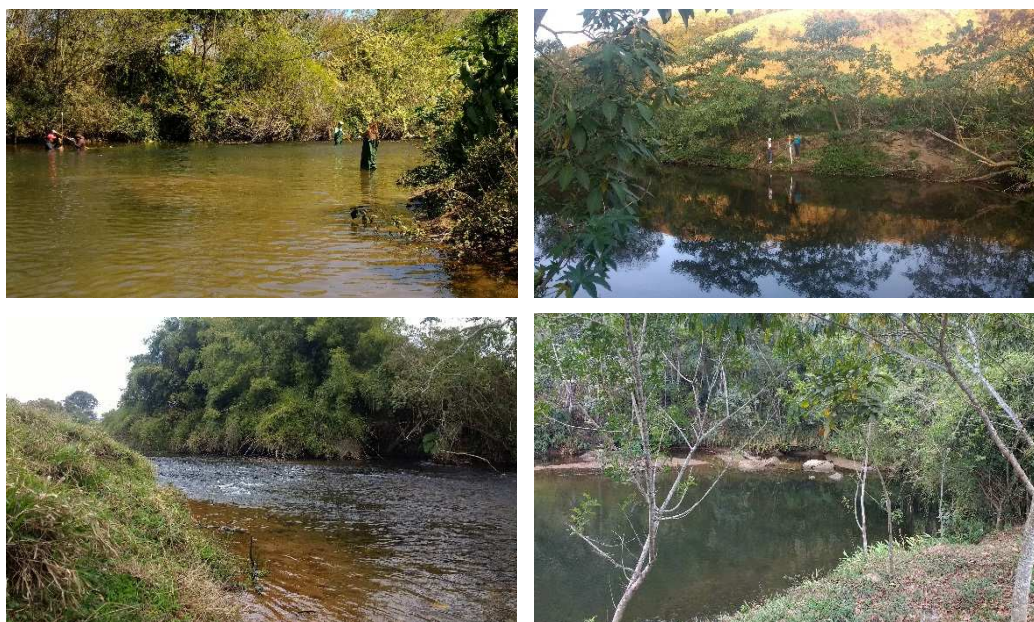


Figura 11 – Fotos de quatro diferentes pontos do trecho do rio Preto escolhido para estudo.

4.2. Dados coletados em campo

4.2.1. Períodos amostrais

Os períodos amostrais envolveram coletas de dados topográficos, do substrato local e da ictiofauna. As escolhas das datas para as amostragens ocorreram de acordo com informações de precipitação, obtidas na estação pluviométrica Visconde de Mauá (código 2244047), de vazão e de temperatura, obtidas na estação fluviométrica Visconde de Mauá (código 5852500) (Figura 12, 13 e 14). Estas estações localizam-se a aproximadamente 8,2 Km de distância a montante do segmento do rio Preto selecionado para o estudo, na parte inferior da cidade Visconde de Mauá.

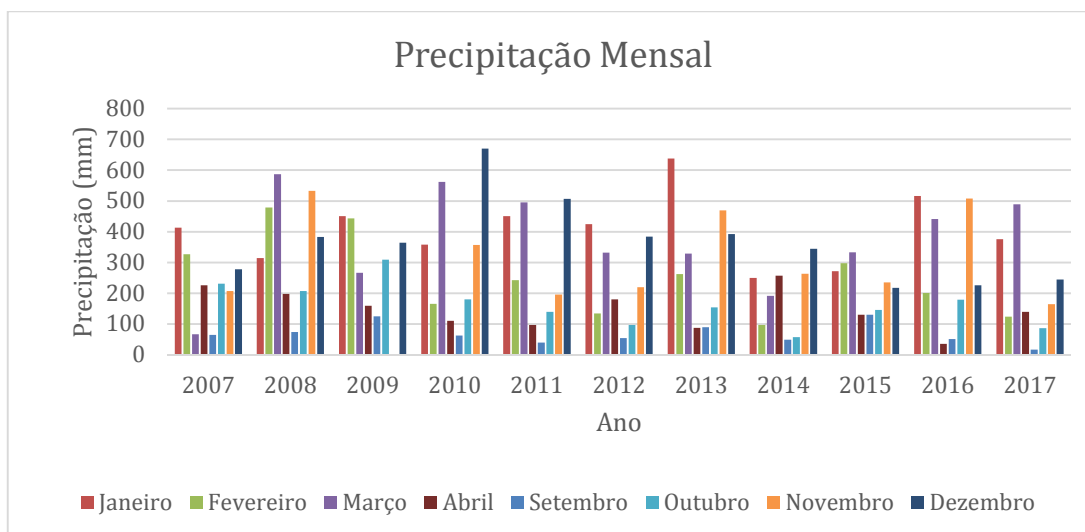


Figura 12 – Pluviogramas característicos da bacia em estudo.
Fonte: Adaptado do Hidroweb (ANA, 2018)

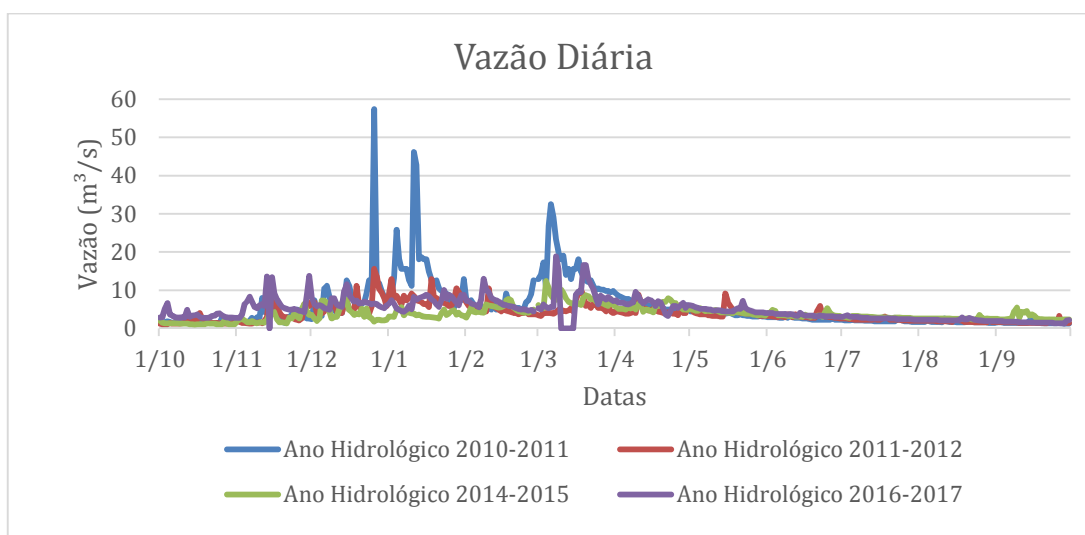


Figura 13 – Hidrogramas característicos da bacia em estudo.
Fonte: Adaptado do Hidroweb (ANA, 2018)

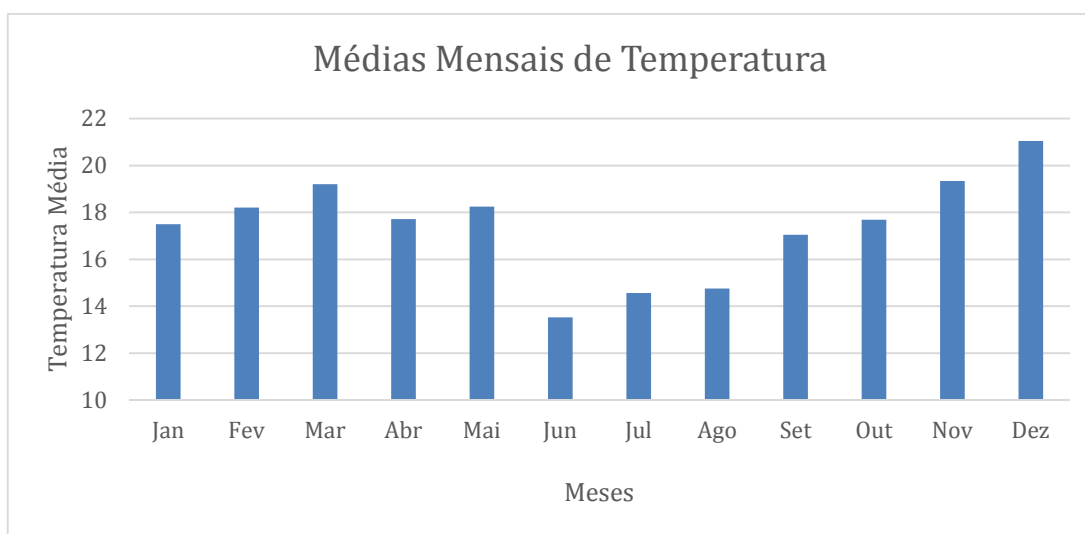


Figura 14 – Gráfico de médias mensais de temperatura.
Fonte: Adaptado do Hidroweb (ANA, 2018)

Foram selecionados meses que possuem características diferentes: que apresentam menor precipitação e, conseqüentemente, menor vazão diária; 2) que apresentam temperaturas mais elevadas da água que os meses de inverno, sendo que a equipe de ictiologia acredita que temperaturas mais baixas fazem diminuir a movimentação de peixes.

4.2.2. Levantamento batimétrico e altimétrico

O trecho em estudo foi dividido em seções transversais ao longo dos seus 400 metros. Para cada uma das seções definidas, foram coletadas informações de coordenadas e cotas em pelo menos 5 pontos das seções e no nível d'água (NA) (Figura 15).

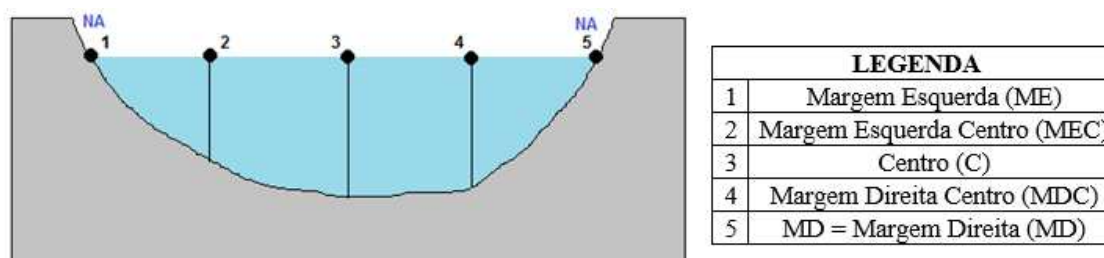


Figura 15 – Representação dos locais de coleta de dados batimétricos em uma seção.

Além dos pontos coletados nas seções, também foram coletados dados batimétricos de pontos diversos do curso d'água para melhor representação possível de todo o trecho. Os instrumentos utilizados foram o GPS Geodésico (modelo Hiper Lite+ da Topcon) (TOPCON, 2006) e a Estação Total (modelo GPT-3100W da Topcon) (TOPCON, 2005) (Figura 16).



Figura 16 – Medição batimétrica com estação total e GPS.

Para representação do leito menor e leito maior da área de estudo, foram coletados dados topográficos em pontos diversos da margem do curso d'água. Utilizou-se também para o levantamento a Estação Total e o GPS Geodésico (Figura 17).



Figura 17 – Medição topográfica com estação total e GPS.

4.2.3. Levantamento do substrato do leito

Junto com o levantamento topográfico também foram classificados visualmente os substratos em cada um dos pontos de coleta de dados batimétricos e altimétricos. Os substratos foram definidos (granulometria) de acordo com Bovee *et al.* (1998) e em seguida realizou-se a classificação do coeficiente de Manning (n) de acordo com Chow (1959) (Tabela 7).

Para a modelagem hidrodinâmica do escoamento do trecho, o tipo de substrato deve ser informado como variável de entrada através da profundidade da rugosidade. Esta última foi calculada (Equação 3) utilizando informações do Raio Hidráulico (R , em m), n , gravidade (g , em m/s^2) e da profundidade da rugosidade (K_s , em m) (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

$$n = \frac{R^{\frac{1}{6}}}{2,5 * \sqrt{g} * \ln\left(\frac{12 * R}{K_s}\right)} \quad (3)$$

De acordo Steffler e Blackburn (2002), o raio hidráulico pode ser aproximado pela profundidade do escoamento, para escoamentos 2D em canal aberto.

Tabela 7 – Caracterização dos substratos

TIPOS DE SUBSTRATO	GRANULOMETRIA (mm)	COEFICIENTE DE MANNING	PROFUNDIDADE DA RUGOSIDADE (mm)
Lama	<0,3mm	0,010	0,044237
Areia Fina	0,6-0,4mm	0,011	0,165092
Areia Média	1,2-0,7mm	0,012	0,533661
Areia Grossa	2-0,8mm	0,013	1,166396
Cascalho Fino	50-0,9mm	0,023	45,01978
Cascalho Grosso	200-51mm	0,029	130,1408
Pedra Arredondada	300-201mm	0,031	169,9465
Pedra Média	400-301mm	0,033	203,1988
Rocha	1000-401mm	0,040	397,6752
Vegetação Rala	n.a.	0,110	2627,288
Vegetação Densa	n.a.	0,150	3503,134
Gramma	n.a.	0,033	211,9347
Asfalto	n.a.	0,011	0,159394

Fonte: Adaptada de Krstolic *et al.* (2006 *apud* MATTOS, 2014) e de Chow (1959).

A sigla n.a. possui o significado de não se aplica.

4.2.4. Levantamento da profundidade e velocidade nas seções

Para as seções em estudo, foi realizada a medição de profundidade, por meio de trena manual ou medidor acústico manual (marca *Honde Digital*), e a velocidade nos cinco pontos, por meio de molinete (marca *Swoffer* e modelo 2100 Series) (Figura 18). Os procedimentos de medição foram os sugeridos por Bovee *et al.* (1998).



Figura 18 – Medição de profundidade e velocidade da água com o fluxímetro.

Vazões que passavam pelas seções do estudo foram calculadas nas três amostragens de dados. Na segunda e terceira visita a vazão não foi medida em todas as seções de estudo devido as chuvas que ocorreram durante o período em campo, impossibilitando a continuidade da coleta. Todos estes dados serviram de base para a modelagem hidrodinâmica 2D.

4.2.5. Levantamento de dados da ictiofauna local

Em campo, também foram realizadas a visualização e coleta de peixes para se extrair as seguintes informações: 1) quais as espécies encontradas e onde estas foram encontradas no rio (coordenadas); 2) quais as profundidades no curso d'água onde as espécies foram encontradas (altitude); 3) quais as velocidades no rio onde as espécies foram encontradas; e 4) quais os tipos de substratos nestes locais.

Para isto, foi utilizado como ferramenta amostral o censo visual, com dois mergulhadores percorrendo seções previamente estabelecidas ao longo do rio, procurando englobar todos os mesohabitats, para que todo o ambiente fosse representado igualmente, seguindo o protocolo de “igual esforço” proposto por (BOVEE *et al.*, 1998). O método não se mostrou efetivo, com poucos indivíduos foram observados ao longo do rio.

Como alternativa, foi utilizada a pesca elétrica complementada com redes de espera, com diferentes malhagens (15; 20; e 30 mm entre nós adjacentes). Nas seções rasas (i.e., profundidade inferior a um metro) foi utilizado um gerador de corrente 220V/9Ah com dois coletores equipados com redes de mão tipo puçá (malha de 2mm), os choques eram aplicados a microhabitats aleatórios nas margens e calha do rio, de jusante para montante. Quando algum espécime era capturado, uma marca numerada (i.e., chumbo de pescaria tipo gota, de 30g com

fita vermelha de 60 cm) era lançada na posição em que o peixe ou cardume se encontrava no momento da captura. Posteriormente, uma segunda equipe recolheu as marcas numeradas mensurando as respectivas variáveis do micro-habitat (i.e., substrato, profundidade e velocidade). Nas seções profundas, as redes de espera foram instaladas ao entardecer e retiradas na manhã do dia seguinte. Cada rede foi cuidadosamente inspecionada por um mergulhador com equipamento de snorkeling, nas partes onde havia peixes, marcas numeradas foram lançadas para medições posteriores das variáveis do micro-habitat das espécies coletadas (Figura 19).



Figura 19 – Metodologia de coleta utilizada no rio Preto para a coleta de peixes. A esquerda, equipe de pesca elétrica recolhendo espécimes coletados, trabalhando em conjunto com a equipe encarregada de medir as variáveis hidrológicas nos locais amostrados. A direita, mergulhadores recolhendo a rede de espera após a inspeção e lançamento de marcas numeradas.

As espécies que foram adotadas no estudo foram as que apresentaram abundância de espécimes no trecho amostrado, com 25 ou mais observações, viabilizando assim a elaboração de índices de aptidão de habitats.

4.3. Dados bibliográficos hidrológicos, econômicos e sociais

Para análise regime hidrológico da área de estudo foram utilizados dados diários de vazão consistidos (de 1946 a 2014) da Estação Fluviométrica Visconde de Mauá, Código 5852500 (ANA, 2018), localizada no rio Preto a, aproximadamente, 9 Km de distância a montante do trecho em estudo. Para análise do RVA, foram utilizados dados consistidos do período entre 1947 e 1967 e entre 1994 a 2014. Para cálculo das vazões a serem simuladas no PHABSIM, utilizou-se dados consistido de 2004 a 2014 e regionalizados.

A regionalização dos dados foi feita de forma direta com relação a área de drenagem (transferência da vazão proporcionalmente à respectiva área de drenagem, considerando a vazão específica constante). Esta escolha foi feita pois a área de contribuição do trecho estudado possui características similares de drenagem e de vegetação que a área de drenagem da estação fluviométrica. Além disto, a diferença entre as áreas de drenagem é de aproximadamente 30%

(a área de drenagem da estação é de 104 Km² e a área de drenagem do trecho é de 136 Km²). De acordo com o Atlas Digital das Águas de Minas (EUCLYDES *et al.*, 2005), a regionalização direta pode ocorrer em situações em que o local de estudo encontra-se próximo de estação fluviométrica, em que a diferença entre as áreas das bacias de drenagem dos dois locais não seja superior a 30% da área de influência da estação, e que as estações estejam no mesmo curso d'água e em uma região com comportamento hidrológico semelhante.

Com os dados regionalizados, de acordo com a série histórica de vazão diária entre os anos 2004 a 2014, a distribuição de vazões referente ao trecho em estudo pode ser vista no gráfico *boxpot* a seguir (Figura 20).

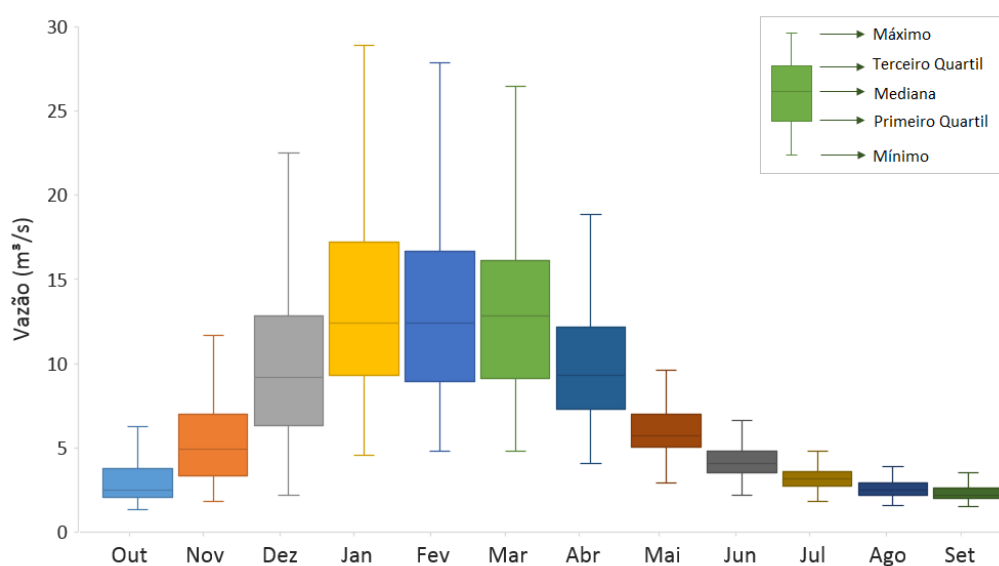


Figura 20 –Vazão diária da estação Visconde de Mauá (2004 a 2014).

As vazões de referência determinadas pelas principais legislações no país ($Q_{7,10}$, Q_{95}) foram calculadas de acordo com Alves *et al.* (2010) e Caissie *et al.* (2007) e as vazões com tempo de retorno (TR) de 1 ano e 2 anos de acordo com Naghettini e Pinto (2007). Estas vazões foram obtidas por meio da distribuição de Gumbel. Este método estatístico foi escolhido pois, conforme Alves *et al.* (2010) e Queiroz e Oliveira (2013) esta distribuição é uma das mais utilizadas para se encontrar vazões de referência, além de haver trabalhos na Bacia do rio Paraíba do Sul que a empregaram para vazões mínimas e chegaram a resultados consistentes (FERREIRA e MÔNICA DE AQUINO, 2017; LUIZ e DE OLIVEIRA, 2017).

Além de dados hidrológicos, foram coletadas informações de parâmetros econômicos e sociais: (1) séries históricas de população residente, área cultivada, efetivo de bovinos, pessoal ocupado, do índice de desenvolvimento humano (IDH) e do Índice FIRJAN de Desenvolvimento Municipal (IFDM) referentes a cidade de Resende, fornecidos pelo IBGE (censos demográficos e agropecuários) e pelo Ministério da Fazenda (IPEA, 2020).

5. RESULTADOS

5.1. Metodologias de vazões ambientais: desafios para implementação de regimes de vazões ambientais em regiões tropicais (ARTIGO 1)

O artigo 1 respondeu as seguintes perguntas de pesquisa da tese: (1) Quais os principais métodos e estudos de vazão ecológica / hidrograma ambiental aplicados em regiões tropicais com baixa disponibilidade de dados ecológicos em comparação a biodiversidade local e com escassez de recursos financeiros? (2) A partir de quando iniciaram estes estudos e quais são as principais considerações destes estudos em relação a aplicação da metodologia por órgãos gestores de recursos hídricos? O texto apresentado neste item 5.1 é base inicial de um artigo a ser submetido em uma Revista Científica:

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; AZEVEDO, R. C. Metodologias de vazões ambientais: desafios para implementação de regimes de vazões ambientais em regiões tropicais. 2020a. Em fase de elaboração.

As contribuições dos autores em cada uma das áreas da construção do artigo até a conclusão e impressão da tese foram:

- LÉO, V. B. S. (autora da tese): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, recursos, coleta e tratamento de dados, redação e visualização.
- SANTOS, H. A. (orientadora da autora da tese): conceituação, metodologia, análise, validação, investigação, recursos, redação, visualização, supervisão, administração do projeto e aquisição de financiamento.
- AZEVEDO, R. C. (colaborador do projeto): software, análise, validação e visualização.

I. Introdução

O regime de vazões de um rio pode ser dividido em cinco componentes principais: magnitude, frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança (POFF *et al.*, 1997). Esses cinco componentes influenciam a integridade ecológica de um ecossistema fluvial direta e/ou indiretamente por meio de seus efeitos na qualidade da água, fontes de energia, habitat físico e interações bióticas.

A avaliação das características do regime fluvial é essencial para compreender e prever os efeitos na biota de um rio causados pelas atividades antrópicas, construção de barragens hidrelétricas (OLDEN e POFF, 2003) e também pelas mudanças climáticas. Nas últimas décadas vários métodos propuseram a definição da quantidade de água necessária para manter os processos ecológicos em ecossistemas aquáticos (por exemplo, O'KEEFFE *et al.*, 2002). A maioria destes considera apenas o componente de magnitude dos regimes de fluxo do rio, com

base em abordagens hidrológicas, hidráulicas, simulação de habitat ou holísticas, tendo recebido diversas nomenclaturas ao redor do mundo, incluindo: vazão ambiental, vazão ecológica, vazão residual ou remanescente, vazão residual mínima, vazão ambiental mínima, vazão de preservação ambiental, vazão de referência, vazão de limpeza e vazão de restrição (THARME, 2003).

No entanto, os processos ecológicos também estão associados a outros componentes (frequência, duração, temporalidade e taxa de variação) do regime de vazões de um rio (POFF *et al.*, 1997), como exemplos, i) a temporalidade dos eventos de vazão está diretamente relacionada aos ciclos de vida de muitas espécies aquáticas que dependem de vazões extremas para reprodução, como espécies de peixes migradores e ii) a duração dos eventos de vazão máxima determina a inundação das planícies, que por sua vez influencia a cobertura de certas espécies de vegetação ripária e a contribuição de carbono para o rio (AUBLE *et al.*, 1994; JUNK *et al.*, 1989).

Assim, a importância de manter o fluxo considerando todos os componentes do regime natural tem sido amplamente reconhecida por seu impacto na sustentabilidade dos ecossistemas de água doce (POFF *et al.*, 2010), tornando os termos “regimes ambientais de vazões” e “hidrogramas ambientais” mais propositivos. De acordo com a Declaração de Brisbane 2007 (INTERNATIONAL RIVER FOUNDATION, 2007), regimes ambientais são “a quantidade, o tempo e a qualidade dos fluxos e níveis de água doce necessários para sustentar os ecossistemas aquáticos que, por sua vez, apoiam as culturas humanas, economias, meios de vida sustentáveis e bem estar”. A recente Declaração de Brisbane 2018 (ARTHINGTON *et al.*, 2018) também sugere que o termo deve “abranger todos os ecossistemas aquáticos superficiais e subterrâneos”.

A revisão da literatura já existente sobre as principais metodologias para regimes ambientais (POFF *et al.*, 2017; THARME, 2003) revelou o esforço global i) para avaliar as ligações entre processos hidrológicos e variáveis ecológicas e ii) para propor compensações na alocação de água entre todos os usuários dos cursos d’água, considerando a dinâmica do rio como um serviço ecossistêmico para todas as áreas, cultura indígena e justiça social (FINN e JACKSON, 2011; WANTZEN *et al.*, 2016).

Apesar do recente progresso em quantidade e qualidade destas metodologias, os desafios internacionais permanecem, especialmente em: i) falta de apoio político e público para estudos e aplicação dos métodos; ii) restrições de recursos para estudos e aplicação; iii) alto conhecimento e capacidade exigidos pelas metodologias; e, iv) barreiras institucionais e conflitos de interesse para aplicação de metodologias (ARTHINGTON *et al.*, 2018).

Estes obstáculos são ainda maiores nas áreas tropicais onde estão localizadas as bacias hidrográficas mais diversas do mundo e que possui conflitos sociais profundos relacionados à alocação de água. Além disso, interferências humanas de grande escala, como construção de barragens, desastres de barragens e transferência de água entre bacias, têm se intensificado nos últimos anos: i) mais de 450 barragens estão planejadas, muitas delas já em construção ou concluídas, na Amazônia, Congo e Mekong, cujas bacias abrangem um terço das espécies de peixes de água doce do mundo (WINEMILLER *et al.*, 2016); ii) falhas periódicas de resíduos industriais apreendidos têm consequências sociais, econômicas e ambientais catastróficas em todo o mundo, inclusive no Brasil nos últimos anos (SANTAMARINA *et al.*, 2019); iii) projetos históricos e polêmicos de transferência de água foram implementados no Brasil (STOLF *et al.*, 2012).

Dentro de todo este contexto, uma revisão sistemática da literatura foi realizada para identificar i) as metodologias de vazão e regime ambiental e ii) os desafios da aplicação destas em áreas tropicais, com foco especial na realidade brasileira.

II. Materiais e métodos

II.1. Seleção de trabalhos científicos e revisão sistemática

Uma revisão sistemática da literatura foi realizada para identificar metodologias de vazão/regime ambiental empregadas em regiões tropicais e seus desafios de aplicação. As três bases de dados utilizadas para busca dos trabalhos científicos foram *Scientific Electronic Library Online*, *Web of Science* e *Scopus* (Figura 1). A busca incluiu artigos publicados em inglês, português ou espanhol até fevereiro de 2020. Somente artigos científicos revisados por pares e artigos de conferências foram buscado, sendo as demais publicações, como capítulos de livros e teses de doutorado, excluídas.

Para a seleção dos trabalhos, as palavras-chave foram escolhidas de acordo com o tema e estas foram testadas de acordo com a aderência das mesmas em dois artigos relevantes da área previamente selecionados. Dois grupos de palavras-chave foram combinados: 1) "vazão ambiental", "vazão ecológica", "regime de vazões", "regime ambiental" e "hidrografia ambiental"; 2) "região tropical", "clima tropical", "ecossistema tropical", "local tropical", "rio tropical"; "clima tropical" e "neotropical". A etapa inicial de seleção de artigos retornou 872 e 156 artigos foram escolhidos após a aplicação dos filtros de exclusão de redundâncias e de verificação do alinhamento do tema de acordo com Ensslin *et al.* (2010). Todas as referências selecionadas (156 artigos) estão listadas no Apêndice I da Tese.

A revisão sistemática cobriu três etapas: 1) qualidade (tempo de publicação e reconhecimento científico), 2) localização (país e continente) e 3) abordagem (metodologias e seus desafios de aplicação) (Figura 1). O reconhecimento científico foi quantificado pelo *Impact Factor (IF)* - *Journal Citation Reports 2019* (CLARIVATE, 2020).

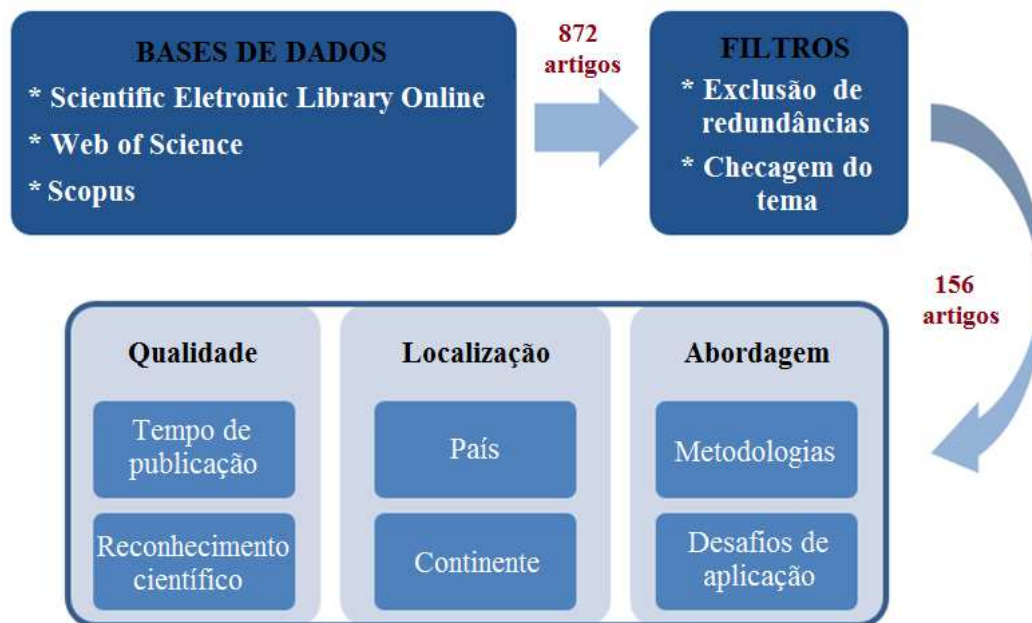


Figura 1. Fluxograma do processo de revisão sistemática.

II.2. Metodologias para regimes de fluxo ambiental

Diversos métodos de vazão/regime ambiental têm sido aplicados no mundo e são classificados em: hidrológico, hidráulico, de classificação de habitats e de abordagens holísticas.

Os métodos hidrológicos são os mais antigos e seus primeiros modelos originaram-se no final da década de 40 nos Estados Unidos. Em geral, esses métodos indicavam a vazão ambiental como uma quantidade de vazão relacionada a uma porcentagem de um parâmetro estatístico (médio ou mínimo), que é calculado a partir de registros de vazões (THARME, 2003). Assim, o índice de vazão ($Q_{7,10}$) e a análise da curva de permanência (Q_{90} e Q_{95}) são utilizados nestes métodos hidrológicos para fornecer a vazão mínima que deve ser mantida nos rios. Após algumas décadas, o método Indicadores de Alteração Hidrológica (IHA) foi desenvolvido por Richter *et al.* (1996) como um método hidrológico que abordava a variabilidade do fluxo em relação as demandas ambientais do curso d'água (THARME, 2003).

As abordagens hidráulicas são um grande avanço nas abordagens hidrológicas e os primeiros modelos surgiram na América do Norte na década de 70. Nesse tipo de abordagem, as características do meio, como profundidade máxima e perímetro molhado medido em uma seção transversal de um curso de água, estão relacionadas à presença de comunidades aquáticas

locais. Esses métodos examinaram, pela primeira vez, os efeitos de incrementos específicos na vazão na comunidade aquática local, com maior ênfase na passagem ou desova relacionada ao fluxo de espécies de peixes de importância econômica ou recreativa (THARME, 1996). Esta abordagem tem maior consideração ecológica do que métodos hidrológicos e para sua correta aplicação, requer dados de campo (medição do perímetro molhado e profundidade) dos cursos d'água da região em estudo (THARME, 2003).

As abordagens de classificação ou de simulação de habitats tiveram sua maior expansão na década de 80. Estes métodos quantificam o habitat físico aquático disponível para espécies-alvo em diferentes cenários de vazão e, assim, realizam a integração de dados hidrológicos, hidráulicos e biológicos (THARME, 2003). A metodologia mais conhecida e aplicada desta categoria é a *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM). Foi desenvolvida na década de 70 pelo *US Fish and Wildlife Service* (BOVEE *et al.*, 1998; BOVEE e MILHOUS, 1978) para avaliar os benefícios e/ou consequências de diferentes alternativas de gestão da água por tomadores de decisão (BOVEE *et al.*, 1998). Seu componente principal é o PHABSIM (*Physical Habitat Simulation System*) que consiste em combinar os resultados de modelos hidráulicos com os resultados de modelos biológicos de seleção de habitat. Para isso, curvas de adequação de habitat são necessárias e o principal resultado é a área útil ponderada (denominada WUA) em função da vazão (BOVEE *et al.*, 1998).

Este tipo de abordagem normalmente requer registros de vazão, modelos hidráulicos em múltiplos trechos e avaliação da disponibilidade de habitat físico da biota alvo (POFF *et al.*, 2017). No entanto, nos últimos anos, várias críticas à abordagem de simulação de habitats estão na literatura internacional devido principalmente aos seguintes argumentos: 1) a ausência de incorporação de componentes relacionados à variabilidade do regime do rio, 2) problemas com a transferibilidade de informações obtidas em rios de diferentes escalas, 3) a impossibilidade de validar os resultados da presença de habitat em função das vazões (RAILSBACK, 2016) e, finalmente, 4) a ausência de realismo biológico, particularmente em relação a pressupostos relacionados à adequação do habitat com base em inferências de preferência (KEMP e KATOPODIS, 2017).

Essas análises pontuais contribuíram, portanto, para o desenvolvimento das metodologias modernas. Procurou-se incorporar o princípio de que a variabilidade e a perturbação hidrológica são fundamentais para a manutenção de um ambiente aquático dinâmico e, consequentemente, a coexistência de muitas espécies (POFF *et al.*, 2017). A abordagem holística é uma evolução do método anterior de classificação de habitats porque inseriu outros aspectos à análise dos

fluxos ambientais: a manutenção das populações humanas locais, os seus meios de subsistência e a variabilidade dos fluxos. The *Building Block Methodology* (BBM) (KING e LOUW, 1998), *Downstream Response to Imposed Flow Transformation* (DRIFT) (KING *et al.*, 2003), *Potencial of Environmental Flow* (PVA) (SANTOS e CUNHA, 2018) e diferentes métodos de sistemas de apoio à decisão (BRAMBILLA *et al.*, 2017; CHAPPELL *et al.*, 2007; ORTIZ-GÓMEZ *et al.*, 2015; SALEWICZ *et al.*, 1990) são exemplos de métodos holísticos. A recente metodologia de Limites Ecológicos de Alteração Hidrológica (ELOHA) também está incluída nesta categoria. Consiste em uma estrutura flexível que usa a informação hidrológica disponível, a classificação do rio e a informação biológica para obter curvas de respostas de ecologia de fluxo que serão avaliadas finalmente com processos sociais (ARTHINGTON *et al.*, 2006; POFF *et al.*, 2010).

O uso da abordagem holística tem sido mais frequente atualmente. Porém, as aplicações desses métodos apresentam custos elevados (entre 100 mil e 2 milhões de dólares) (MARTÍNEZ-CAPEL *et al.*, 2017), devido à necessidade de extensa coleta de dados hidrológicos e ecológicos, à utilização de complexos modelos hidro ecológicos e ao envolvimento de profissionais especializados de diferentes áreas do conhecimento (RICHTER *et al.*, 2003). Cerca de 207 metodologias para vazão/regime ambiental são relatadas na literatura e a maioria delas (Tabela 1) está em categorias hidrológicas e de classificação de habitats (THARME, 2003).

Tabela 1. Tipos de métodos de vazão/regime ambiental utilizados no mundo. Adaptado de Tharme (2003).

ABORDAGEM	PERCENTUAL DO NÚMERO GLOBAL DE MÉTODOS EXISTENTES (n°)
Hidrológica	29,5% (61)
Hidráulica	11,1% (23)
Classificação de habitats	28,0% (58)
Holística	7,7% (16)
Combinação de abordagens	23,7% (49)
TOTAL	100% (207)

II.3. Desafios para a aplicação de metodologias de vazão/regime ambiental em áreas tropicais

As regiões tropicais apresentam desafios ambientais e econômicos que dificultam a aplicação das metodologias de vazão/fluxo ambiental. Assim, foram agrupados os desafios pesquisados nos artigos em 3 categorias: 1) aspectos locais (biodiversidade local e adaptação de métodos para áreas tropicais); 2) aspectos metodológicos (tipos de variáveis de entrada necessárias para aplicar os métodos e recursos financeiros para a aplicação do método) e 3) aspectos locais legais (leis locais).

III. Resultados e discussão

III.1. Qualidade das publicações

Dos 156 artigos selecionados, 114 se encontram em periódicos com que possuem IF, 33 artigos estão em periódicos que não possuem esta classificação e 9 são artigos de congresso. A maioria das publicações (79,8%) concentrou-se em 44 periódicos cujo IF é maior que um (Figura 2).

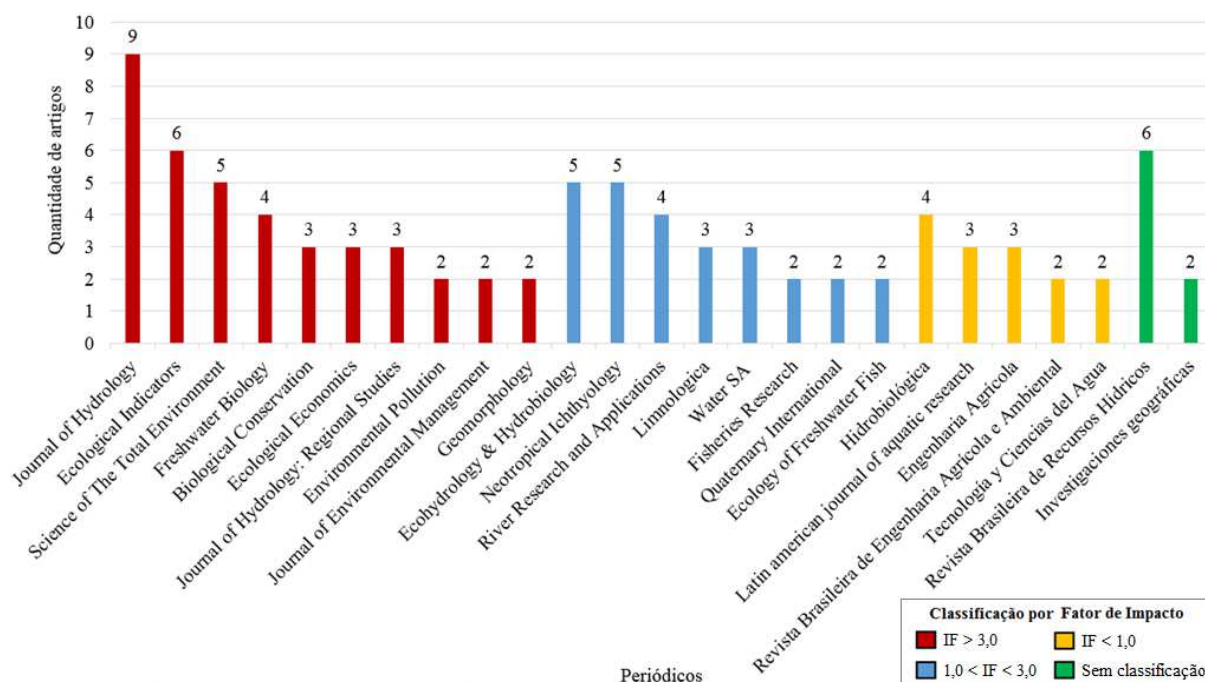


Figura 2. Número de artigos por periódico e seu fator de impacto (IF) (estão amostrados no gráfico os 25 periódicos que possuem mais de uma publicação).

O primeiro artigo sobre a metodologia de vazão ambiental em áreas tropicais foi publicado em 1976 (GOLDMAN, 1976), que discutiu os problemas e consequências das mudanças de vazão na fauna e vegetação locais dos rios *Sula* (Honduras) e *Purari* (Nova Guiné). Na mesma década, os estudos sobre o tema começaram em outras áreas do mundo (THARME, 2003). Nas áreas tropicais, o crescimento dos temas de vazão/regime ambiental começou na década de 90, assim como no Brasil (AMARASEKERA *et al.*, 1997; COLLISCHONN *et al.*, 2001). O aumento significativo ocorreu por volta de 2008 e atingiu o pico em 2013, com a maior quantidade de trabalhos por ano (Figura 3).

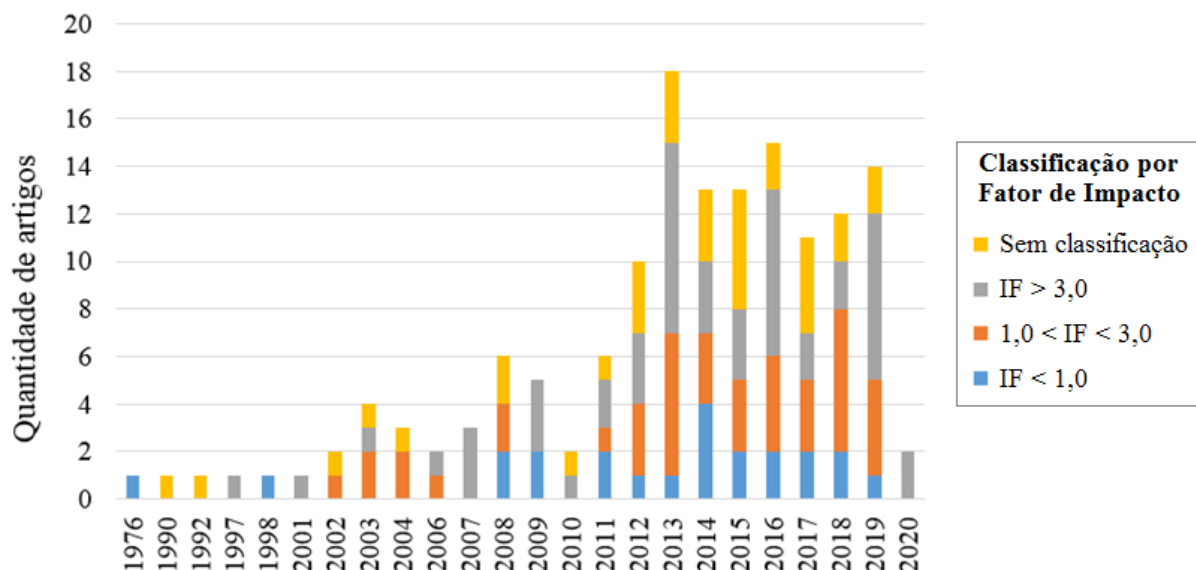


Figura 3. Número de trabalhos por ano com seus fatores de impacto (IF) correlacionados.

III.2. Localização dos estudos

Os estudos voltados para os rios da América do Sul (47,2%) e do Brasil (35,8%) sobre as metodologias de vazão/regime ambiental representam uma parcela significativa dos estudos de áreas tropicais, seguidos pela regiões tropicais encontradas na América do Norte, Ásia e Oceania. Poucos estudos foram encontrados na América Central, realizados na Costa Rica, Panamá e República Dominicana. Na África, a maioria dos artigos tratou sobre vazão/regime ambiental em rios da África do Sul (Tabela 2 e Figura 4).

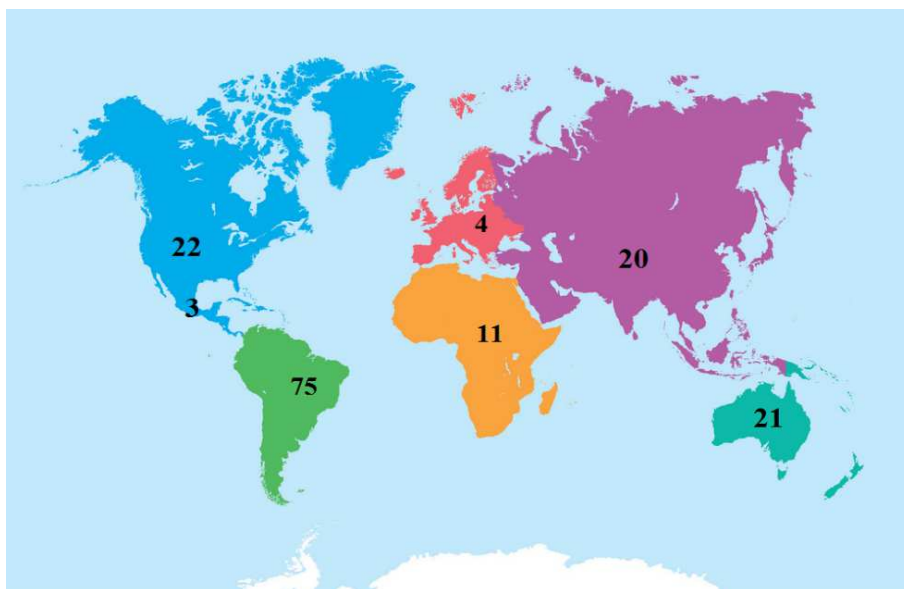


Figura 4. Distribuição de artigos sobre metodologias de vazão/regime ambiental por continente.

Tabela 2. Distribuição de artigos sobre metodologia de vazão/regime ambiental por país.

América do Norte	22	Europa	4	Ásia	20
Canadá	2	Espanha	1	China	3
Estados Unidos	7	Polônia	1	Ilha Bornéu	1
México	13	Reino Unido	1	Índia	4
		República Tcheca	1	Indonésia	1
América Central	3			Malásia	2
Costa Rica	1	África	11	Nepal	1
Panamá	1	África do Sul	6	Tailândia	1
República Dominicana	1	Etiópia	1	Taiwan	3
		Nigéria	1	Tibet	2
América do Sul	75	Tanzânia	2	Vietnã	2
Argentina	3	Zâmbia	1		
Bolívia	2				
Brasil	56	Oceania	21		
Chile	5	Austrália	21		
Colômbia	6				
Equador	3				

III.3. Metodologias e abordagens de fluxo ambiental

Dos 156 trabalhos do portfólio, 135 artigos (86,5%) aplicaram apenas uma abordagem metodológica ou fizeram combinação de métodos, sendo as 21 publicações restantes artigos conceituais e de revisão da literatura. Nas regiões tropicais, há uma maior aplicação de métodos hidrológicos e classificação de habitats, seguidos de metodologias holísticas. A análise por continente indicou muitos estudos na América do Norte utilizando metodologias holísticas e hidrológicas, na América do Sul e Ásia com métodos hidrológicos e de classificação de habitat, e na África e Oceania com métodos holísticos e de classificação de habitat (Figura 5). Existem mais aplicações de métodos hidrológicos e classificação de habitat na América do Sul do que em outros continentes (Figura 5). Uma concentração de aplicações de metodologias holísticas é destacada na Oceania (Figura 5).

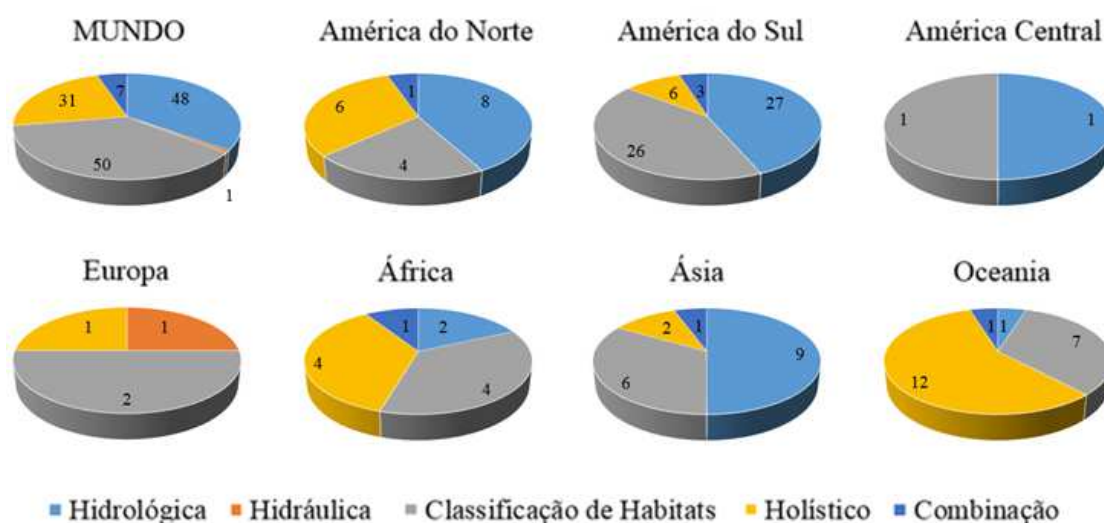


Figura 5. Tipos de metodologias de vazão/regime ambiental em áreas tropicais por continentes.

Dentre os métodos hidrológicos, encontrou-se a aplicação dos métodos de índice de fluxo $Q_{7,10}$ (ALVES *et al.*, 2010; CASANOVA e FIGUEROA, 2015; ALMEIDA *et al.*, 2014; OLIVEIRA e FIOREZE, 2011; SMAKHTIN, 1998; VESTENA *et al.*, 2012), de análise da curva de permanência (ÁLVAREZ-OLGUÍN *et al.*, 2013; CRUZ e TUCCI, 2008; FREDERICE e BRANDÃO, 2016; LANZA ESPINO *et al.*, 2012, 2015; ORTIZ-GÓMEZ *et al.*, 2015), Tennant (MENDOZA CARIÑO *et al.*, 2018; ORTIZ-GÓMEZ *et al.*, 2015; SANTACRUZ DE LEÓN e AGUILAR-ROBLEDO, 2009), IHA (BAUTISTA-DE-LOS-SANTOS, 2014; FREDERICE e BRANDÃO, 2016; LÉO *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2014; MENDOZA CARIÑO *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2012; SOARES *et al.*, 2015; VALLE e KAPLAN, 2019) e RVA (BABEL *et al.*, 2012; GARCIA *et al.*, 2015; LU *et al.*, 2014). Alguns estudos correlacionaram estes métodos com mudanças relacionadas às mudanças climáticas (DEVKOTA e GYAWALI, 2015; PRICE, 2011), vegetação e solo (ALVARENGA *et al.*, 2016; COSTA *et al.*, 2003; DAVIS *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2016; FONTES JÚNIOR e MONTENEGRO, 2019; HERNANDES *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2014; STEVAUX *et al.*, 2013; THIEME *et al.*, 2007) e precipitação (ÁLVAREZ-OLGUÍN *et al.*, 2013; MEZA RODRÍGUEZ *et al.*, 2017).

As abordagens de classificação de habitat empregaram com grande destaque os métodos PHABSIM (ARMAS-VARGAS *et al.*, 2017; CASTRO *et al.*, 2014; COSTA *et al.*, 2013, 2015a, 2015b; GUEDES *et al.*, 2014; IZQUIERDO SANTACRUZ e MADROÑERO PALACIOS, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2018).

As metodologias de base holística aplicadas na área tropical foram DRIFT (KING *et al.*, 2003), ELOHA (ROLLS e ARTHINGTON, 2014), BBM (KING e LOUW, 1998; MEDEIROS *et al.*, 2013), PVA (SANTOS e CUNHA, 2018) e sistemas de apoio à decisão (BRAMBILLA *et al.*, 2017; CHAPPELL *et al.*, 2007; HELFER e LOUZADA, 2005; ORTIZ-GÓMEZ *et al.*, 2015; SALEWICZ *et al.*, 1990).

Em geral, há uma concentração no uso de $Q_{7,10}$, Curvas de Permanência, IHA, IFIM-PHABSIM e Métodos de Apoio à Decisão em áreas tropicais (Figura 6). O Brasil segue essa tendência com muitos estudos usando IFIM-PHABSIM e IHA, sendo poucos os estudos que aplicam metodologias holísticas: método BBM (MEDEIROS *et al.*, 2013), PVA (SANTOS e CUNHA, 2018) e Sistemas de Apoio à Decisão (BRAMBILLA *et al.*, 2017; HELFER e LOUZADA, 2005) (Figura 6). A tendência mundial é aumentar a aplicação de abordagens holísticas (THARME, 2003), o que não ocorreu no Brasil ainda: há um pequeno número de artigos que utilizam este tipo de metodologias.

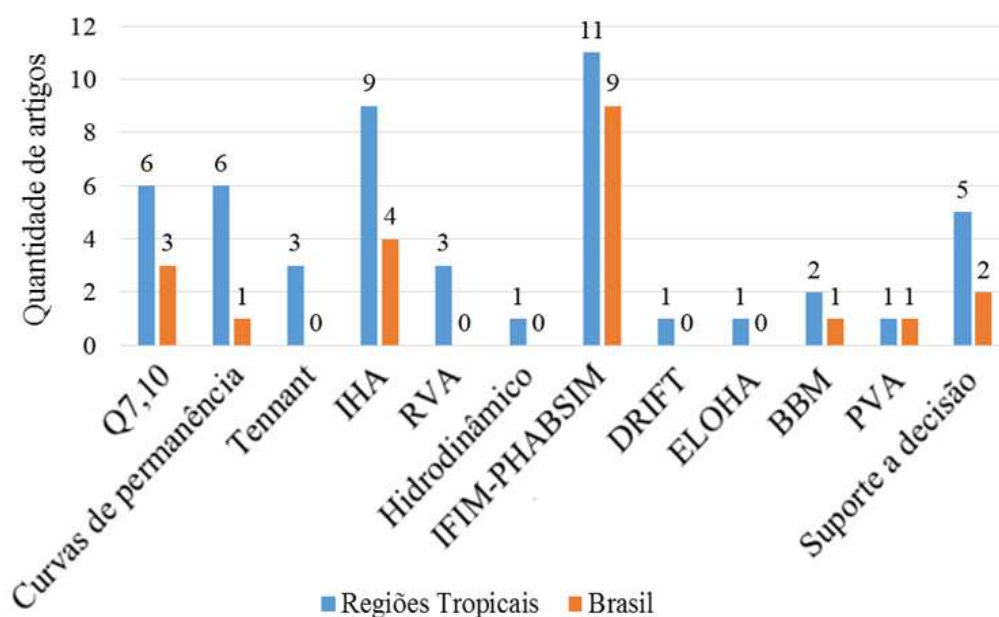


Figura 6. Metodologias de vazão/fluxo ambiental em áreas tropicais e no Brasil.

Legalmente, de acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 1998), com a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) e com as legislações estaduais, o Brasil adota métodos hidrológicos ($Q_{7,10}$, Q_{90} e Q_{95}) para estabelecer a vazão mínima que deve ser mantida nos cursos d'água.

III.4. Desafios para aplicação de métodos de vazão/regime ambiental em áreas tropicais

A escolha pela utilização das metodologias de vazão/regime ambiental depende, entre outros fatores, do tamanho e da importância do curso d'água, da disponibilidade de recursos humanos e materiais para este estudo (HART, 2016). A experiência internacional é valiosa, mas a maioria das metodologias de vazão/regime ambiental foi criada em zonas temperadas e sua aplicação em áreas tropicais exige adaptações (ALMEIDA *et al.*, 2014; MARÍN *et al.*, 2014) uma vez que existem diferenças na abundância de espécies, riqueza e biodiversidade (AMARASEKERA *et al.*, 1997). Muitos estudos (AMARASEKERA *et al.*, 1997; DAVIS *et al.*, 2012; J. DAVIS *et al.*, 2015; ALMEIDA *et al.*, 2014; FRIES *et al.*, 2018; DIEZ-HERNÁNDEZ, 2008; MONTOYA *et al.*, 2019; WINGARD e LORENZ, 2014) discutem a necessidade de adaptação dos métodos às demandas e características locais e outras pesquisas (ARIMORO, 2009; PEREIRA *et al.*, 2016; GOLDMAN, 1976; NAGRODSKI *et al.*, 2012) avaliam a possibilidade de transferência dos resultados para outras bacias em condições semelhantes.

Em relação aos aspectos metodológicos, a aplicação de métodos hidrológicos é mais fácil, mas não específica, ou seja, ignora a biota do rio e seu ecossistema circundante (LU *et al.*, 2014). A força dos métodos hidrológicos em países tropicais está baseada na facilidade de seu uso

(OLIVEIRA *et al.*, 2014) e na disponibilidade de dados hidrológicos (CHENG *et al.*, 2016; CHIU *et al.*, 2016).

O uso de métodos de classificação de habitat está crescendo (LANZA ESPINO *et al.*, 2015). As discussões sobre as limitações destes métodos em ambientes tropicais são: i) a baixa quantidade de dados disponíveis para sua aplicação (ABE e ERINJERY JOSEPH, 2015; ALVARENGA *et al.*, 2016; ANDRADE e SANTOS, 2018; BAUTISTA-DE-LOS-SANTOS, 2014; BENETTI *et al.*, 2003, 2004; LANZA ESPINO *et al.*, 2015; LIEDLOFF *et al.*, 2013; VILLARREAL-ROSAS e OLMOS-AGUILERA, 2017; WARFE *et al.*, 2013), ii) falta de monitoramento contínuo de dados ecológicos (FUENTES OLMOS, 2014) e iii) baixo número de pesquisas em ecologia que permitem compreender em detalhes as relações entre o regime hidrológico e o ecossistema (GARCIA *et al.*, 2015; MALHERBE *et al.*, 2016). Já os métodos holísticos ainda são pouco utilizados em certas áreas tropicais devido à falta de dados sociais, econômicos e culturais (ALVARENGA *et al.*, 2016; ANDRADE e SANTOS, 2018).

Em geral, os estudos têm limitações relacionadas à falta de dados necessários para o uso de metodologias de vazão/regime ambiental (ASMAMAW *et al.*, 2019; CHENG *et al.*, 2016; CHIU *et al.*, 2016; COLIN *et al.*, 2012; COLLISCHONN *et al.*, 2006; GUPTA, 2008; DAVIS *et al.*, 2015; ALMEIDA *et al.*, 2014; GARCIA *et al.*, 2015; SEETERAM *et al.*, 2019). Alguns artigos (ALVARENGA *et al.*, 2016; DOUGLAS *et al.*, 2019; SOARES *et al.*, 2015) discutem a real necessidade de maiores séries de dados, sugerindo maior monitoramento das variáveis. Também há artigos que discutem a falta de pesquisas de longo prazo (CASTRO *et al.*, 2014; LANZA ESPINO *et al.*, 2015), com avaliações mais apuradas (BRAMBILLA *et al.*, 2017; PETTIT *et al.*, 2017), e que abordam aspectos ecológicos mais específicos em estudos de flora, fauna, transporte de sedimentos e qualidade da água (ALVAREZ-MIELES *et al.*, 2013; ANANDA e PROCTOR, 2013; PENCZAK, 2011; PINILLA-AGUDELO *et al.*, 2014), aspectos relacionados ao uso da terra e mudanças na cobertura da terra (ANDERSON *et al.*, 2006; KING *et al.*, 2003; PENCZAK, 2011; PINILLA-AGUDELO *et al.*, 2014), aspectos sociais e econômicos (COLLISCHONN *et al.*, 2001; SALEWICZ *et al.*, 1990), aspectos relacionados a mudanças climáticas (ANDERSON *et al.*, 2006; PANDA *et al.*, 2013; PANTE *et al.*, 2004; PINILLA-AGUDELO *et al.*, 2014; PINTO *et al.*, 2016; ROLLS e ARTHINGTON, 2014; TERESA e CASATTI, 2013; WARFE *et al.*, 2013) e de gerenciamento de água (ABE e ERINJERY JOSEPH, 2015; KING *et al.*, 2003). Isso mostra a importância do uso de modelos multicritério com mais variáveis de controle (ARIMORO, 2009), para atingir o regime de fluxo ambiental considerando parâmetros bióticos e abióticos (COSTA *et al.*, 2015b).

A necessidade de uma equipe inter e multidisciplinar para as metodologias de regime ambiental também é relatada na literatura (ALVAREZ-MIELES *et al.*, 2013; DIEZ-HERNÁNDEZ, 2008; SCHACHTSCHNEIDER e REINECKE, 2014), bem como, ser necessária a interação entre a população em geral, pesquisadores, gerentes e formuladores de políticas (CHAPPELL *et al.*, 2007; COLLISCHONN *et al.*, 2001; CUO *et al.*, 2019; FRIES *et al.*, 2018; DRAGO *et al.*, 2008; KELLER *et al.*, 2019 ; WAN MOHTAR *et al.*, 2019; WARFE *et al.*, 2011; WHITE *et al.*, 2012; ZANDER e STRATON, 2010) para a formulação de objetivos ambientais, sociais e econômicos mais assertivos (HERAWATI *et al.*, 2015; MEDEIROS *et al.*, 2013) do regime de fluxo ambiental. Essas demandas impactam os custos financeiros desses estudos (GARCIA *et al.*, 2015; RAUTENBERG *et al.*, 2015; STEVAUX *et al.*, 2009) e alguns artigos discutem a falta de recursos financeiros para essas metodologias (ALVARENGA *et al.*, 2016; CASTRO *et al.*, 2014; KING e LOUW, 1998; MARTÍNEZ-CAPEL *et al.*, 2017).

Portanto, é necessário apoio político e financeiro para a aplicação assertiva e relevante de métodos de regime de fluxos ambientais. No entanto, isto não é comum na maioria dos países tropicais, cuja legislação sobre a água envolve análises simplistas do fluxo ambiental (ANANDA e PROCTOR, 2013; COLLISCHONN *et al.*, 2005; KELLER *et al.*, 2019; MEDEIROS *et al.*, 2013), como exemplo no Brasil as leis exigem apenas o uso de modelos hidrológicos. Para progredir, as leis devem ser mais restritivas (KELLER *et al.*, 2019), incluindo informações e critérios ecológicos (MUÑOZ-MAS *et al.*, 2019; O'KEEFFE *et al.*, 2002; PANDA *et al.*, 2013), sociais, econômicos e culturais (COLLISCHONN *et al.*, 2001; PANDA *et al.*, 2013).

As estruturas legais e institucionais precisam ser revistas (ANDRADE e SANTOS, 2018). Programas abrangentes, integrais, integrados, inclusivos e práticos sobre fluxos ambientais devem se tornar o alvo (ABE e ERINJERY JOSEPH, 2015; ALMEIDA *et al.*, 2014; MUÑOZ-MAS *et al.*, 2019; NICHOLAS *et al.*, 2012; SALEWICZ *et al.*, 1990; TERESA e CASATTI, 2013; TERRA *et al.*, 2016), bem como a combinação de monitoramento, experimentação e simulação para melhorar as políticas e práticas de gestão de recursos hídricos existentes (ABE e ERINJERY JOSEPH, 2015; CHANG *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2013; FITZGERALD *et al.*, 2018; FUGÈRE *et al.*, 2016; ORTIZ-GÓMEZ *et al.*, 2015; STEVAUX *et al.*, 2009; TERESA e CASATTI, 2013; YÁÑEZ *et al.*, 2008; YI *et al.*, 2010).

IV. Conclusão

A revisão sistemática desenvolvida neste trabalho forneceu 156 artigos sobre métodos de vazão/regime ambiental em áreas tropicais. Grande quantidade destes estudos concentra-se na

América do Sul, seguida da América do Norte, Ásia e Oceania. Nas regiões tropicais, os métodos hidrológicos e de classificação de habitats lideraram as análises, enquanto as metodologias holísticas foram aplicadas principalmente na Oceania e na África. Existem estudos incipientes sobre as metodologias e abordagens de regime ambiental mais modernas na América do Sul. Os avanços nas aplicações destes métodos em regiões tropicais enfrentam desafios relacionados à adaptação destas metodologias às demandas locais, a necessidade de uma equipe inter e multidisciplinar, demandas de dados de input contínuo, bem como de apoio político e financeiro assertivo. Melhorias nestes aspectos permitirão incorporar na gestão das águas tropicais o reconhecimento da importância do regime de vazões como principal motor dos processos ecológicos em várzeas fluviais e da função das vazões ambientais na conservação a longo prazo de tais sistemas.

Referências bibliográficas

- ABE, G.; ERINJERY JOSEPH, J. Changes in streamflow regime due to anthropogenic regulations in the humid tropical Western Ghats, Kerala State, India. **Journal of Mountain Science**, v. 12, n. 2, p. 456–470, 2015.
- ALMEIDA, I. K.; SOBRINHO, T. A.; DOS SANTOS, B. B.; STEFFEN, J. L.; BACCHI, C. G. V. Métodos estatísticos na determinação de vazão de referência. **Comunicata Scientiae**, v. 5, n. 1, p. 11–17, 2014.
- ALVARENGA, L. A.; DE MELLO, C. R.; COLOMBO, A.; CUARTAS, L. A.; BOWLING, L. C. Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model. **Catena**, v. 143, p. 7–17, 2016.
- ALVARENGA, L. A.; DE MELLO, C. R.; COLOMBO, A.; CUARTAS, L. A.; BOWLING, L. C. Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model. **Catena**, 2016.
- ALVAREZ-MIELES, G.; IRVINE, K.; GRIENSVEN, A. V.; et al. Relationships between aquatic biotic communities and water quality in a tropical river–wetland system (Ecuador). **Environmental Science & Policy**, v. 34, p. 115–127, 2013.
- ÁLVAREZ-OLGUÍN, G.; CISNEROS-CISNEROS, C.; PEDRO-SANTOS, E. C. Caracterización de las sequías hidrológicas del río Salado, Oaxaca, México. **Tecnología y ciencias del agua**, v. 4, n. 2, p. 55–70, 2013.
- ALVES, G. E.; BUENO, M. M.; DE MELLO, C. R.; et al. Distribuições de probabilidade aplicada ao estudo de vazão de referência Q7.10 para a Região de Ibitirama, ES. **XIX Congresso de Pós-Graduação da UFPA**, 2010.
- AMARASEKERA, K. N.; LEE, R. F.; WILLIAMS, E. R.; ELTAHIR, E. A. B. ENSO and the natural variability in the flow tropical rivers. **Journal of Hydrology**, v. 200, n. 1–4, p. 24–39, 1997.
- ANANDA, J.; PROCTOR, W. Collaborative approaches to water management and planning: An institutional perspective. **Ecological Economics**, v. 86, p. 97–106, 2013.
- ANDERSON, E. P.; PRINGLE, C. M.; ROJAS, M. Transforming tropical rivers: An environmental perspective on hydropower development in Costa Rica. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 16, n. 7, p. 679–693, 2006.
- ANDRADE, A. L.; SANTOS, M. A. Razões e critérios para definição da viabilidade ambiental de hidrelétricas no Brasil. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 2, p. 284–299, 2018.

- ARIMORO, F. O. Impact of rubber effluent discharges on the water quality and macroinvertebrate community assemblages in a forest stream in the Niger Delta. **Chemosphere**, v. 77, n. 3, p. 440–449, 2009.
- ARMAS-VARGAS, F.; ESCOLERO, O.; GARCÍA DE JALÓN, D.; et al. Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico. **Hidrobiológica**, v. 27, n. 2, p. 185–200, 2017.
- ARTHINGTON, A. H.; BHADURI, A.; BUNN, S. E.; et al. The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). **Frontiers in Environmental Science**, 2018.
- ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; POFF, N. L. R.; NAIMAN, R. J. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. **Ecological Applications**, 2006.
- ASMAMAW, M.; MERETA, S. T.; AMBELU, A. Responses of stream macroinvertebrates to hydrological disturbances in Dinki watershed, central highlands of Ethiopia. **Limnologia**, v. 78, p. 125710, 2019.
- AUBLE, G. T.; FRIEDMAN, J. M.; SCOTT, M. L. Relating riparian vegetation to present and future streamflows. **Ecological Applications**, 1994.
- BABEL, M. S.; NGUYEN DINH, C.; MULLICK, M. R. A.; NANDURI, U. V. Operation of a hydropower system considering environmental flow requirements: A case study in La Nga river basin, Vietnam. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 6, n. 1, p. 63–73, 2012.
- BAUTISTA-DE-LOS-SANTOS, Q. M. Determinación de caudales ambientales en la cuenca del río Yuna, República Dominicana. **Tecnología y ciencias del agua**, v. 5, n. 3, p. 33–40, 2014.
- BENETTI, A. D.; LANNA, A. E.; COBALCHINI, M. S. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 149–160, 2003.
- BENETTI, A. D.; LANNA, A. E.; COBALCHINI, M. S. Current practices for establishing environmental flows in Brazil. **River Research and Applications**, 2004.
- BOVEE, K. D.; LAMB, B. L.; BARTHOLOW, J. M.; et al. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. **USGS/BRD-Information and Technology Report**, 1998.
- BOVEE, K. D.; MILHOUS, R. T. **Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques**. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1978.
- BRAMBILLA, M.; FONTES, A. S.; MEDEIROS, Y. D. P. Cost-benefit analysis of reservoir operation scenarios considering environmental flows for the lower stretch of the São Francisco River (Brazil). **RBRH**, v. 22, 2017.
- BRASIL. Lei 9433 de 8 de janeiro de 1997. 1997.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 5 de 15 de junho de 1988. 1998.
- CASANOVA O, J. F.; FIGUEROA C, A. Determinación del caudal ambiental y su relación con variables indicadoras de calidad del recurso hídrico. **Luna Azul**, , n. 40, p. 5–24, 2015.
- CASTRO, E. R. R. S.; MOREIRA, M. C.; SILVA, D. D. Regime de vazões ecológicas através da modelagem bidimensional do rio de ondas, oeste da Bahia. **XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, 2014.
- CHANG, F.-J.; WU, T.-C.; TSAI, W.-P.; HERRICKS, E. E. Defining the ecological hydrology of Taiwan Rivers using multivariate statistical methods. **Journal of Hydrology**, v. 376, n. 1, p. 235–242, 2009.
- CHAPPELL, N. A.; TYCH, W.; BONELL, M. Development of the forSIM model to quantify positive and negative hydrological impacts of tropical reforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1, p. 52–64, 2007.
- CHENG, S.-T.; HERRICKS, E. E.; TSAI, W.-P.; CHANG, F.-J. Assessing the natural and anthropogenic influences on basin-wide fish species richness. **Science of The Total Environment**, v.

572, p. 825–836, 2016.

CHIU, M.-C.; HUNT, L.; RESH, V. H. Response of macroinvertebrate communities to temporal dynamics of pesticide mixtures: A case study from the Sacramento River watershed, California. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 89–98, 2016.

CLARIVATE. Journal Citation Reports 2019. **Web of Science**, 2020.

COLIN, N.; PIEDRA, P.; HABIT, E. Variaciones espaciales y temporales de las comunidades ribereñas de peces en un sistema fluvial no intervenido: Río San Pedro, Cuenca del Río Valdivia (Chile). **Gayana (Concepción)**, v. 76, p. 1–9, 2012.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; et al. Em busca do hidrograma ecológico. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1–21, 2005.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S. G.; SOUZA, C. F.; et al. Da vazão ecológica ao hidrograma ecológico. **8º Congresso da Água**, p. 20, 2006.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Further evidence of changes in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of climate change? **Journal of Hydrology**, v. 245, n. 1, p. 218–238, 2001.

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, JEFFREY A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1, p. 206–217, 2003.

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, JEFFREY A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, 2003.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; BORGES, J. L.; ARAÚJO, F. G. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, p. 871–880, 2013.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; FERNANDES, V. H.; et al. Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic Forest Stream in South-eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2015.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; MUÑOZ, R.; et al. Estimación de caudales ecológicos basada en simulación del hábitat físico en un pequeño río del sudeste de Brasil. **Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales**, 2015.

CRUZ, J. C.; TUCCI, C. E. M. Estimativa da disponibilidade hídrica através da curva de permanência. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 111–124, 2008.

CUO, L.; LI, N.; LIU, Z.; et al. Warming and human activities induced changes in the Yarlung Tsangpo basin of the Tibetan plateau and their influences on streamflow. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 25, p. 100625, 2019.

DAVIS, A. M.; PUSEY, B. J.; PEARSON, R. G. Contrasting intraspecific dietary shifts in two terapontid assemblages from Australia's wet-dry tropics. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 1, p. 42–56, 2012.

DAVIS, J.; O'GRADY, A. P.; DALE, A.; et al. When trends intersect: The challenge of protecting freshwater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios. **Science of The Total Environment**, v. 534, p. 65–78, 2015.

DEVKOTA, L. P.; GYAWALI, D. R. Impacts of climate change on hydrological regime and water resources management of the Koshi River Basin, Nepal. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 502–515, 2015.

DIEZ-HERNÁNDEZ, J. M. Evaluación hidrodinámica del hábitat ecohidráulico dirigida a la conservación y restauración de hidrosistemas fluviales. **Ingeniería e Investigación**, v. 28, n. 2, p. 97–107, 2008a.

DIEZ-HERNÁNDEZ, J. M. Evaluación de requerimientos ecológicos para el diseño de regímenes

ambientales de caudales fluviales. **Revista de Ingeniería**, , n. 28, p. 15–23, 2008b.

DOUGLAS, M. M.; JACKSON, S.; CANHAM, C. A.; et al. Conceptualizing Hydro-socio-ecological Relationships to Enable More Integrated and Inclusive Water Allocation Planning. **One Earth**, v. 1, n. 3, p. 361–373, 2019.

DRAGO, E. C.; PAIRA, A. R.; WANTZEN, K. M. Channel-floodplain geomorphology and connectivity of the Lower Paraguay hydrosystem. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 8, n. 1, p. 31–48, 2008.

ENSSLIN, L.; ENSSLIN, S. R.; LACERDA, R. T. DE O.; TASCA, J. E. ProKnow-C, knowledge development process-constructivist. **Processo técnico com patente de registro pendente junto ao INPI. Brasil**, 2010.

FINN, M.; JACKSON, S. Protecting Indigenous Values in Water Management: A Challenge to Conventional Environmental Flow Assessments. **Ecosystems**, 2011.

FITZGERALD, D. B.; SABAJ PEREZ, M. H.; SOUSA, L. M.; et al. Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. **Biological Conservation**, 2018.

FONTES JÚNIOR, R.; MONTENEGRO, A. Impact of land use change on the water balance in a representative watershed in the semiarid of the state of pernambuco using the swat model. **Engenharia Agrícola**, v. 39, n. 1, p. 110–117, 2019.

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

FRIES, L.; ROSA, G. DA; SILVA, J. P. DA; VILELLA, F. S.; BECKER, F. G. Reproduction of two loricariid species in a confined river and implications for environmental impacts of dams. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 4, 2018.

FUENTES OLMOS, J. Evolución del régimen ambiental de la acuicultura en Chile. **Revista de derecho (Valparaíso)**, , n. 42, p. 441–477, 2014.

FUGÈRE, V.; NYBOER, E. A.; BLEECKER, J. C.; CHAPMAN, L. J. Impacts of forest loss on inland waters: Identifying critical research zones based on deforestation rates, aquatic ecosystem services, and past research effort. **Biological Conservation**, v. 201, p. 277–283, 2016.

GARCIA, E. A.; PETTIT, N. E.; WARFE, D. M.; et al. Temporal variation in benthic primary production in streams of the Australian wet–dry tropics. **Hydrobiologia**, v. 760, n. 1, p. 43–55, 2015.

GOLDMAN, C. R. Ecological aspects of water impoundment in the tropics. **Revista de Biología Tropical**, v. 24, n. 1 Suppl, p. 87–112, 1976.

GUEDES, H.; SILVA, D.; DERGAM, J.; ELESBON, A. Estabelecimento do regime de vazões ecológicas no Rio Formoso/MG com base em espécies neotropicais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, p. 72–82, 2014.

GUPTA, A. Implication of environmental flows in river basin management. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 33, n. 5, p. 298–303, 2008.

HART, B. T. The Australian Murray-Darling Basin Plan: factors leading to its successful development. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 16, n. 4, p. 229–241, 2016.

HELPER, F.; LOUZADA, J. A. Vazão ecológica: ferramenta de apoio para a tomada de decisão. **Aguasul – Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos do Sul**, 2005.

HERAWATI, H.; SURIPIN; SUHARYANTO. Impact of climate change on streamflow in the tropical Lowland of Kapuas River, West Borneo, Indonesia. *Procedia Engineering*, 2015.

HERNANDES, T. A. D.; SCARPARE, F. V.; SEABRA, J. E. A. Assessment of impacts on basin stream flow derived from medium-term sugarcane expansion scenarios in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 259, p. 11–18, 2018.

INTERNATIONAL RIVER FOUNDATION. The Brisbane Declaration. **10th International Riversymposium and International Environmental Flows Conference**, 2007.

IZQUIERDO SANTACRUZ, M. L.; MADROÑERO PALACIOS, S. M. Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática. **Ciencia e Ingeniería Neogranadina**, v. 23, n. 2, p. 77–94, 2013.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept. **International Large River Symposium**, 1989.

KELLER, K.; ALLSOP, Q.; BRIM BOX, J.; et al. Dry season habitat use of fishes in an Australian tropical river. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, 2019.

KEMP, P. S.; KATOPODIS, C. Environmental flows all at sea? Charting a new course through choppy waters. **Journal of Ecohydraulics**, v. 2, n. 2, p. 85–87, 2017.

KING, J.; BROWN, C.; SABET, H. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessment for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5–6, p. 619–639, 2003.

KING, J.; LOUW, D. Instream flow assessments for regulated rivers in south africa using the building block methodology. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 1998.

LANZA ESPINO, G. DE LA; CARBAJAL PÉREZ, J. L.; SALINAS RODRÍGUEZ, S. A.; BARRIOS ORDÓÑEZ, J. E. Medición del caudal ecológico del río Acaponeta, Nayarit, comparando distintos intervalos de tiempo. **Investigaciones geográficas**, , n. 78, p. 62–74, 2012.

LANZA ESPINO, G. DE LA; SALINAS RODRÍGUEZ, S. A.; CARBAJAL PÉREZ, J. L. Cálculo del flujo ambiental como sustento para la reserva de agua al ambiente del río Piaxtla, Sinaloa, México. **Investigaciones geográficas**, , n. 87, p. 25–38, 2015.

LÉO, V. B. S.; PEREIRA, L. C. O.; SANTOS, H. A. Indicadores de alteração hidrológica: alterações das vazões no Rio Preto da bacia do Rio Paraíba do Sul. XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2019.

LI, D.; LONG, D.; ZHAO, J.; LU, H.; HONG, Y. Observed changes in flow regimes in the Mekong River basin. **Journal of Hydrology**, v. 551, p. 217–232, 2017.

LIEDLOFF, A. C.; WOODWARD, E. L.; HARRINGTON, G. A.; JACKSON, S. Integrating indigenous ecological and scientific hydro-geological knowledge using a Bayesian Network in the context of water resource development. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 177–187, 2013.

LU, X X; LI, S.; KUMMU, M.; PADAWANGI, R.; WANG, J. J. Observed changes in the water flow at Chiang Saen in the lower Mekong: Impacts of Chinese dams? **Quaternary International**, v. 336, p. 145–157, 2014.

MALHERBE, W.; WEPENER, V.; VAN VUREN, J. H. J. The effect of a large-scale irrigation scheme on the fish community structure and integrity of a subtropical river system in South Africa. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 533–539, 2016.

MARÍN, V. H.; DELGADO, L. E.; VILA, I.; et al. Regime shifts of Cruces River wetland ecosystem: current conditions, future uncertainties. **Latin american journal of aquatic research**, v. 42, n. 1, p. 160–171, 2014.

MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA-LÓPEZ, L.; BEYER, M. Integrating Hydrological Modelling and Ecosystem Functioning for Environmental Flows in Climate Change Scenarios in the Zambezi River (Zambezi Region, Namibia). **River Research and Applications**, 2017.

MEDEIROS, Y. D. P.; FREITAS, I. M. P.; STIFELMAN, G. M.; FREIRE, R. R.; O'KEEFFE, J. Social participation in the environmental flow assessment: the São Francisco river case study. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, 2013.

MENDOZA CARIÑO, M.; BAUTISTA OLIVAS, A. L.; QUEVEDO NOLASCO, A.; MENDOZA CARIÑO, D. Análisis hidrológico de largo plazo en la cuenca del río Metztitlán Hidalgo, México, y su relación con el cambio climático. **Hidrobiológica**, v. 28, n. 1, p. 17–30, 2018.

- MEZA RODRÍGUEZ, D.; MARTÍNEZ RIVERA, L. M.; MERCADO SILVA, N.; et al. Régimen natural de caudales del río Ayuquila-Armería en el occidente de México. **Terra Latinoamericana**, v. 35, n. 3, p. 203–217, 2017.
- MONTOYA, J. P. G.; VANWALLEGHEM, T.; GIRÁLDEZ, J. V.; MORATÓ, J.; MONTOYA, J. Determination of environmental flows for the Barbuda stream in the Municipality of Olaya, Antioquia, Colombia. **Revista Facultad de Ingeniería**, n. 91, p. 9–23, 2019.
- MUÑOZ-MAS, R.; SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J.; MCCLAIN, M. E.; et al. Investigating the influence of habitat structure and hydraulics on tropical macroinvertebrate communities. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 3, p. 339–350, 2019.
- NAGRODSKI, A.; RABY, G. D.; HASLER, C. T.; TAYLOR, M. K.; COOKE, S. J. Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. **Journal of Environmental Management**, v. 103, p. 133–141, 2012.
- NICHOLAS, A. P.; SANDBACH, S. D.; ASHWORTH, P. J.; et al. Modelling hydrodynamics in the Rio Paraná, Argentina: An evaluation and inter-comparison of reduced-complexity and physics based models applied to a large sand-bed river. **Geomorphology**, 2012.
- O'KEEFFE, J.; HUGHES, D.; THARME, R. Linking ecological responses to altered flows, for use in environmental flow assessments: the Flow Stressor—Response method. **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 28, n. 1, p. 84–92, 2002.
- OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications**, v. 19, n. 2, p. 101–121, 2003.
- OLIVEIRA, A. S. DE; SILVA, A. M. DA; MELLO, C. R. DE; ALVES, G. J. Stream flow regime of springs in the Mantiqueira Mountain Range region, Minas Gerais State. **Cerne**, v. 20, n. 3, p. 343–349, 2014.
- OLIVEIRA, A. S.; DA SILVA, A. M.; DE MELLO, C. R.; ALVES, G. J. Stream flow regime of springs in the Mantiqueira Mountain Range region, Minas Gerais State. **Cerne**, v. 20, n. 3, p. 343–349, 2014.
- OLIVEIRA, I. D. C. E.; DA SILVA, D. D.; GUEDES, H. A. S.; DERGAM, J. A.; RIBEIRO, C. B. D. M. One-and two-dimensional ecohydraulic modeling of formoso river (MG). **Engenharia Agrícola**, 2016.
- OLIVEIRA, L. F. C.; FIOREZE, A. P. Estimativas de vazões mínimas mediante dados pluviométricos na bacia hidrográfica do ribeirão Santa Bárbara, Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 2011.
- ORTIZ-GÓMEZ, R.; GONZÁLEZ-CAMACHO, J. M.; CHÁVEZ-MORALES, J. Modelo de asignación de agua considerando un caudal ambiental mínimo en la cuenca del río Metztitlán en Hidalgo, México. **Agrociencia**, v. 49, n. 7, p. 703–721, 2015.
- PANDA, D. K.; KUMAR, A.; GHOSH, S.; MOHANTY, R. K. Streamflow trends in the Mahanadi River basin (India): Linkages to tropical climate variability. **Journal of Hydrology**, v. 495, p. 135–149, 2013.
- PANTE, A. R.; MARQUES, M. G.; CANELLAS, A. V. B.; LANNA, A. E. L. Proposta de Metodologia Simplificada para Determinação da Vazão Ecológica em Aproveitamentos Hidrelétricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 2004.
- PENCZAK, T. Fish assemblages composition in a natural, then regulated, stream: A quantitative long-term study. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 13, p. 2103–2118, 2011.
- PEREIRA, D.; MARTINEZ, MAURO A; PRUSKI, F. F.; DA SILVA, D. D. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model part I: Calibration and validation tests. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 7, p. 14–37, 2016.
- PETTIT, N. E.; NAIMAN, R. J.; WARFE, D. M.; et al. Productivity and Connectivity in Tropical Riverscapes of Northern Australia: Ecological Insights for Management. **Ecosystems**, v. 20, n. 3, p. 492–514, 2017.

- PINILLA-AGUDELO, G. A.; RODRÍGUEZ-SANDOVAL, E. A.; CAMACHO-BOTERO, L. A. Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el ministerio de ambiente y desarrollo sostenible (mads), Colombia. **Acta Biológica Colombiana**, v. 19, n. 1, p. 43–60, 2014.
- PINTO, V. G.; RIBEIRO, C. B. M.; SILVA, D. D. Vazão ecológica e o arcabouço legal brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 2016.
- POFF, N. L. R.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; et al. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, 1997.
- POFF, N. L. R.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; et al. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147–170, 2010.
- POFF, N. L. R.; THARME, R. E.; ARTHINGTON, A. H. Evolution of Environmental Flows Assessment Science, Principles, and Methodologies. **Water for the Environment: From Policy and Science to Implementation and Management**. p.203–236, 2017.
- PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 4, p. 465–492, 2011.
- RAILSBACK, S. F. Why it is time to put PHABSIM out to pasture. **Fisheries**, v. 41, n. 12, p. 720–725, 2016.
- RAUTENBERG, G. E.; AMÉ, M. V.; MONFERRÁN, M. V.; BONANSEA, R. I.; HUED, A. C. A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basin of Suquia River. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 706–720, 2015.
- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1163–1174, 1996.
- RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, 2003.
- ROLLS, R. J.; ARTHINGTON, A. H. How do low magnitudes of hydrologic alteration impact riverine fish populations and assemblage characteristics? **Ecological Indicators**, v. 39, p. 179–188, 2014.
- SALEWICZ, K. A.; GANDOLFI, C.; LOUCKS, D. P. Interactive Computer Support System for the Management of Large Rivers: The Zambezi River Case Study. **IFAC Proceedings Volumes**, v. 23, n. 8, Part 5, p. 535–541, 1990.
- SANTACRUZ DE LEÓN, G.; AGUILAR-ROBLEDO, M. Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. **Hidrobiológica**, v. 19, n. 1, p. 25–32, 2009.
- SANTAMARINA, J. C.; TORRES-CRUZ, L. A.; BACHUS, R. C. Why coal ash and tailings dam disasters occur. **Science**, 2019.
- SANTOS, H. A.; LEAL, C. G.; POMPEU, P. S.; CHAVES, C.; CUNHA, S. F. Physical habitat simulation for small-sized characid fish species from tropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2018.
- SANTOS, H. A.; POMPEU, P. 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, 2012.
- SANTOS, P. V. C. J.; CUNHA, A. C. Potential of environmental flow: Participatory method for determining environmental flow in hydropower's reservoirs in Amazon rivers. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 137–150, 2018.
- SCHACHTSCHNEIDER, K.; REINECKE, K. Riparian trees as common denominators across the river flow spectrum: are ecophysiological methods useful tools in environmental flow assessments? **Water SA**, v. 40, n. 2, p. 287–296, 2014.
- SEETERAM, N. A.; HYERA, P. T.; KAAYA, L. T.; LALIKA, M. C. S.; ANDERSON, E. P. Conserving rivers and their biodiversity in Tanzania. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 12, 2019.

SILVA, M. T.; PEREIRA, J. DE O.; VIEIRA, L. J. S.; PETRY, A. C. Hydrological seasonality of the river affecting fish community structure of oxbow lakes: A limnological approach on the Amapá Lake, southwestern Amazon. **Limnologica**, v. 43, n. 2, p. 79–90, 2013.

SMAKHTIN, V. Relationships between low-flow characteristics of South African streams Environmentally Sustainable Water Storage Management and Operation in Sri Lanka View project Water Resources Management in Central Asia View project. **Water SA - Pretoria**, 1998.

SOARES, L.; SANTOS, H.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; et al. Metodología para la propuesta de caudales ecológicos en función de restricciones ambientales. **Aqua-Lac**, v. 7, n. 2, p. 17–28, 2015.

SOUZA CASTRO, E. R. R.; MOREIRA, M. C.; DA SILVA, D. D. Regime de vazões ecológicas através da modelagem bidimensional do rio de ondas, oeste da Bahia. XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste.

STEVAUX, J. C.; CORRADINI, F. A.; AQUINO, S. Connectivity processes and riparian vegetation of the upper Paraná River, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 46, p. 113–121, 2013.

STEVAUX, J. C.; MARTINS, D. P.; MEURER, M. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. **Geomorphology**, v. 113, n. 3, p. 230–238, 2009.

STOLF, R.; PIEDADE, S. M. D. S.; DA SILVA, J. R.; DA SILVA, L. C. F.; MANIERO, M. Â. Water transfer from São Francisco river to semiarid northeast of Brazil: Technical data, environmental impacts, survey of opinion about the amount to be transferred. **Engenharia Agrícola**, 2012.

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, 2013.

TERRA, B. DE F.; HUGHES, R. M.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 25, n. 4, p. 527–544, 2016.

THARME, R. E. Review of international methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers. **Freshwater Research Unit - University of Cape Town**, 1996.

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5–6, p. 397–441, 2003.

THIEME, M.; LEHNER, B.; ABELL, R.; et al. Freshwater conservation planning in data-poor areas: An example from a remote Amazonian basin (Madre de Dios River, Peru and Bolivia). **Biological Conservation**, v. 135, n. 4, p. 484–501, 2007.

TOLEDO, S.; MUÑOZ, E. Determinación de un régimen de caudal ambiental para el río Ñuble considerando actividades recreacionales y requerimientos de hábitat de peces. **Obras y Proyectos**, v. 24, p. 71–81, 2018.

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.

VESTENA, L. R.; OLIVEIRA, É. D. DE; CUNHA, M. C. DA; THOMAZ, E. L. Vazão ecológica e disponibilidade hídrica na bacia das Pedras, Guarapuava-PR. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, p. 212–227, 2012.

VILLARREAL-ROSAS, J.; OLMOS-AGUILERA, M. Ecodegradation and Indigenous Livelihoods: a Case Study in Northwest México. **Sociedad y ambiente**, , n. 13, p. 5–34, 2017.

WAN MOHTAR, W. H. M.; ABDUL MAULUD, K. N.; MUHAMMAD, N. S.; SHARIL, S.; YASEEN, Z. M. Spatial and temporal risk quotient based river assessment for water resources management. **Environmental Pollution**, v. 248, p. 133–144, 2019.

- WANTZEN, K. M.; BALLOUCHE, A.; LONGUET, I.; et al. River Culture: An eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. **Ecohydrology and Hydrobiology**, 2016.
- WARFE, D. M.; PETTIT, N. E.; DAVIES, P. M.; et al. The “wet-dry” in the wet-dry tropics drives river ecosystem structure and processes in northern Australia. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 11, p. 2169–2195, 2011.
- WARFE, D. M.; PETTIT, N. E.; MAGIEROWSKI, R. H.; et al. Hydrological connectivity structures concordant plant and animal assemblages according to niche rather than dispersal processes. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 2, p. 292–305, 2013.
- 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, 2012.
- WINEMILLER, K. O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, 2016.
- WINGARD, G. L.; LORENZ, J. J. Integrated conceptual ecological model and habitat indices for the southwest Florida coastal wetlands. **Ecological Indicators**, v. 44, p. 92–107, 2014.
- YÁÑEZ, E.; HORMAZÁBAL, S.; SILVA, C.; et al. Coupling between the environment and the pelagic resources exploited off northern Chile: ecosystem indicators and a conceptual model. **Latin american journal of aquatic research**, v. 36, n. 2, p. 159–181, 2008.
- YI, Y.; YANG, Z.; ZHANG, S. Ecological influence of dam construction and river-lake connectivity on migration fish habitat in the Yangtze River basin, China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 2, p. 1942–1954, 2010.
- ZANDER, K. K.; STRATON, A. An economic assessment of the value of tropical river ecosystem services: Heterogeneous preferences among Aboriginal and non-Aboriginal Australians. **Ecological Economics**, v. 69, n. 12, p. 2417–2426, 2010.

5.2. Efeitos antrópicos e climáticos em um rio tropical sem barramentos: contribuições no regime de vazões (ARTIGO 2)

O artigo 2 respondeu as seguintes perguntas de pesquisa da tese: (3) Quais os principais índices alterados do regime de vazões de um trecho de rio sem presença de barramentos? (4) Existe correlação dos índices de alteração hidrológica do regime de vazões do rio escolhido para o estudo com parâmetros indicativos de mudanças climáticas e de alteração antrópica? O texto apresentado neste item 5.2 foi traduzido e adequado para a tese, sendo o texto original publicado em inglês como artigo científico na Revista *Sustainability* em dezembro de 2020:

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; PEREIRA, L. C. O.; OLIVEIRA, L. M. *Anthropogenic and climate effects on a free dam tropical river: measuring the contributions on flow regime. Sustainability*, v.12, n.10030, 2020b.

As contribuições dos autores em cada uma das áreas da construção do artigo foram:

- LÉO, V. B. S. (autora da tese): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, recursos, coleta e tratamento de dados, redação (esboço original, revisão e edição), visualização.
- SANTOS, H. A. (orientadora da autora da tese): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, recursos, coleta e tratamento de dados, redação (esboço original, revisão e edição), visualização, supervisão, administração do projeto e aquisição de financiamento.
- PEREIRA, L. C. O. e OLIVEIRA, L. M. (colaboradoras do projeto): software, coleta e tratamento de dados e visualização.

I. Introdução

A má gestão dos recursos hídricos juntamente com o aumento da demanda de água para diversos fins (abastecimento urbano, irrigação, alimentação animal ou produção de energia) são fatores humanos que impactam diretamente no regime de vazões de um rio (BLACKSHEAR *et al.*, 2011; RICHTER, *et al.* 2003). As mudanças climáticas também contribuem para a alteração significativa dos padrões de precipitação e evaporação (WANG e HEJAZI, 2011) e, consequentemente, nos regimes do curso d'água (SANTOS e CUNHA, 2018; STOCKER *et al.*, 2013; XU e LUO, 2015). Embora as atividades humanas e as mudanças climáticas atuem coletivamente, seus impactos na dinâmica dos rios são frequentemente analisados separadamente (LI *et al.*, 2017).

Os estudos sobre a influência climática e humana no regime fluvial de rios tropicais têm aumentado recentemente. Em termos de impactos humanos, existem análises relacionadas às mudanças na cobertura da terra: (a) os efeitos das mudanças em grande escala na cobertura da

terra sobre a descarga do rio Tocantins (Brasil) com base em experimentos de campo (COSTA *et al.*, 2003); (b) um modelo de hidrologia distribuída da vegetação do solo para analisar os efeitos de possíveis cenários de mudança de cobertura da terra em uma bacia hidrográfica da Mata Atlântica (Brasil) (ALVARENGA *et al.*, 2016); (c) análises relacionadas aos efeitos das barragens, incluindo o efeito das cascatas das barragens no regime fluvial do rio São Francisco (Brasil) (SANTOS *et al.*, 2012). Outras abordagens para quantificar os efeitos humanos removem os efeitos climáticos (no rio São Francisco (GENZe LUZ, 2012) e no rio Mekong (LI *et al.*, 2017) ou preveem os efeitos das mudanças climáticas e socioeconômicas para estabelecer a linha de base hidrológica para o desenvolvimento de um ambiente regime de escoamento (zonas húmidas do Zambeze oriental (MARTÍNEZ-CAPEL *et al.*, 2017)).

As abordagens comuns para distinguir o impacto da variabilidade climática de atividades humanas na vazão (DEY e MISHRA, 2017) usaram modelagem hidrológica (JEHANZAIB *et al.*, 2020; ZOU *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2020; CHANG *et al.*, 2015), variação climática (MA *et al.*, 2010) e um método de sensibilidade hidrológica (WANG *et al.*, 2013). Métodos baseados em dados de campo também permitem a quantificação da alteração do escoamento por diferentes fatores, sendo sua aplicação a mais simples. No entanto, eles exigem dados de vazão pré impacto de longo prazo (ZHAO *et al.*, 2010).

Mudanças na dinâmica natural do rio afetam diretamente a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos, e alguns exemplos comuns de impacto são a intensificação do aparecimento de espécies exóticas e a perda de espécies locais. Os aspectos sociais incluem alterações do regime fluvial que podem levar à perda das atividades locais por parte das pessoas que dependem do curso d'água (ARTHINGTON *et al.*, 2010; CRAIG, 2020).

O regime de vazões de um rio contém cinco componentes principais (magnitude, frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança) que influenciam a integridade ecológica do sistema direta ou indiretamente (POFF *et al.*, 1997). Portanto, a manutenção da integridade do ecossistema aquático depende da preservação da dinâmica natural do rio, e a compreensão científica das relações vazão-ecologia é crucial para orientar a definição de metas de vazões significativas para restaurar rios regulamentados ou para sustentar os valores de conservação dos rios onde novos desenvolvimentos hídricos estão planejados (MAGDALENO *et al.*, 2018; POFF *et al.*, 2017).

Nas últimas décadas, várias abordagens têm proposto avaliações dinâmicas de rios (POFF *et al.*, 2017), e os indicadores de alteração hidrológica (IHA) estão entre as métricas mais populares. Estes são amplamente usados para caracterizar os principais componentes do regime.

O IHA é a entrada para a abordagem da faixa de variabilidade (RVA), que pode quantificar as mudanças hidrológicas (RICHTER *et al.*, 1997) e sugere que os percentis 25 e 75 das métricas de IHA devem ser os alvos para manter a dinâmica do rio semelhante ao regime de fluxo natural (YIN *et al.*, 2011).

A maioria dos estudos que buscam separar o impacto da variabilidade climática das atividades humanas no regime de vazões dos cursos d'água avaliou esses efeitos apenas sob um componente do regime de vazões: a magnitude. Assim, objetivou-se neste trabalho avaliar os efeitos antrópicos e climáticos sobre um rio tropical sem barramentos e mensurar suas contribuições para todos os componentes do regime de vazão. Um método de tendência temporal foi proposto com base no conhecido e amplamente aplicado método RVA, e este artigo buscou responder às seguintes questões: (1) Quais são as principais métricas IHA alteradas do regime de vazões neste curso d'água estudado? (2) Existe uma relação significativa entre as principais métricas alteradas do IHA e os parâmetros do clima global / atividades antrópicas? (3) Se houver uma relação significativa, qual a contribuição de cada parâmetro nos principais componentes modificados do regime de vazões? Um trecho de rio sem barramentos localizado em uma bacia hidrográfica da Mata Atlântica foi escolhido para executar as análises de IHA e RVA. O rio Preto é um afluente do rio Paraíba do Sul, sendo este último uma fonte de água essencial para o sudeste brasileiro. O regime de vazões do rio foi analisado em dois períodos distintos: de 1947 a 1967 e de 1994 a 2014. Apesar da importância desse rio no abastecimento de água de estados como São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, existem poucos estudos sobre o regime de vazão ambiental nesta bacia (COSTA, *et al.*, 2015; COSTA *et al.*, 2013, 2015; PINTO *et al.*, 2006). Além disto, poucos estudos avaliaram os efeitos das mudanças climáticas nas bacias do sudeste do Brasil (AMORIM e CHAFFE, 2019).

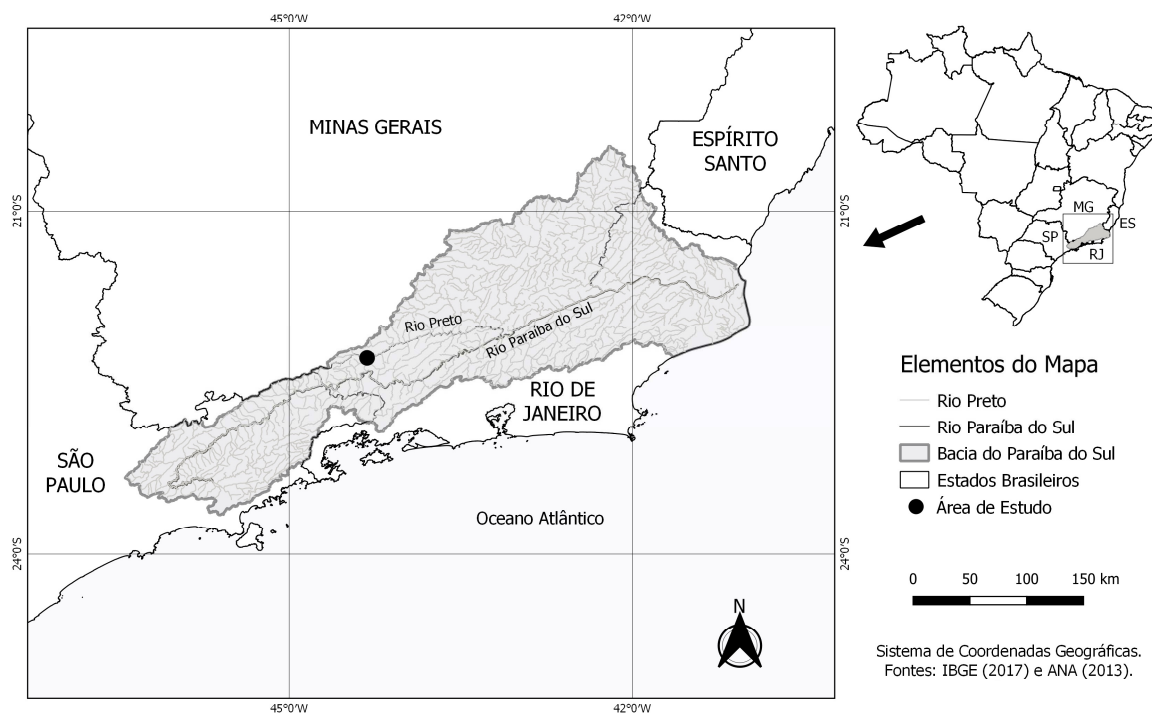
Dados anuais sobre áreas de cultivo, bem como populações humanas e bovinas na bacia foram considerados como métricas antrópicas. Dados do Índice Oceânico de Niño (ONI) e Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO) foram aplicados como métricas do clima global. Um fenômeno acoplado oceano-atmosfera em grande escala no Oceano Pacífico (DAHLMAN, 2016) é um dos principais fatores que afetam a variabilidade interanual da precipitação e da temperatura em grande parte da América do Sul (GARREAUD *et al.*, 2009). Há também a variabilidade climática regional multidecadal relacionada ao AMO, como as chuvas no Nordeste brasileiro e na região Sahel na África, furacões no Atlântico e clima de verão em parte da América do Norte e Europa (KNIGHT *et al.*, 2006).

II. Materiais e métodos

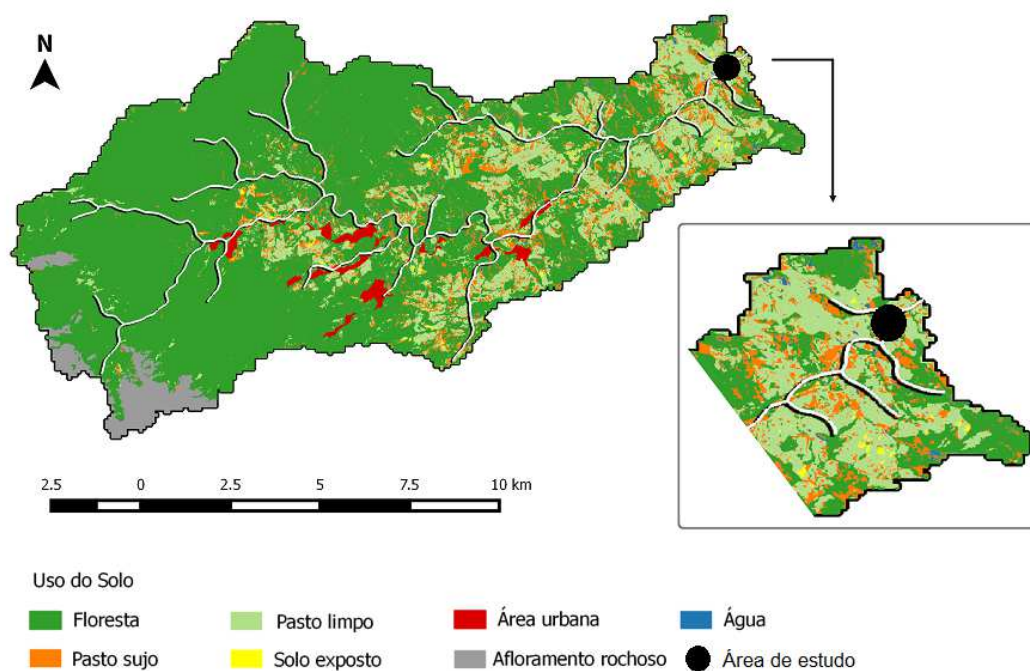
II.1. Área de estudo

A bacia do rio Paraíba do Sul (Figura 1a) abrange áreas de três importantes estados relevantes do Brasil: Minas Gerais (36,7% da área da bacia), Rio de Janeiro (39,6% da área da bacia) e São Paulo (23,7% da área da bacia). Esta fornece água para 90% dos habitantes da cidade do Rio de Janeiro e regiões industriais de São Paulo (COPPETEC., 2006). O Rio Preto é um afluente esquerdo do Paraíba do Sul e um curso de água sem barramentos. O trecho estudado (Zona 23, longitude UTM 547465 m E e latitude UTM 7530596 m S, altura 976 m) é classificado como quarta ordem (CHOW *et al.*, 1988) e está localizado em Visconde de Mauá - distrito do município de Resende (Rio de Janeiro, Brasil). A largura do curso d'água é de aproximadamente 14 m, e a área de drenagem é de aproximadamente 130 km². A distribuição dos tipos de solos (Figura 1b) são 67,1% de floresta, 12,9 e 14,1% de pastagem suja e limpa, respectivamente, 0,4% de solo exposto, 1,8% de área urbana, 3,2% de afloramento rochoso e 0,5% de água. Os tipos geomorfológicos locais são escarpas de montanhas, depressões e planícies de bacias sedimentares Cenozóicas. Assim, a região localiza-se em domínio de complexos gnaisse-magmático e granulítico, de acordo com a classificação da unidade geológica e ambiental. Não há aquíferos sob a área de estudo (SILVA, 2008).

BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL



(a)



(b)

Figure 1. (a) A área de estudo na bacia do Paraíba do Sul e (b) uso do solo da área de contribuição do trecho de rio em estudo.

A área de estudo está localizada no bioma Mata Atlântica, que possui alta biodiversidade, mas também muitas espécies ameaçadas de extinção. Algumas partes de Visconde de Mauá estão dentro da área de proteção ambiental da Serra da Mantiqueira e do Parque Nacional do Itatiaia. A vegetação local é uma mistura de floresta tropical e florestas de montanha (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2004). Em geral, a bacia do rio Preto sofre impactos relacionados às atividades agropecuárias (Figura 1b) e também à expansão urbana (COPPETEC., 2006).

O clima é classificado como clima subtropical de altitude (KOPPEN, 1936). De junho a agosto, a temperatura local varia entre -3 °C a 6 °C. No verão, a temperatura varia entre 8 °C a 27 °C. A temperatura média anual está entre 20 °C e 21 °C, e a precipitação média anual é de cerca de 1250 mm (INMET, 2020). A estação chuvosa vai de novembro a abril, e a estação seca vai de maio a setembro.

II.2. Indicadores de Alteração Hidrológica e Abordagem de Faixa de Variabilidade

33 métricas de alteração hidrológica (IHA) foram divididas em cinco grupos calculados a partir da série de vazões diárias obtidas por meio da estação fluviométrica de Visconde de Mauá (código 5852500). O cálculo do IHA foi executado nos seguintes momentos (sendo a faixa mínima para aplicação do RVA de 20 anos): (a) período 1: de 1947 a 1967 (a faixa mais antiga com 20 anos); (b) período 2: de 1994 a 2014 (a faixa mais atual disponível com 20 anos); (c) período 3: série total de 1947 a 2014 (toda a série); (d) período 4: série total de 1950-2010; (e)

período 5: série total de 1974–2009 (ambos os períodos determinados pela análise da distinção do clima global e dos efeitos antrópicos na magnitude da vazão - isso será explicado com detalhes a seguir). Foram estimados a mediana e o desvio padrão de cada indicador.

Em segundo lugar, a metodologia RVA foi aplicada (RICHTER *et al.*, 1998) usando os IHA's do período 1 e 2: O fator RVA foi calculado a partir da frequência esperada (EF) dos dados do período 1 e a frequência observada (OF) obtida com base nos dados do período 2 (Equação 1). No programa, a EF é calculada a partir da classificação dos valores dos parâmetros IHA encontrados para o Período 1 em três categorias: (1) a categoria mais baixa que contém todos os valores menores ou iguais ao 33º percentil; (2) a categoria intermediária que contém todos os valores que se enquadram na faixa de 34 a 67; (3) a categoria mais alta que contém todos os valores maiores que o 67º percentil. Neste estudo, utilizamos como base a segunda categoria. O OF é calculado da mesma forma, porém com dados do período 2.

$$RVA = \frac{(OF - EF)}{(EF * 100)} \cdot \quad (1)$$

Resultados de RVA positivos indicam que o número de observações dentro do intervalo alvo foi maior no período 1 do que no período 2, enquanto valores negativos representam uma diminuição na frequência no período 2. Os resultados iguais a zero indicam a conservação das observações em ambos os períodos. Além disso, o grau de alteração nas métricas do regime de vazões foi classificado em (a) baixos níveis de alteração quando módulo do fator RVA $\leq 33\%$; (b) níveis médios de alteração quando o RVA estava entre 34 e 67%; e (c) altos níveis de alteração quando módulo de fator de RVA $\geq 68\%$ (RICHTER *et al.*, 1998). O software IHA disponível em (THE NATURE CONSERVANCY, 2018) foi aplicado para as análises acima.

II.3. Métricas climáticas

As tendências das métricas de RVA classificadas em alto nível de alteração foram comparadas às tendências das métricas de clima global e local. Parâmetros climáticos globais do Índice Oceânico de Niño (ONI) de 1950 a 2014 e da Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO) de 1948 a 2014 foram considerados para o estudo. Ambas as métricas foram coletadas do *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA, 2020).

Dados locais de precipitação mensal de 1947 a 2014 também foram utilizados e obtidos pela estação pluviométrica de Visconde de Mauá (código 02244047) [45]. A temperatura do ar diária de 1961 a 2014 foi obtida na estação climatológica de Resende (código OMM 83738) (INMET, 2020).

II.4. Métricas antrópicas

Dados anuais sobre a área de cultivo de milho e feijão, população de gado e população humana ao longo do tempo foram usados para analisar a influência humana no regime de vazões do rio. Esses dados (Tabela 1) foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Geografia e Estatística (IBGE) e ao Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) do município de Resende. De acordo com a frequência dos estudos realizados por estes Institutos, só existem dados disponíveis a cada 5 anos para as variáveis área de cultivo de feijão e população de gado e em torno de 10 anos para habitantes.

Tabela 1. Métricas antrópicas existentes para comparação com dados de vazão de anos semelhantes: habitantes da bacia, áreas de cultivo de milho / feijão (hectares) e população de gado para a cidade de Resende [46]

Métrica/Ano	1940	1950	1960	1970	1980	1991	1996	2000	2007	2010
Habitantes	27422	34752	48165	66907	87338	91757	102625	104549	118547	119770
Métrica/Ano	1974	1979	1984	1989	1994	1999	2004	2009		
Áreas de cultivo de milho/feijão (hectare)	480	172	1938	1580	1190	610	250	213		
População de gado	41963	42630	50900	51400	50716	28200	30992	29600		

II.5. Análise estatística

O teste dos postos sinalizados de Wilcoxon (teste pareado) foi aplicado para verificar as diferenças nas métricas do clima (AMO, ONI, temperatura local, precipitação mensal, precipitação anual) entre os períodos 1 e 2. A correlação de Pearson foi executada para uma ampla gama de combinações para verificar as ligações entre:

1. As métricas de clima local e global: (a) precipitação acumulada mensal e AMO médio mensal; (b) precipitação acumulada mensal e ONI médio mensal; (c) precipitação acumulada mensal e temperatura média mensal.
2. A magnitude da vazão e as métricas do clima: (a) magnitude da vazão média mensal e precipitação acumulada mensal e (b) magnitude da vazão média mensal e AMO médio mensal.
3. Os parâmetros do regime de vazão com alto grau de alteração no RVA (dos grupos 2 a 5) e as métricas do clima anual: não foram consideradas as métricas do grupo 1, por se tratarem das análises mensais.
4. A magnitude da vazão e as métricas antrópicas: (a) magnitude da vazão média anual e número de habitantes médio anual; (b) magnitude da vazão média anual e área média anual de cultivo; (c) magnitude da vazão média anual e população média anual de gado.

Para este estudo, considerou-se o coeficiente de correlação de Pearson (ρ de Pearson), em módulo, entre 0,00 e 0,20 como correlação fraca, entre 0,20 e 0,40 como correlação baixa, entre 0,40 e 0,60 uma correlação moderada, 0,60 e 0,80 uma correlação alta, 0,80 e 0,90 uma correlação muito alta, e valores entre 0,90 e 1,00 como correlação quase total (COHEN, 1988). O nível de significância adotado foi de 10% (p-valor igual a 0,10), e todas as análises foram executadas no software R versão 4.0.2 (2020) (R CORE TEAM, 2020).

II.6. Distinção do clima global e efeitos antrópicos na magnitude do fluxo

A magnitude da vazão anual e os eventos de precipitação foram classificados primeiro com base em sua variação. De acordo com (GENZ e LUZ, 2012), o parâmetro médio anual (Q_m ou P_m) deve ser definido como o valor de referência para a condição hidrológica anual, e as variações foram avaliadas pelo desvio padrão (σ) dos valores de vazão e precipitação média anual. Os limites das diferentes classes de eventos hidrológicos (Tabela 2) são determinados pelo valor de um desvio padrão. Assim, a anomalia é a variabilidade dos parâmetros anuais em torno da média normalizando as séries (Equações 2 e 3):

$$\text{AnomaliaP} = \frac{(P_i - P_m)}{\sigma_p}, \quad (2)$$

$$\text{AnomaliaQ} = \frac{(Q_i - Q_m)}{\sigma_q}. \quad (3)$$

Tabela 2. Classificação dos eventos anuais de vazão e de precipitação com base na anomalia da vazão média anual e anomalia da precipitação total anual.

Limites	Classificação
Anomalia < -1,5	Muito seco
-1,5 < Anomalia < -0,5	Seco
-0,5 < Anomalia < 0,5	Médio
0,5 < Anomalia < 1,5	Úmido
Anomalia > 1,5	Muito úmido

Sendo, P_i a precipitação total anual (mm) no ano i , P_m a precipitação total anual média (mm) de todas as séries de dados, σ_p o desvio padrão (mm), Q_i a vazão média anual (m^3/s) no ano i , Q_m a vazão média anual (m^3/s) de todas as séries de dados e σ_q é o desvio padrão (m^3/s). A série de dados correspondeu ao período 3 (de 1947 a 2014). Para análises de anomalias, as séries não podem conter anos que tenham falta de dados, então por isso o cálculo foi executado apenas para os anos de 1946 a 1951; 1957–1958; 1965; 1970; 1972; 1974; 1984; 1986; 1989–1991; 1994; 2004; 2007; 2012–2014.

Após, as anomalias dos anos de precipitação e de vazão foram selecionadas para criar duas curvas de duração de magnitude de fluxo: período 1 e período 2. Essas curvas foram baseadas

na descarga diária e representam a variabilidade e probabilidade de excedência da vazão sobre o disponível (ou selecionado) período (SMAKHTIN, 2001). Ambas curvas foram comparadas e a diferença entre elas representa a quantificação do clima global e os efeitos antrópicos na descarga. A distinção de cada efeito na magnitude do fluxo foi estimada pelo coeficiente de determinação da regressão linear entre a magnitude do fluxo e a variável explicativa correspondente.

III. Resultados

III.1. Indicadores de Alteração Hidrológica e Abordagem de Faixa de Variabilidade

O IHA indicou uma diminuição na magnitude da vazão mensal na estação chuvosa (desvios medianos de -18,18 a -7,69%) e em julho (-33,33%) (Tabela 3). As vazões anuais mínima e máxima de 30 dias também tiveram uma redução (desvios medianos de 31,67% e 24,95%, respectivamente) (Figura 2a e 2b). O indicador de frequência de pulsos baixos por ano (Figura 2c) mostrou um alto desvio da mediana (400%). O número de reversões (Figura 2d) aumentou no período 2 (26,23%).

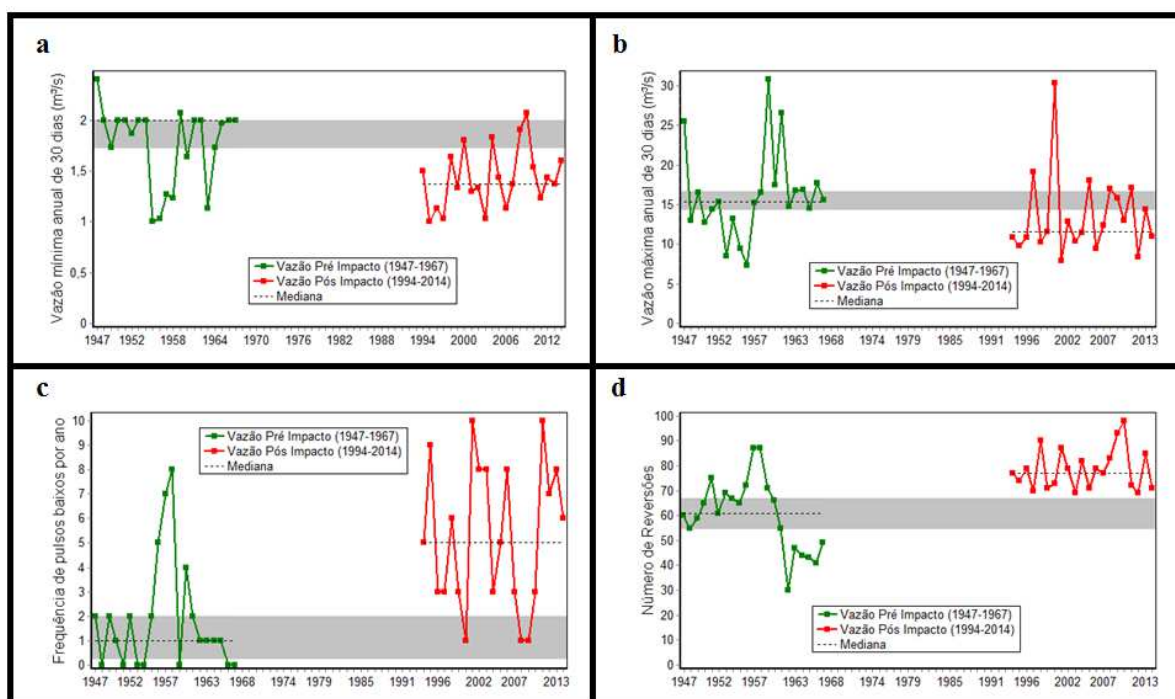


Figura 2. Alguns indicadores de alteração hidrológica (IHA) no período 1 (1947–1967) e no período 2 (1994–2014), que mostraram altos níveis de alteração via análises RVA: (a) a vazão anual mínima de 30; (b) vazão máxima anual de 30 dias; (c) frequência de baixos pulsos por ano; (d) número de reversões de fluxo. A área em cinza escuro indica a faixa alvo do método RVA.

Tabela 3. Indicadores de alteração hidrológica (IHA) para o período 1 (1947–1967) e período 2 (1994–2014), bem como a abordagem de faixa de variabilidade (RVA) para a área estudada. As células cinzas indicam alto nível de alteração via análise RVA.

Grupos IHA	IHA - Médias			RVA	
	Vazão (m³/s)			Desvio da faixa alvo (%)	Classificação
	Período 1	Período 2	Desvio da magnitude (%)		
Grupo 1: Magnitude das vazões mensais					
Outubro	2	2	0	9,091	Baixo
Novembro	3,5	3	-14,29	33,33	Baixo
Dezembro	6	5	-16,67	112,5	Alto
Janeiro	8	7	-12,5	-25	Baixo
Fevereiro	11	9	-18,18	-30	Baixo
Março	10	9	-10	37,5	Médio
Abril	6,5	6	-7,692	50	Médio
Maio	4	4	0	-6,667	Baixo
Junho	3	3	0	9,091	Baixo
Julho	3	2	-33,33	0	Nenhum
Agosto	2	2	0	-6,25	Baixo
Setembro	2	2	0	-41,18	Médio
Grupo 2: Magnitude e duração das vazões extremas					
Mínima anual de 1 dia	1	1	0	40	Médio
Mínima anual de 3 dias	1	1	0	42,86	Médio
Mínima anual de 7 dias	1,14	1	-12,5	42,86	Médio
Mínima anual de 30 dias	2	1,37	-31,67	-76,92	Alto
Mínima anual de 90 dias	2,23	1,89	-15,42	-85,71	Alto
Máxima anual de 1 dia	32	27	-15,63	-87,5	Alto
Máxima anual de 3 dias	24	21,33	-11,11	-14,29	Baixo
Máxima anual de 7 dias	21,57	17,29	-19,87	-42,86	Médio
Máxima anual de 30 dias	15,37	11,53	-24,95	-85,71	Alto
Máxima anual de 90 dias	11,11	9,544	-14,1	-71,43	Alto
Número de dias de fluxo zero	0	0	0	0	Médio
Taxa de vazão de base (%)	0,24	0,22	-8,51	85,71	Alto
Grupo 3: Eventos extremos anuais					
Dia da vazão mínima anual	275	275	0	-18,18	Baixo
Dia da vazão máxima anual	23	11	-6,56	14,29	Baixo
Grupo 4: Frequência e duração de pulsos altos e baixos					
Número de baixos pulsos no ano	1	5	400	-70	Alto
Duração média (em dias) dos baixos pulsos	5,75	5	-13,04	33,33	Baixo
Número de altos pulsos no ano	7	10	42,86	-22,22	Baixo
Duração média (em dias) dos altos pulsos	3	2	-33,33	-25	Baixo
Grupo 5: Taxa de mudança das condições hidrológicas					
Média das diferenças positivas entre dias consecutivos	1,5	1	-33,33	10,53	Baixo
Média das diferenças negativas entre dias consecutivos	-1	-1	0	5	Baixo
Número de reversões	61	77	26,23	-100	Alto

O grau de alteração no regime de vazões foi classificado pela análise RVA como um nível alto em nove métricas (Tabela 3): magnitude da vazão de dezembro (desvio de 112,5% da faixa

alvo); vazão anual mínima de 30 e 90 dias (-76,92 e -85,71%); vazões máximas anuais de 1, 30 e 90 dias (-87,5, -85,71 e -71,43%); vazão de base (-85,71%); pulsos baixos por ano (-70%); e o número de reversões (-100%).

III.2. Diferenças nas métricas locais e globais do clima entre os períodos 1 e 2

Mudanças significativas entre os períodos 1 e 2 ocorreram na temperatura do ar de dezembro e no AMO de junho a outubro, bem como na mediana do período (Tabela 4). Nenhuma mudança significativa foi detectada para precipitação local e ONI.

Tabela 4. P-valores dados pelo teste de Wilcoxon para Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO), Índice Oceânico Niño (ONI), temperatura média mensal e precipitação mensal acumulada no período 1 e período 2. As células cinza escuro indicam um valor p inferior a 10%.

Período	Precipitação mensal acumulada	Temperatura média mensal	AMO médio mensal	ONI médio mensal
Janeiro	0,768	0,068	0,135	0,556
Fevereiro	0,122	0,225	0,526	0,355
Março	0,876	0,612	0,627	0,257
Abril	0,737	0,866	0,794	0,117
Maio	0,852	0,310	0,126	0,123
Junho	0,170	0,398	0,030	0,256
Julho	0,476	0,345	0,023	0,217
Agosto	0,289	0,310	0,006	0,420
Setembro	0,664	0,091	0,004	0,355
Outubro	0,715	0,866	0,025	0,368
Novembro	0,575	0,735	0,391	0,395
Dezembro	0,931	0,043	0,601	0,337
Média anual	-	0,753	0,100	0,145
Mediana anual	-	0,612	0,057	0,236
Acumulado anual	0,330	-	-	-

III.3. Relações entre as métricas locais e globais do clima

Relações lineares entre a precipitação acumulada mensal (métrica do clima local) e média mensal do AMO (métrica do clima global) nos períodos 2 e 3 apresentaram um valor de p inferior a 0,05, mas correlação negativa baixa e fraca pelas análises de Pearson (ρ de Pearson de 0,276 e -0,070). Uma alta correlação positiva entre as métricas do clima local, como precipitação mensal acumulada e temperatura média mensal, foi obtida para os períodos 1, 2 e 3 (Tabela 5).

Tabela 5. Coeficiente de Pearson e p-valores da regressão linear para métricas de clima global e local. As células cinza escuro indicam um p-valor inferior a 5%.

Relações	Fatores	Período 1	Período 2	Período 3
Precipitação mensal acumulada <i>versus</i> AMO médio mensal	ρ de Pearson	0,022	-0,276	-0,070
	p-valor	0,739	<0,05	<0,05
	R ²	-	0,076	0,005
Precipitação mensal acumulada <i>versus</i> ONI médio mensal	ρ de Pearson	-0,015	-0,083	-0,026
	p-valor	0,825	0,194	0,469
	R ²	-	0,007	-
Precipitação mensal acumulada <i>versus</i> Temperatura média mensal	ρ de Pearson	0,624	0,698	0,683
	p-valor	<0,05	<0,05	<0,05
	R ²	0,389	0,487	0,466

III.4. Relações entre a magnitude do fluxo e as métricas do clima

A magnitude da vazão média mensal nos períodos 1, 2 e 3 apresentou alta correlação positiva com a precipitação mensal acumulada (ρ de Pearson > 0,5). Uma correlação negativa baixa foi observada para a magnitude da vazão média mensal e a métrica climática global AMO mensal (Tabela 6).

Tabela 6. Correlação de Pearson e p-valores da regressão linear para métricas climáticas e de regime de vazão. As células cinza escuro indicam p-valor inferior a 5%.

Relações	Fatores	Período 1	Período 2	Período 3
Magnitude da vazão média mensal <i>versus</i> precipitação mensal acumulada	ρ de Pearson	0,740	0,787	0,763
	p-valor	<0,05	<0,05	<0,05
	R ²	0,548	0,619	0,582
Magnitude da vazão média mensal <i>versus</i> AMO médio mensal	ρ de Pearson	0,009	-0,328	-0,040
	p-valor	0,892	<0,05	0,257
	R ²	-	0,108	0,001

III.5. Relações entre os parâmetros do regime de vazão com alto nível de alteração no RVA e as métricas climáticas

Dentre os seis parâmetros com alto nível de alteração no RVA e com p-valor inferior a 5%, três apresentaram baixa correlação com a precipitação anual acumulada (vazões mínimas anuais de 30 dias, vazão máxima anual de 1 dia, e vazão de base anual) e três apresentaram correlação moderada (vazões máximas anuais de 30 dias e vazões mínimas e máximas anuais de 90 dias). A relação linear entre o número de reversões e a mediana anual do AMO apresentou um valor de p-valor inferior a 10%. O número de pulsos baixos, no entanto, não mostrou uma relação linear significativa com ambas as métricas de clima (Tabela 7).

Tabela 7. Correlação de Pearson e p-valores de regressão linear para métricas climáticas e os parâmetros de regime de vazão com alto nível de alteração no RVA. As células cinza escuro indicam um p-valor inferior a 5%. As células cinza claro indicam um p-valor inferior a 10%.

Parâmetros	Fatores	30 dias mín.	90 dias mín.	1 dia máx.	30 dias máx.	90 dias máx.	Vazão de base	Nº baixos pulsos	Nº de reversões
Precipitação anual acumulada	ρ de Pearson	0,341	0,456	0,271	0,410	0,459	-0,299	-0,196	0,058
	p-valor	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,112	0,644
	R ²	0,116	0,208	0,073	0,168	0,211	0,089	0,038	0,003
AMO médio anual	ρ de Pearson	0,059	-0,018	0,064	0,119	0,109	-0,049	0,077	0,220
	p-valor	0,634	0,882	0,608	0,336	0,378	0,694	0,534	<0,10
	R ²	0,003	-	0,004	0,014	0,012	0,003	0,006	0,048

III.6. Relações entre o regime de fluxo e as métricas antropogênicas

Uma alta correlação negativa (ρ de Pearson > 0,5) entre a magnitude do fluxo anual e a população anual de gado foi obtida para o período de 1974 a 2009 (Tabela 8).

Tabela 8. Correlação de Pearson e p-valores de regressão linear para magnitude da vazão e métricas antrópicas. As células cinza claro indicam um p-valor inferior a 10%.

Relações	Períodos de análise	ρ de Pearson	p-valor	R ²
Magnitude da vazão média anual <i>versus</i> população anual	1940–2010 (período 4)	-0,054	0,890	0,003
Magnitude da vazão média anual <i>versus</i> áreas de cultivo anual de milho / feijão	1974–2009 (período 5)	-0,457	0,209	0,209
Magnitude da vazão média anual <i>versus</i> população de gado anual	1974–2009 (período 5)	-0,653	<0,10	0,426

III.7. Relações entre os parâmetros do regime de fluxo com alto nível de alteração no RVA e as métricas antrópicas

Três parâmetros de magnitude de vazão com um alto nível de alteração no RVA tiveram uma alta correlação com as áreas de cultivo anual de milho / feijão (ρ de Pearson > 0,5): a vazão máxima anual de 30 e 90 dias e a vazão de base anual. Sua relação linear apresentou um valor de p-valor menor que 10% (Tabela 9). A população anual de gado também pode influenciar o fluxo anual máximo de 90 dias, e o número de reversões no regime de fluxo foi fortemente correlacionado com a população anual.

Tabela 9. Correlação de Pearson e p-valores de regressão linear para métricas antrópicas e os parâmetros do regime de fluxo com um alto nível de alteração no RVA. As células cinza escuro indicam um p-valor inferior a 5%. As células cinza claro têm um p-valor inferior a 10%.

Parâmetros	Fatores	30 dias mín.	90 dias mín.	1 dia máx.	30 dias máx.	90 dias máx.	Vazão de base	Nº baixos pulsos	Nº de reversões
População anual	ρ de Pearson	-0,486	-0,542	0,070	0,120	-0,113	0,087	0,177	0,611
	p-valor	0,185	0,132	0,859	0,758	0,771	0,824	0,649	<0,10
	R ²	0,236	0,294	0,005	0,014	0,013	0,008	0,031	0,373
Áreas de cultivo anual de milho / feijão	ρ de Pearson	-0,092	-0,318	-0,382	-0,728	-0,692	0,697	-0,357	-0,241
	p-valor	0,829	0,443	0,351	< 0,05	<0,10	<0,10	0,386	0,566
	R ²	0,008	0,101	0,146	0,530	0,479	0,486	0,127	0,058
População de gado anual	ρ de Pearson	-0,281	-0,474	0,113	-0,431	-0,679	0,451	0,192	-0,310
	p-valor	0,499	0,236	0,791	0,286	<0,10	0,262	0,649	0,455
	R ²	0,079	0,225	0,013	0,186	0,461	0,203	0,037	0,096

III.8. Distinção do clima global e efeitos antrópicos na magnitude do fluxo

De 1945 a 2015, as anomalias de vazão e precipitação anuais mudaram da categoria úmida para categoria média e apresentaram tendência linear semelhante (Figura 3). No entanto, as linhas de tendência sugerem uma redução nos valores da anomalia mais rápida para magnitude de vazão do que de precipitação. O comportamento da anomalia da magnitude da vazão não segue a anomalia da precipitação em 1951, 1957, 1994, 2004 e 2012.

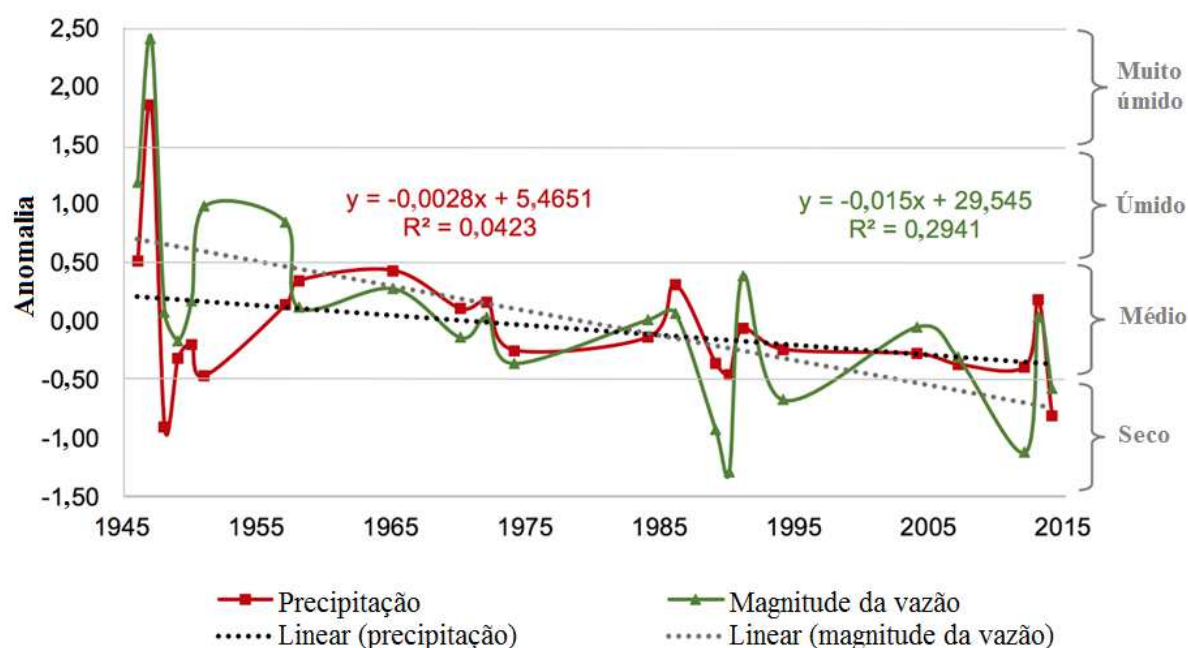


Figura 3. Anomalias de vazão e de precipitação de 1945 a 2015 e sua classificação para dados da estação fluviométrica (cód. 5852500) e estação pluviométrica (cód. 02244047) de Visconde de Mauá.

Os anos de 1949 a 1965 no período 1 e os anos de 1990 a 2013 no período 2 foram selecionados para criar duas curvas de duração de magnitude de fluxo, por serem as maiores séries de dados inseridas na mesma categoria de anomalia (Figura 4).

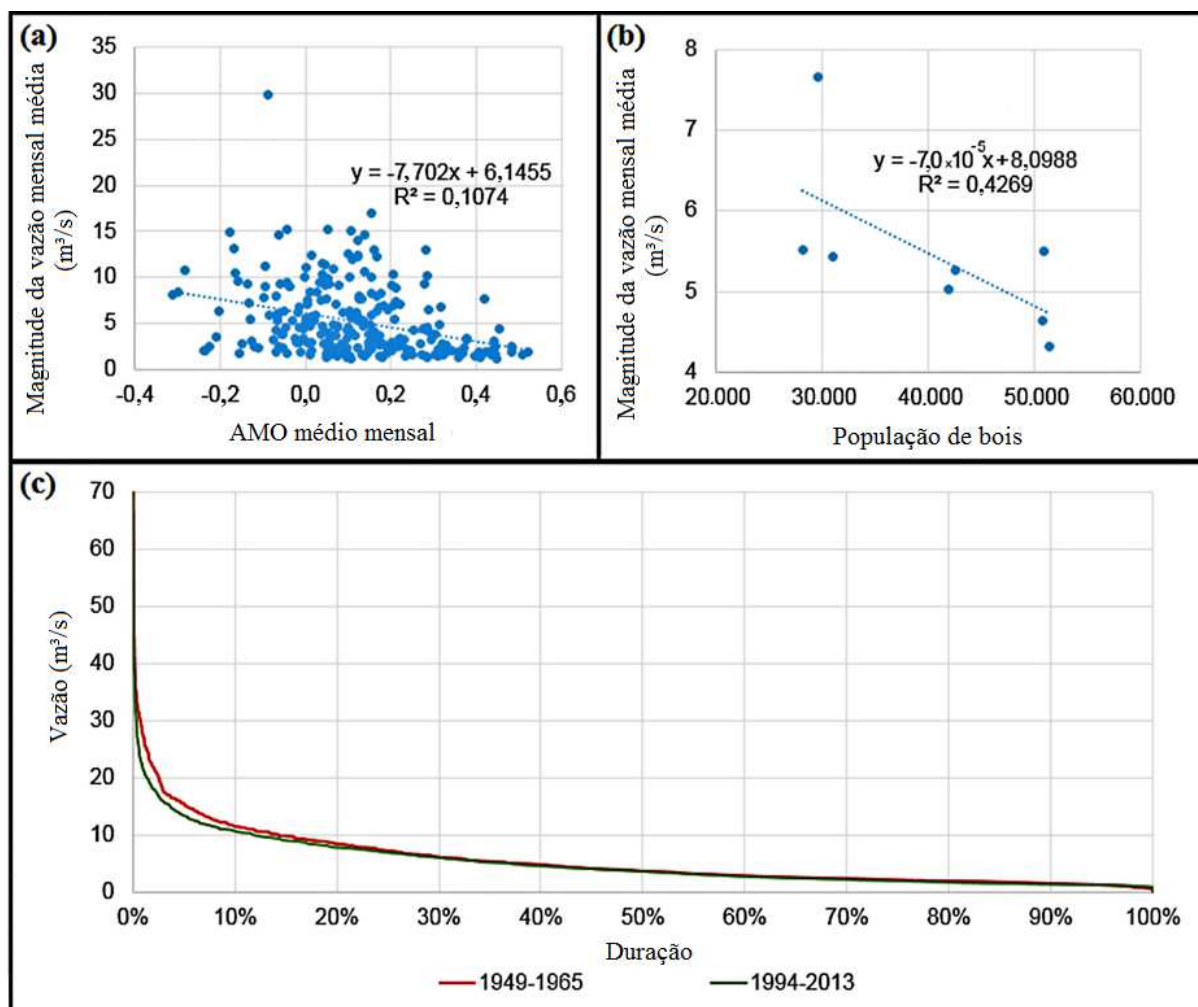


Figura 4. (a) Regressão linear entre AMO médio mensal e a magnitude da vazão média mensal, (b) regressão linear entre a população de gado e a magnitude da vazão média mensal, e (c) curvas de duração da magnitude da vazão para a categoria média de 1949 a 1965 (período 1) e 1994 a 2013 (período 2).

A diferença total entre as curvas de duração da magnitude do fluxo (Tabela 10) foi de $1,35 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{ano}$ ($0,43 \text{ m}^3/\text{s}$). Essa perda de magnitude do fluxo no período 2 foi atribuída parcialmente ao clima global e aos efeitos antrópicos. No que diz respeito à regressão linear entre as métricas, 10,8% ($14,58 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{ano}$) desta magnitude de fluxo foi relacionada às mudanças climáticas globais (indicada pelo AMO), e 42,6% ($57,51 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{ano}$) foi relacionada à atividades de pecuária.

Tabela 10. Diferença das curvas de duração da magnitude da vazão do período 1 e 2.

Curva de duração	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
Magnitude da vazão - Período 1 (m^3/s)	11,598	8,584	6,226	4,955	3,810	2,978	2,493	2,089	1,648	0,600
Magnitude da vazão - Período 2 (m^3/s)	10,795	7,943	6,208	4,690	3,761	2,843	2,317	1,838	1,494	0,800
Alteração da vazão (%)	-6,9%	-7,5%	-0,3%	-5,4%	-1,3%	-4,5%	-7,0%	-12,0%	-9,3%	33,3%

IV. Discussão

Os efeitos das atividades humanas nos regimes de vazão foram quantificados por vários métodos em diversos estudos, e o RVA foi amplamente aplicado para determinar os impactos da construção de barragens em rios ao redor do mundo (LU *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2016). No entanto, a utilização de outros efeitos antrópicos, como a influência da cobertura do solo e retirada de água do rio, pelo RVA é rara, especialmente em trechos de cabeceira, devido à falta de longos registros hidrológicos nessas áreas.

Modelos hidrológicos também já foram usados em abordagens para estimar a contribuição das mudanças climáticas e atividades humanas (especialmente as operações do reservatório) nas mudanças de vazão (CHANG *et al.*, 2015; JEHANZAIB *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020; ZOU; XIA e SHE, 2018). Porém, poucos estudos correlacionaram os componentes medidos do regime de vazão aos indicadores climáticos e de cobertura do solo locais em conjunto.

O regime de vazões do curso d'água de cabeceira sem barramento estudado apresentou IHA altamente alterado em quatro componentes do rio (magnitude, frequência, duração e taxa de variação) e em algumas métricas do regime de vazões: vazões mínimas anuais de 30 e 90 dias; vazões máximas anuais de 1, 30 e 90 dias; vazão de base e número de reversões. Estas métricas foram correlacionadas com algumas métricas antropogênica e/ou climáticas globais. As mudanças no comportamento do Oceano Atlântico foram significativamente diferentes entre as séries temporais analisadas e as métricas mais alteradas do regime de vazões correlacionaram fortemente com o AMO no período mais atual.

De forma geral, os resultados implicaram que os efeitos da atividade pecuária no regime de fluxo durante este período diminuíram 42,6% da descarga superficial e as alterações climáticas globais conduziram a uma redução de 10,8% na mesma componente do rio, mostrando assim uma maior influência na região em estudo (aproximadamente 4 vezes maior) pela atividade antrópica de pecuária desenvolvida na região (27% da área da bacia refere-se a área de pasto) do que pela mudança climática causada pela alteração no Oceano Atlântico.

Os padrões climáticos do Oceano Pacífico não alteraram a variabilidade das chuvas e da temperatura neste trecho do Rio Preto, embora os efeitos do El Niño sejam amplamente descritos em outras partes do Sudeste brasileiro (GRIMM, 2003; MELLO *et al.*, 2012) e mesmo para áreas a jusante da bacia do Paraíba do Sul (OLIVEIRA *et al.*, 2018). Os efeitos da variação das temperaturas na superfície do Oceano Atlântico Norte, que é descrito na literatura como um fator de influência para as chuvas no Nordeste do Brasil (KNIGHT *et al.*, 2006), alterou a precipitação mensal acumulada no período mais atual estudado e se tornou um importante fator

para as mudanças na magnitude da vazão ou no número de reversões no regime de fluxo do rio sem barramentos em estudo. As fortes correlações de AMO com descarga já foram observadas em bacias de cabeceira no Nordeste dos Estados Unidos (BERTON *et al.*, 2017), e comparações adicionais com os padrões de circulação do Oceano Atlântico Sul podem indicar relação forte entre a temperatura do mar neste Oceano e as cursos d'água de cabeceira do Sudeste Brasileiro. Mudanças mais severas nas temperaturas do Atlântico podem levar a perdas de 10% da vazão disponível em um rio. Estudos recentes sobre a escala das grandes bacias projetam os efeitos das mudanças climáticas sobre a vazão dos rios da América do Sul, sendo esperadas diminuições na vazão média anual nas grandes bacias do Sudeste brasileiro (São Francisco, Paraná e Doce), apesar da falta de acordo sobre os modelos climáticos globais a serem utilizados na maior parte desta região (BRÊDA *et al.*, 2020).

Embora o AMO explicasse a variação da precipitação de 1994 a 2014, não foram observadas diferenças significativas na precipitação total mensal entre o período anterior e o atual. No entanto, as anomalias de precipitação diminuíram ao longo da série estudada (de 1947 a 2014), e as anomalias de descarga seguiram a mesma tendência. Grandes rios do Sudeste Brasileiro (Paraguaçu, Paraíba do Sul, de Contas e Doce) apresentaram vazões decrescentes, a partir de 1985, na foz de cada respectiva bacia hidrográfica (OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Atividades humanas, como alterações de cobertura da terra e retirada de água, também são responsáveis por mudanças nos componentes hidrológicos e alterações de vazão (POFF *et al.*, 1997). Em outros estudos, as porcentagens na mudança do escoamento causado pela atividade humana foram superiores a 47% (CHANG *et al.*, 2015). A população bovina da área estudada correlacionou-se fortemente com a magnitude média da vazão e o crescimento dos habitantes bovinos na área produzida nos últimos anos pode diminuir a disponibilidade de água em $57,51 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{ano}$. A demanda de água pelo gado durante o seu ciclo de vida pode perturbar as quantidades de água superficial em uma área e pode criar danos severos ao meio ambiente (FAO, 2019).

Na América do Sul, o gado é o segundo maior consumidor de água (BRAUMAN *et al.*, 2016) e, junto com outras práticas de uso da terra, como agricultura e urbanização, é provavelmente a principal causa dos regimes de vazões alterados nas cabeceiras, em vez de barragens. No entanto, as mudanças climáticas podem agravar esses impactos na dinâmica dos rios (POFF e ZIMMERMAN, 2010) e, portanto, interferindo na disponibilidade de água para consumo humano ou processos ecossistêmicos. Estudos semelhantes na China também mostraram o impacto da intensificação das atividades humanas no escoamento dos rios pelas mudanças

climáticas (CHANG *et al.*, 2015; ZOU *et al.*, 2018). Mudanças no número de métricas de reversão de vazões obtidas neste trabalho também indicaram a influência das atividades pecuárias e das mudanças climáticas em outros dois componentes do regime de vazão: frequência e taxa de mudança.

Por fim, outras atividades antrópicas podem contribuir para o impacto no regime de vazões em cursos d'água de cabeceiras do Sudeste brasileiro, como urbanização e turismo; essas influências podem aumentar nos próximos anos devido ao estresse hidrológico causado pela poluição e escassez de água em áreas populosas a jusante (no caso do rio Preto, a área a jusante faz parte da metrópole do Rio de Janeiro). Estudos futuros devem considerar o impacto combinado dessas atividades antrópicas na dinâmica do rio, bem como sua futura intensificação das mudanças climáticas. Nosso método proposto para separar o impacto da variabilidade climática e das atividades humanas no regime de fluxo pode ser aplicado nestas outras análises e a ampliação dos dados de entrada pode melhorar os resultados do método.

V. Conclusões

Indicadores de alteração hidrológica (IHA) e abordagem da faixa de variabilidade (RVA) foram combinados com análises estatísticas de parâmetros antrópicos e climáticos e aplicados em um curso d'água sem barramentos a montante no sudeste brasileiro. Essas métricas foram úteis para distinguir as contribuições antrópicas das climáticas sobre os componentes do regime de vazões.

O regime de vazões do rio de cabeceira tropical estudado é altamente alterado em quatro componentes do rio (magnitude, frequência, duração e taxa de mudança) pela atividade humana. Esses impactos são intensificados pelas mudanças climáticas recentes, principalmente na magnitude da vazão (redução de 10,8% neste componente da vazão). A pecuária pode desempenhar um papel importante nas alterações da magnitude do fluxo (redução de 42,6% no caso estudado), especialmente em países cuja economia é baseada na exportação de commodities. Assim, este estudo pode aprofundar a compreensão dos efeitos interativos da atividade humana e das mudanças climáticas nos cursos d'água de cabeceiras tropicais.

Sugere-se para trabalhos futuros (1) a utilização de outras variáveis antrópicas, ambientais e climáticas incorporadas no estudo (como exemplos evapotranspiração, infiltração, uso e ocupação do solo, turismo, índice de desenvolvimento humano - IDH), de forma a encontrar e dimensionar outras correlações (lineares ou não) destes parâmetros com a vazão e o com o hidrograma ambiental e (2) a aplicação deste mesmo estudo em outras bacias brasileira (como exemplo, a Bacia do Rio das Velhas) de forma a fazer uma análise de sensibilidade e testar a replicabilidade da metodologia.

Referências bibliográficas

- ALVARENGA, L. A.; DE MELLO, C. R.; COLOMBO, A.; CUARTAS, L. A.; BOWLING, L. C. Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation model. **Catena**, v. 143, p. 7–17, 2016.
- AMORIM, P. B.; CHAFFE, P. L. B. Integrating climate models into hydrological modelling: What's going on in Brazil? **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, n. 1, p. 1–17, 2019.
- ANA. Hidroweb. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em 6 de maio de 2020.
- ARTHINGTON, A. H.; NAIMAN, R. J.; MCCLAIN, M. E.; NILSSON, C. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 1–16, 2010.
- BERTON, R.; DRISCOLL, C. T.; ADAMOWSKI, J. F. The near-term prediction of drought and flooding conditions in the northeastern United States based on extreme phases of AMO and NAO. **Journal of Hydrology**, v. 553, p. 130–141, 2017.
- BLACKSHEAR, B.; CROCKER, T.; DRUCKER, E.; et al. Hydropower vulnerability and climate change: a framework for modeling the future of global hydroelectric resources. **Middlebury College Environmental Studies Senior Seminar**, p. 1–77, 2011.
- BRAUMAN, K. A.; RICHTER, B. D.; POSTEL, S.; MALSY, M.; FLÖRKE, M. Water depletion: an improved metric for incorporating seasonal and dry-year water scarcity into water risk assessments. **Water depletion: Improved metric for seasonal and dry-year water scarcity. Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 4, 2016.
- BRÊDA, J. P. L. F.; DE PAIVA, R. C. D.; COLLISCHON, W.; et al. Climate change impacts on South American water balance from a continental-scale hydrological model driven by CMIP5 projections. **Climatic Change**, v. 159, p. 503–522, 2020.
- CHANG, J.; WANG, Y.; ISTANBULLUOGLU, E.; et al. Impact of climate change and human activities on runoff in the Weihe river basin, China. **Quaternary International**, v. 380, p. 169–179, 2015.
- CHOW, V. TE; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied hydrology**. 1988.
- COHEN J. **Statistical power analysis for the behavioural science**. 2º ed. 1988.
- COPPETEC. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo**. 2006.
- COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins river, southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1–4, p. 206–217, 2003.
- COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; BORGES, J. L.; ARAÚJO, F. G. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 871–880, 2013.
- COSTA, MARCUS RODRIGUES; MATTOS, T. M.; FERNANDES, V. H.; et al. Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic forest stream in south-eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 4, p. 685–698, 2015.
- COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; MUÑOZ, R.; et al. Estimación de caudales ecológicos basada en simulación del hábitat físico en un pequeño río del sudeste de Brasil. **Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales**, , n. 41, p. 245–252, 2015.
- CRAIG, J. F. Large Dams and Freshwater Fish Biodiversity. **Berkamp, G.; McCartney, M.; Dugan, P.; McNeely, J.; Acreman, M. eds. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration**, 2000.
- DAHLMAN, L. Climate variability: oceanic niño index. 2016.
- DEY, P.; MISHRA, A. Separating the impacts of climate change and human activities on streamflow: A review of methodologies and critical assumptions. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 278–290, 2017.

FAO. **Water use in livestock production systems and supply chains - guidelines for assessment (version 1)**. Rome, 2019.

GARREAUD, R. D.; VUILLE, M.; COMPAGNUCCI, R.; MARENGO, J. Present-day South American climate. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 281, n. 3–4, p. 180–195, 2009.

GENZ, F.; LUZ, L. D. Distinguishing the effects of climate on discharge in a tropical river highly impacted by large dams. **Hydrological Sciences Journal**, v. 57, n. 5, p. 1020–1034, 2012.

GRIMM, A. M. The El Niño impact on the summer monsoon in Brazil: regional processes versus remote influences. **Journal of Climate**, v. 16, p. 263–280, 2003.

HANASAKI, N.; INUZUKA, T.; KANAE, S.; OKI, T. An estimation of global virtual water flow and sources of water withdrawal for major crops and livestock products using a global hydrological model. **Journal of Hydrology**, v. 384, p. 232–244, 2010.

INMET. Normais climatológicas do Brasil 1981-2010. 2020.

IPEA. Dados macroeconômico, regional e social. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>>. Acesso em 2 de junho de 2020.

JEHANZAIB, M.; SHAH, S. A.; YOO, J.; KIM, T. W. Investigating the impacts of climate change and human activities on hydrological drought using non-stationary approaches. **Journal of Hydrology**, v. 588, 2020.

KNIGHT, J. R.; FOLLAND, C. K.; SCAIFE, A. A. Climate impacts of the Atlantic multidecadal oscillation. **Geophysical Research Letters**, v. 33, n. 17, p. 2–5, 2006.

KOPPEN, W. Das geographische system der klimat. **Handbuch der klimatologie**, 1936.

LI, D.; LONG, D.; ZHAO, J.; LU, H.; HONG, Y. Observed changes in flow regimes in the Mekong River basin. **Journal of Hydrology**, v. 551, p. 217–232, 2017.

LU, W.; LEI, H.; YANG, D.; TANG, L.; MIAO, Q. Quantifying the impacts of small dam construction on hydrological alterations in the Jiulong river basin of southeast China. **Journal of Hydrology**, v. 567, p. 382–392, 2018.

MA, H.; YANG, D.; TAN, S. K.; GAO, B.; HU, Q. Impact of climate variability and human activity on streamflow decrease in the Miyun Reservoir catchment. **Journal of Hydrology**, v. 389, p. 317–324, 2010.

MAGDALENO, F.; DÍEZ, J. R.; GONZÁLEZ, G.; CAPEL, F. M.; GARCÍA, E. **El diseño de la restauración fluvial: Criterios y alternativas**. 2018.

MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA-LÓPEZ, L.; BEYER, M. Integrating hydrological modelling and ecosystem functioning for environmental flows in climate change scenarios in the Zambezi river (Zambezi region, Namibia). **River Research and Applications**, v. 33, n. 2, p. 258–275, 2017.

MELLO, C. R. DE; NORTON, L. D.; CURI, N.; YANAGI, S. N. M. Sea surface temperature (SST) and rainfall erosivity in the upper Grande river basin, southeast Brazil. **Ciencia e Agrotecnologia**, v. 36, n. 1, p. 53–59, 2012.

NOAA. Monthly atmospheric & SST indices. 2020.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A.; FONTES, M. A. L.; et al. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na Chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 2, 2004.

OLIVEIRA, J. C.; AGUIAR, W.; CIRANO, M.; GENZ, F.; AMORIM, F. N. DE. A climatology of the annual cycle of river discharges into the Brazilian continental shelves: from seasonal to interannual variability. **Environmental Earth Sciences**, 2018.

PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAÚJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 269–278, 2006.

- POFF, N. L. R.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; et al. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997.
- POFF, N. L. R.; THARME, R. E.; ARTHINGTON, A. H. Evolution of environmental flows assessment science, principles, and methodologies. **Water for the Environment: From Policy and Science to Implementation and Management**, 2017.
- POFF, N. L. R.; 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, 2010.
- R CORE TEAM - R software: Version 4.0.2. 2020. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em 15 de junho de 2020.
- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; BRAUN, D. P.; POWELL, J. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 14, n. 4, p. 329–340, 1998.
- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; WIGINGTON, R.; BRAUN, D. P. How much water does a river need? **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 231–249, 1997.
- RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v. 13, n. 1, p. 206–224, 2003.
- SANTOS, H. A.; POMPEU, P. 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, 2012.
- SANTOS, P. V. C. J.; CUNHA, A. C. Potencial de vazão ambiental: método participativo para estimar vazão ambiental em rios na Amazônia. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 137–150, 2018.
- SILVA, C.R. **Geodiversidade do Brasil: Conhecer o Passado para Entender o Futuro**. CPRM, Rio de Janeiro, Brasil, 2008.
- SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: A review. **Journal of Hydrology**, v. 240, n. 3–4, p. 147–186, 2001.
- SONG, X.; ZHUANG, Y.; WANG, X.; et al. Analysis of hydrologic regime changes caused by dams in China. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 25, n. 4, 2020.
- STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; et al. **Climate change 2013 the physical science basis: working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. 2013.
- THE NATURE CONSERVANCY. Indicators of Hydrologic Alteration (IHA). 2020. Disponível em: <<http://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/indicators-hydrologic-alt.aspx>>. Acesso em 15 de maio de 2020.
- WANG, D.; HEJAZI, M. Quantifying the relative contribution of the climate and direct human impacts on mean annual streamflow in the contiguous United States. **Water Resources Research**, v. 47, n. 10, 2011.
- WANG, W.; SHAO, Q.; YANG, T.; PENG, S.; XING, W.; SUN, F.; LUO, Y. Quantitative assessment of the impact of climate variability and human activities on runoff changes: A case study in four catchments of the Haihe River basin, China. **Hydrology Process**, v. 27, p. 1158–1174, 2013.
- XU, H.; LUO, Y. Climate change and its impacts on river discharge in two climate regions in China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 11, p. 4609–4618, 2015.
- YIN, X. A.; YANG, Z. F.; PETTS, G. E. Reservoir operating rules to sustain environmental flows in regulated rivers. **Water Resources Research**, 2011.
- ZHANG, Y.; ZHAI, X.; SHAO, Q.; YAN, Z. Assessing temporal and spatial alterations of flow regimes

in the regulated Huai river basin, China. **Journal of Hydrology**, v. 529, p. 384–397, 2015.

ZHANG, Z.; HUANG, Y.; HUANG, J. Hydrologic alteration associated with dam construction in a medium-sized coastal watershed of southeast China. **Water**, v. 8, n. 317, 2016.

ZHANG, Z.; LIU, J.; HUANG, J. Hydrologic impacts of cascade dams in a small headwater watershed under climate variability. **Journal of Hydrology**, v. 590, 2020.

ZHAO, F.; ZHANG, L.; XU, Z.; SCOTT, D. F. Evaluation of methods for estimating the effects of vegetation change and climate variability on streamflow. **Water Resources Manager**, v. 46, n. W03505, 2010.

ZOU, L.; XIA, J.; SHE, D. Analysis of impacts of climate change and human activities on hydrological drought: a case study in the Wei river basin, China. **Water Resources Management**, v. 32, p. 1421–1438, 2018.

5.3. Efeitos de mudanças climáticas e/ou alterações antrópicas na disponibilidade de habitat físico de espécies neotropicais de peixes (ARTIGO 3)

O artigo 3 respondeu as seguintes perguntas de pesquisa da tese: (5) Quais espécies de peixes teriam a disponibilidade de habitat físico mais impactada por ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões? (6) Quais as implicações na disponibilidade de habitats nos cenários relacionados a ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões em um rio? (7) Qual o método multicritério mais adequado para determinação de um hidrograma ambiental em regiões tropicais que considere critérios ecológicos, econômicos e sociais e que apresente praticidade de aplicação por órgãos reguladores do uso d'água? O texto apresentado neste item 5.3 é base inicial de um artigo para ser submetido em uma Revista Científica:

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; MARTINEZ-CAPEL, F.; OLIVEIRA, L. M. Efeitos de mudanças climáticas e/ou alterações antrópicas na disponibilidade de habitat físico de espécies neotropicais de peixes. 2020c. Em fase de elaboração.

As contribuições dos autores em cada uma das áreas da construção do artigo até a conclusão e impressão da tese foram:

- LÉO, V. B. S. (autora da tese): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, recursos, coleta e tratamento de dados, redação e visualização.
- SANTOS, H. A. (orientadora da autora da tese): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, recursos, coleta e tratamento de dados, redação, visualização, supervisão, administração do projeto e aquisição de financiamento.
- COSTA, M. R. e MATTOS, T. M. (colaboradores do projeto): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, coleta e tratamento de dados, redação, visualização.
- MARTINEZ-CAPEL, F. (colaborador do projeto): conceituação, análise, validação, visualização.
- PEREIRA, L. C. O. e OLIVEIRA, L. M. (colaboradora do projeto): software, coleta e tratamento de dados e visualização.

I. Introdução

Estudos sobre restauração de cursos d'água são de grande relevância (MAGDALENO *et al.*, 2018). Segundo Poff *et al.* (1997), o regime de vazões de um rio pode ser dividido em cinco componentes principais: magnitude, frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança que, influenciam a integridade ecológica do sistema, tanto diretamente como indiretamente, através de seus efeitos sobre outros reguladores: qualidade de água, fontes de energia, hábitat físico e interações bióticas. Dessa relação de interdependência, constata-se que, para manter a

integridade de um ecossistema aquático, é necessário preservar a dinâmica natural de um rio. Assim, surgiu o termo “hidrograma ambiental”, definido como "quantidade, tempo e qualidade dos escoamentos de água necessários para sustentar ecossistemas de água doce e estuarinos e a subsistência humana e bem-estar que dependem destes ecossistemas" (POFF *et al.*, 2010).

Estima-se que existam mais de 207 metodologias para determinação da vazão ecológica/hidrograma ambiental no mundo e, entre elas destaca-se o método com abordagem de classificação de habitats *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM). Desenvolvido na década de 70 pelo *US Fish and Wildlife Service* (BOVEE *et al.*, 1998; BOVEE e MILHOUS, 1978), o método IFIM possui uma série de procedimentos teóricos e computacionais de simulação hidráulica e de habitat abrigados e interligados em um único ambiente (BOVEE *et al.*, 1998), que descrevem características espaciais de habitat em consequência a uma dada alternativa de alteração de vazão de rios (THARME, 2003). O modelo de simulação de habitat (em inglês, *Physical Habitat Simulation* – PHABSIM) é uma das ferramentas contidas dentro do IFIM. Este possui dois módulos principais: 1) simulação hidrodinâmica das condições do trecho de rio relacionadas a uma determinada vazão; e 2) cruzamento das condições hidrodinâmicas do canal com as preferências de habitat físico, geralmente profundidade, velocidade e substrato, para espécies de interesse. Assim, o resultado final do PHABSIM é uma quantificação de habitat físico por meio de medida de área utilizável (em inglês, *Weight Usable Area* – WUA) para um estágio de vida específico de uma espécie aquática alvo e para uma determinada vazão simulada (NESTLER *et al.*, 2019; BOVEE *et al.*, 1998).

Por sua grande relevância científica, a ferramenta PHABSIM é aplicada com grande frequência (ACREMAN e FERGUSON, 2010; HUDSON *et al.*, 2003) e ganhou destaque em países como os Estados Unidos, Portugal e Reino Unido (THARME, 2003; POFF *et al.*, 2017; KEMP e KATOPODIS, 2017).

Entretanto, nos últimos anos, várias críticas ao PHABSIM ganharam força na literatura internacional devido principalmente aos seguintes argumentos: 1) ausência da incorporação das componentes relacionadas à variabilidade do regime fluvial, 2) problemas com transferibilidade das informações obtidas em rios de escala diferentes, 3) a impossibilidade de validação dos resultados da presença de habitat em função das vazões e finalmente 4) a ausência de realismo biológico, particularmente em relação às suposições relacionadas à adequação de habitat com base em inferências de preferência (KEMP e KATOPODIS, 2017; RAILSBACK, 2016; HUDSON *et al.*, 2003). Mesmo com estas críticas, em países com legislação ambiental pouco restritiva como o caso do Brasil, a adoção de metodologias de simulação de habitat como o

PHABSIM, pode significar um avanço quando comparada as metodologias utilizadas relacionadas a abordagens hidrológicas como as dos índices de percentual de excedência ($Q_{7,10}$ ou Q_{95}).

Diante de todo este contexto, o objetivo geral do presente trabalho é quantificar a disponibilidade de habitats físicos para espécies de peixes neotropicais alvo de acordo com diferentes cenários de ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões num rio. Assim, foi proposto responder as seguintes questões neste estudo: 1) Quais espécies de peixes teriam a disponibilidade de habitat físico mais impactada por ações antrópicas ou climáticas sobre o regime de vazões? 2) Quais as implicações na disponibilidade de habitats nos cenários relacionados a ações antrópicas e/ou climáticas sobre o regime de vazões num rio?

Para realizar as análises do PHABSIM, foi escolhido um trecho de rio tropical sem barramentos a montante, que está localizado em um dos biomas mais diversos do planeta: a Mata Atlântica. Assim, escolheu-se o rio Preto, importante afluente do rio Paraíba do Sul, cuja águas percorrem importantes áreas econômicas da região sudeste do Brasil: São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (COPPETEC, 2006; MMA, 2006). Apesar da importância dessa bacia no abastecimento de água para estados como São Paulo e Rio de Janeiro, são raros os estudos sobre o regime de vazões ecológicas no local (COSTA *et al.*, 2013; 2015; PINTO *et al.*, 2006).

II. Materiais e métodos

II.1. Local de estudo

A bacia do Paraíba do Sul é hoje uma das áreas com grande demanda de água no país. Recebendo o aporte de áreas contribuintes de Minas Gerais (36,7%), Rio de Janeiro (39,6%) e São Paulo (23,7%) (Figura 1), esta bacia é responsável pelo abastecimento de 90% da cidade do Rio de Janeiro e atende demandas de regiões industriais de São Paulo (COPPETEC, 2006).

BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

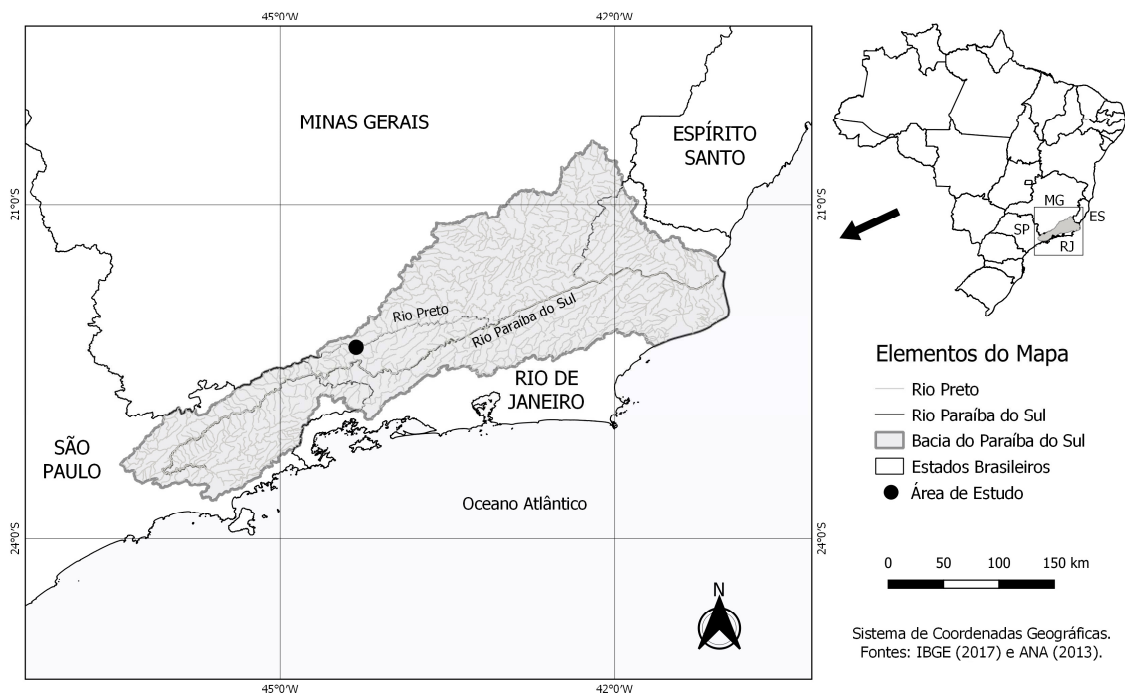


Figura 1 – Localização do trecho de estudo no Rio Preto.

Para o estudo foi escolhido um trecho do Rio Preto (Figura 2) de quarta ordem localizado na Bacia do Rio Paraíba do Sul que possui aproximadamente 400 metros de extensão, iniciando nas coordenadas $22^{\circ}17'8.71''\text{S}$ e $44^{\circ}28'32.00''\text{O}$, com término nas coordenadas $22^{\circ}17'0.03''\text{S}$ e $44^{\circ}28'23.44''\text{O}$ (CPRM, 2003). Este trecho dista do distrito de Visconde de Mauá (pertencente a cidade de Resende - RJ) aproximadamente 8,5 Km. A bacia a montante do trecho, com área aproximada de 130 km^2 , não possui nenhum tipo de barramento. A distribuição dos tipos de solo na bacia são: 67,1% de floresta, 12,9% e 14,1% de pastagem suja e limpa, respectivamente, 3,2% de afloramento rochoso, 1,8% de área urbana, 0,5% de água e 0,4% de solo exposto (Figura 3).

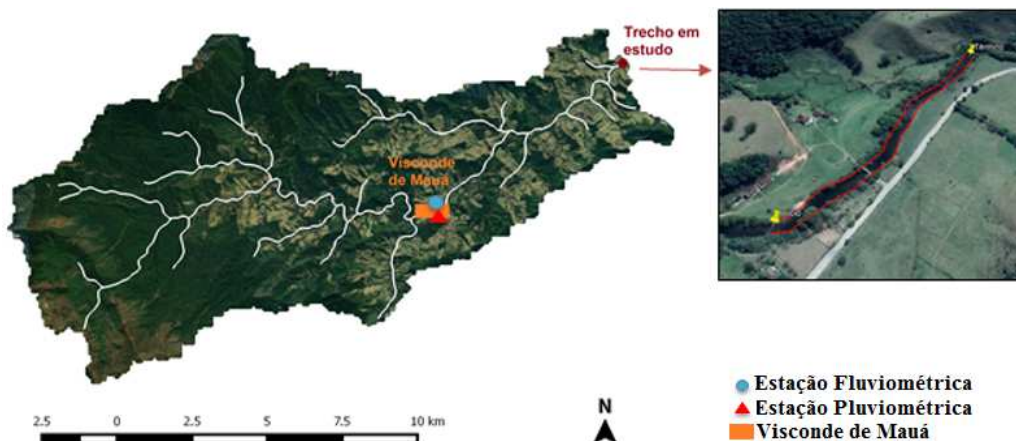


Figura 2 – Área de drenagem do segmento do Rio Preto (em destaque) selecionado para o estudo. Adaptado de Google Earth Pro (GOOGLE, 2018) e Agência Nacional das Águas (ANA, 2020).

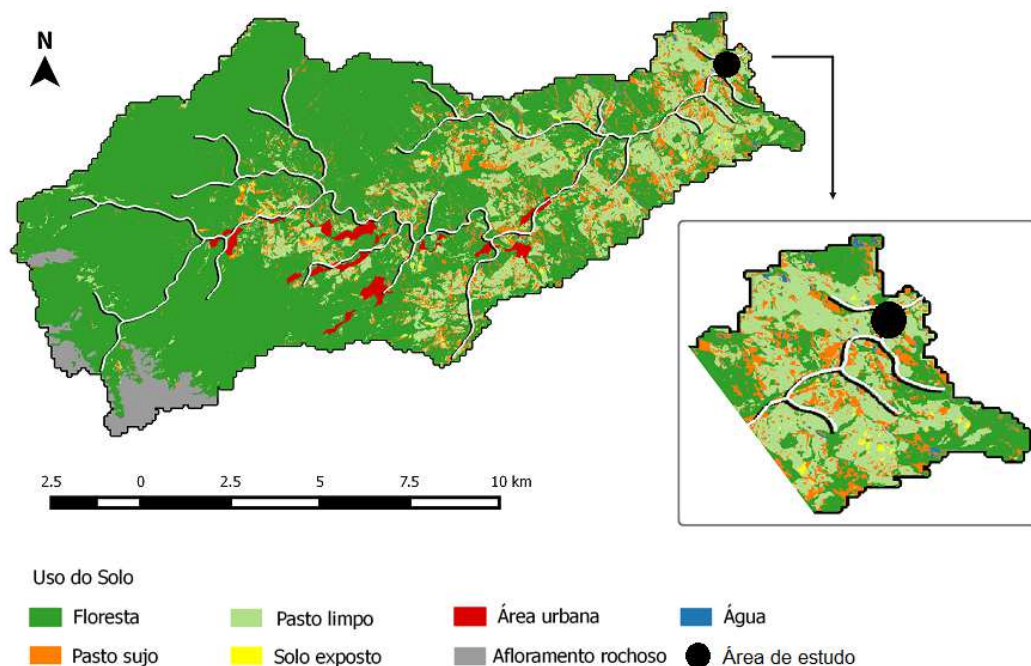


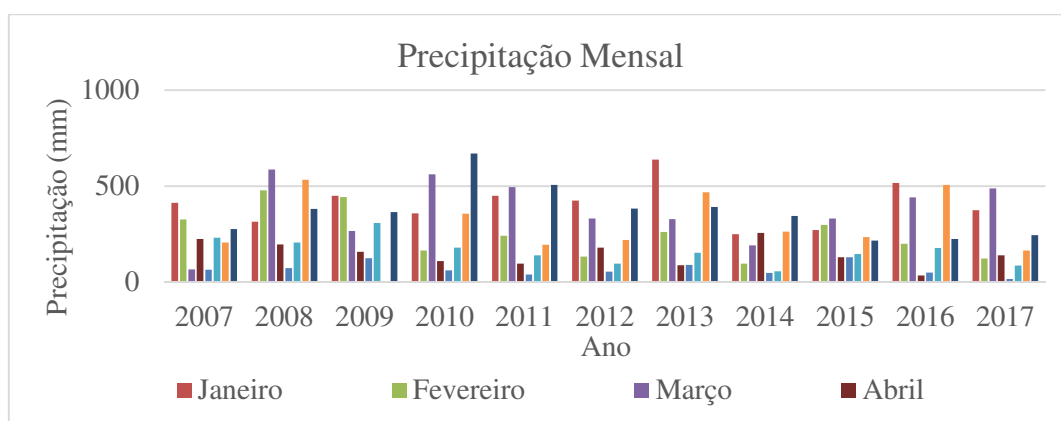
Figura 3 – Bacia hidrográfica em estudo com sua distribuição dos tipos de solo.

A região tem sofrido ao longo dos anos com o aumento da atividade pecuarista na região e com a expansão das cidades, principalmente em área localizadas a jusante do trecho estudado. Isso causa impactos diretamente no Rio Preto já que há uma demanda maior pela água para a população e atividades produtivas locais (COPPETEC, 2006).

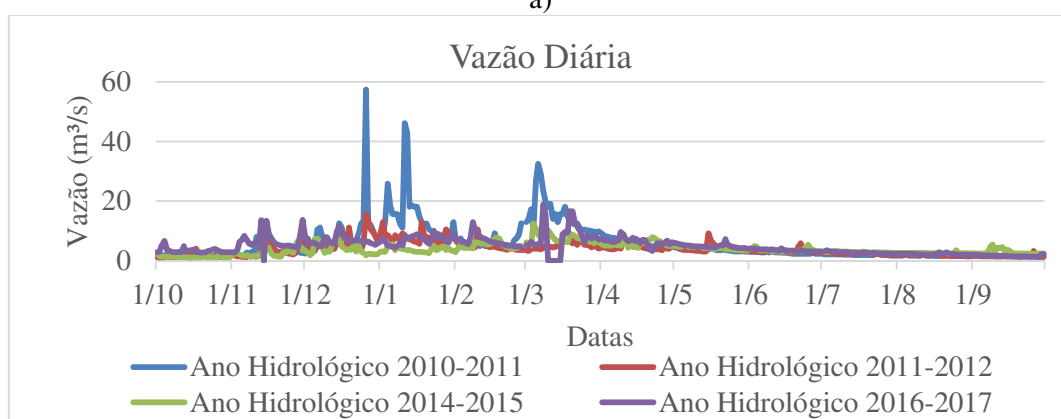
II.2. Amostragens em campo

II.2.1. Períodos amostrais

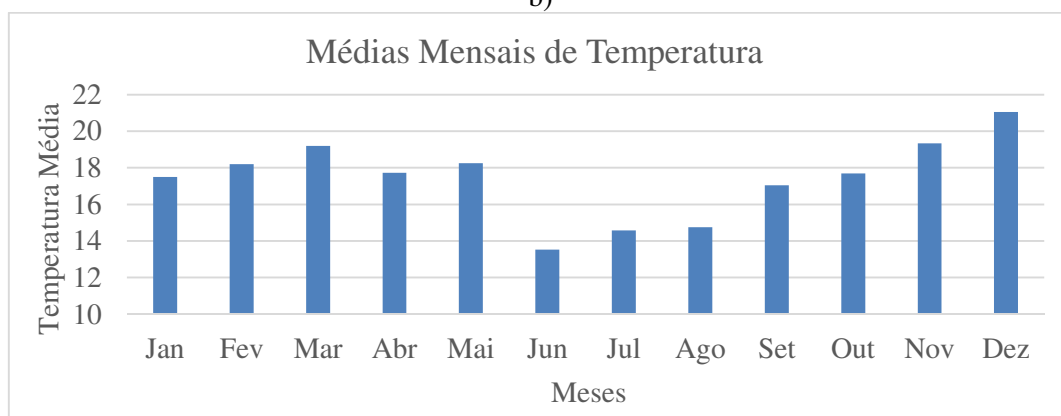
As coletas de dados em campo foram realizadas em três períodos amostrais e suas escolhas ocorreram de acordo com o histórico de informações de precipitação obtidas na estação pluviométrica Visconde de Mauá (código 2244047), como de vazão e temperatura obtidas na estação fluviométrica Visconde de Mauá (código 5852500) (ANA, 2019). Estas estações localizam-se a aproximadamente 8,2 Km de distância a montante do trecho escolhido do Rio Preto e são operadas pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM). Procurou-se escolher datas com diferentes características de vazão (seca e cheia), além de diferentes características de temperatura da água e precipitação (Figura 4). Assim, a vazão média do trecho em cada período de amostragem foi de: i) 2,60m³/s (novembro de 2018); 15,03m³/s (abril de 2019) e 12,83m³/s (janeiro de 2020).



a)



b)



c)

Figura 4 – Características hidrológicas do trecho em estudo: a) pluviogramas; b) hidrogramas dos anos de 2010-2011, 2011-2012, 2014-2015 e 2016-2017 e c) médias mensais de temperatura da água. Curvas produzidas com dados das estações pluviométrica Visconde de Mauá (código 2244047) e fluviométrica Visconde de Mauá (código 5852500) (ANA, 2019).

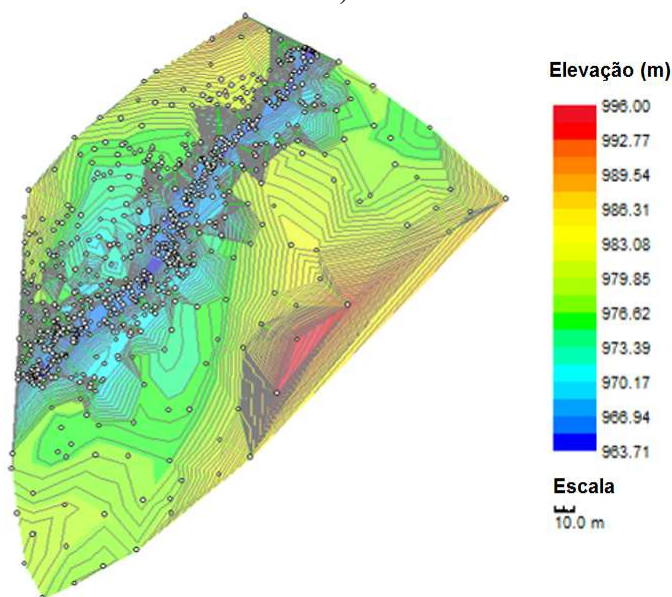
II.2.2. Dados de entrada para o modelo hidrodinâmico

O levantamento topobatimétrico (Figura 5) consistiu de três etapas: i) medições batimétricas e de nível de água em cinco pontos de 16 seções transversais (totalizando 80 pontos); ii) medições batimétricas ao longo de todo o trecho de rio (296 pontos na área do curso d'água de 6388 m^2) e iii) medições altimétricas das margens do rio em uma faixa média de 45 m na margem esquerda e 25 metros na margem direita a partir da lâmina d'água (totalizando 204 pontos). Os

instrumentos utilizados para coleta dos dados topográficos foram o GPS Geodésico (modelo Hiper Lite+ da Topcon) (TOPCON, 2006) e a Estação Total (modelo GPT-3100W da Topcon) (TOPCON, 2005). Foram acrescentados dados topográficos de 253 pontos nas margens através do software Google Earth para complementação da amostragem e aumento da discretização das margens (faixa média de margem aumentada para 121 m na margem esquerda e 142 m na margem direita).



a)



b)

Figura 5 – a) Seções transversais do trecho e b) informações topobatimétrica do trecho em estudo.

Juntamente com o levantamento topográfico também foram classificados visualmente os substratos em cada um dos pontos de coleta de dados topográficos. Os substratos foram definidos (granulometria) de acordo com Bovee *et al.* (1998) e em seguida realizou-se a classificação do coeficiente de Manning (n) de acordo com Chow (1959) (Tabela 1).

Para a modelagem hidrodinâmica do escoamento do trecho, o tipo de substrato deve ser informado como variável de entrada através da profundidade da rugosidade. Esta última foi

calculada (Equação 1) utilizando informações do Raio Hidráulico (R , em m), n , gravidade (g , em m/s^2) e da profundidade da rugosidade (K_s , em m) (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

$$n = \frac{R^{\frac{1}{6}}}{2,5 * \sqrt{g} * \ln(\frac{12 * R}{K_s})} \quad (1)$$

De acordo Steffler e Blackburn (2002), o raio hidráulico pode ser aproximado pela profundidade do escoamento, para escoamentos 2D em canal aberto.

Tabela 1 – Caracterização dos substratos.
Adaptada de Krstolic *et al.* (2006 *apud* MATTOS, 2014) e de Chow (1959)

Tipos de substrato	Granulometria (mm)	Coefficiente de Manning	Profundidade da rugosidade (mm)
Lama	<0,3mm	0,010	0,044237
Areia Fina	0,6-0,4mm	0,011	0,165092
Areia Média	1,2-0,7mm	0,012	0,533661
Areia Grossa	2-0,8mm	0,013	1,166396
Cascalho Fino	50-0,9mm	0,023	45,01978
Cascalho Grosso	200-51mm	0,029	130,1408
Pedra Arredondada	300-201mm	0,031	169,9465
Pedra Média	400-301mm	0,033	203,1988
Rocha	1000-401mm	0,040	397,6752
Vegetação Rala	n.a.	0,110	2627,288
Vegetação Densa	n.a.	0,150	3503,134
Gramma	n.a.	0,033	211,9347
Asfalto	n.a.	0,011	0,159394

Foram realizadas medições de profundidade e velocidade média do escoamento ao longo dos 5 pontos das 16 seções transversais (nos 5 pontos definidos em cada seção) de forma a permitir a calibração do modelo hidrodinâmico. Para isso foram utilizadas o medidor acústico manual de profundidade (marca *Honde Digital*) e o molinete (marca *Swoffer* e modelo 2100 Series). Os procedimentos de medição adotados foram os sugeridos por Bovee *et al.* (1998).

No trecho amostrado a profundidade apresentou uma amplitude de variação entre 0,1 e 1,9m. Todos os tipos de substratos (rocha/pedra; pedra arredondada, cascalho, cascalho fino, areia, folhiço e vegetação) foram observados ao longo do trecho estudado, com substratos inconsolidados ocorrendo com maior frequência em regiões marginais e em poções profundos e substratos consolidados ocorrendo em maiores porcentagem no centro da calha do rio e em locais com maiores velocidades d'água. A velocidade variou de 0 a 1,8 m^3/s , seguindo um padrão inversamente proporcional a profundidade (locais mais profundos apresentando menos velocidades e vice versa). A profundidade variou ao longo do trecho amostrado, com seções transversais rasas no rio (com profundidade média em torno de 0,2m) a locais mais profundos em seções estabelecidas em poções com profundidade máxima de 1,9m sob condições de vazão total em torno de 15 m^3/s .

II.2.3. Levantamento da ictiofauna local e do uso de habitat físico

Em campo, também foram realizadas a visualização e coleta de peixes para se extrair as seguintes informações: 1) quais as espécies encontradas e onde estas foram encontradas no rio (coordenadas); 2) quais as profundidades no curso d'água onde as espécies foram encontradas (altitude); 3) quais as velocidades no rio onde as espécies foram encontradas; e 4) quais os tipos de substratos nestes locais. Para isto, foram utilizados como ferramentas amostrais o censo visual de acordo com metodologia proposta por (BOVEE *et al.*, 1998) e a pesca elétrica complementada com redes de espera.

O Índice de Aptidão de Habitat (IAH) pode ser obtido de diferentes formas, para o presente trabalho foi utilizada a Categoria III (BOVEE *et al.*, 1998). A categoria III baseia-se no fato de que se um organismo ocorre em proporção elevada num determinado micro-habitat, é porque selecionou esse micro-habitat de forma ativa, definindo-se assim, se a espécie possui aptidão por características contidas nos microhabitats observados. Partindo desta premissa, foi utilizado como ferramenta amostral o censo visual, com dois mergulhadores percorrendo seções previamente estabelecidas ao longo do rio, procurando englobar todos os mesohabitats, para que todo o ambiente fosse representado igualmente, seguindo o protocolo de “igual esforço” proposto por (BOVEE *et al.*, 1998). O método não se mostrou efetivo, poucos indivíduos foram observados ao longo do rio.

Como alternativa, foi utilizada a pesca elétrica complementada com redes de espera, com diferentes malhagens (15; 20; e 30 mm entre nós adjacentes). Nas seções rasas (profundidade inferior a um metro) foi utilizado um gerador de corrente 220V/9Ah com dois coletores equipados com redes de mão tipo puçá (malha de 2mm), os choques eram aplicados a microhabitats aleatórios nas margens e calha do rio, de jusante para montante. Quando algum espécime era capturado, uma marca numerada (chumbo de pescaria tipo gota, de 30g com fita vermelha de 60 cm) era lançada na posição em que o peixe ou cardume se encontrava no momento da captura. Posteriormente, uma segunda equipe recolheu as marcas numeradas mensurando as respectivas variáveis do micro-habitat (substrato, profundidade e velocidade). Nas seções profundas, as redes de espera foram instaladas ao entardecer e retiradas na manhã do dia seguinte. Cada rede foi cuidadosamente inspecionada por um mergulhador com equipamento de *snorkeling*, nas partes onde havia peixes, marcas numeradas foram lançadas para medições posteriores das variáveis do micro-habitat das espécies coletadas (Figura 6).



Figura 6 – Metodologia de coleta utilizada no Rio Preto para a coleta de peixes. A esquerda, equipe de pesca elétrica recolhendo espécimes coletados, trabalhando em conjunto com a equipe encarregada de medir as variáveis hidráulicas nos locais amostrados. A direita, mergulhadores recolhendo a rede de espera após a inspeção e lançamento de marcas numeradas.

Ao todo doze espécies foram encontradas, sendo cinco ordens e oito famílias. Siluriformes foram predominantes em número de espécies, com sete representantes coletados e também a Ordem mais abundante (Figura 7 e Tabela 2). Foi registrado a ocorrência de uma espécie piscívora não-nativa (A Truta Arco-íris, *Oncorhynchus mykiss*) que pode causar forte impacto nas populações de espécies nativas, principalmente as de pequeno porte.



Figura 7 – Ictiofauna do Rio Preto. I, *Oncorhynchus mykiss*; II, *Brycon opalinus*; III, *Rhandia quelen*; IV, *Trichomycterus mirissumba*; V, *Trichomycterus nigroauratus*; VI, *Phalloceros harpagos*; VII, *Astyanax intermedius*; VIII, *Pareiorhina cf. rudolphi*; e IX, *Geophagus brasiliensis*.

Tabela 2 – Lista de espécies coletadas no Rio Preto. N, número de espécimes; CT máx, Comprimento total máximo da espécie; CT mín, Comprimento total mínimo da espécie; P máx, Peso máximo da espécie; P mín, Peso mínimo da espécie; e **, espécie não-nativa.

Ordem / Família	Espécie	N	CT máx	CT mín	P máx	P mín
Siluriformes / Neoplecostominae	<i>Pareiorhina cf. rudolphi</i> (Miranda Ribeiro, 1911)	52	75	25	4,64	0,36
	<i>Neoplecostomus microps</i> (Steindachner, 1876)	2	80	66	4,68	2,15
Siluriformes / Hypoptopomatinae	<i>Parotocinclus sp.</i>	10	31	18	0,13	0,03
Siluriformes / Heptapteridae	<i>Rhandia quelen</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	26	250	19,5	180,56	1,99
Siluriformes / Trichomycteridae	<i>Trichomycterus nigroauratus</i> (Barbosa e Costa, 2008)	42	68	23	2,93	0,06
	<i>Trichomycterus mirissumba</i> (Costa, 1992)	8	111	16	9,69	0,01
	<i>Trichomycterus cf. macrophthalmus</i> (Barbosa e Costa, 2012)	15	73	41	3,32	0,78
Characiformes / Characidae	<i>Astyana intermedius</i> (Eigenmann, 1908)	54	138	21	41,13	0,05
	<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819)	37	283	18,5	287	44,27
Cyprinodontiformes / Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i> (Lucinda, 2008)	69	49	20	1,43	0,02
Cichliformes / Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	1	63	-	4,42	-
Salmoniformes / Salmininae	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)**	1	306	-	332	-

II.3. Curvas de idoneidade (curvas de aptidão)

Para entrada no modelo hidrodinâmico calibrado, as curvas de idoneidade foram obtidas por meio dos dados da ictiofauna coletados em campo. Seis espécies foram selecionadas para a criação da curvas, *Pareiorhina cf. rudolphi*, *Rhandia quelen*, *Trichomycterus nigroauratus*, *Astyanax intermedius*, *Brycon opalinus* e *Phalloceros harpagos*. O critério adotado foi a abundância de espécimes no trecho amostrado: foram elaboradas curvas para as espécies com 25 ou mais observações, viabilizando assim a elaboração de índices de aptidão de habitats.

Estas curvas foram obtidas levando em consideração as espécies de peixes encontradas e selecionadas para o estudo e as variáveis correspondentes para cada uma das espécies (velocidade, profundidade e substrato onde os peixes foram encontrados). Os índices de Aptidão de Habitat (IAH) da curva de idoneidade variam de 0 a 1, sendo que valores próximos a 1 indicam grande aptidão da espécie para a variável em análise e valores próximos a zero indicam baixa aptidão (CHOU e CHUANG, 2011).

II.4. Modelo hidrodinâmico

De posse dos dados topográficos e de substrato coletados em campo, foi criado a geometria do trecho utilizando o módulo R2D_Bed do software River 2D (STEFFLER e BLACKBURN,

2002). Em seguida, malhas em duas dimensões utilizando elementos triangulares foram criadas por meio do módulo R2D_Mesh. As malhas criadas, que estão discretizadas no item 2.4.2 (Tabela 4), tiveram índice de qualidade (IQ) da malha entre 0,1 e 0,5, de acordo com o manual do programa (STEFFLER e BLACKBURN, 2002) e variaram de acordo com os resultados da calibração e dos cenários testados. A malha utilizada no cenário de calibração (vazão de $2,60\text{m}^3/\text{s}$ e cota do nível d'água na entrada e saída do trecho de 966,380m e 965,797m, respectivamente) possuiu 5.015 nós e 9.697 elementos (malha 1), com abertura nas margens de 5m, abertura no curso d'água de 3m e na entrada e saída de 1m (Figura 8). O índice de qualidade da malha IQ dado foi de 0,237, dentro do ideal estipulado no manual do programa (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

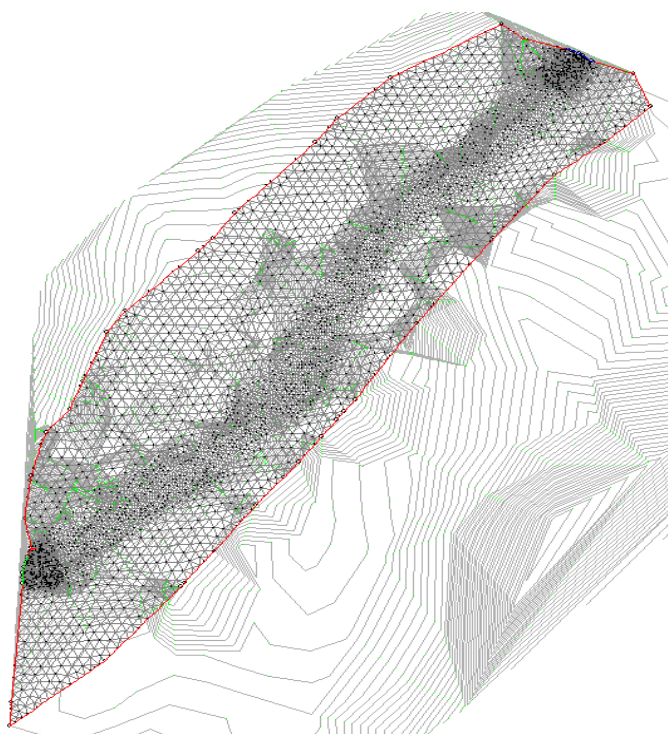


Figura 8 – Malha utilizada para o cenário de calibração: vazão de $2,60\text{m}^3/\text{s}$ e cota do nível d'água na entrada e saída do trecho de 966,380m e 965,797m, respectivamente.

Com a malha desenvolvida e em posse dos dados da primeira visita de vazão média e de cotas do nível d'água na primeira e última seção do trecho, foi realizada a simulação em regime permanente no River2D (terceiro *software* do River 2D). Com os dados de velocidade (v) e profundidade (p) gerados com a simulação nas 16 seções em estudo, foi realizada a calibração do modelo a partir do erro médio amostral (EMA) destas variáveis em relação aos valores simulados (VS) e medidos em campo (VC) para cada seção (Equação 2), sendo i a quantidade de dados disponíveis. Ajustes na batimetria e refinamentos em algumas partes das malhas foram realizados até se alcançar valores sugeridos pela literatura (OLIVEIRA *et al.*, 2016; JOWETT e DUNCAN, 2012).

$$EMA = \frac{\sum |VS_i - VC_i|}{i} \quad (2)$$

II.4.1. Definição dos cenários de vazão

Foram criados quatro cenários para quantificar a disponibilidade de habitats devido a efeitos climáticos e/ou antrópicos (Tabela 3). Esses cenários utilizaram a análise da série de vazão de 20 anos do trecho entre dois períodos: i) 1 (1947 a 1967) e 2 (1994 a 2014). De acordo com Léo *et al.* (2020b), as vazões do período 2 apresentaram alta correlação com as alterações na temperatura do Atlântico Norte com a quantidade de cabeça de boi da região. Dessa forma, foi estimada uma alteração de 10% na vazão causada por efeitos globais climáticos e 40% na vazão causada por efeitos de pecuária Leo *et al.* (2020). Assim, com base nos dados brutos de vazão do período 1 e 2 foram propostos 4 cenários de regime de vazões: i) cenário sem alteração climática e antrópica: a série de dados do período 2 corrigidos em 50% (sem efeitos climáticos e de pecuária - cenário 1); ii) a série de dados do período 2 acrescentada em 40% a vazão (efeitos climáticos- cenário 2); iii) a série de dados do período 2 acrescentada em 10% a vazão (efeitos pecuária - cenário 3); iv) série de dados do Período 2 (com efeitos climáticos e de pecuária cenário 4). Em cada um dos cenários, foram calculadas 5 vazões para análise de disponibilidade de habitat: i) 50% $Q_{7,10}$; ii) 30% Q_{95} ; iii) vazão média; iv) vazões máximas com tempo de retorno (TR) de 1e v) vazão com TR de 2 anos (Tabela 3). Os critérios de escolha dessas vazões teve por base: sua relação com o ciclo de vida das espécies de peixes neotropicais, sua determinação em legislações nacionais e estaduais e sua representatividade no regime de vazões da região sudeste.

Tabela 3 – Vazões dadas para cada um dos cenários e para cada tipo de vazão.

Cenários	Descrição dos cenários	Vazões (m³/s)	A	B	C	D	E
			Vazão Ecol. Lei União (30% Q_{95})	Vazão Ecol. MG/SP/RJ (50% $Q_{7,10}$)	Vazão média anual	TR de 1 ano	TR de 2 anos
1	Sem alteração AMO e BOIS (sem alteração humana e climática)	Vazão Período 2 + 10% AMO + 40% BOIS	0,873	1,857	11,348	47,692	66,939
2	Só alteração AMO (só alteração climática)	Vazão Período 2 + 40% BOIS	0,815	1,734	10,592	44,512	62,477
3	Só alteração BOIS (só alteração antrópica)	Vazão Período 2 + 10% AMO	0,640	1,362	8,322	34,974	49,089
4	Com alteração AMO e BOIS (com alteração climática e antrópica)	Vazão Período 2	0,582	1,238	7,565	31,795	44,626

As vazões mínimas de referência determinadas pelas principais legislações no país (50% da $Q_{7,10}$ para os Estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo e 30% da Q_{95} para a União) foram calculadas de acordo com Alves *et al.* (2010) e Caissie *et al.* (2007) e as vazões com

tempo de retorno (TR) de 1 ano e 2 anos de acordo com Naghettini e Pinto (2007). Estas vazões foram obtidas por meio de distribuição de Gumbel. Este método estatístico foi escolhido pois, conforme Alves *et al.* (2010) e Queiroz e Oliveira (2013) esta distribuição é uma das mais utilizadas para se encontrar vazões de referência, além de haver trabalhos na Bacia do Rio Paraíba do Sul que a empregaram para vazões mínimas e chegaram a resultados consistentes (FERREIRA e MÔNICA DE AQUINO, 2017; LUIZ e OLIVEIRA, 2017). As vazões com TR de 1 e 2 anos são vazões relacionadas a inundação da calha maior, importante para conexão das lagoas marginais e reprodução de espécies de peixes (SANTOS *et al.*, 2012).

A regionalização dos dados foi feita de forma direta com relação a área de drenagem (transferência da vazão proporcionalmente à respectiva área de drenagem, considerando a vazão específica constante). Esta escolha foi feita pois a área de contribuição do trecho estudado possui características similares de drenagem e de vegetação que a área de drenagem da estação fluviométrica. Além disto, a diferença entre as áreas de drenagem é de aproximadamente 30% (a área de drenagem da estação é de 104 Km² e a área de drenagem do trecho é de 136 Km²). De acordo com o Atlas Digital das Águas de Minas (EUCLYDES *et al.*, 2005), a regionalização direta pode ocorrer em situações em que o local de estudo encontra-se próximo de estação fluviométrica, em que a diferença entre as áreas das bacias de drenagem dos dois locais não seja superior a 30% da área de influência da estação, e que as estações estejam no mesmo curso d'água e em uma região com comportamento hidrológico semelhante.

II.4.2. Malha dos cenários de vazão

Com o modelo calibrado, ao serem realizadas as simulações para todos os 5 tipos de vazões dos 4 cenários, foram utilizados, além da informação da vazão, as cotas da superfície de entrada (seção 1) e da superfície de saída (seção 16) para cada vazão correspondente (Tabela 4). Estas cotas de superfície de entrada e saída dos cenários (CS_x) foram definidas como as cotas de superfície utilizadas no modelo calibrado m (CS_m), somadas a diferença da altura da régua da estação fluviométrica de Visconde de Mauá quando se tem uma vazão dos cenários (H_{Qx}) com a altura da régua com a vazão do modelo calibrado (H_{Qm}), sendo estas alturas regionalizadas pela área (Equação 3).

$$CS_x = CS_m + (H_{Qx} - H_{Qm}) \quad (3)$$

Além disto, para as diferentes vazões foram necessárias a utilização de diferentes malhas para que o modelo fosse bem sucedido, sendo que foi garantida em todas as simulações a qualidade das malhas utilizadas, como também foi feito com o modelo calibrado (Tabela 4). Valores de índice de qualidade (IQ) entre 0,15 e 0,5 indicam boas condições (malhas bem discretizadas).

Tabela 4 – Dados de entrada para as simulações dos diferentes tipos de vazões dos cenários (vazões e cotas) e detalhes das malhas escolhidas (tipos de malha e QI's). A malha 1 corresponde a malha com abertura nas margens de 5m, abertura no curso d'água de 3m e na entrada e saída de 1m. A malha 2 corresponde a abertura nas margens de 5m e no curso d'água de 3m. A malha 3, 5 e 6 correspondem aberturas de 5m, 6m e 7m em toda área, respectivamente.

Cenário	Tipo de vazão	Vazão (m³/s)	Cota superfície entrada (m)	Cota superfície saída (m)	Tipo de Malha	IQ	Número de nós	Número de elementos
1	A	0,87	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
1	B	1,86	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
1	C	11,35	966,890	966,307	3	0,323	3.024	5.685
1	D	47,69	967,590	967,007	5	0,288	1.432	2.617
1	E	66,94	968,392	967,509	6	0,261	1.085	1.960
2	A	0,81	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
2	B	1,73	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
2	C	10,59	966,890	966,307	3	0,323	3.024	5.685
2	D	44,51	967,590	967,007	5	0,288	1.432	2.617
2	E	62,48	968,392	967,509	6	0,261	1.085	1.960
3	A	0,64	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
3	B	1,36	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
3	C	8,32	966,788	966,205	2	0,274	3.867	7.434
3	D	34,97	967,400	966,817	5	0,288	1.432	2.617
3	E	49,09	967,590	967,007	5	0,288	1.432	2.617
4	A	0,58	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
4	B	1,24	966,380	965,797	1	0,237	5.015	9.697
4	C	7,57	966,788	966,205	2	0,274	3.867	7.434
4	D	31,79	967,400	966,817	5	0,288	1.432	2.617
4	E	44,63	967,590	967,007	5	0,288	1.432	2.617

II.5. Simulação de disponibilidade de habitat físico para espécies neotropicais

Com o modelo hidrodinâmico criado e calibrado, foram realizadas 20 simulações no River 2D (uma para cada vazão dos 4 cenários). Para cada modelo rodado, foi aplicada as curvas de aptidão dos peixes selecionados, encontrando para cada espécie um valor de área utilizável (WUA) que é dada por (BOVEE *et al.*, 1998) (Equação 4):

$$WUA_{Q,s} = \sum_{i=1}^n a_{i,Q} * csi_{i,Q,s} \quad (4)$$

Em que $WUA_{Q,s}$ é a área utilizável para uma vazão, em m² (Q) simulada e uma espécie alvo (s) definida; $a_{i,Q}$ é a área de superfície de uma subárea, em m² (i) do trecho do rio escolhido para estudo para uma vazão (Q) simulada, em m³/s; e $csi_{i,Q,s}$ é a aptidão definida de acordo com a subárea (i), a vazão (Q) e a espécie alvo (s). Esta área utilizável (WUA) calculada corresponde ao espaço físico do rio disponível para o peixe (habitat disponível) quando o curso d'água está com a vazão correspondente ao modelo hidrodinâmico.

III. Resultados

III.1. Curvas de aptidão

As 6 espécies escolhidas (*Pareiorhina cf. rudolphi* (PRUD), *Rhandia quelen* (RQUE), *Trichomycterus nigroauratus* (TNIG), *Astyanax intermedius* (AINT), *Brycon opalinus* (BOPA) e *Phalloceros harpagos* (PHAR)) apresentaram classes de preferências ou aptidão bem definidas. *Trichomycterus nigroauratus* (TNIG) apresentou preferência por substrato rochoso, ocorrendo principalmente sob pedras e pedras arredondadas, em locais rasos, com profundidade variando entre 0,3 a 0,7m e velocidade da água em torno de 0,5m³/s. *Brycon opalinus* (BOPA) ocorreu com maior frequência em trechos com substrato dominado por vegetação ripária, que formavam complexas estruturas submersas e também sobre fundos arenosos. A espécie apresentou preferência por locais com maiores profundidades (1,3 a 1,9m), com velocidade da água reduzida (< 0,4m³/s) (Figura 9).

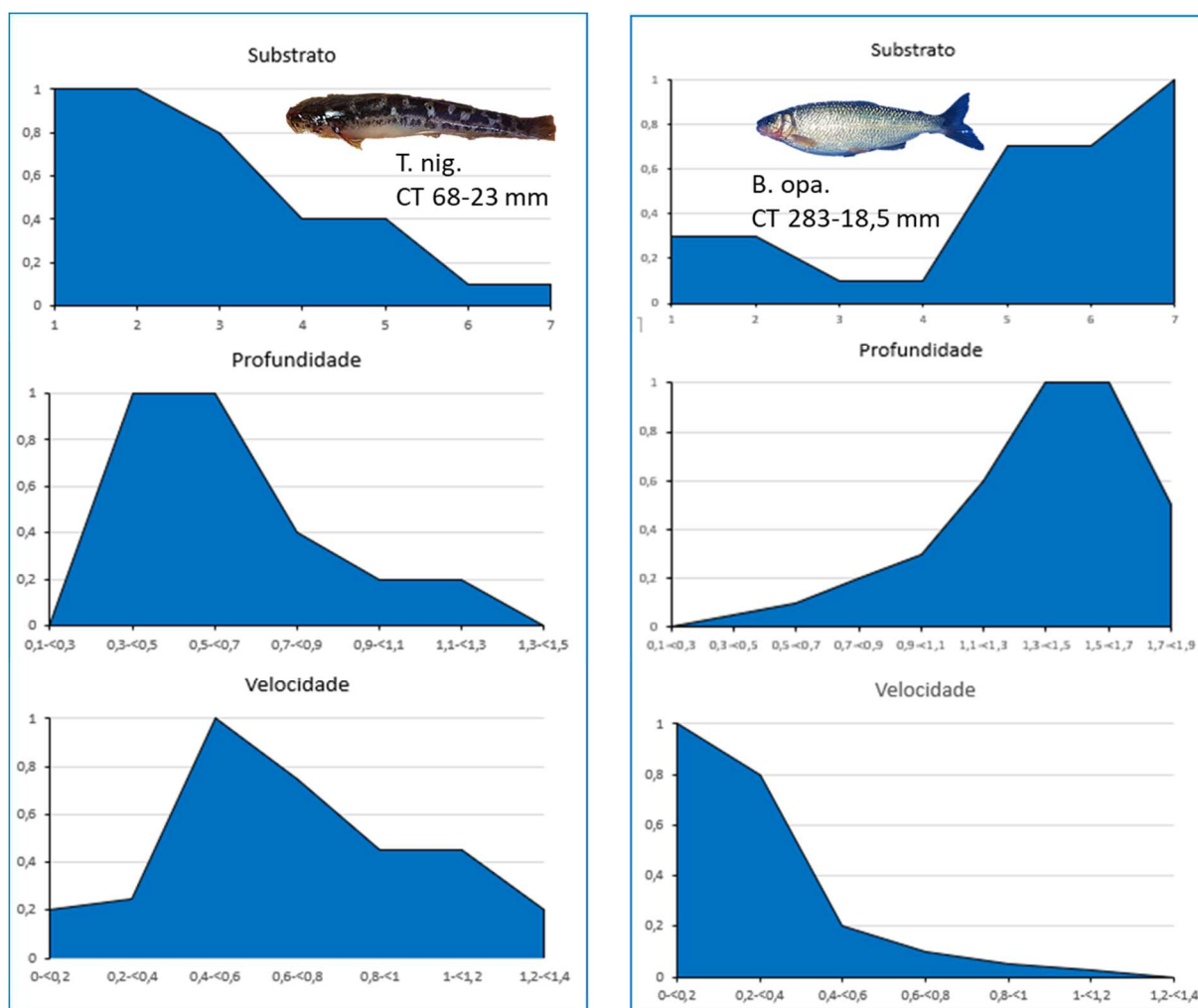


Figura 9 – Índices de aptidão de habitat para *Trichomycterus nigroauratus* (TNIG) e *Brycon opalinus* (BOPA) no Rio Preto. Substrato 1, rochas e pedras; substrato 2, pedra arredondada; substrato 3, cascalho; substrato 4, cascalho fino; substrato 5, areia; substrato 6, folhiço; substrato 7, vegetação. As profundidades estão em metros e as velocidades em metros por segundo.

Astyanax intermedius (AINT) apresentou preferência por substrato predominantemente arenoso, profundidades mais elevadas (1,3 a 1,7m) e baixas velocidades (<0,2m/s). Habitando preferencialmente mesohabitats do tipo profundo-lento, também conhecidos como poções. Já *Pareiorhina cf. rudolphi* (PRUD) apresentou preferências opostas à de *A. intermedius* (AINT), habitando fundos rochosos (compostos principalmente por pedras arredondadas), trechos rasos do rio (profundidades que variam de 0,3 a 0,7 metros) e com velocidade da água elevada (>0,8 m/s). Mesohabitats do tipo “corredeira” são os preferidos por *P. rudolphi* (PRUD) (Figura 10).

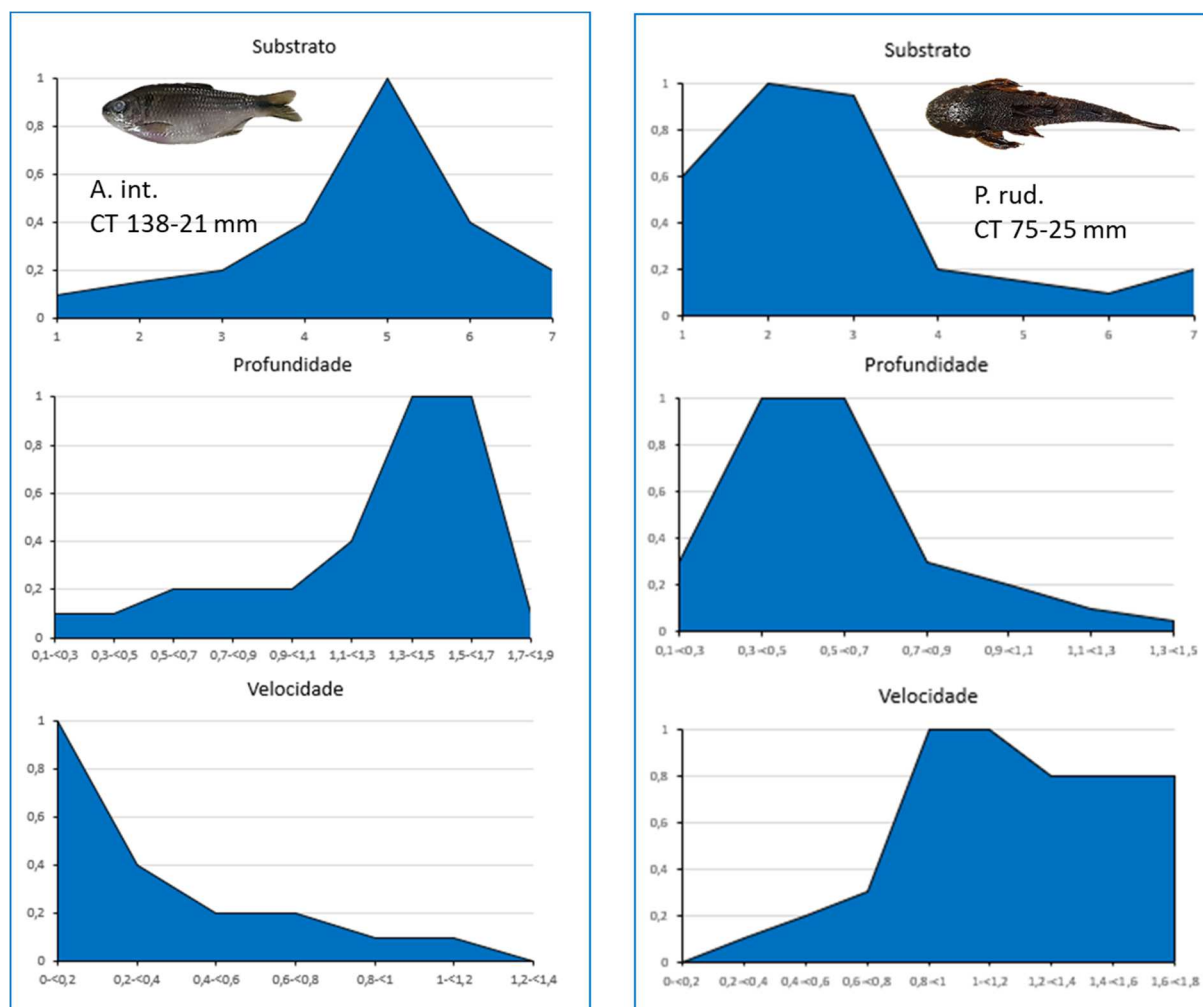


Figura 10 – Índices de aptidão de habitat para *Astyanax intermedius* (AINT) e *Pareiorhina cf. rudolphi* (PRUD) no Rio Preto. Substrato 1, rochas e pedras; substrato 2, pedra arredondada; substrato 3, cascalho; substrato 4, cascalho fino; substrato 5, areia; substrato 6, folhiço; substrato 7, vegetação. As profundidades estão em metros e as velocidades em metros por segundo.

Rhandia quelen (RQUE) apresentou preferência por substratos finos e por locais com presença de vegetação submersa, além disso a curva bimodal de profundidade mostrou que a espécie ocorre com maior frequência em elevadas profundidades (> 1,3m), mas também ocorre com menor frequência em menores profundidades (0,5 a 0,7m). Em relação a velocidade da água, a espécie apresentou preferência por habitats com características lenticas (velocidades <0,2m/s).

O “Barrigudinho” *Phalloceros harpagus* (PHAR) mostrou curva bimodal para substrato, ocorrendo com maior frequência em habitats com substrato dominado por vegetação submersa e em menor frequência em habitats com cascalho fino (Figura 11). A espécie prefere habitats rasos (<0,5m) e lânticos (velocidade da água menor do que 0,4m/s), sendo facilmente encontrada em mesohabitats do tipo raso-lento, comuns em porções marginais de pequenos rios.

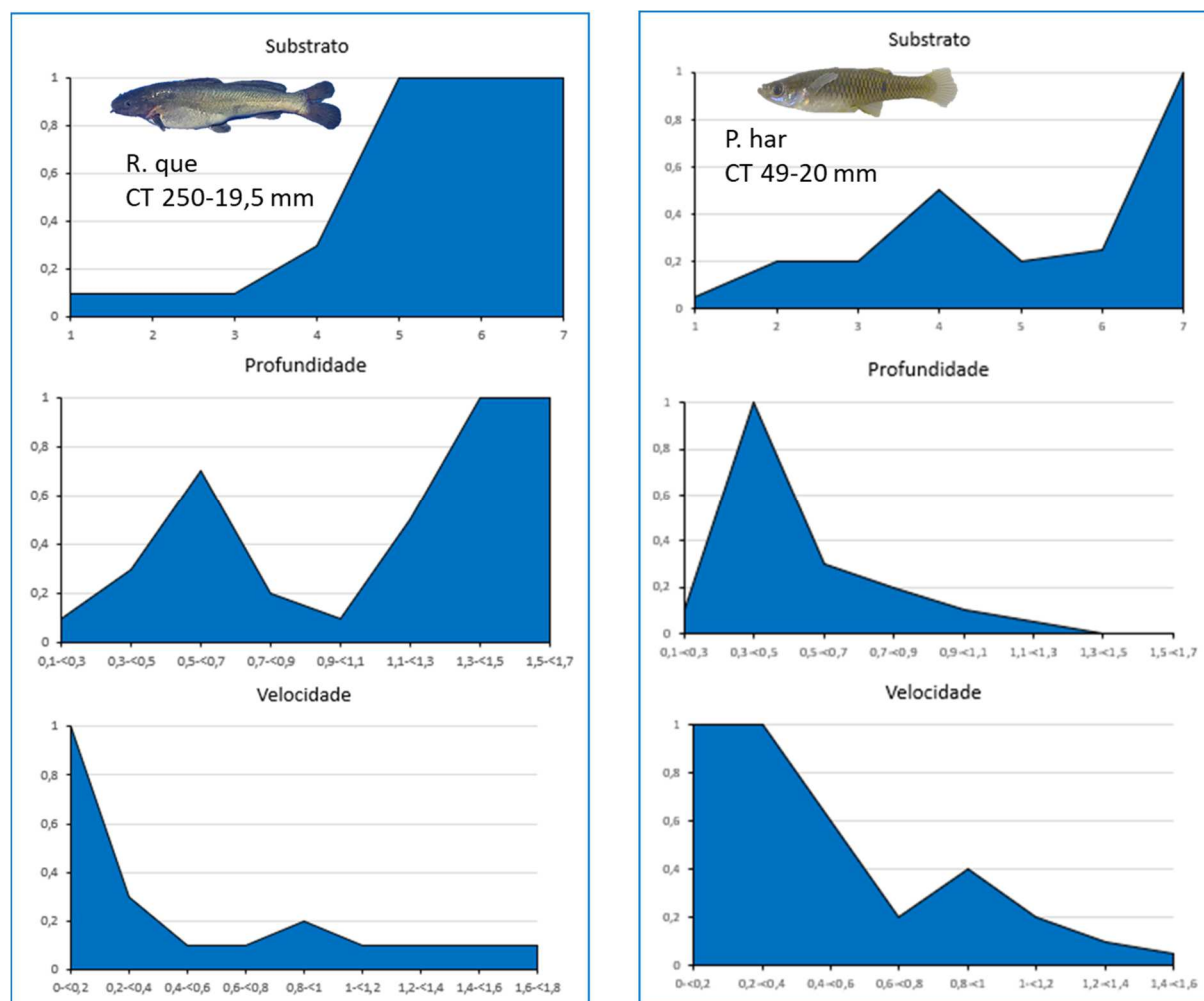


Figura 11 – Índices de aptidão de habitats para *Rhandia quelen* (RQUE) e *Phalloceros harpagus* (PHAR) no Rio Preto. Substrato 1, rochas e pedras; substrato 2, pedra arredondada; substrato 3, cascalho; substrato 4, cascalho fino; substrato 5, areia; substrato 6, folhiço; substrato 7, vegetação. As profundidades estão em metros e as velocidades em metros por segundo.

III.2. Modelo hidrodinâmico

III.2.1. Calibração do modelo hidrodinâmico

O modelo foi então calibrado a partir do erro médio amostral das profundidades e velocidades dos valores simulados em relação aos valores medidos em campo. Desconsiderando a seção 1, 11, 12 e 14 por possíveis erros cometidos nas medições em campo (horários e dias diferentes de coleta), com a calibração considerando a vazão de 2m³/s, chegou-se a erros amostrais na faixa até 28,56% para as velocidades e na faixa até 35,86% para as profundidades (Tabela 5).

Oliveira *et al.* (2016), em um estudo no Rio Formoso - Minas Gerais, calibraram no modelo River2D e encontraram erros amostrais de 13,4% para profundidade e de 21,2% para velocidade. Jowett e Duncan (2012), em um estudo no rio Hurunui (Nova Zelândia), encontraram erro médio amostral de 34% para velocidade e 22% para profundidade. A figura 12 mostra os valores de profundidade e velocidade após calibração.

Tabela 5 – Erros médios amostrais de velocidade e profundidade por seção.

Seção	Erro médio amostral	
	Velocidade	Profundidade
2	22,40%	12,53%
3	16,57%	13,70%
4	6,30%	27,03%
5	5,94%	25,09%
6	18,77%	14,47%
8	13,83%	13,43%
9	8,34%	5,96%
10	21,89%	16,11%
13	28,56%	35,86%
15	26,73%	25,68%
16	18,28%	12,89%

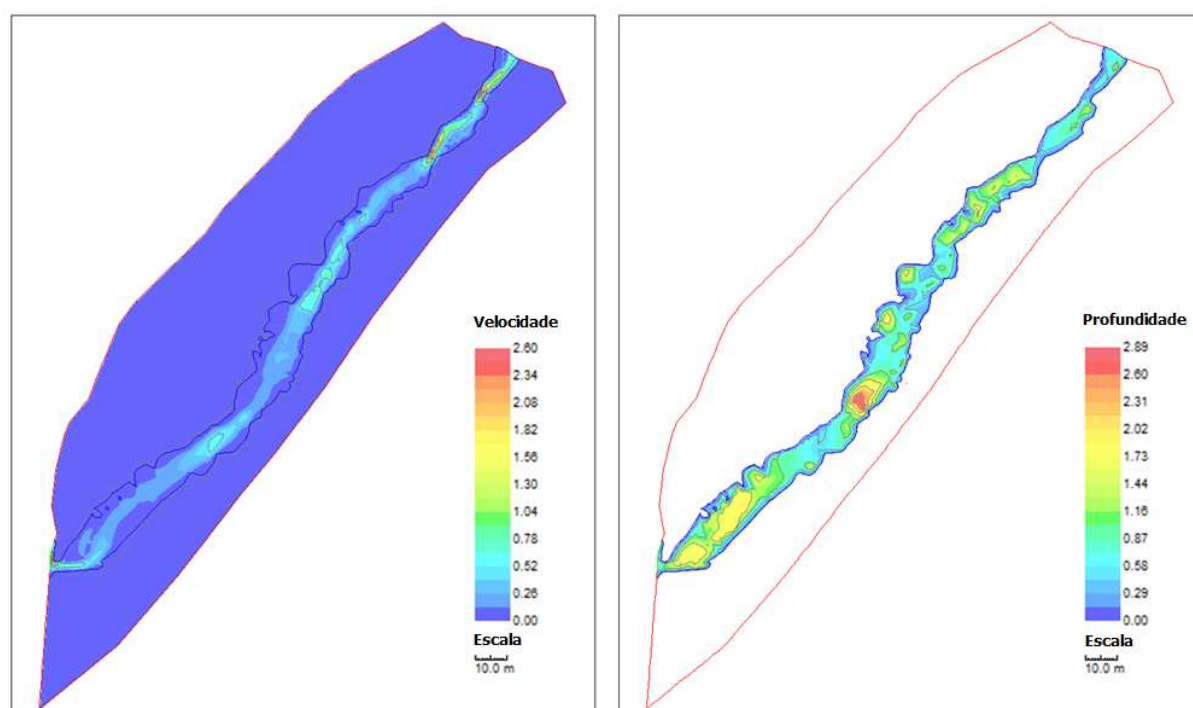


Figura 12 – Distribuições da velocidade (em m/s) (a) e profundidade (em m) (b) gerados no River2D para o modelo calibrado.

III.2.2. Velocidade, profundidade e substrato nos cenários

Ao fazer as simulações de acordo com cada cenário e tipo de vazão, chegou-se aos resultados encontrados na Tabela 6 de velocidades e profundidades máximas do trecho em estudo. Nota-se que o aumento da vazão proporcionou em todos os cenários o aumento da profundidade. Porém a velocidade máxima em alguns dos cenários não aumentou com o acréscimo da vazão,

podendo isto ser explicado pela maior área de superfície ocupada pela água.

Tabela 6 – Velocidades e profundidades máximas encontradas para cada cenário e tipo de vazão no trecho em estudo.

Cenário	Tipo de vazão	Vazão (m³/s)	Velocidade máxima (m/s)	Profundidade máxima (m)
1	A	0,87	1,51	2,64
1	B	1,86	2,38	2,79
1	C	11,35	2,41	3,46
1	D	47,69	5,84	4,81
1	E	66,94	2,81	5,20
2	A	0,81	1,39	2,63
2	B	1,73	2,33	2,77
2	C	10,59	2,31	3,43
2	D	44,51	5,40	4,74
2	E	62,48	2,77	5,13
3	A	0,64	1,14	2,60
3	B	1,36	2,11	2,72
3	C	8,32	3,37	3,38
3	D	34,97	4,52	4,52
3	E	49,09	5,98	4,84
4	A	0,58	1,08	2,58
4	B	1,24	2,01	2,70
4	C	7,57	3,27	3,33
4	D	31,79	3,97	4,44
4	E	44,63	5,44	4,75

III.3. Disponibilidade de habitat físico para diferentes cenários de impactos nos cursos d'água

O aumento da vazão do tipo de vazão A ao E não necessariamente proporcionou o aumento dos habitats disponíveis para as 6 espécies estudadas (Figura 13). A relação direta entre aumento da vazão e aumento da preferência de habitats pode ser vista apenas para as espécies *Rhandia quelen* (RQUE) e *Brycon opalinus* (BOPA) (Figura 13 e 14). No cenário 4, ocorre uma diminuição da área de habitat físico disponível para *Rhandia quelen* (RQUE) e *Brycon opalinus* (BOPA) e uma menor variabilidade de disponibilidade de habitat físico para espécies *Astyanax intermedius* (AINT) e *Pareiorhina cf. rudolphi* (PRUD) (Figura 14).

Os cenários 1 e 2 são próximos em termos de quantidade habitat, principalmente para as vazões mínimas e vazão média, em praticamente todas as espécies (Figura 15). O mesmo acontece com os cenários 3 e 4 (Figura 15). A espécie que mais se adapta a diferentes vazões e diferentes cenários é a *Rhandia quelen* (RQUE) (Figura 16), seguida pela *Brycon opalinus* (BOPA).

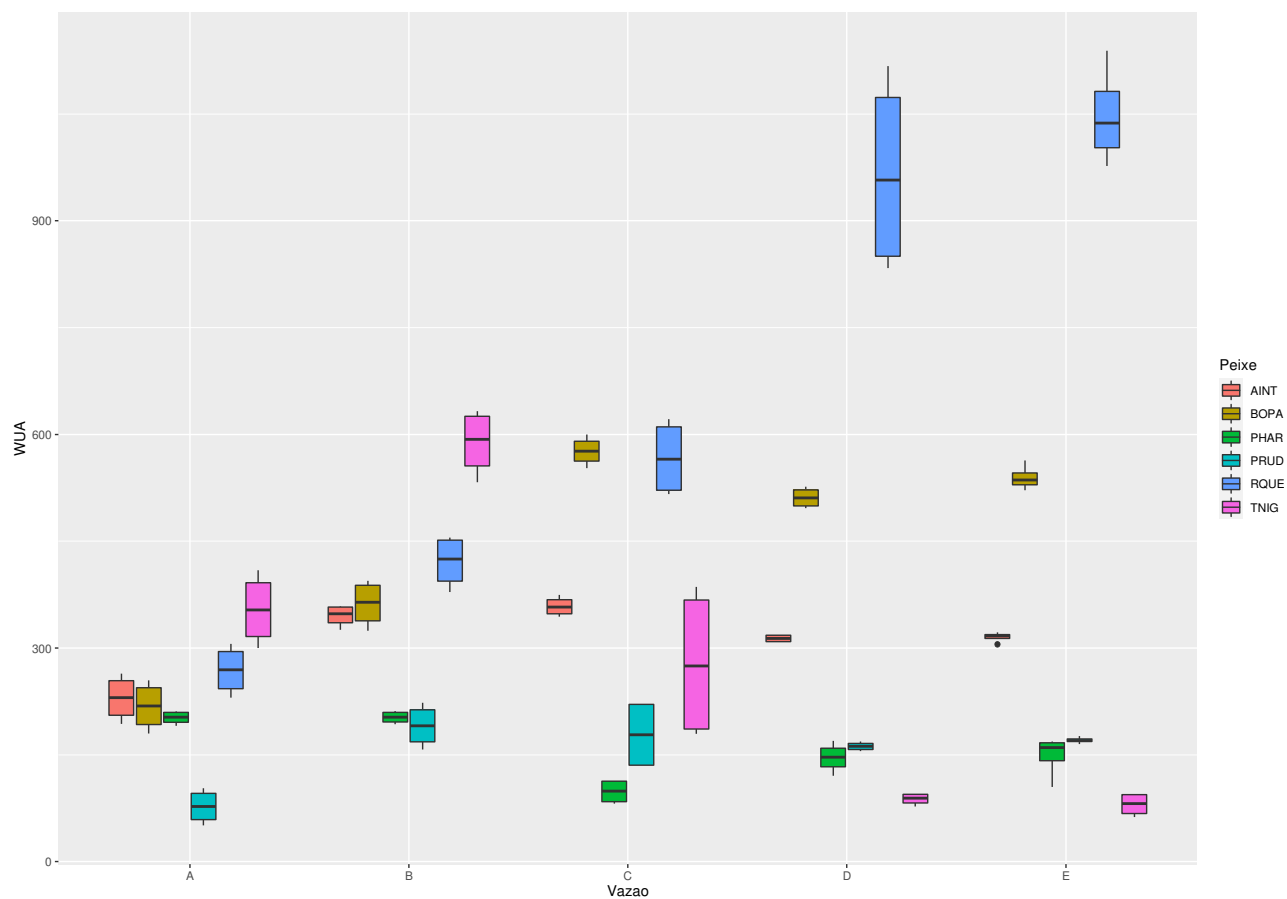


Figura 13 – Variação dos habitats disponíveis (WUA) nos 4 cenários, considerando o tipo de vazão e por peixe.

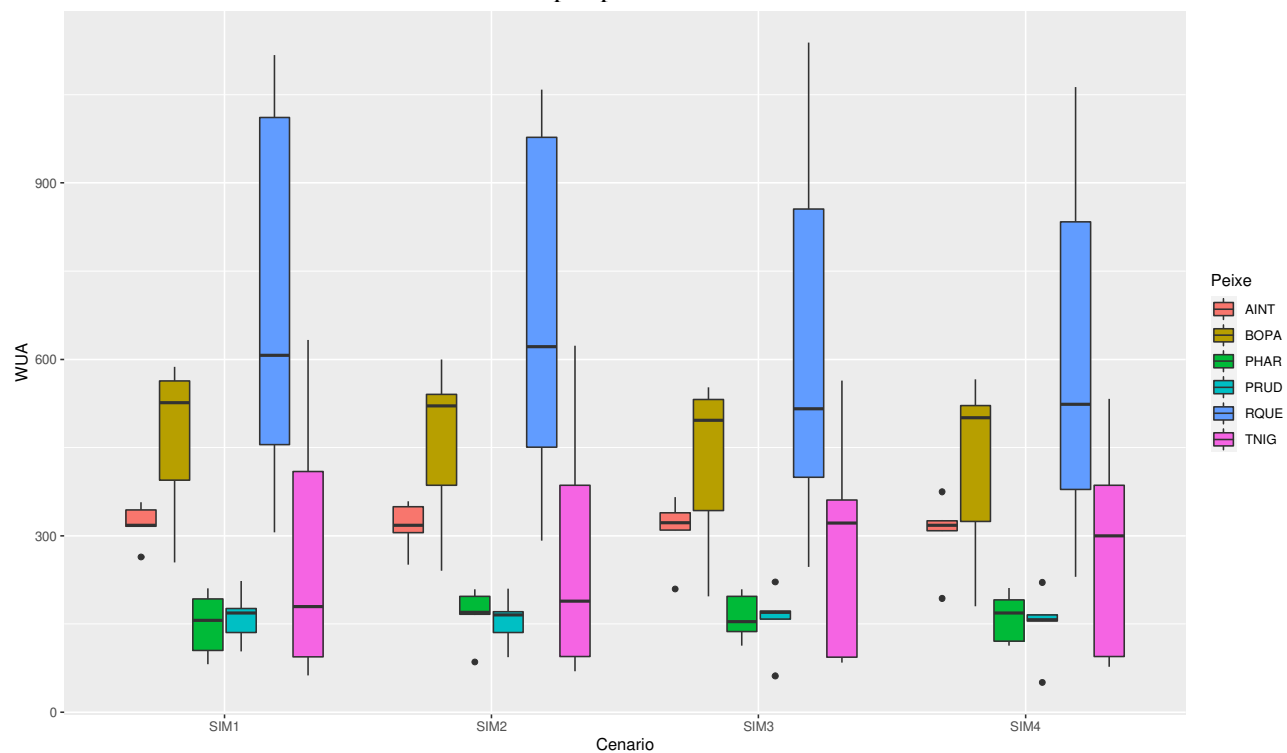


Figura 14 – Variação dos habitats disponíveis (WUA) nos 4 cenários, considerando o tipo de vazão e por peixe.

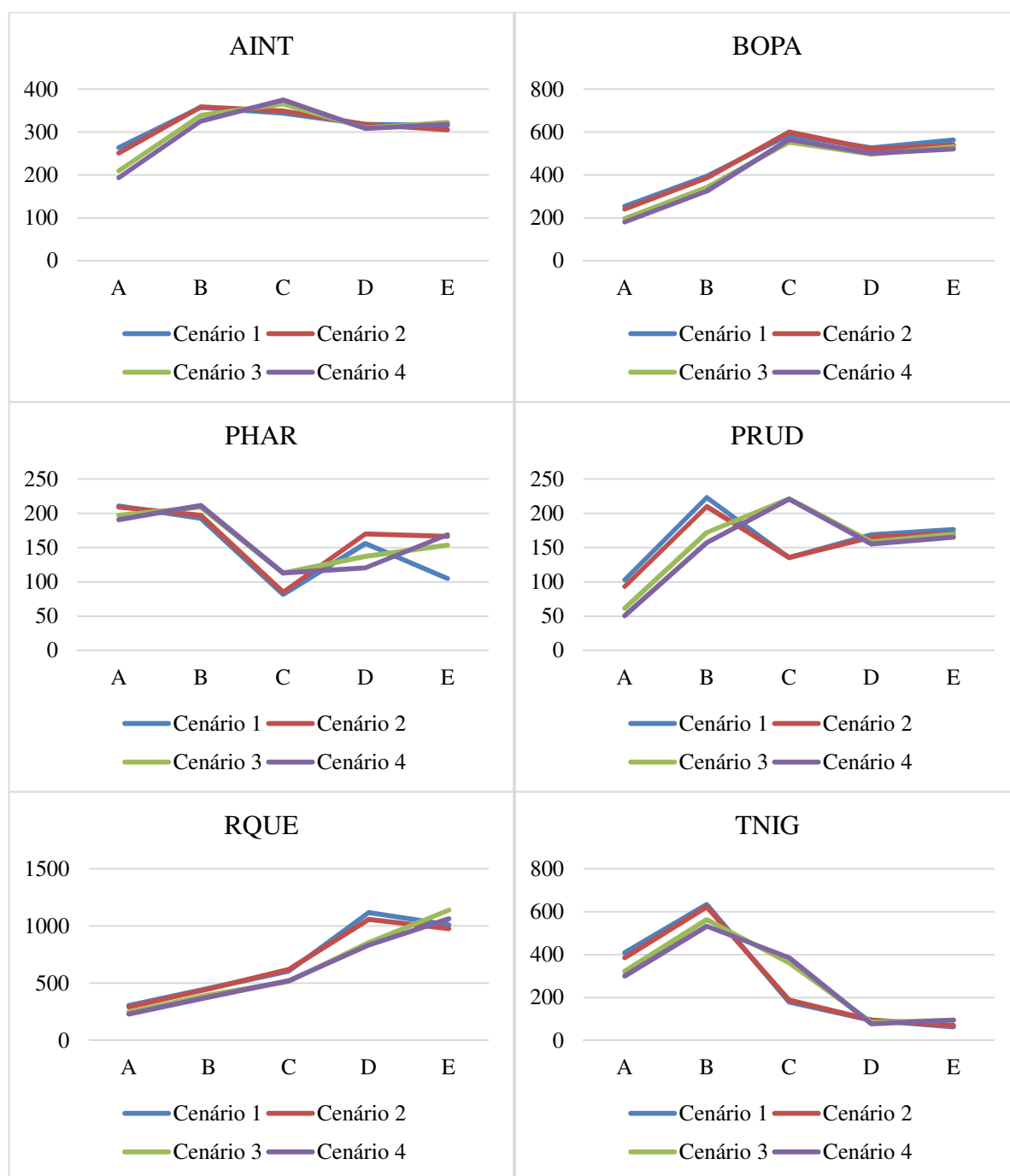


Figura 15 – Gráficos representando a variação dos habitats disponíveis (WUA) por tipo de peixe. Eixo x representa os tipos de vazões e o eixo y o WUA em metros quadrados.

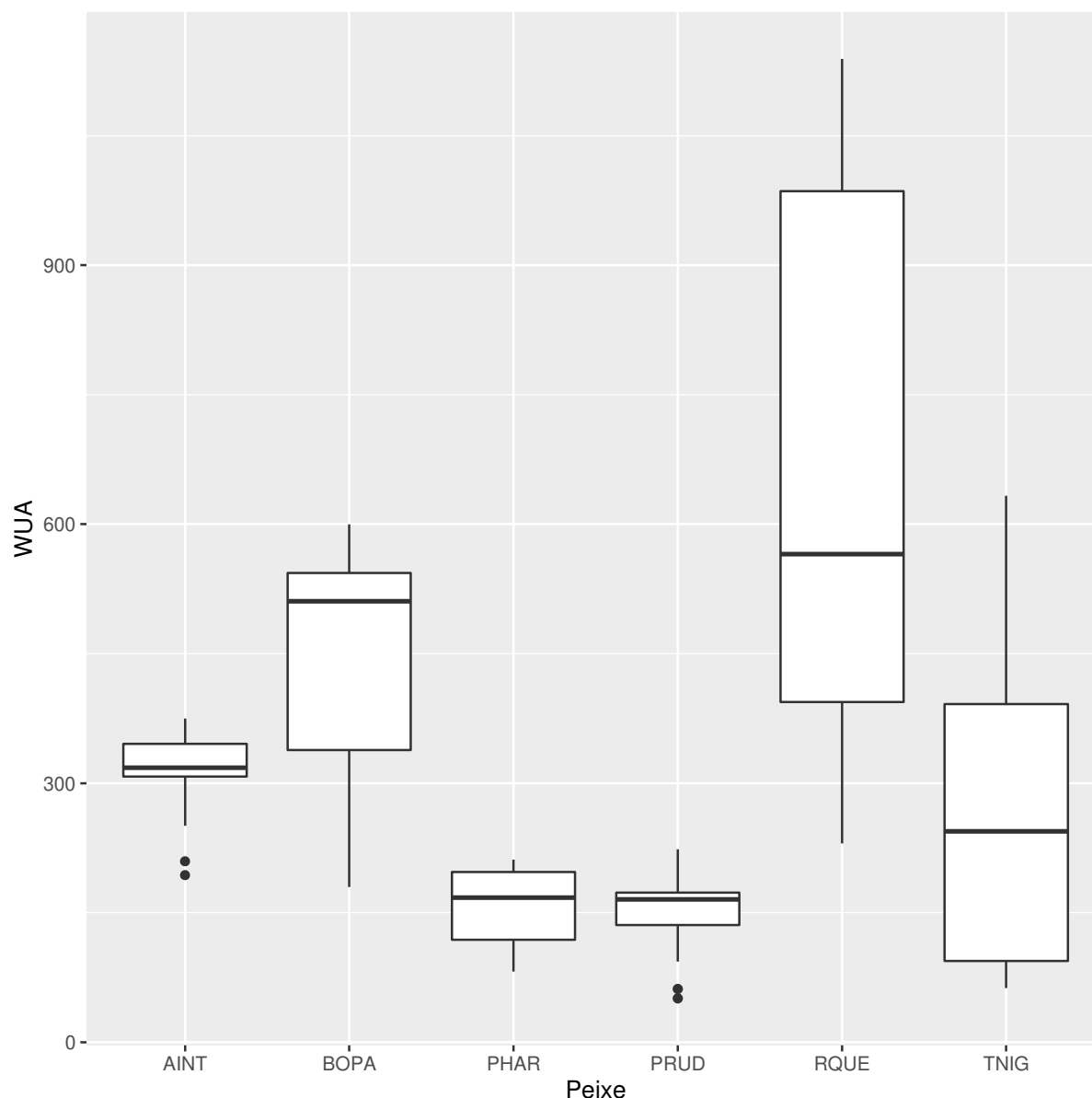


Figura 16 – Disponibilidade de habitat (WUA) para seis espécies, considerando todas as 5 vazões no quatro cenários.

IV. Discussão

Apesar das críticas ao método PHABSIM (RAILSBACK, 2016), muitas pesquisas sugerem que tal abordagem não deixe ser empregada e sim melhorada (BEECHER, 2017; REISER e HILGERT, 2018). Recentes pesquisas têm verificado a combinação das curvas de idoneidade com análises bioenergéticas (NAMAN *et al.*, 2019) e mostrado a importância do PHABSIM em estudos de conservação de espécies nativas (OYAGUE *et al.*, 2018).

Das 12 espécies registradas para o rio Preto, os representantes das ordens Siluriformes e Characiformes foram os mais importantes (em número de espécies e abundância, respectivamente) ao longo do trecho estudado. As seis espécies selecionadas no presente estudo representam mais de 50% do total de espécies que compõem a estrutura da comunidade de

peixes deste rio no trecho amostrado durante o Plano de Manejo do Parque Estadual da Pedra Selada, onde apenas 11 espécies foram coletadas (RIO DE JANEIRO, 2016). *Phalloceros harpagus*, *P. rudolphi* e *A. intermedius*, dentre as espécies coletadas, foram as espécies mais abundantes no estudo supracitado. Isso ressalta a importância de medidas de conservação das comunidades aquáticas desse trecho da bacia.

Os resultados aqui encontrados mostram que as variáveis hidráulicas de profundidade, velocidade e tipo de substrato são importantes na predição da seleção de habitats por estas espécies dominantes. Segundo Brookes *et al.* (1983) e Copp (1990), a descrição precisa das preferências de habitats relacionadas as diferentes fases da história de vida dos peixes é necessária para a proteção e recuperação de rios. Sem tais informações, rios naturais e alterados estão sujeitos a perda de habitats e consequentemente de espécies, devido à crescente exploração descontrolada destes corpos hídricos.

Modelos de habitat convencionais, como o PHABSIM (BOVEE, 1982), são muito eficientes para avaliação das alterações dos habitats físicos sobre assembleias de peixes. Estes modelos focam nas mudanças das variáveis hidráulicas sobre os padrões de distribuição dos peixes, servindo como bons preditores na determinação da relação entre a vazão de um rio e o habitat disponível, através da obtenção de curvas de preferências das espécies associadas às variáveis hidráulicas (profundidade, velocidade e tipo de substrato). Muitos estudos têm sugerido que alterações na disponibilidade de habitats (BOVEE, 1982; LAMOUROUX *et al.*, 1999; LAMOUROUX e SOUCHON, 2002; YU e PETERS, 1997) afetam a preferência dos peixes. (TEIXEIRA *et al.*, 2006) estudaram as preferências de *Salmo trutta* em dois córregos no nordeste de Portugal, mostrando distintos padrões na habilidade da espécie em explorar habitats disponíveis. Enquanto uma população demonstrava aptidão por maiores profundidades, elevação focal (distância do peixe em relação ao fundo), menor velocidade e nenhuma preferência específica para cobertura, a outra população apresentava um padrão completamente oposto.

Nossos resultados demonstram que a profundidade, velocidade e tipo de substrato exercem influência na preferência das espécies estudadas quanto ao tipo e a área de habitat a ser explorado. A manutenção de condições específicas de habitats descritas no presente trabalho podem ser fundamentais para assegurar a preservação de espécies nativas. Estudos como este também podem levantar informações importantes sobre a aptidão de habitats de espécies não-nativas, como a Truta-arco-íris, *Oncorhynchus mykiss*, que foi coletada no trecho de rio estudado. Ainda que apenas um espécime tenha sido encontrado, não possibilitando a

elaboração de curvas para a espécie, há relatos de moradores locais sobre populações selvagens estabelecidas no rio Preto, bem como a de escape de trutas de cultivo em trechos a montante do local estudado. E talvez essas populações tenham impactado espécies nativas. Estudos futuros voltados para a elaboração de curvas para Truta-arco-íris poderiam auxiliar na modelagem de cenários “inadequados” para a espécie no Rio Preto, auxiliando na tomada de decisões que impliquem em medidas de controle dessas populações. A Truta-arco-íris já foi erradicada de sistemas hídricos de outros países com a Austrália, devido aos fortes impactos causados sobre espécies nativas e estudos subsequentes demonstraram o sucesso da recuperação das espécies nativas após sua erradicação (BRITTON *et al.*, 2011; LINTERMANS e RAADIK, 2001).

Os índices de aptidão de habitats mostraram que *B. opalinus*, *A. intermedius* e *R. quelen* ocuparam microhabitats mais profundos, associados a vegetação ripária submersa e com menores velocidades, diferindo das demais espécies. Esses resultados podem estar relacionados com o maior tamanho corporal dos espécimes em relação aos demais, e que por isso poderiam ser mais facilmente predados em locais rasos. Alguns estudos demonstram que peixes maiores tende a selecionar habitats mais profundos (HILL e GROSSMAN, 1993; LAMOUROUX *et al.*, 1999; MARTÍNEZ-CAPEL *et al.*, 2009). *Trichomycterus nigroauratus* e *P. rudolphi* apesar das diferenças morfológicas, ocupam microhabitats similares, ocorrendo sobre fundos rochosos rasos e com elevada velocidade da água. As duas diferem apenas na aptidão por velocidade, *P. rudolphi* pode ter vantagens em relação a *T. nigroauratus* por possuir adaptações, como boca ventral sugadora, que atua auxiliando na fixação ao substrato e permite que a espécie ocorra em velocidades ainda maiores.

Os cenários de regime de vazões sob impacto de atividades humanas (nesse caso pecuária), apresentaram disponibilidade de habitat menor que o cenário sob ação de efeito de mudanças climáticas e as espécies que poderão sofrer algum impacto com essas mudanças são *Rhandia quelen* (RQUE), *Brycon opalinus* (BOPA), *Astyanax intermedius* (AINT) e *Pareiorhina cf. rudolphi* (PRUD). Portanto espécies com presença comprometida em outras regiões da bacia, como a *Brycon opalinus* e *Astyanax intermedius*, requerem maior atenção em cenários de com maior comprometimento da quantidade de água em função de atividades antrópicas e mudanças climáticas.

Dentro das vazões estudadas, a diferenciação do efeito dos cenários é maior para vazões estabelecidas como mínimas pela legislação local, o indica que atenção deve ser dada ao estabelecimento de referências puramente hidrológicas, ou seja, sem significado ecológico local. Mudanças nas políticas locais através da consideração de conceitos mais ecológicos para

avaliação do regime de vazões que deve ser mantido nos cursos d'água tornam-se portanto imprescindíveis para que ocorra a preservação das comunidades aquáticas locais e consequente manutenção dos demais serviços realizados pelos cursos d'água.

V. Conclusão

De forma geral, o estudo revela que as mudanças no regime de vazões ocasionadas pelas alterações climáticas e antrópicas dadas nos cenários, interferem diretamente na presença ou não de espécies de peixes e na ocupação destes peixes ao longo do trecho de rio em estudo.

Assim, esse estudo ressalta que a diversidade de habitats ao longo rio, a manutenção da heterogeneidade de condições hidráulicas (profundidade, velocidade e tipo de substrato), a integralidade das margens e um maior controle de variáveis climáticas e antrópicas são importantes e necessários para a conservação das espécies estudadas, especialmente as que apresentaram faixas estreitas de preferência (que podem acabar ocorrendo apenas em habitat específicos).

Sugere-se para trabalhos futuros (1) a utilização de bioindicadores relacionados a qualidade da água no lugar de dados da ictiofauna local, de forma a facilitar e desonerar a coleta em campo e (2) a aplicação da mesma metodologia do estudo em rio que já possuem barramentos a montante ou que tem o projeto de serem barrados.

Por fim, as informações apresentadas no presente trabalho podem ser utilizadas para a elaboração de novos modelos e podem ser úteis para gestores que busquem elaborar medidas de conservação para habitats críticos. Além disto, mais estudos envolvendo índices de aptidão de habitats são necessários no Brasil, já que existem poucas informações sobre a história de vida de espécies nativas.

Referências bibliográficas

- ACREMAN, M. C.; FERGUSON, A. J. D. Environmental flows and the European Water Framework Directive. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 32–48, 2010.
- ALVES, G. E.; BUENO, M. M.; MELLO, C. R. DE; LIMA, P. L. T.; THEBALDI, M. S.; COLARES, M. D. F. B. Distribuições de probabilidade aplicada ao estudo de vazão de referência Q7.10 para a Região de Ibitirama, ES. **XIX Congresso de Pós-Graduação da UFLA**, 2010.
- ANA. Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico. Mapa da região. 2020.
- ANA. **Hidroweb**. ANA, 2019. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em maio de 2020.
- BEECHER, H. A. Comment 1: Why It Is Time to Put PHABSIM Out to Pasture. **Fisheries**, 2017.
- BOVEE, K. D. **A guide to stream habitat analysis using the instream incremental flow methodology**. Instream Flow Information Paper. United States Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-82/26. 1982

- BOVEE, K D; LAMB, B. L.; BARTHOLOW, J. M.; STALNAKER, C. B.; TAYLOR, J.; HENRIKSEN, J. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. **USGS/BRD-Information and Technology Report**, 1998.
- BOVEE, K. D.; MILHOUS, R. T. **Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques**. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1978.
- BRITTON, J. R.; GOZLAN, R. E.; COPP, G. H. Managing non-native fish in the environment. **Fish and Fisheries**, 2011.
- BROOKES, A.; GREGORY, K. J.; DAWSON, F. H. An assessment of river channelization in England and Wales. **Science of the Total Environment**, 1983.
- CAISSIE, D.; EL-JABI, N.; HÉBERT, C. Comparison of hydrologically based instream flow methods using a resampling technique. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 34, n. 1, p. 66–74, 2007.
- CHOU, W. C.; CHUANG, M. DE. Habitat evaluation using suitability index and habitat type diversity: A case study involving a shallow forest stream in central Taiwan. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2011.
- CHOW, V. T. **Open-channel Hydraulics: International Student Ed.** 1959.
- COPP, G. H. Effect of regulation on 0+ fish recruitment in the great ouse, a lowland river. **Regulated Rivers: Research e Management**, 1990.
- COPPETEC. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo. **Relatório Contratual R7**, 2006.
- COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; BORGES, J. L.; ARAÚJO, F. G. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 871–880, 2013.
- COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; FERNANDES, V. H.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; MUÑOZ-MAS, R.; ARAÚJO, F. G. Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic Forest Stream in South-eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2015.
- CPRM. Relatório-síntese do trabalho de Regionalização de Vazões da Sub-bacia 58. **Relatório Serviço Geológico do Brasil**, p. 73, 2003.
- EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; FILHO, R. F. F. Atlas digital das águas de Minas: uma ferramenta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. **Belo Horizonte: Ruralminas/UFV**, 2005.
- FERREIRA, R. V.; MÔNICA DE AQUINO, G. Avaliação das cheias ordinárias no Rio Paraíba do Sul através das vazões mínimas e médias de longo termo. **Engevista**, v. 19, n. 1, p. 55–67, 2017.
- GOOGLE. Google Earth Pro 7.3.2.549. **Geospatial Solutions**, 2018.
- HILL, J.; GROSSMAN, G. D. An energetic model of microhabitat use for rainbow trout and rosyside dace. **Ecology**, 1993.
- HUDSON, H. R.; BYROM, A. E.; CHADDERTON, W. L. A critique of IFIM - Instream habitat simulation in the New Zealand context. **Science for Conservation**, 2003.
- JOWETT, I. G.; DUNCAN, M. J. Effectiveness of 1D and 2D hydraulic models for instream habitat analysis in a braided river. **Ecological Engineering**, 2012.
- KEMP, P. S.; KATOPODIS, C. Environmental flows all at sea? Charting a new course through choppy waters. **Journal of Ecohydraulics**, v. 2, n. 2, p. 85–87, 2017.
- KRSTOLIC, J. L.; HAYES, D. C.; RUHL, P. M. **Physical habitat classification and instream flow modeling to determine habitat availability during low-flow periods, North Fork Shenandoah River, Virginia**. 2006.
- LAMOUREUX, N.; CAPRA, H.; POUILLY, M.; SOUCHON, Y. Fish habitat preferences in large streams of southern France. **Freshwater Biology**, 1999.

- LAMOUREUX, N.; SOUCHON, Y. Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams. **Freshwater Biology**, 2002.
- LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; PEREIRA, L. C. O.; OLIVEIRA, L. M. Anthropogenic and climate effects on a free dam tropical river: measuring the contributions on flow regime. **Sustainability**, v.12, n.10030, 2020b.
- LINTERMANS, M.; RAADIK, T. Local eradication of trout from streams using rotenone: the Australian experience. **Managing invasive freshwater fish in New Zealand**, 2001.
- LUIZ, E. S. L.; OLIVEIRA, A. DE. Análise de vazões da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, variabilidades, intensidades e períodos de retorno. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, p. 1857–1864, 2017.
- MAGDALENO, F.; DÍEZ, J. R.; GONZÁLEZ, G.; CAPEL, F. M.; GARCÍA, E. **El diseño de la restauración fluvial: Criterios y alternativas**. Retos y experiencias de restauración fluvial en el ámbito de la Red Natura 2000. 2018.
- MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA DE JALÓN, D.; WERENITZKY, D.; BAEZA, D.; RODILLA-ALAMÁ, M. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). **Fisheries Management and Ecology**, 2009.
- MATTOS, T. M. **Aplicação da simulação de habitats físicos para avaliar vazões ecológicas em um riacho de mata atlântica do sudeste do Brasil: um estudo piloto**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Biologia Animal - UFRRJ). 2014.
- MMA. **Caderno da Região Hidrográfica Atlântico Sudeste**. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos, 2006.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. A. **Hidrologia Estatística**. 2007.
- NAMAN, S. M.; ROSENFELD, J. S.; NEUSWANGER, J. R.; ENDERS, E. C.; EATON, B. C. Comparing correlative and bioenergetics-based habitat suitability models for drift-feeding fishes. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 9, p. 1613-1626, 2019.
- NESTLER, J. M.; MILHOUS, R. T.; PAYNE, T. R.; SMITH, D. L. History and review of the habitat suitability criteria curve in applied aquatic ecology. **River Research and Applications**, n. 1, p. 1–26, 2019.
- OLIVEIRA, I. D. C. E.; SILVA, D. D. DA; GUEDES, H. A. S.; DERGAM, J. A.; RIBEIRO, C. B. D. M. One-and two-dimensional ecohydraulic modeling of formoso river (MG). **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 6, p. 1050–1062, 2016.
- OYAGUE, E.; VERA, A.; CABREJOS, L.; FRANCO, P. Differences in physical habitat simulation system modelling results using benthic or pelagic fish species as indicators in Peruvian Andes–Amazon rivers. **River Research and Applications**, 2020.
- PAULO, R. G. F. Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: Destaque para aplicação do método do Perímetro molhado no caso de capim Branco I. **Dissertação (Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)**. 2007.
- PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAÚJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 269–278, 2006.
- POFF, N. L. *et al.* The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147–170, 2010.
- POFF, N. L. R.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG, J. C. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, 1997.
- POFF, N. L. R.; THARME, R. E.; ARTHINGTON, A. H. Evolution of Environmental Flows Assessment Science, Principles, and Methodologies. *In: Water for the Environment: From Policy*

and Science to Implementation and Management. Elsevier Inc., v. 1, p. 203–236, 2017.

QUEIROZ, A. T.; OLIVEIRA, L. A. Relação entre produção e demanda hídrica na bacia do rio Uberabinha, estado de Minas Gerais, Brasil. **Sociedade e Natureza**, v. 25, n. 1, p. 191–204, 2013.

RAILSBACK, S. F. Why it is time to put PHABSIM out to pasture. **Fisheries**, v. 41, n. 12, p. 720–725, 2016.

REISER, D. W.; HILGERT, P. J. A Practitioner's Perspective on the Continuing Technical Merits of PHABSIM. **Fisheries**, 2018.

RIO DE JANEIRO (ESTADO). **Plano de Manejo do Parque Estadual da Pedra Selada: Volume 1 - Diagnóstico da Unidade de Conservação.** Resende: Secretaria de Estado do Ambiente (RJ), Instituto Estadual do Ambiente, 2016.

SANTOS, H. A.; POMPEU, P. 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, 2012.

SARMENTO, R. Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo. **UNESCO/ANA/CBHSF**, 2007.

STEFFLER, P.; BLACKBURN, J. **River2D: Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat: Manual**, 2002.

TEIXEIRA, A.; CORTES, R. M. V.; OLIVEIRA, D. Habitat use by native and stocked trout (*Salmo trutta* L.) in two northeast streams, Portugal. **BFPP - Bulletin Francais de la Pêche et de la Protection des Milieux Aquatiques**, 2006.

TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; CARVALHO, B.; PINTO, T.; ARAÚJO, F. G. Distribuição da Ictiofauna em Locais Impactados no Rio Paraíba do Sul. **Série Ciências da Vida**, 2004.

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5–6, p. 397–441, 2003.

TOPCON. **Instruction Manual - Non-Prism total station - GPT-3100W Series.** 2005.

TOPCON. **Hiper + Operation Manual.** 2006.

YU, S. L.; PETERS, E. J. Use of Froude numbers to determine habitat selection by fishes. **Rivers**, v. 6, p. 10–18, 1997.

5.4. Metodologia para avaliação de regime de vazões ecológicas em rios tropicais: uma análise multicritério (ARTIGO 4)

O artigo 4 respondeu a seguinte pergunta de pesquisa da tese: (7) Qual o método multicritério mais adequado para determinação de um hidrograma ambiental em regiões tropicais que considere critérios ecológicos, econômicos e sociais e que apresente praticidade de aplicação por órgãos reguladores do uso d'água? O texto apresentado neste item 5.4 é base inicial de um artigo para ser submetido em uma Revista Científica:

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; COELHO, L. M. G. Metodologia para avaliação de regime de vazões ecológicas em rios tropicais: uma análise multicritério. 2020d. Em fase de elaboração.

As contribuições dos autores em cada uma das áreas da construção do artigo até a conclusão e impressão da tese foram:

- LÉO, V. B. S. (autora da tese): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, recursos, coleta e tratamento de dados, redação e visualização.
- SANTOS, H. A. (orientadora da autora da tese): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, recursos, coleta e tratamento de dados, redação, visualização, supervisão, administração do projeto e aquisição de financiamento.
- COELHO, L. M. G. (coorientador do projeto): conceituação, metodologia, software, análise, validação, investigação, visualização.

I. Introdução

Cinco componentes influenciam a integridade ecológica de um ecossistema fluvial direta e indiretamente, através de seus efeitos sobre qualidade de água, fontes de energia, habitat físico e interações bióticas (POFF *et al.*, 1997) : i) magnitude: quantidade de água que passa por uma seção transversal de um rio por unidade de tempo. No sistema internacional, tem-se a unidade da magnitude em m^3/s ; ii) frequência: quantidade de vezes que determinada vazão de referência ocorre em um intervalo de tempo; iii) duração: espaço de tempo associado a uma condição de vazão. No sistema internacional, tem-se a unidade de duração em segundos (s); iv) taxa de mudança: quão rapidamente a vazão de um rio muda de uma magnitude para outra e v) temporalidade: regularidade que a taxa de mudança ocorre. No sistema internacional, tem-se a unidade da temporalidade em segundos (s), apesar de devido à grande permanência de alguns eventos, ser comum trabalhar com horas ou dias.

A avaliação de características do regime fluvial é essencial para a compreensão e previsão dos efeitos na biota de um rio ocasionados por ações antrópicas (OLDEN e POFF, 2003) ou mesmo climáticas, e podem contribuir para a definição e implementação de medidas mitigadoras. Ao

longo das últimas décadas, várias metodologias propuseram a definição da quantidade necessária de água para manutenção de processos ecológicos em ecossistemas aquáticos (p.ex., O'KEEFFE *et al.*, 2002), muitas das quais consideram apenas a componente magnitude dos regimes fluviais de vazão, com bases em abordagens hidrológicas, hidráulicas, de simulação de habitat ou holísticas. Ressalta-se inclusive que a própria definição dessa “quantidade” recebeu várias nomenclaturas nas diferentes metodologias e legislações pelo mundo, incluindo: vazão ecológica, vazão residual ou remanescente, vazão mínima residual, vazão mínima ecológica, vazão de preservação ambiental, vazão ambiental, vazão de referência, vazão de limpeza e vazão de restrição (SARMENTO, 2007). Ao longo das últimas décadas, mais de 142 metodologias para determinação de vazão ecológica (MDVE) propuseram a definição da quantidade de água (apenas magnitude da vazão) necessária para a manutenção de ecossistemas aquáticos (POFF *et al.*, 2017), com bases em abordagens hidrológicas, hidráulicas e de simulação de habitat (THARME, 2003).

O aumento da compreensão científica das relações vazão-ecologia, a necessidade de refletir sobre as condições de vazões necessárias para manutenção da estrutura e função de todo o ecossistema, além dos meios de subsistência das populações humanas locais, fomentou o desenvolvimento de abordagens que fossem além da conservação e proteção de espécies individuais (POFF *et al.*, 2017). Assim, no final da década de 1980 e em diferentes regiões do mundo, foram propostas várias metodologias conhecidas como métodos holísticos (THARME, 2003). Essas metodologias incorporaram o princípio de que a variabilidade e a perturbação hidrológica são fundamentais para manter um ecossistema aquático dinâmico, que forneça condições ideais para a coexistência de diversas espécies aquáticas (POFF *et al.*, 2017), garantindo, por fim, o uso antrópico a partir do bom uso ecossistêmico.

O desenvolvimento das metodologias holísticas pode ser agrupado nas seguintes vertentes: i) busca por avaliações de vazões ambientais e alocações de água baseadas em múltiplos alvos ecológicos, utilizando princípios hidro-ecológicos modernos aplicados por meio de julgamento técnico em situações locais específicas (POFF *et al.*, 2017); ii) avaliação de como distúrbios hidrológicos em rios sem barramentos poderiam ser analisados estatisticamente e classificados em amplos gradientes hidroclimáticos (POFF *et al.*, 1997); iii) em uma perspectiva geral de conservação de rios e na busca por desenvolver métodos úteis para gestores e efetivos no planejamento das inter-relações entre os tipos de alteração provocadas (POFF *et al.*, 2017).

As principais metodologias holísticas são *Building Block Methodology* (BBM), *Downstream Response to Imposed Flow Transformation* (DRIFT) e *Ecological Limits of Hydrologic*

Alteration (ELOHA). Algumas dessas foram desenvolvidas em países tropicais (THARME, 2003), que por sua vez possuem os rios mais diversos do mundo e os conflitos sociais profundos, apesar da sua incipiente aplicação em rios da América do Sul (LÉO *et al.*, 2020a). Os altos custos de aplicação dos métodos holísticos em locais com escassez de dados ecológicos e modelos hidrológicos, geralmente variando de \$ 100k a \$ 2M segundo Richter *et al.* (2012), e incapacidade de entidades governamentais em arcar com o custo de aplicação da abordagem ELOHA (MARTÍNEZ-CAPEL *et al.*, 2017), podem ser razões que explicam o pouco emprego em determinadas áreas tropicais.

Dessa forma, o presente trabalho propõe uma metodologia de avaliação de regime de vazões ecológicas (ARVE) para áreas tropicais que atendam múltiplos critérios relacionados a serviços prestados pelos cursos d'água às comunidades que dependem dos mesmos e que permita transpor os principais desafios da implantação das metodologias holísticas na América do Sul: i) custo de aplicação; ii) possibilidade de consideração de múltiplos critérios ambientais relacionados a sua diversidade; iii) possibilidade do emprego de abordagens intermediárias práticas e de fácil uso para gestores ou tomadores de decisão.

Para o estudo de caso da aplicação da metodologia ARVE foi escolhido um trecho de rio sem barramentos a montante, que está localizado em uma bacia hidrográfica de Mata Atlântica. O rio Preto é um afluente do rio Paraíba do Sul, fonte de água essencial para a região sudeste do Brasil (COPPETEC, 2006; MMA, 2006). Apesar da importância do rio no abastecimento de água para estados como São Paulo e Rio de Janeiro, existem poucos estudos sobre o regime de vazão ambiental nesta bacia (COSTA *et al.*, 2013; 2015; PINTO *et al.*, 2006). Nesse estudo de caso, foram utilizadas 2 metodologias tradicionais como submodelos dentro da metodologia ARVE, que se destacam pela sua ampla aplicação mundial (POFF *et al.*, 2017) e na América do Sul (LÉO *et al.*, 2020c): a metodologia de abordagem do alcance da variabilidade (em inglês, *Range of Variability Approach* – RVA) (RICHTER *et al.*, 1996, 1997, 1998) e de simulação de habitat físico (em inglês, *Physical Habitat Simulation* – PHABSIM) (BOVEE *et al.*, 1998; BOVEE e MILHOUS, 1978).

O PHABSIM é uma metodologia de simulação da habitat que possui como objetivo principal avaliar os efeitos da manipulação de vazões em habitats físicos fluviais (Linnansaari *et al.*, 2013), integrando as alterações de escoamento (como exemplo, substrato e profundidade) com as condições de habitat preferidas de espécies alvo (THARME, 2003) a partir de modelagem hidrodinâmica. Já o RVA é uma metodologia hidrológica que visa caracterizar as mudanças nos componentes do regime fluvial natural por meio da comparação de variáveis hidrológicas pré e

pós barramentos (RICHTER *et al.*, 1996): 67 parâmetros estatísticos referentes a alterações hidrológicas calculados no software IHA (RICHTER *et al.*, 1997). Ambos os métodos tem sido amplamente estudados e aplicados na América do Sul (LÉO *et al.*, 2020a) e se caracterizam por ser metodologias de aplicação prática.

No estudo de caso também foi utilizado o método multicritério de análise de decisão PROMETHEE (*Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations*) (BRANS *et al.*, 1986) que, a partir de critérios pré definidos e comparações par a par, estabelece um *ranking* de preferência entre cenários. Este método é muito difundido e utilizado em diversas áreas do conhecimento (BEHZADIAN *et al.*, 2010), sendo encontrados trabalhos realizados na área de recursos hídricos (ABU-TALEB e MARESCHAL, 1995; ÖZELKAN e DUCKSTEIN, 1996; RAJU e KUMAR, 2006; RAJU e PILLAI, 1999; SIMON *et al.*, 2006), além de ser um método simples e de fácil operacionalização, justificando assim a utilização deste neste artigo. Após, os resultados obtidos foram verificados com um segundo o método multicritério da Soma Ponderada, sendo este também um método acessível e de grande aplicabilidade.

II. Materiais e métodos

II.1. Metodologia para ARVE em rios tropicais

De acordo com o objetivo geral do trabalho, foi proposta uma metodologia holística para ARVE, que busca vencer os principais desafios para implantação e utilização deste tipo de metodologias em regiões tropicais, (1) buscando atender múltiplos critérios relacionados a serviços prestados pelos cursos d'água às comunidades que dependem dos mesmos, sendo possível a utilização na metodologia de critérios ambientais, econômicos e sociais; (2) levando em consideração a diversidade ecológica existente em regiões tropicais, através da possível utilização de critérios ecológicos relacionados ao regime de vazões e à disponibilidade de habitats; (3) sendo de baixo custo e apresentando praticidade de uso comparada a outras metodologias holísticas existentes, devido aos métodos, ferramentas e softwares sugeridos para utilização na metodologia já serem amplamente conhecidos e aplicados.

A metodologia possui 4 etapas principais (Figura 1). Na primeira, é feita a construção de uma base hidrológica a partir de medições de vazão e modelagens, definindo-se os hidrogramas de referência e atuais. Na segunda etapa, é realizada a medição da alteração do escoamento, identificando regimes fluviais impactados por meio de comparação de informações pós impacto com dados pré impacto. A terceira etapa, contempla o desenvolvimento e definição das relações “vazão *versus* ecologia” e “vazão alterada *versus* respostas ecológicas”, sendo para isto

definidos os cenários (hipóteses) a serem trabalhados e coletadas as informações ecológicas do meio. Já na última etapa são incorporados os valores econômicos e sociais relacionados ao meio ambiente local e suas necessidades, sendo então gerado e aplicado o modelo multicritério. São permitidas escolhas de uso de metodologias de vazão ecológica dentro de duas etapas: Grau de alteração hidrológica (passo 2) e dados ecológicos (passo 3). Além disso, o passo 4 prevê a utilização de qualquer de modelo multicritério. Neste estudo são sugeridos os usos das metodologias RVA (passo 2), PHABSIM (passo 3) e PROMETHEE (passo 4) por estas serem conhecidas e aplicadas mundialmente e por serem de aplicação prática.

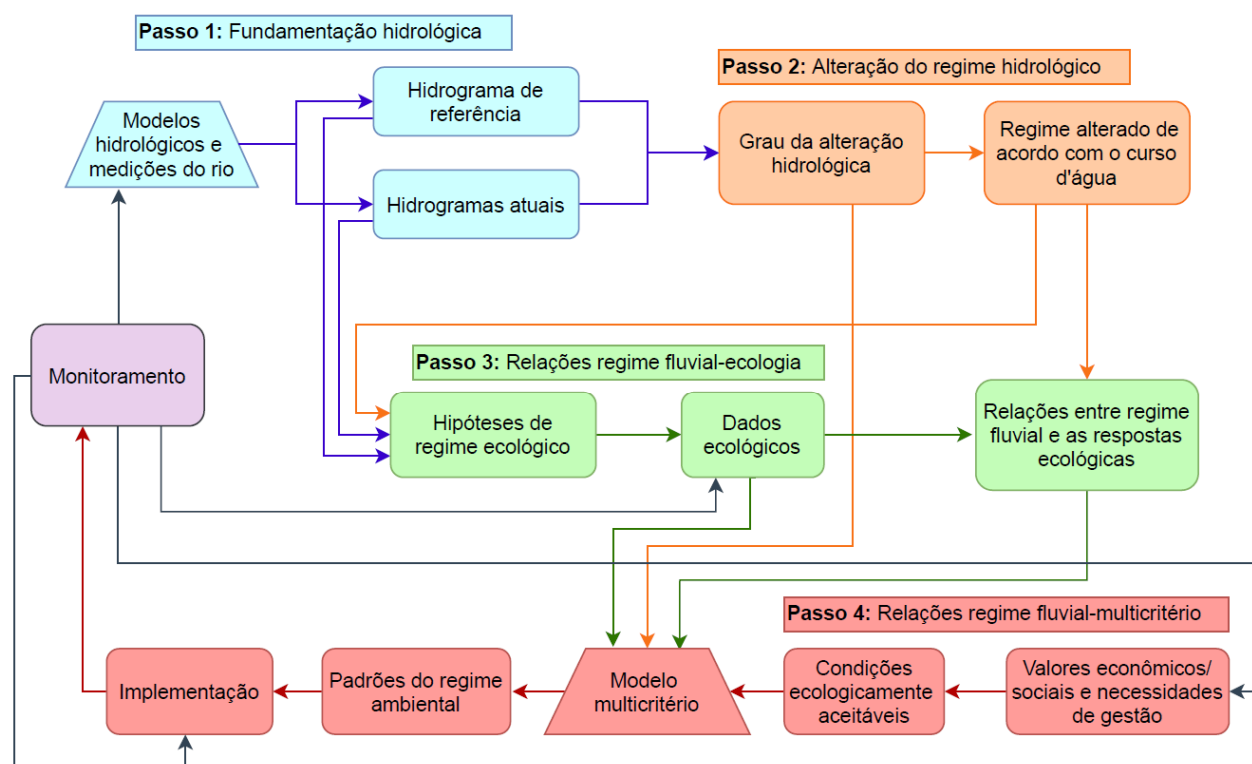


Figura 1 – Metodologia multicritério proposta para ARVE

II.2. Estudo de Caso: ARVE para trecho Rio do Preto

Para aplicação da metodologia, foi realizado um estudo de caso em um trecho de rio que faz divisa entre os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo e para isso foram gerados cenários, coletados dados de entrada e selecionados e o modelo multicritério para análise (Figura 2). Foram utilizados o método RVA para medição do grau de alteração hidrológica, o método PHABSIM para simulação de habitats e o PROMETHEE para aplicação do modelo multicritério.

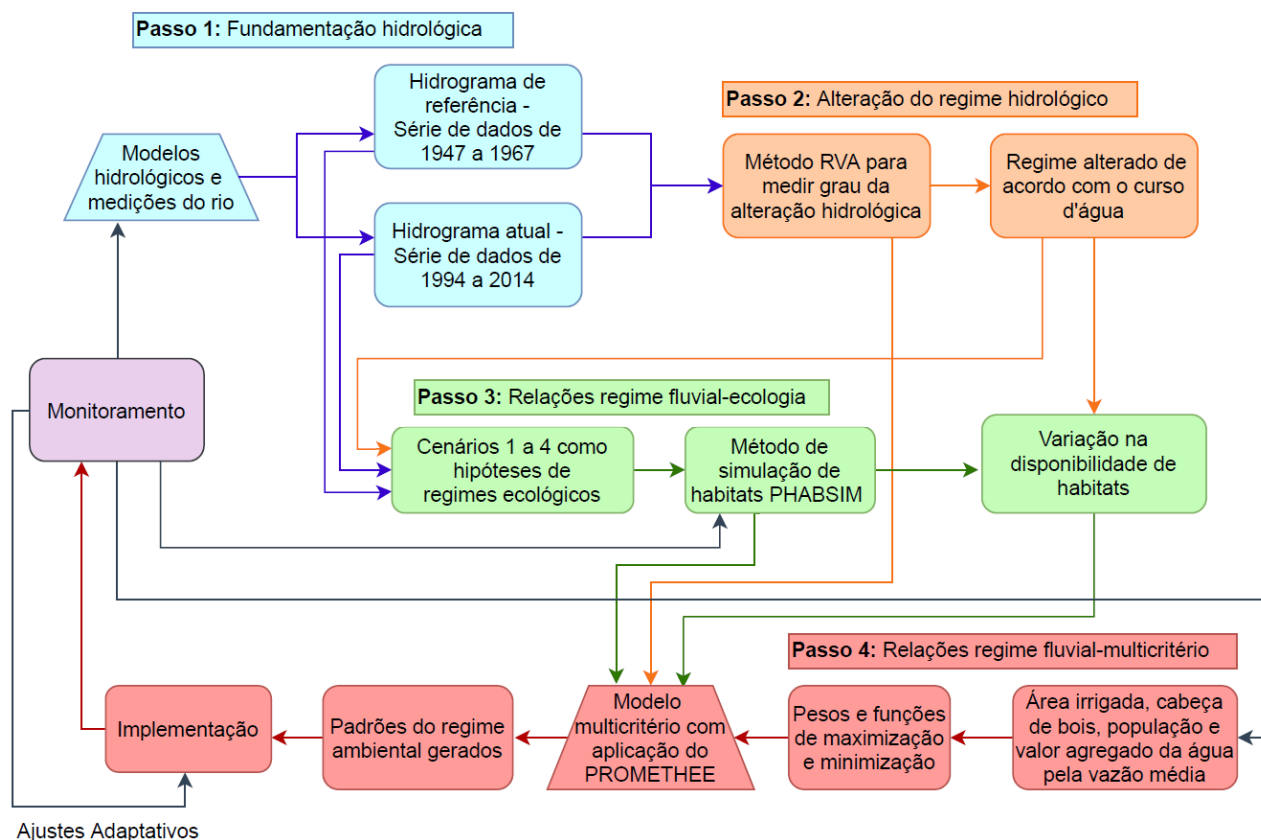


Figura 2 – Modelo multicritério proposto para análise

II.2.1. Local de estudo

A bacia do Paraíba do Sul é hoje uma das áreas com grande demanda de água no país. Recebendo o aporte de áreas contribuintes de Minas Gerais (36,7%), Rio de Janeiro (39,6%) e São Paulo (23,7%) (Figura 3), esta bacia é responsável pelo abastecimento de 90% da cidade do Rio de Janeiro e atende demandas de regiões industriais de São Paulo (COPPETEC, 2006).

Para o estudo foi escolhido um trecho do rio Preto, localizado a noroeste da Bacia do rio Paraíba do Sul (coordenadas 22°17'8.71"S e 44°28'32.00"O), que possui aproximadamente 400 metros de extensão e é de cabeceira (4ª ordem). Este trecho dista do distrito de Visconde de Mauá (pertencente a cidade de Resende - RJ) aproximadamente 8,5 Km.

BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

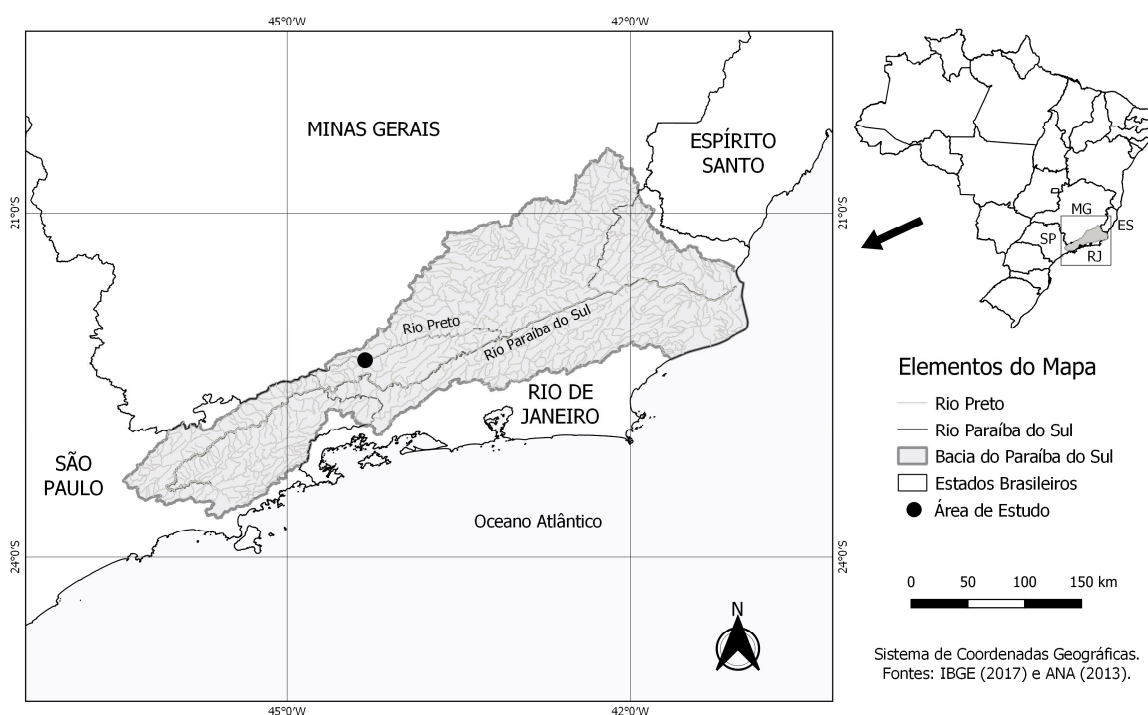


Figura 3 – Localização do trecho de estudo no rio Preto.

A bacia a montante do trecho (Figura 4), com área aproximada de 130 km², não possui nenhum tipo de barramento e a distribuição dos tipos de solo na bacia é dada por: 67,1% de floresta, 12,9% e 14,1% de pastagem suja e limpa, respectivamente, 3,2% de afloramento rochoso, 1,8% de área urbana, 0,5% de água e 0,4% de solo exposto.

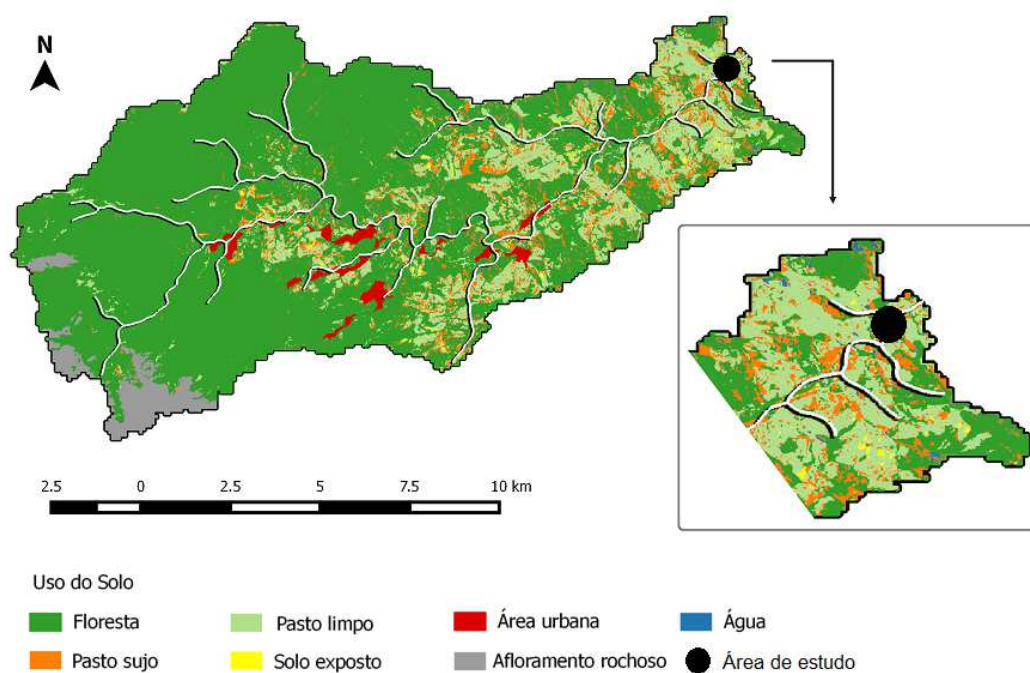


Figura 4 – Bacia hidrográfica em estudo com sua distribuição dos tipos de solo.

A região tem sofrido ao longo dos anos com o aumento da atividade pecuarista na região e com a expansão das cidades, principalmente em área localizadas a jusante do trecho estudado, causando impactos diretamente no rio Preto já que há uma demanda maior pela água para a população e atividades produtivas locais e diminuição da rugosidade devido áreas urbanizadas e áreas de pasto (COPPETEC, 2006).

II.2.2. Cenários RVE

Quatro regimes de vazões foram construídos com base na metodologia de RVA aplicada ao local de estudo e serão tratados como cenários de RVE (LÉO *et al.*, 2020b; LÉO *et al.*, 2020c). A partir de relações observadas de efeitos climáticos e/ou antrópicos, a série de vazões superficiais do trecho de 20 anos (1994 a 2014) foi alterada na componente magnitude de vazão, o que gerou quatro RVE: i) cenário 1: RVE sem efeitos antrópicos (na região destacam-se os efeitos da pecuária) e/ou climáticos significativos; ii) cenário 2: RVE sob efeitos climáticos significativos; iii) cenário 3: RVE sob efeitos antrópicos (pecuária) significativos e iv) cenário 4: RVE sob combinação de efeitos antrópicos e climáticos significativos (Figura 5) .

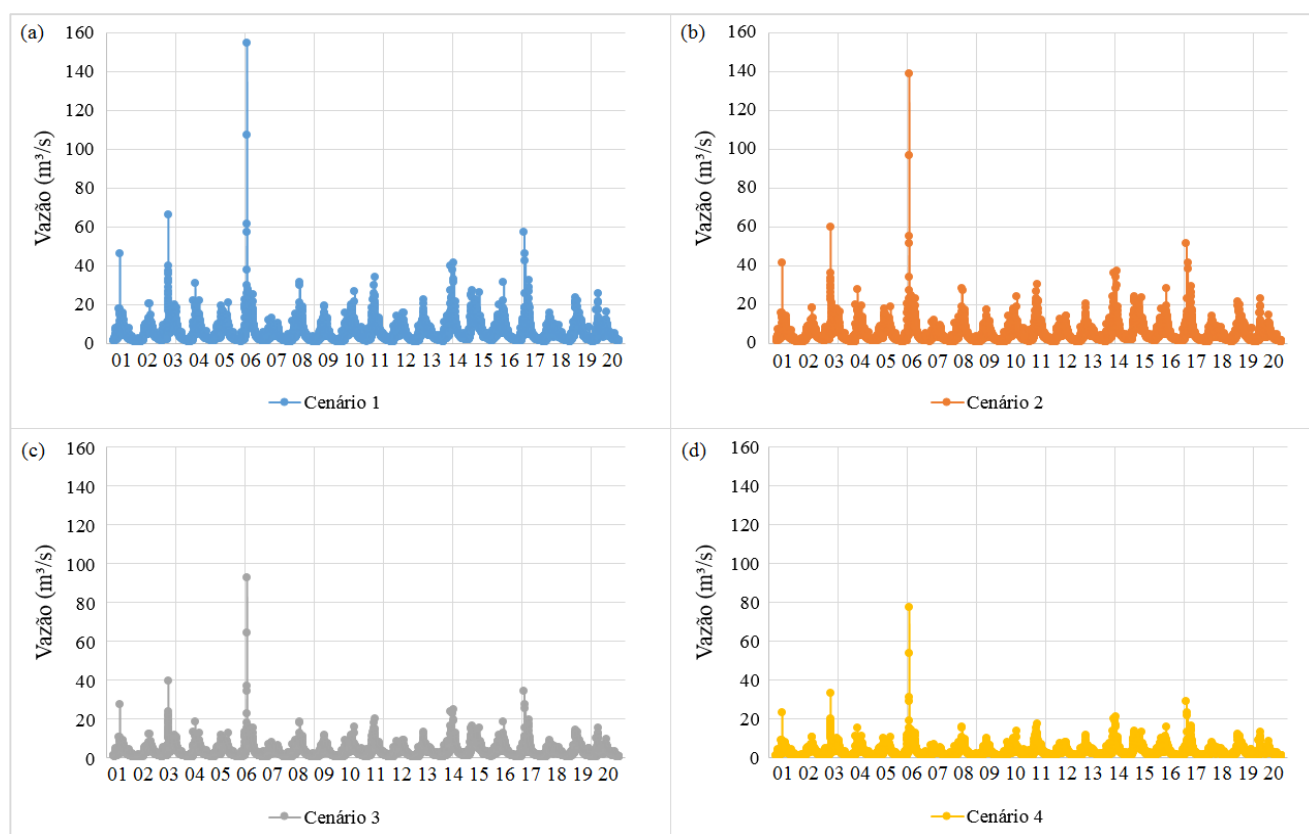


Figura 5 – Hidrogramas relacionados ao a) cenário 1: RVE sem efeitos antrópicos (na região destacam-se os efeitos da pecuária) e/ou climáticos significativos; b) cenário 2: RVE sob efeitos climáticos significativos; c) cenário 3: RVE sob efeitos antrópicos (pecuária) significativos e d) cenário 4: RVE sob combinação de efeitos antrópicos e climáticos significativos.

II.2.3. Dados de entrada

Para aplicação do metodologia ARVE no trecho do rio Preto, os seguintes dados de entradas foram fornecidos: i) análises hidrológicas das séries de dados fornecidas pelas estações Fluviométrica Visconde de Mauá (Código 5852500) e Pluviométrica Visconde de Mauá (Código 02244047) (ANA, 2019), ambas localizadas a aproximadamente 8,2 Km de distância a montante do segmento do rio Preto selecionado para o estudo; ii) séries históricas de população residente, área cultivada e efetivo de bovinos referentes a cidade de Resende, fornecidos pelo IBGE (censos demográficos e agropecuários) e pelo Ministério da Fazenda (IPEA, 2020); e dados de consumo populacional (vazão consumida e custo do m³ de água) e de bovinos e área irrigada (vazão consumida) retirados de estudos da bacia (AGEVAP, 2015; COPPETEC, 2006) e fornecidos pelo IBGE (IPEA, 2020); iii) resultados da metodologia RVA aplicada as análises hidrológicas do item i); e iv) resultados da aplicação da método de simulação de habitat físico para espécies de peixes locais (LÉO *et al.*, 2020c).

II.2.3.1. Critério ambiental: variação da disponibilidade de habitats para espécies de peixes locais

A aplicação do método PHABSIM no trecho do rio Preto gerou a disponibilidade de habitats físicos para 6 espécies de peixes: *Pareiorhina cf. rudolphi* (PRUD), *Rhandia quelen* (RQUE), *Trichomycterus nigroauratus* (TNIG), *Astyanax intermedius* (AINT), *Brycon opalinus* (BOPA) e *Phalloceros harpagos* (PHAR) (LÉO *et al.*, 2020c). Para o presente estudo de caso, foram escolhidas duas magnitudes típicas de vazão para calcular a variabilidade de habitat físico dentro do RVE: i) vazão com probabilidade de ocorrência de 1 ano e ii) 30% da vazão com 95% de permanência. A escolha dessas vazões deve-se a importância das mesmas no ciclo de vida das espécies de peixes da região. Assim, as áreas ponderadas de habitat (WUA), obtidas para cada vazão média anual, foram subtraídas e gerada a variação da disponibilidade de habitats para espécies de peixes locais (Tabela 1) (em módulo).

Tabela 1 – Variação da disponibilidade de habitat por espécie e cenário.

Cenário	Vazão média anual (m ³ /s)	Variação da disponibilidade de habitats (m ²)					
		AINT	BOPA	PHAR	PRUD	RQUE	TNIG
1	11,348	54,050	271,590	54,660	65,770	811,240	315,130
2	10,592	66,960	280,010	39,200	71,920	766,910	290,870
3	8,322	99,960	299,660	59,740	96,790	608,330	237,520
4	7,565	114,910	321,000	70,300	104,280	603,520	222,530

Três espécies alvo de peixes foram escolhidas para o estudo de caso em função da ausência das mesmas em outras regiões mais impactadas da mesma bacia e portanto sua importância de

preservação: i) *Trichomycterus nigroauratus* (TNIG), o *Brycon opalinus* (BOPA) e o *Astyanax intermedius* (AINT). Essas três espécies de peixes também apresentam diferentes demandas de habitats físicos, considerando velocidade, profundidade e substrato (LÉO *et al.*, 2020c).

II.2.3.2. Critério ambiental: Regime alterado de acordo com o curso d'água

O RVA foi empregado como método para determinação da alteração do regime de vazões. Trata-se de um método hidrológico prático (RICHTER *et al.*, 1996, 1997, 1998) que verifica alterações em 33 indicadores hidrológicos a partir da faixa de ocorrência desses eventos em um período pré-impacto (aqui tratado de período 1) e um período pós-impacto (aqui tratado de período 2). Assim, a partir de uma faixa alvo de referência (relacionada a um período pré impacto), a metodologia avalia se em um período posterior (pós impacto) houve ou não o atingimento da faixa alvo e como foi o alcance desta (RICHTER *et al.*, 1996, 1997, 1998). Isto é dimensionado pelo fator RVA a partir da chamada frequência esperada (FE) dos dados do período pré impacto e da frequência observada (FO) obtida com base nos dados pós-impacto (Eq. 1).

$$RVA = (FO-FE)/FE*100 \quad (1)$$

Resultados positivos do fator RVA indicam que o número de observações que se enquadram na faixa alvo foi superior no período pós impacto do que no período pré impacto, enquanto que valores negativos representam diminuição da frequência no pós-impacto. Resultados iguais a zero indicam conservação das observações nos dois períodos. Além disto, para esta classificação do grau de alteração, valores em módulo de $RVA \leq 33\%$ indicaram baixa ou nenhuma alteração, de RVA entre 34 e 67% com média alteração e de $RVA \geq 68\%$ com alta alteração (RICHTER *et al.*, 1998).

Assim, para encontrar o fator RVA para cada um dos 33 indicadores, foi utilizado o software IHA (CONSERVATION GATEWAY, 2019). Como entrada no modelo foram necessários dados da série histórica de vazões diárias. Para a simulação foram escolhidos os períodos pré (1947 a 1967 – período 1) e pós impacto (1994 a 2014 – período 2) levando em consideração o ano mais antigo e o mais atual existente na série de dados fluviométricos, sendo estes dados consistidos. Assim, foram rodados quatro análise de RVA, considerando como o período 2 os diferentes RVE dos quatros cenários (Figura 5).

Dentre os 33 indicadores, foram escolhidos cinco como critérios para o modelo multicritério, sendo estes que tiveram maior alteração da faixa alvo e que representassem variados componentes do regime hidrológico: vazões mínima e máxima anual de 30 dias representando

as componentes magnitude e duração; quantidade e duração de baixos pulsos, representando as componentes frequência e duração; e média das diferenças positivas entre dias consecutivos (rise rate), representando a componente taxa de mudança.

II.2.3.3. Critérios sociais e econômicos

A análise de uso e ocupação do solo juntamente com dados econômicos e sociais coletados da região indicaram a importância das seguintes atividades econômicas locais: pecuária, agricultura, turismo (AGEVAP, 2015; COPPETEC, 2006; TCE, 2016). Em decorrência dessa importância três índices foram adotados como critérios sociais e econômicos da região: i) área de agricultura a ser irrigada pela vazão média anual, considerando 0,463 L/s por hectare irrigado; ii) quantidade de cabeça de bois possível de ser sustentada pela vazão média anual, considerando o consumo 100 L/dia por cabeça de boi; iii) quantidade de população sustentada pela vazão média anual, considerando o consumo médio por habitante de 244 L/dia referente ao estado do Rio de Janeiro. Os consumos de área irrigada e de bois, foram adotados baseados no Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Paraíba do Sul (COPPETEC, 2006), bacia na qual pertence o trecho do rio Preto em estudo, e o consumo por habitante baseado no Plano Municipal de Saneamento Básico de Resende – RJ (AGEVAP, 2015), cidade onde está localizado o trecho de rio em estudo.

O valor agregado da água foi calculado pelo custo mensal da água relacionada a vazão média anual e foram consideradas as tarifas de 2020 dadas pela concessionária que atende a região relativos aos serviços públicos prestados de água e de esgoto para o setor doméstico e industrial (COMPANHIA ÁGUAS DAS AGULHAS NEGRAS, 2020): atribuiu-se 79% do consumo ao uso industrial e 21% ao uso doméstico (COPPETEC, 2006). Ressalta-se que a bacia do Paraíba do Sul foi pioneira no país em instituir o instrumento de cobrança de água criado pela Política Nacional de Recursos Hídricos, com início no ano de 2013 (CEIVAP, 2020).

II.2.4. Método multicritério PROMETHEE

Para presente estudo de caso, foi escolhido como base o método de sobreclassificação PROMETHEE, versões PROMETHEE I e II, sendo utilizado o software Visual PROMETHEE (MARESCHAL, 2013). A escolha por este método foi dada pelos tipos de critérios e cenários definidos, pela ampla utilização do mesmo, inclusive na área de recurso hídricos (ABU-TALEB e MARESCHAL, 1995; ÖZELKAN e DUCKSTEIN, 1996; RAJU e KUMAR, 2006; RAJU e PILLAI, 1999; SIMON *et al.*, 2006), e pela praticidade de sua aplicação.

Para aplicação do método PROMETHEE, os dados da matriz de consequências foram

normalizados, sendo utilizada a função de preferência V-shape (Figura 6), sendo esta uma das seis funções propostas no método (BRANS *et al.*, 1986). Esta função foi escolhida por considerar apenas o limiar de preferência (neste estudo foi levado em conta que qualquer diferença entre valores é considerável, não havendo limiar de indiferença) e por considerar uma distribuição entre 0 e o limiar de preferência definido. Uma função de preferência em geral tem como objeto encontrar o grau de preferência (GP), de 0 a 1, entre dois cenários em um critério específico, levando em consideração o desvio (d) entre estes valores referente a um limiar de preferência (p) definido. Para o modelo foi escolhido o limiar de preferência (p) de 5%, sendo que um valor de cenário comparado a outro possuindo desvio a partir de 5%, o primeiro é considerado 100% preferível (GP = 1) em relação ao segundo. Valores com desvio menores seguem a distribuição da reta até chegar a 0. A escolha de 5% de preferência ocorreu devido a diferença entre os valores de magnitude do cenário 1 e cenário 2 serem de 10%, devendo essa preferência ser menor que essa referência.

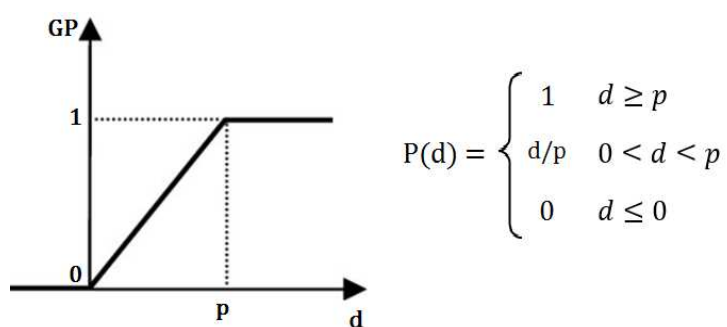


Figura 6 – Função de preferência V-shape

A partir dos cenários e critérios escolhidos, construiu-se a matriz de consequências do modelo (Tabela 2).

Tabela 2 – Matriz de consequência do modelo desenvolvido

Critérios	Cenários			
	1 (Q=11,35m³/s)	2 (Q=10,59m³/s)	3 (Q=8,32m³/s)	4 (Q=7,57m³/s)
Cabeças de boi	9804788	9151136	7190178	6536526
População residente	4016710	3748929	2945587	2677806
Área irrigada (ha)	24516,89	22882,43	17979,06	16344,6
Valor agregado da água (milhões R\$)	416	388	305	277
Variabilidade do WUA (m²) - AINT	54,05	66,96	99,96	114,91
Variabilidade do WUA (m²) - BOPA	271,59	280,01	299,66	321
Variabilidade do WUA (m²) - TNIG	315,13	290,87	237,52	222,53
RVA - Vazão mínima anual de 30 dias	0,6923	0,7692	0,3077	0,7692
RVA - Vazão máxima anual de 30 dias	0,1429	0,1429	0,8571	0,8571
RVA - Quantidade de pulsos baixos	0,9	0,6	0,3	0,7
RVA - Duração de pulsos baixos	1	0,6667	0,5	0,3333
RVA - Média das diferenças positivas	0,05263	0,05263	0,05263	0,1053

Para cada um dos critérios foi definido os pesos a serem utilizados nas simulações e os efeitos do critérios em relação ao objetivo do modelo: se causava efeito positivo (aumento do critério favorece o objetivo principal), utilizou-se a função de maximização do critério; e se causava efeito negativo (diminuição do critério favorece o objetivo principal), utilizou-se a função de minimização do critério (Tabela 3).

Tabela 3 – Parâmetros de entrada para métodos multicritério. Em cinza está evidenciado o que foi alterado nas simulações 1 e 2 em relação a simulação 1

Critérios	Tipo de relação	Simulação 1		Simulação 2		Simulação 3		Simulação 4	
		Peso	Função	Peso	Função	Peso	Função	Peso	Função
Cabeças de boi	Econ./Social	1	Max	2	Max	1	Max	1	Max
População residente	Econ./Social	1	Max	2	Max	1	Max	1	Max
Área irrigada (ha)	Econ./Social	1	Max	2	Max	1	Max	1	Max
Valor agregado da água (milhões R\$)	Econ./Social	1	Max	2	Max	1	Max	1	Max
Variabilidade do WUA (m ²) - AINT	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max
Variabilidade do WUA (m ²) - BOPA	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max
Variabilidade do WUA (m ²) - TNIG	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max
RVA - Vazão mínima anual de 30 dias	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max
RVA - Vazão máxima anual de 30 dias	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max
RVA - Quantidade de pulsos baixos	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max
RVA - Duração de pulsos baixos	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max
RVA - Média das diferenças positivas	Ambiental	1	Min	1	Min	2	Min	1	Max

Para estudo dos pesos dos critérios ambientais, sociais e econômicos, foram realizadas quatro simulações: i) simulação 1: peso igual para todos os critérios, sendo os critérios econômicos/sociais maximizados e os ambientais minimizados; ii) simulação 2: dobro do peso para os parâmetros econômicos/sociais, mantendo as funções de maximização e minimização igual a simulação 1, de forma a avaliar a distribuição dos cenários ao aumentar a importância dos aspectos econômicos/sociais, iii) simulação 3: dobro do peso para os parâmetros ambientais, mantendo as funções de maximização e minimização igual a simulação 1, de forma a avaliar a distribuição dos cenários ao aumentar a importância dos aspectos ambientais e iii) simulação 4: foi mantido os pesos iguais para todos os parâmetros (igual a simulação 1), sendo alterada a função dos parâmetros ambientais de minimização para maximização.

Durante as simulações no modelo PROMETHEE, o fluxo líquido (Phi) é calculado e representado a diferença entre os fluxos positivo e negativo. Assim, um melhor cenário irá apresentar o melhor fluxo positivo (Phi+) ou pior fluxo negativo (Phi-) em relação aos outros cenários.

II.3. Verificação da metodologia ARVE para rios tropicais

O método da Soma Ponderada (BARTOLINI *et al.*, 2005) foi utilizado para verificar os

resultados obtidos com a aplicação da metodologia ARVE para rios tropicais. Esse método utilizou-se dos mesmos cenários, dados de entrada, pesos e funções de maximização e minimização dos critérios do que o método PROMETHEE.

III. Resultados

III.1. Estudo de Caso: ARVE para trecho do rio Preto

Aplicação da metodologia ARVE no estudo de caso do trecho do rio Preto, gerou o seguinte *ranking* dos cenários de RVE: cenário 1, cenário 2, cenário 3 e cenário 4. Para as simulações de verificação de peso (2, 3e 4), observou-se a alteração do ranking (Figura 7 e Tabela 4).

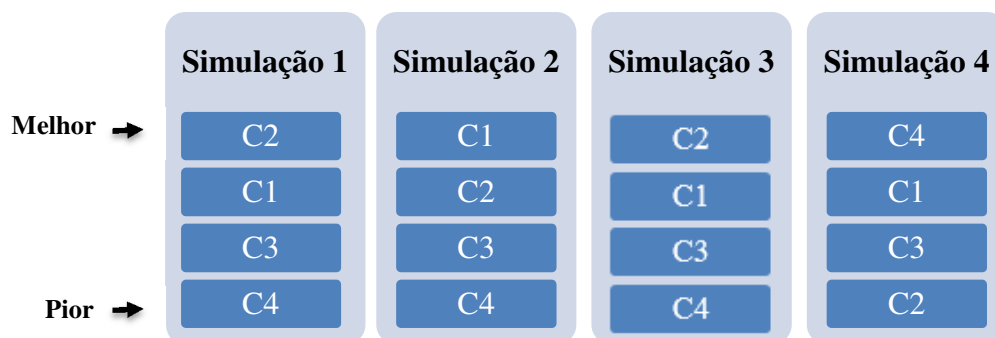


Figura 7 – Ranking das simulações aplicando o método PROMETHEE II.

Tabela 4 – Fluxos positivos e negativos gerados pelo PROMETHEE I e fluxos líquidos gerado pelo PROMETHEE II para as simulações 1(a), 2(b), 3(c) e 4(d).

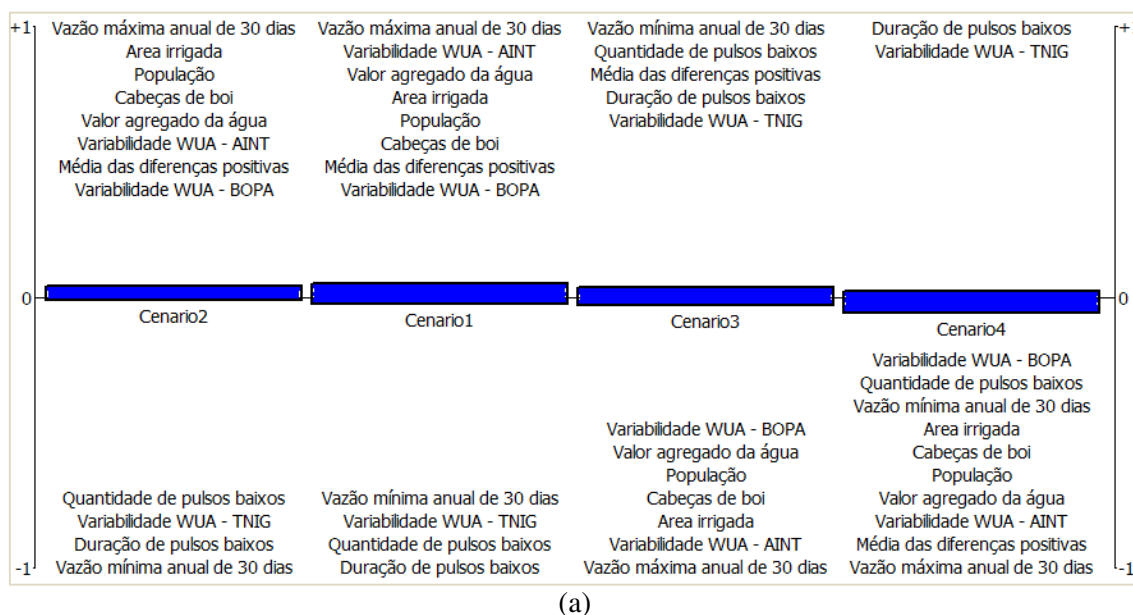
(a)				(b)			
Cenários	Simulação 1			Cenários	Simulação 2		
	Phi	Phi+	Phi-		Phi	Phi+	Phi-
C2	0,0211	0,0371	0,0160	C1	0,0309	0,0471	0,0162
C1	0,0204	0,0420	0,0216	C2	0,0259	0,0390	0,0132
C3	0,0012	0,0320	0,0309	C3	-0,0081	0,0257	0,0338
C4	-0,0427	0,0129	0,0555	C4	-0,0487	0,0096	0,0583

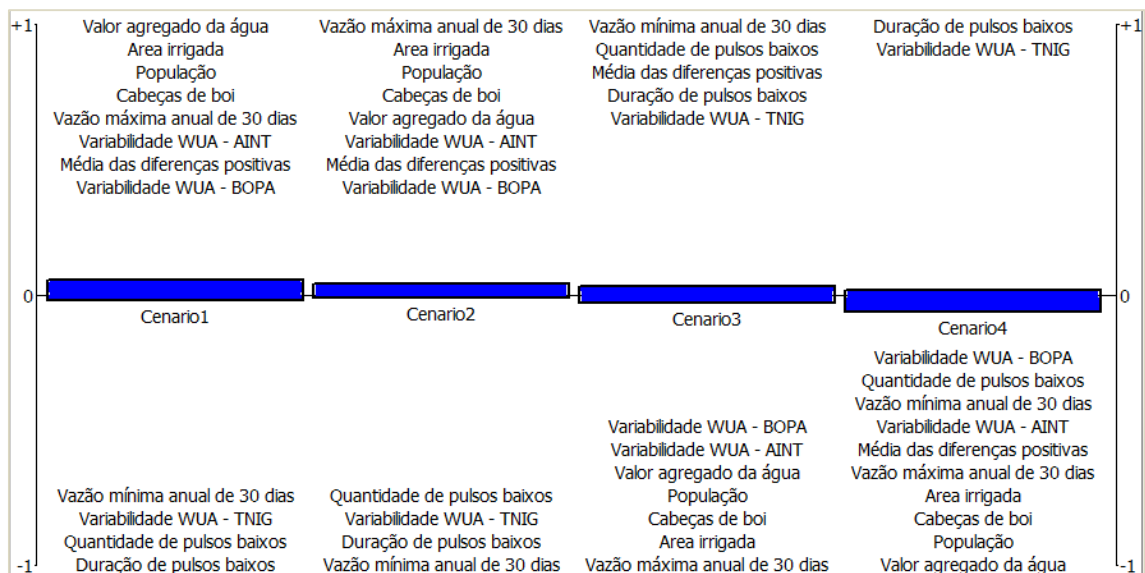
(c)				(d)			
Cenários	Simulação 3			Cenários	Simulação 4		
	Phi	Phi+	Phi-		Phi	Phi+	Phi-
C2	0,0173	0,0356	0,0182	C4	0,0547	0,1024	0,0477
C1	0,0120	0,0380	0,0260	C1	-0,0090	0,0672	0,0762
C3	0,0085	0,0371	0,0286	C3	-0,0096	0,0693	0,0789
C4	-0,0378	0,0154	0,0533	C2	-0,0361	0,0413	0,0774

Na simulação 2, com o aumento dos pesos dos critérios econômicos/sociais o cenário 1 (sem alteração antrópica e climática) passou a ser o melhor em relação ao cenário 2. Em relação a alteração na simulação 3 em relação a simulação 1, constata-se a mesma ordenação do *ranking*. Já quanto a alteração na simulação 4 em relação a simulação 1, constata-se troca entre o primeiro e o último lugares do *ranking*.

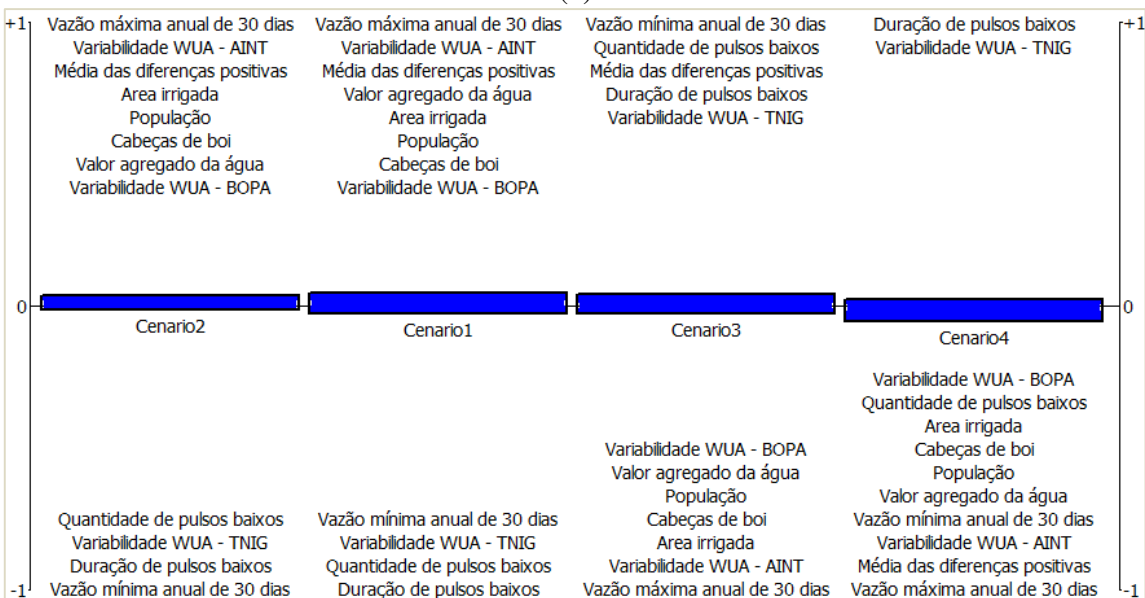
Destaca-se ainda que os valores de fluxo líquido Phi dos cenários 1 e cenários 2 na simulação 1 e os valores de Phi dos cenários 1 e 3 na simulação 4 foram muito próximos, podendo ser considerados empatados. Ao comparar os fluxos positivos e negativos dos cenário 1 e cenário 2 na simulação 1 (Tabela 4a), por exemplo, o cenário 2 é o critério mais equilibrado, com menos resultados muito ruins (menor Phi-) e também menos resultados muito bons (menor Phi+).

Observa-se que entre as simulações 1, 2 e 3 (Figuras 8a, 8b e 8c) não houve diferença entre os critérios que tiveram fluxo positivo e negativo em nenhum dos cenários, sendo a diferença entre eles apenas na valoração dos fluxos. Porém entre as simulações 1 e 4 (Figura 8a e 8d), houve alterações significativas entre os critérios que tiveram fluxo positivo e negativo em todos os cenários, o que pode ser explicado pela troca brusca da função de minimização para maximização dos critérios ambientais.

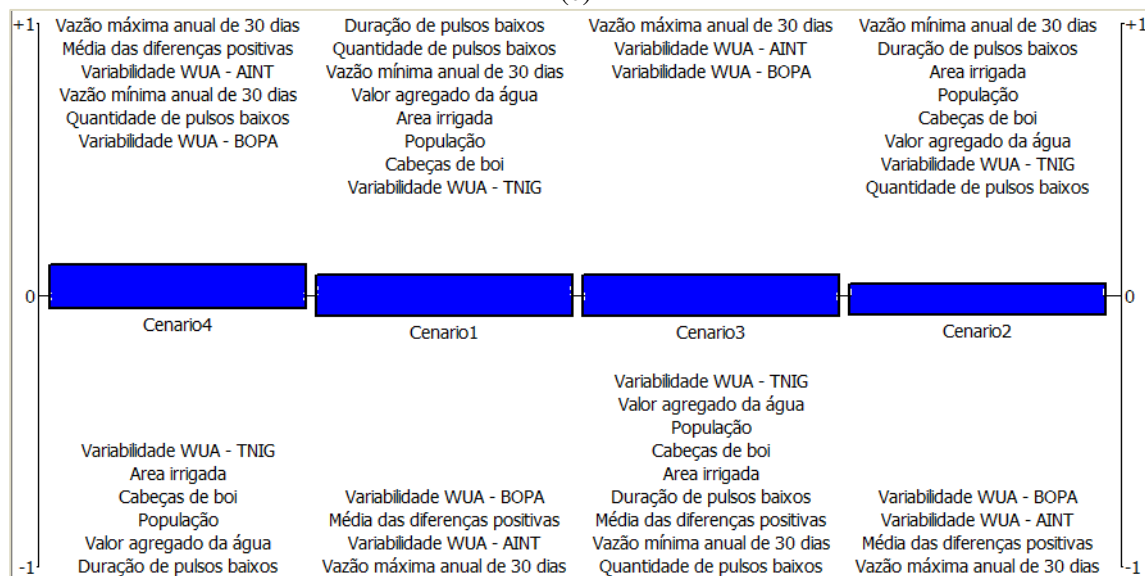




(b)



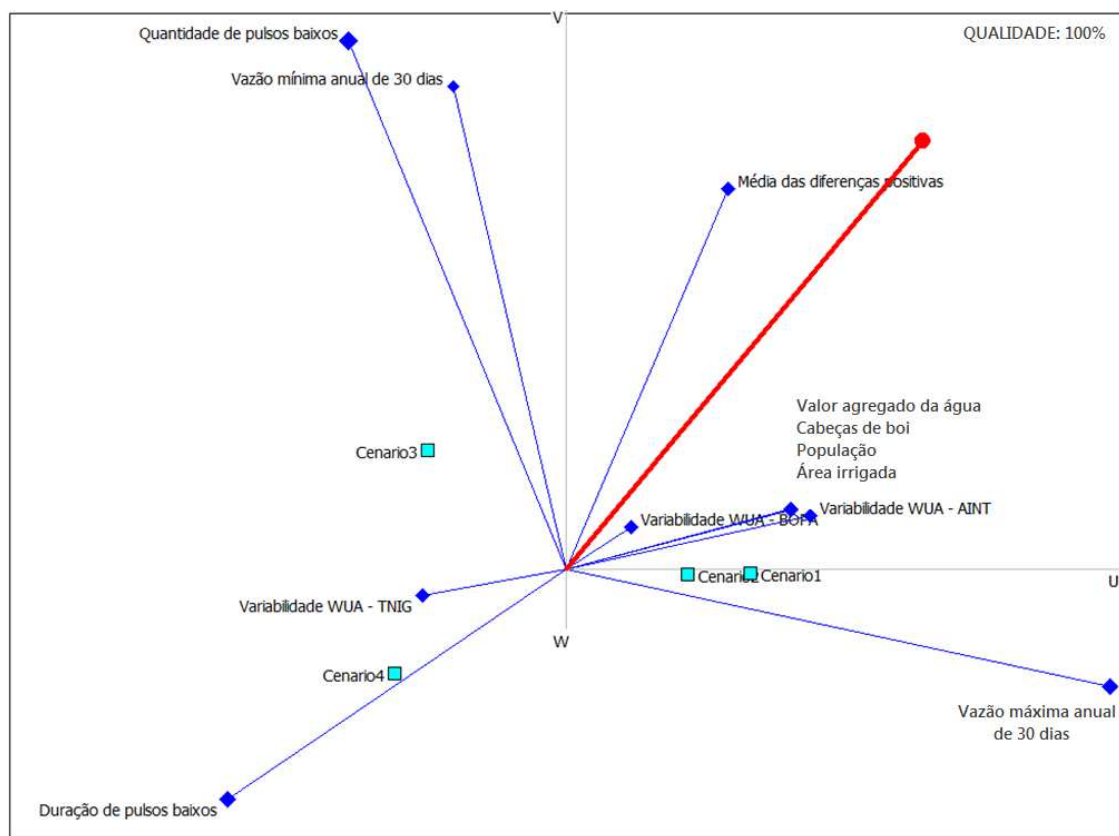
(c)



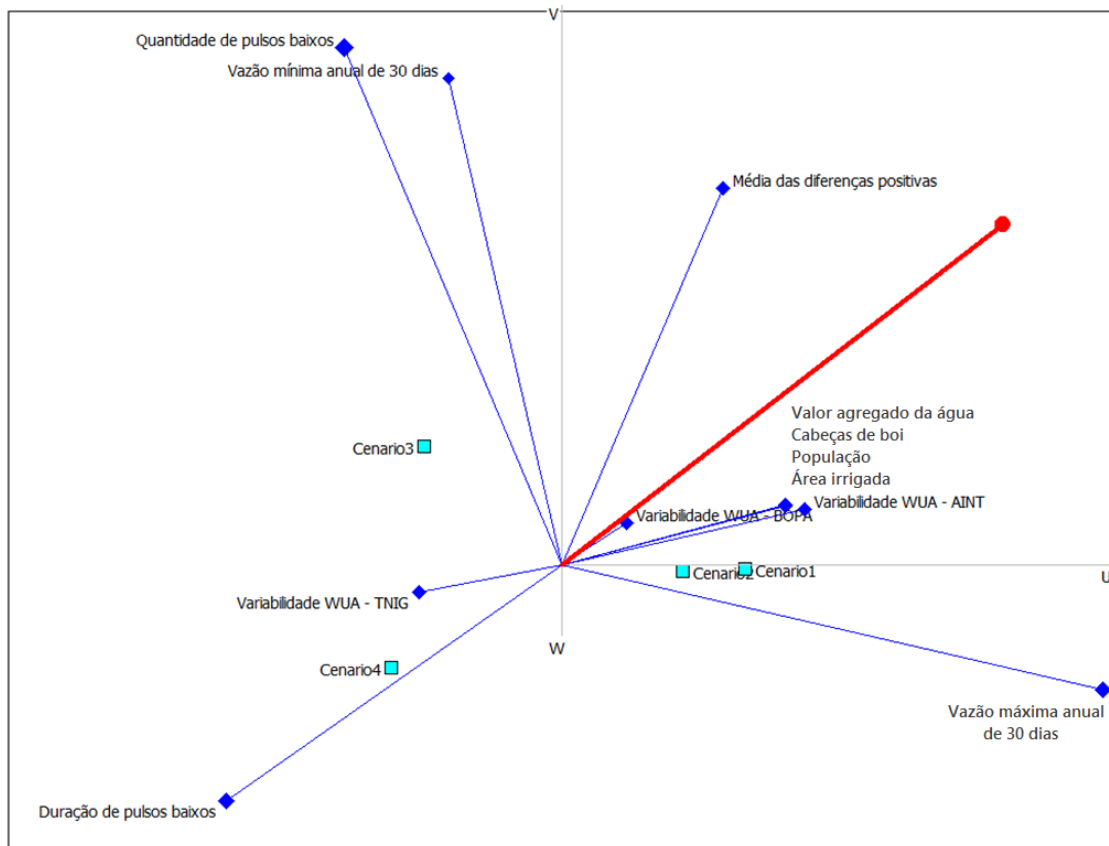
(d)

Figura 8 – Classificação dos critérios por fluxo positivo e negativo em cada uma dos cenários nas simulações 1(a), 2(b),3(c) e 4(d): os critérios que estão na parte superior do gráfico referem-se ao que tiveram fluxo positivo e os que estão abaixo que tiveram fluxo negativo, sendo o gráfico central o indicativo de como variou o fluxo líquido.

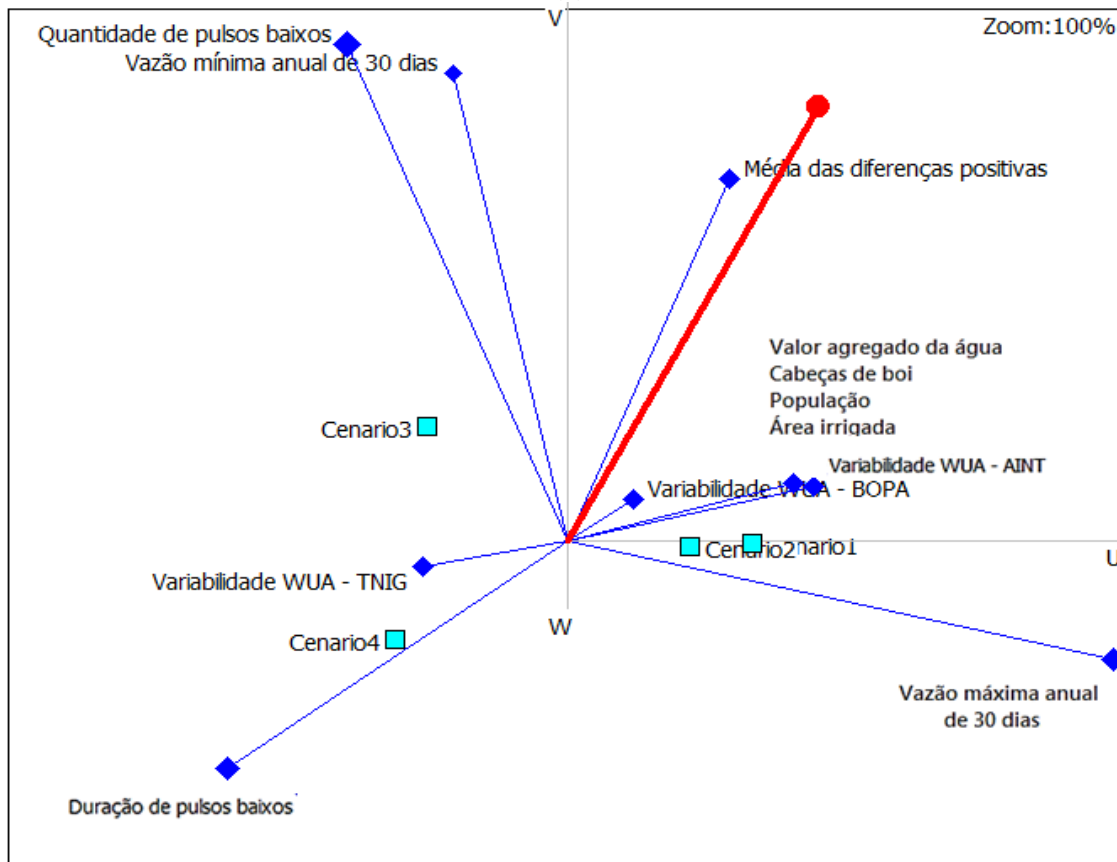
A análise de componentes principais (GAIA) da simulação 1, 2 e 3 indicou o cenário 1 e 2 no mesmo quadrante e cenários 3 e 4 em quadrantes opostos (Figura 9a,9b e 9c). Os critérios de variabilidade de habitat físico de duas espécies (AINT e BOPA), vazão máxima de 30 dias e todos os critérios sociais e econômicos, tiveram importante participação no ranking dos cenários 1 e 2. Na simulação 4, os cenários 1 e 2 permaneceram próximos e cenários 3 e 4 permaneceram em quadrantes opostos (Figura 9c). Os critérios de variabilidade de habitat físico de duas espécies (AINT e BOPA) e vazão máxima de 30 dias, tiveram importante participação no ranking do cenário 4.



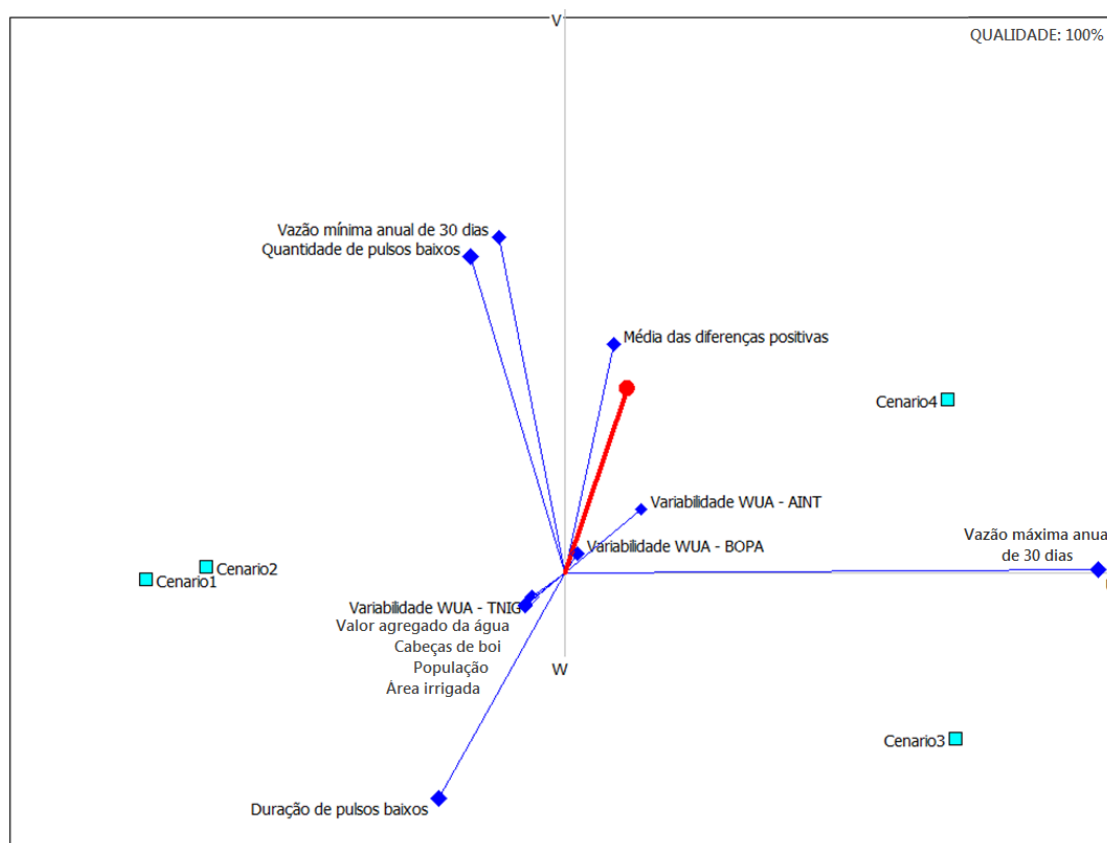
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 9 – Representação tridimensional (GAIA) dos cenários e critérios de acordo com as simulações 1(a), 2 (b), 3 (c) e 4(d), sendo o índice de qualidade de 100% destas análises referente aos componentes principais de ordem 1 (U) e 2 (V).

III.2. Aplicação do método da soma ponderada

Após normalização dos dados, levando em consideração as funções definidas de maximização e minimização dos critérios, foram obtidos os seguintes rankings dos cenários (C1, C2, C3 e C4) para as simulações 1, 2, 3 e 4 aplicando o método Soma Ponderada (Figura 10), com seus respectivos fluxos (Tabela 5).

	Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3	Simulação 4
Melhor →	C1	C1	C1	C1
	C2	C2	C2	C4
	C3	C3	C3	C2
Pior →	C4	C4	C4	C3

Figura 10 – Ranking das simulações aplicando o método da Soma Ponderada

Tabela 5 – Fluxos gerados pelo método da Soma Ponderada das simulações 1(a), 2(b), 3(c) e 4(d)

(a)		(b)	
Cenários	Simulação 1	Cenários	Simulação 2
	Fluxo		Fluxo
C1	0,818	C1	0,864
C2	0,806	C2	0,838
C3	0,763	C3	0,755
C4	0,623	C4	0,634

(c)		(d)	
Cenários	Simulação 3	Cenários	Simulação 4
	Fluxo		Fluxo
C1	0,782	C1	0,824
C2	0,781	C4	0,759
C3	0,768	C2	0,685
C4	0,614	C3	0,790

Observa-se que as simulações 1, 2, 3 e 4 mantiveram a ordenação do ranking igual (Tabelas 5a, 5b e 5c), porém na simulação 1 e 3 os resultados entre os cenários 1 e 2 são mais próximos. Na simulação 4 houve uma mudança brusca, sendo o cenário 4 considerado o segundo melhor do ranking. Isto pode ser explicado pela escolha de maior variabilidade dos critérios ambientais (maximização das funções nos critérios ambientais) ser quando há alteração climática e antrópica.

Ao comparar os resultados encontrados das três simulações aplicando o método PROMETHEE com os da Soma Ponderada é possível avaliar que eles não são conflitantes, porém as alterações entre as ordenações dos rankings na simulação 1 e na simulação 4 podem ser explicadas pelas diferenças entre os fluxos entre os cenários serem pequenas e o método da Soma Ponderada não considerar um limiar de preferência como ocorre no método PROMETHEE. Ressalta-se, assim, que tanto a estrutura do modelo multicritério quanto a escolha do método podem ser definidas em função das premissas desejadas pelo tomador de decisão, como exemplo, a própria utilização ou não de limites de preferência entre os cenários.

IV. Discussão

Várias metodologias para estabelecimento de vazão ecológica foram propostas desde a década de 70 em todo mundo (THARME, 2003). As abordagens holísticas são importantes ferramentas para o reconhecimento da importância crítica do regime hidrológico como principal base dos processos ecológicos nos sistemas de planície fluvial (JUNK *et al.*, 1989; POFF *et al.*, 1997; RICHTER *et al.*, 1997) e bem como do papel das vazões ambientais na manutenção e sustentabilidade a longo prazo de tais sistemas (THARME, 1996). Entretanto, tais abordagens ainda são empregadas de forma incipiente em algumas áreas tropicais (LÉO *et al.*, 2020a),

principalmente em regiões que tem experimentado um aumento na pressão dos recursos hídricos.

O emprego da metodologia ARVE em um trecho de rio, localizado numa região de cabeceira de uma importante bacia hidrográfica brasileira, mostrou-se capaz de diferenciar cenários de regime de vazões provocados por diferentes graus de impacto antrópico e climático. Critérios sociais, econômicos e ambientais foram avaliados em dois modelos multicritérios e um ranking final elencou o melhor cenário de RVE considerando os diversos fatores nos dois modelos aplicados.

De forma geral, a metodologia proposta é capaz de utilizar diferentes modelos multicritérios, diferentes metodologias de vazão ecológica como sub-modelos integrados e diferentes critérios ambientais, sociais e econômicos, sendo portanto uma metodologia adaptável (de possíveis simplificações ou mais detalhamentos) e replicável (sendo possível utilização em outras áreas), facilitando a operação da mesma pelos tomadores de decisão.

Assim, a flexibilidade da metodologia ARVE é comparável com a abordagem ELOHA (POFF *et al.*, 2010). Porém o emprego de métodos multicritérios para a geração do ranking de cenários de RVE, a torna bem mais acessível a tomadores de decisão. Os dados de entrada para geração dos cenários, bem como para definição do grau de impacto do regime de vazões em questão, são de fácil obtenção em agências governamentais de monitoramento das principais drenagens da América do Sul.

Limitações da metodologia geram em torno dos custos das aplicações dos sub-modelos integrados. No estudo de caso, a metodologia PHABSIM, apesar de bastante estudada na América do Sul, envolve custos de amostragem em campo da ordem de R\$ 50.000,00 por amostragem (a presente aplicação do PHABSIM foi da ordem de R\$ 150.000,00). Dessa forma, sugere-se que a aplicação dos sub-modelos integrados, especialmente aqueles relacionados a obtenção de dados ecológicos, seja realizada em parcerias com Universidades e unidades de gestão de água local, que normalmente realizam esses estudos de forma continuada e com recursos financeiros otimizados.

V. Conclusão

A metodologia ARVE pode ser aplicada por gestores da água de forma a simular cenários já existentes ou até mesmo cenários futuros de RVE, podendo ser utilizados valores sociais e econômicos, bem como critérios de qualidade ambiental diversos.

A proposição de um novo método para regime ecológico, que envolva aspectos múltiplos e que

auxílio políticas de gestão dos recursos hídricos de áreas tropicais localizadas em locais com baixa disponibilidade de dados ecológicos e baixo incentivo financeiro é fundamental para uma correta manutenção das condições biológicas, sociais e econômicas. Espera-se, assim, que este trabalho possa contribuir com maiores discussões sobre a gestão de recursos hídricos fornecendo uma ferramenta que permita a manutenção da complexa integridade ecológica dos cursos d'água em regiões tropicais e que atenda as demandas de praticidade operacional por órgãos reguladores do uso de água desses locais.

Referências bibliográficas

ABU-TALEB, M. F.; MARESCHAL, B. Water resources planning in the Middle East: Application of the PROMETHEE V multicriteria method. **European Journal of Operational Research**, 1995.

AGEVAP. **Plano Municipal de Saneamento Básico - Resende - RJ**. 2015. Disponível em: <<https://resende.rj.gov.br/images/Plano-Municipal-de-Saneamento-Básico.pdf>>. Acesso em setembro de 2020.

ANA - Agência Nacional das Águas. **Hidroweb**. ANA, 2019. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em maio de 2020

BARTOLINI, F.; GALLERANI, V.; SAMOGGIA, A.; VIAGGI, D. **Methodology for multicriteria analysis of Agri-Environmental Schemes**. University of Bolonha, 2005.

BEHZADIAN, M.; KAZEMZADEH, R. B.; ALBADVI, A.; AGHDASI, M. PROMETHEE: A comprehensive literature review on methodologies and applications. **European Journal of Operational Research**, 2010.

BOVEE, K. D.; LAMB, B. L.; BARTHOLOW, J. M.; STALNAKER, C. B.; TAYLOR, J.; HENRIKSEN, J. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. **USGS/BRD-Information and Technology Report**, 1998.

BOVEE, K. D.; MILHOUS, R. T. **Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques**. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1978.

BRANS, J. P.; VINCKE, P.; MARESCHAL, B. How to select and how to rank projects: The Promethee method. **European Journal of Operational Research**, 1986.

CEIVAP. **Cobrança e Arrecadação**. CEIVAP, 2020. Disponível em: <<http://ceivap.org.br/cobranca-arrecadacao.php>>. Acesso em setembro de 2020.

COMPANHIA ÁGUAS DAS AGULHAS NEGRAS. **Estrutura tarifária vigente a partir de janeiro de 2020**. 2020. Disponível em: <<https://www.grupoaguasdobrasil.com.br/aguas-agulhasnegras/agencia-virtual/estrutura-tarifaria/>>. Acesso em outubro de 2020.

CONSERVATION GATEWAY. **Indicators of Hydrologic Alteration (IHA)**. Conservation Gateway - The Nature Conservancy, 2019. Disponível em: <<http://www.conservationgateway.org/>>. Acesso em maio de 2020.

COPPETEC. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo**. Relatório Contratual R7, 2006.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; BORGES, J. L.; ARAÚJO, F. G. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 871-880, 2013.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; FERNANDES, V. H.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; MUÑOZ-MAS, R.; ARAÚJO, F. G. Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic Forest Stream in South-eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2015.

IPEA. **Dados macroeconômico, regional e social.** Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>>. Acesso em junho de 2020.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept. International Large River Symposium. 1989.

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; AZEVEDO, R. C. Metodologias de vazões ambientais: desafios para implementação de regimes de vazões ambientais em regiões tropicais. 2020a. Em fase de elaboração.

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; PEREIRA, L. C. O.; OLIVEIRA, L. M. Anthropogenic and Climate Effects on a Free Dam Tropical River: Measuring the Contributions on Flow Regime. *Sustainability*, v.12, n.10030, 2020b.

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; MARTINEZ-CAPEL, F.; OLIVEIRA, L. M. Efeitos de mudanças climáticas e/ou alterações antrópicas na disponibilidade de habitat físico de espécies neotrópicas de peixes. 2020c. Em fase de elaboração.

LINNANSAARI, T.; MONK, W. A.; BAIRD, D. J.; CURRY, R. A. Review of approaches and methods to assess environmental flows across Canada and internationally. **DFO Canadian Science Advisory Secretariat**, Research Document, v. 39, p. 1-74, 2012.

MARESCHAL, B. **Visual PROMETHEE - 1.4 manual.** 2013.

MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA-LÓPEZ, L.; BEYER, M. Integrating hydrological modelling and ecosystem functioning for environmental flows in climate change scenarios in the Zambezi River (Zambezi Region, Namibia). **River Research and Applications**, v. 33, n. 2, p. 258-275, 2017.

MMA. **Caderno da Região Hidrográfica Atlântico Sudeste.** Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos, 2006.

O'KEEFFE, J.; HUGHES, D.; THARME, R. Linking ecological responses to altered flows, for use in environmental flow assessments: the flow stressor response method. **SIL Proceedings**, v. 28, n. 1, p. 84-92, 2002.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications**, v. 19, n. 2, p. 101-121, 2003.

ÖZELKAN, E. C.; DUCKSTEIN, L. Analysing water resources alternatives and handling criteria by multi criterion decision techniques. **Journal of Environmental Management**, 1996.

PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAÚJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 269-278, 2006.

POFF, N. L. R.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG, J. C. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, 1997.

POFF, N. L. R.; THARME, R. E.; ARTHINGTON, A. H. Evolution of Environmental Flows Assessment Science, Principles, and Methodologies. In: **Water for the Environment: From Policy and Science to Implementation and Management.** Elsevier Inc., p. 203-236, 2017.

POFF, N. L. R.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E., ACREMAN, M.; APSE, C.; BLEDSOE, B. P.; FREEMAN, M. C.; HENRIKSEN, J.; JACOBSON, R. B.; KENNEN, J. G.; MERRITT, D. M.; O'KEEFFE, J. H.; OLDEN, J. D.; ROGERS, K.; THARME, R. E.; WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147-170, 2010.

RAJU, K. S.; KUMAR, D. N. Ranking irrigation planning alternatives using Data Envelopment Analysis. **Water Resources Management**, 2006.

RAJU, K. S.; PILLAI, C. R. S. Multicriterion decision making in river basin planning and development. **European Journal of Operational Research**, 1999.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; BRAUN, D. P.; POWELL, J. A spatial assessment of

hydrologic alteration within a river network. **Regulated Rivers: Research e Management**, 1998.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1163-1174, 1996.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; WIGINGTON, R.; BRAUN, D. P. How much water does a river need? **Freshwater Biology**, 1997.

RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R.; APPLICATIONS, S. E.; FEB, N. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. **America**, v. 13, n. 1, p. 206-224, 2012.

SARMENTO, R. **Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo**. Relatório do Projeto 704BRA2041 da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. UNESCO/ANA/CBHSF, 2007.

SIMON, U.; BRÜGGEMANN, R.; BEHRENDT, H.; SHULENBERGER, E.; PUDENZ, S. METEOR: A step-by-step procedure to explore effects of indicator aggregation in multi criteria decision aiding - Application to water management in Berlin, Germany. **Acta Hydrochimica et Hydrobiologica**, 2006.

TCE. **Estudos socioeconomicos dos municípios do estado do Rio de Janeiro - Resende**. TCE, 2016.

TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; CARVALHO, B.; PINTO, T.; ARAÚJO, F. G. Distribuição da Ictiofauna em Locais Impactados no Rio Paraíba do Sul. **Série Ciências da Vida**, 2004.

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5-6, p. 397-441, 2003.

THARME, R. E. Review of international methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers. **Freshwater Research Unit - University of Cape Town**, 1996.

6. CONCLUSÃO

Conforme analisado a partir da revisão sistemática da literatura realizada neste trabalho (detalhada no Artigo 1), apesar da grande difusão das metodologias de vazão ecológica e de regime ambiental por todo o mundo, nas regiões tropicais são aplicadas em grande maioria as metodologias mais simples com abordagem hidrológica e de classificação de habitats, sendo as metodologias holísticas encontradas aplicadas principalmente na Oceania e na África, existindo incipientes estudos sobre estas na América do Sul.

Os avanços nas aplicações destes métodos mais avançados enfrentam desafios relacionados à adaptação de metodologias às demandas locais, a necessidade de uma equipe inter e multidisciplinar, demandas de dados de input contínuo, bem como de apoio político e financeiro assertivo. Melhorias nesses aspectos permitem incorporar na gestão das águas tropicais um maior reconhecimento da importância do regime de vazões, sendo assim confirmada a relevância do objeto deste trabalho ao propor uma nova metodologia para regimes ecológicos de vazões que considera múltiplos critérios (abordagem holística) tais como respostas ecológicas das comunidades aquáticas locais, variação do regime de vazões ao longo do anos e demandas das populações humanas ribeirinhas, que possa ser utilizada em locais de elevada biodiversidade, com escassez de recursos financeiros, com pouca disponibilidade de informações ecológicas e com demandas de ferramentas operacionais de fácil aplicação pelos gestores de água.

Para aplicação da metodologia proposta, foi escolhido um trecho de rio tropical de cabeceira e sem barramentos e foi analisado neste curso d'água alterações no regime de vazões significantes e elevadas em quatro componentes (magnitude, frequência, duração e taxa de variação) ao longo do tempo (Artigo 2). Ao relacionar as modificações encontradas no regime de vazões com métricas antrópicas e climáticas, mostrou-se forte correlação, no período mais atual, das vazões locais com alterações no comportamento do Oceano Atlântico e com alterações na quantidade de bovinos existente na região. Estes resultados implicaram na diminuição em, aproximadamente, 40% da descarga superficial devido aos efeitos da pecuária e em 10% devido as mudanças climáticas globais, concluindo, de forma geral, que o regime de vazões em rios tropicais de cabeceiras são afetados diretamente pela atividade humana e ainda são intensificados pelas mudanças climáticas.

Foi também analisado no trecho de rio em estudo que a diminuição das vazões em cenários com alteração climática e/ou antrópica afeta de maneira contundente o curso d'água local em relação a perda de habitat de espécies neotropicais de peixes, que inclusive já são bastante afetadas em

outras partes da bacia hidrográfica (Artigo 3). Além disto, observa-se que as vazões mínimas estabelecidas por legislações brasileiras (que trabalham com métodos hidrológicos) geram áreas de habitat físico disponível bastante diferentes entre si, principalmente quando considerados diferentes cenários de impacto antrópico e climático, o que mostra a relevância e importância da utilização de métodos que avaliem outras variáveis além de dados hidrológicos.

Com estas informações foi possível selecionar e dimensionar os critérios e cenários utilizados para aplicação da metodologia para regimes ecológicos de vazão proposta e ao realizar as simulações foi possível analisar que o modelo multicritério responde corretamente aos critérios ambientais, econômicos e sociais impostos (Artigo 4). No caso, ao priorizar os critérios ecológicos (assumindo uma menor variabilidade dos critérios ecológicos) e ao dar mais peso aos critérios econômicos/sociais, o método responde que os melhores cenários são os sem alteração antrópica já existente (que possuem maiores vazões). E se a busca for uma maior variabilidade dos critérios ecológicos, o cenário mais favorável é o que possui alteração climática e antrópica em conjunto.

Assim, constata-se que esta nova metodologia para regimes ecológicos de vazões é factível e pode ser utilizada por gestores da água de forma a simular cenários já existentes ou até mesmo para projetar cenários futuros, podendo ser utilizadas outras variáveis. A proposição de um novo método para regime ecológico, que envolva aspectos múltiplos e que auxilie políticas de gestão dos recursos hídricos de áreas tropicais localizadas em locais com baixa disponibilidade de dados ecológicos e baixo incentivo financeiro é fundamental para uma correta manutenção das condições biológicas, sociais e econômicas.

Espera-se, assim, que este trabalho possa contribuir com maiores discussões sobre a gestão de recursos hídricos fornecendo uma ferramenta que permita a manutenção da complexa integridade ecológica dos cursos d'água em regiões tropicais e que atenda as demandas de praticidade operacional por órgãos reguladores do uso de água desses locais.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados encontrados a partir deste estudo, algumas questões podem ser melhor exploradas, trabalhadas e detalhadas. Assim, sugere-se para trabalhos futuros:

- Coleta de mais dados ecológicos em campo para realização de simulação de habitats com outras espécies representativas do local.
- Nos modelos hidrodinâmicos criados e calibrados, utilização de outras vazões (inclusive mais extremas) para encontrar a disponibilidade de habitats dos peixes em estudo e para avaliar se houve diferenças significativas de variação de habitats entre cenários, para uma mesma espécie.
- Estudo sobre a transferibilidade do resultado de vazão ecológica para outros locais da bacia e para rios com outras características.
- Estudo sobre correlação da vazão com outras variáveis antrópicas, além das utilizadas no estudo, de forma a criar outros cenários de alteração do regime hidrológico e de simulação de habitats.
- Coleta de dados sociais em campo, a partir da participação da população e atores locais, de forma a amostrar melhor a região em estudo e ter diferenciados parâmetros no modelo multicritério.
- Utilização de outras variáveis sociais, ecológicas e econômicas no modelo multicritério para regime de vazões com o objetivo de comparação com método proposto.
- Levantamento de custos relativos à utilização da metodologia proposta para determinação de regimes ecológicos de vazões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACREMAN, M. C.; FERGUSON, A. J. D. Environmental flows and the European Water Framework Directive. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 32–48, 2010.
- AGEVAP. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. **Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - AGEVAP**, 2006.
- ALVES, G. E.; BUENO, M. M.; DE MELLO, C. R. Distribuições de probabilidade aplicada ao estudo de vazão de referência Q7.10 para a Região de Ibitirama, ES. **XIX Congresso de Pós-Graduação da UFPA**, 2010.
- AMORIM, P. B.; CHAFFE, P. L. B. Integrating climate models into hydrological modelling: What's going on in Brazil? **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, p. 1–17, 2019.
- ANA. **Resolução nº 467, de 30 de outubro de 2006**. 2006.
- ANA. **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos 2013**. 2013.
- ANA. **Hidroweb**. 2018. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em novembro de 2018.
- ARMSTRONG, J. D.; NISLOW, K. H. Modelling approaches for relating effects of change in river flow to populations of Atlantic salmon and brown trout. **Fisheries Management and Ecology**, 2012.
- ARMY, U. S. HEC-RAS River Analysis System: Hydraulic Reference Manual. **Hydrologic Engineering Center, US Army Corps of Engineers**, 1998.
- ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; POFF, N. L. R.; NAIMAN, R. J. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. **Ecological Applications**, 2006.
- ARTHINGTON, A. H.; NAIMAN, R. J.; MCCLAIN, M. E.; NILSSON, C. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: New challenges and research opportunities. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 1–16, 2010.
- ARTHINGTON, A. H.; ZALUCKI, J. M. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: review of methods. **Land and Water Resources Research and Development Corporation**, 1998.
- BAHIA. **Decreto nº 6.296, de 21 de março de 1997**. 1997.
- BELICO, J. C. B.; LISBOA, L.; GUEDES, H. S.; SILVA, D. D. DA. Comparação entre vazões mínimas de referência para o rio Formoso-MG. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 718–733, 2013.
- BLACKSHEAR, B.; CROCKER, T.; DRUCKER, E.; et al. Hydropower vulnerability and climate change. **Middlebury College Environmental Studies Senior Seminar**, p. 82, 2011.
- BOVEE, K. D. Data collection procedures for the physical habitat simulation system. **Ecological Science Center, Fort Collins, Colorado**, 1997.
- BOVEE, K. D.; LAMB, B. L.; BARTHOLOW, J. M. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. **USGS/BRD-Information and Technology Report**, 1998.
- BOVEE, K. D.; MILHOUS, R. T. **Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques**. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1978.
- BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934**. 1934.
- BRASIL. **Constituição da república federativa do Brasil**. 1988a.
- BRASIL. **Resolução Conama nº 5, de 15 de junho de 1988**. 1988b.
- BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. 1997.
- BRASIL. **Decreto Federal nº 6.591, de 1º de outubro de 2008**. 2008.

BRITTO, K. F. L. Estudo da aplicação do método de estabelecimento de vazões ecológicas Building Blocks Methodology – BBM – Para o caso da PCH Estação Indaial. **Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental)**. 2005.

BROWN, C.; PEMBERTON, C.; BIRKHEAD, A. In support of water-resource planning - Highlighting key management issues using DRIFT: A case study. **Water SA**, 2006.

BUCHANAN, C.; MOLTZ, H. L. N.; HAYWOOD, H. C.; PALMER, J. B.; GRIGGS, A. N. A test of The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA) method for determining environmental flows in the Potomac River basin, U.S.A. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 12, p. 2632–2647, 2013.

CAISSIE, D.; EL-JABI, N.; HÉBERT, C. Comparison of hydrologically based instream flow methods using a resampling technique. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 34, n. 1, p. 66–74, 2007.

CASTRO, E. R. R. S.; MOREIRA, M. C.; SILVA, D. D. Environmental flow in the River Ondas basin in Bahia, Brazilian Cerrado. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 1, p. 1–10, 2016.

CASTRO, E. R. R. S.; MOREIRA, M. C.; SILVA, D. D. Regime de vazões ecológicas através da modelagem bidimensional do rio de ondas, oeste da Bahia. **XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, 2014.

CEARÁ. **Decreto estadual nº 23.067, de 11 de fevereiro de 1994**. 1994.

CHEN, Y. D.; YANG, T.; XU, C. Y.; et al. Hydrologic alteration along the Middle and Upper East River (Dongjiang) basin, South China: A visually enhanced mining on the results of RVA method. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 24, n. 1, p. 9–18, 2010.

CHOU, W. C.; CHUANG, M. DE. Habitat evaluation using suitability index and habitat type diversity: A case study involving a shallow forest stream in central Taiwan. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2011.

CHOW, V. T. **Open-channel Hydraulics: International Student**. 1959.

CONSERVATION GATEWAY. ELOHA Bibliography. Disponível em: <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/ELOHA/Pages/ELOHA_Bibliography.aspx>. Acesso em novembro de 2018.

COPPETEC. Associação Pró-Gestão das Planos de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo. **Relatório Contratual R7**, 2006. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-006-R0.pdf>>. Acesso em outubro de 2018.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; BORGES, J. L.; ARAÚJO, F. G. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 871–880, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252013000400871&lang=pt>. Acesso em fevereiro de 2019.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; FERNANDES, V. H.; et al. Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic Forest Stream in South-eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2015.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; MUÑOZ, R.; et al. Estimación de caudales ecológicos basada en simulación del hábitat físico en un pequeño río del sudeste de Brasil. **Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales**, 2015.

COUNCIL, N. R. **The Science of Instream Flows: A Review of the Texas Instream Flow Program**. 2005.

CPRM. Relatório-síntese do trabalho de Regionalização de Vazões da Sub-bacia 58. **Relatório Serviço Geológico do Brasil**, p. 73, 2003.

CRAIG, J. F. Large Dams and Freshwater Fish Biodiversity. **Contributing Paper**, 2000.

DAVIS, R.; HIRJI, R. Water Resources and Environment Technical Note C.3 Environmental Flows: Floods Flow. **The World Bank Washington**, p. 28, 2003.

DEVKOTA, L. P.; GYAWALI, D. R. Impacts of climate change on hydrological regime and water resources management of the Koshi River Basin, Nepal. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 502–515, 2015.

DODGSON, J. S., SPACKMAN, M., PEARMAN, A., e PHILLIPS, L. D. **Multi-criteria analysis: a manual**. Department for Communities and Local Government: London, 2009.

DUNBAR, M. J.; GUSTARD, A.; ACREMAN, M. C.; ELLIOTT, C. R. N. Review of overseas approaches to setting river flow objectives. **Environment Agency ReD Technical Report W6B**, v. 4, 1998.

EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; FILHO, R. F. F. Atlas digital das águas de Minas: uma ferramenta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. **Belo Horizonte: Ruralminas/UFV**, 2005.

FERREIRA, R. V.; MÔNICA DE AQUINO, G. Avaliação das cheias ordinárias no Rio Paraíba do Sul através das vazões mínimas e médias de longo termo. **Engevista**, v. 19, n. 1, p. 55–67, 2017.

FREDERICE, A.; BRANDÃO, J. L. B. Efeito do Sistema Cantareira sobre o regime de vazões na bacia do rio Piracicaba TT - Effect of the Cantareira System on the flow regime in Piracicaba River basin. **RBRH**, v. 21, n. 4, p. 797–810, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2318-03312016000400797&lang=pt>. Acesso em novembro de 2018.

FROES, C. Apresentação na 52ª Reunião da Câmara Técnica de Análise de Projeto do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), 2006.

GARCIA, E. A.; PETTIT, N. E.; WARFE, D. M.; et al. Temporal variation in benthic primary production in streams of the Australian wet–dry tropics. **Hydrobiologia**, v. 760, n. 1, p. 43–55, 2015.

GIPPEL, C. J. Australia’s Environmental Flow Initiative: filling some knowledge gaps and exposing others. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 9, p. 73–88, 2001. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/43/9/73-88/8672>>. Acesso em fevereiro de 2019.

GOMES, C. R. Modelagem ecohidrológica usando o PHABSIM como suporte para a gestão de recursos hídricos, com foco na outorga de uso da água. **Disertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola)**, p. 115, 2011.

GOOGLE. Google Earth Pro 7.3.2.5491. **Geospatial Solutions**, 2018.

GUEDES, H.; SILVA, D.; DERGAM, J.; ELESBON, A. Estabelecimento do Regime de Vazões Ecológicas no Rio Formoso/MG com base em Espécies Neotropicais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 72–82, 2014.

GUSTARD, A.; ELLIOTT, C. R. N. The application of hydro-ecological modelling in the UK. **US Geological Survey, Biological Research Division and Water Research Institute and Water Research Institute, Czech Republic**, p. 23–31, 1998.

HELFER, F.; LOUZADA, J. A. Vazão ecológica: ferramenta de apoio para a tomada de decisão. **Aguasul – Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos do Sul**, 2005.

HUDSON, H. R.; BYROM, A. E.; CHADDERTON, W. L. A critique of IFIM - Instream habitat simulation in the New Zealand context. **Science for Conservation**, 2003.

IBGE. Censo Demográfico 2010. Características da População e dos Domicílios. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2010.

IPEA. Dados macroeconômico, regional e social. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, 2020. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>>. Acesso em junho de 2020.

IM, D.; CHOI, S. U.; CHOI, B. Physical habitat simulation for a fish community using the ANFIS method. **Ecological Informatics**, v. 43, p. 73–83, 2018.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Normais climatológicas do Brasil 1981-2010. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em novembro de 2018.

JOWETT, I. G. RHYHABSIM: river hydraulic and habitat simulation. A computer manual. **New Zealand Freshwater Fisheries Miscellaneous Report**, 1989.

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

KATOPODIS, C. C. Ecohydraulic approaches in aquatic ecosystems: Integration of ecological and hydraulic aspects of fish habitat connectivity and Suitability. **Ecological Engineering**, 2012.

KEMP, P. S.; KATOPODIS, C. Environmental flows all at sea? Charting a new course through choppy waters. **Journal of Ecohydraulics**, v. 2, n. 2, p. 85–87, 2017.

KENDY, E.; SANDERSON, J. S.; OLDEN, J. D.; et al. Applications of the Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA) in the United States. **International Conference on Implementing Environmental Water Allocations**, p. 10, 2009. Disponível em: <http://depts.washington.edu/oldenlab/wordpress/wp-content/uploads/2013/03/Kendy-et-al-ELOHA-applications_2009.pdf>. Acesso em fevereiro de 2019.

KING, J.; BROWN, C.; SABET, H. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessment for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5–6, p. 619–639, 2003.

KING, J.; LOUW, D. Instream flow assessments for regulated rivers in south africa using the building block methodology. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 1998.

KING, J. M.; THARME, R. E. Assessment of the instream flow incremental methodology and initial development of alternative instream flow methodologies for South Africa. **Water Research Commission**, 1994.

KING, J. M.; THARME, R. E.; DE VILLIERS, M. S. Environmental Flow Assessments for Rivers: **Manual for the Building Block Methodology**, 2008.

KRSTOLIC, J. L.; HAYES, D. C.; RUHL, P. M. **Physical habitat classification and instream flow modeling to determine habitat availability during low-flow periods, North Fork Shenandoah River, Virginia**. 2006.

LEE, J. H.; KIL, J. T.; JEONG, S. Evaluation of physical fish habitat quality enhancement designs in urban streams using a 2D hydrodynamic model. **Ecological Engineering**, 2010.

LÉO, V. B. S.; PEREIRA, L. C. O.; SANTOS, H. A. Indicadores de alteração hidrológica: alterações das vazões no Rio Preto da bacia do Rio Paraíba do Sul. **XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 2019.

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; AZEVEDO, R. C. Metodologias de vazões ambientais: desafios para implementação de regimes de vazões ambientais em regiões tropicais. 2020a. Em fase de elaboração.

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; PEREIRA, L. C. O.; OLIVEIRA, L. M. Anthropogenic and climate effects on a free dam tropical river: measuring the contributions on flow regime. **Sustainability**, v.12, n.10030, 2020b.

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; MARTINEZ-CAPEL, F.; OLIVEIRA, L. M. Efeitos de mudanças climáticas e/ou alterações antrópicas na disponibilidade de habitat físico de espécies neotropicais de peixes. 2020c. Em fase de elaboração.

LÉO, V. B. S.; SANTOS, H. A.; COELHO, L. M. G. Metodologia para avaliação de regime de vazões ecológicas em rios tropicais: uma análise multicritério. 2020d. Em fase de elaboração.

LI, C.; KANG, L. A New Modified Tennant Method with Spatial-Temporal Variability. **Water Resources Management**, 2014.

LINNANSAARI, T.; MONK, W. A.; BAIRD, D. J.; CURRY, R. A. Review of approaches and methods to assess environmental flows across Canada and internationally. 2013.

LIU, J.; ZHANG, Q.; SINGH, V. P.; SHI, P. Contribution of multiple climatic variables and human activities to streamflow changes across China. **Journal of Hydrology**, v. 545, p. 145–162, 2017. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.016>>. .

LOAR, J. M.; SALE, M. J. Analysis of environmental issues related to small-scale hydroelectric development. 1981.

LONGHI, E. H.; FORMIGA, K. T. M. Metodologias para determinar vazão ecológica em rios. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, 2011.

LU, X X; LI, S.; KUMMU, M.; PADAWANGI, R.; WANG, J. J. Observed changes in the water flow at Chiang Saen in the lower Mekong: Impacts of Chinese dams? **Quaternary International**, v. 336, p. 145–157, 2014.

LUIZ, E. S. L.; DE OLIVEIRA, A. Análise de vazões da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, variabilidades, intensidades e períodos de retorno. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, p. 1857–1864, 2017.

MAGDALENO, F.; DÍEZ, J. R.; GONZÁLEZ, G.; CAPEL, F. M.; GARCÍA, E. El diseño de la restauración fluvial: Criterios y alternativas. Retos y experiencias de restauración fluvial en el ámbito de la Red Natura 2000. 2018.

MAGILLIGAN, F. J.; NISLOW, K. H. Changes in hydrologic regime by dams. **Geomorphology**, v. 71, n. 1–2, p. 61–78, 2005.

MAINGI, J. K.; MARSH, S. E. Quantifying hydrologic impacts following dam construction along the Tana River, Kenya. **Journal of Arid Environments**, v. 50, n. 1, p. 53–79, 2002.

MANN, J. L. Instream Flow Methodologies: An Evaluation of the Tennant method for higher gradient streams in the national forest system lands in the Western U.S. **Thesis (Program of Colorado State University)**. 2006.

MARENGO, J. A.; BETTS, R. Riscos das mudanças climáticas no Brasil - Análise conjunta sobre os impactos das mudanças climáticas e do desmatamento na Amazônia. 2011.

MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA-LÓPEZ, L.; BEYER, M. Integrating hydrological modelling and ecosystem functioning for environmental flows in climate change scenarios in the Zambezi River (Zambezi Region, Namibia). **River Research and Applications**, v. 33, n. 2, p. 258–275, 2017.

MATTOS, T. M. Aplicação da simulação de habitats físicos para avaliar vazões ecológicas em um riacho de mata atlântica do sudeste do Brasil: um estudo piloto. **Dissertação (Programa de Pós-graduação em Biologia Animal - UFRRJ)**. 2014.

MAZZONI, R.; NOVAES, V. C.; IGLESIAS-RIOS, R. Microhabitat use by *Phalloceros harpagos* Lucinda (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from a coastal stream from Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 665–672, 2011.

MEDEIROS, Y. D. P.; FREITAS, I. M. P.; STIFELMAN, G. M.; FREIRE, R. R.; O'KEEFFE, J. Social participation in the environmental flow assessment: the São Francisco river case study. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, 2013.

MILHOUS, R. T. Two 1970's methods for prescribing instream flow regimens. **AGU Hydrology Days**, 2017.

MILHOUS, R. T.; BLAZKOVA, S.; STALNAKER, C.; NOVICKY, O. Application of the principles of IFIM to the analysis of environmental flow needs for substrate maintenance in the Trinity River, northern California. 1998.

MINAS GERAIS. Resolução conjunta Secretaria de Estado de Meio-Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Instituto Mineiro de Gestão das Águas -IGAM nº 1548, de 29 de março de 2012**. 2012.

MMA. Caderno da Região Hidrográfica Atlântico Sudeste. **Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos**, 2006.

MORHARDT, J. E.; ALTOUNEY, E. G. Instream flow methodologies and requirements. 1988.

NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. A. **Hidrologia Estatística**. 2007.

NESTLER, J. M.; MILHOUS, R. T.; PAYNE, T. R.; SMITH, D. L. History and review of the habitat

- suitability criteria curve in applied aquatic ecology. **River Research and Applications**, 2019.
- NICHOLAS, A. P.; SANDBACH, S. D.; ASHWORTH, P. J.; et al. Modelling hydrodynamics in the Rio Paraná, Argentina: An evaluation and inter-comparison of reduced-complexity and physics based models applied to a large sand-bed river. **Geomorphology**, 2012.
- OLIVEIRA, I. D. C. E.; DA SILVA, D. D.; GUEDES, H. A. S.; DERGAM, J. A.; RIBEIRO, C. B. D. M. One-and two-dimensional ecohydraulic modeling of formoso river (MG). **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 6, p. 1050–1062, 2016.
- OPPERMAN, J. Indicators of Hydrologic Alteration Analysis for the Patuca River. , 2006. Disponível em: <<http://www.nature.org/initiatives/freshwater/conservationtools/index.html>>. Acesso em novembro de 2018.
- PARAÍBA. **Decreto estadual nº 19.260, de 31 de outubro de 1997**. 1997.
- PARANÁ. **Decreto estadual nº 4.646, de 31 de agosto de 2001**. 2001.
- PAULO, R. G. F. Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: Destaque para aplicação do método do Perímetro molhado no caso de capim Branco I. **Dissertação (Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)**. UFMG, 2007.
- PAYNE, T. R. **User's Manual: RHABSIM 2.0—Riverine Habitat Simulation Software for DOS and Windows**. TR Payne e Associates, Arcata, CA, 1998.
- PAYNE, T. R.; JOWETT, I. G. SEFA - Computer software system for environmental flow analysis based on the IFIM. **Georgia Water Resources Conference**, 2013.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEIXEIRA, R. L. Índices de preferência de habitat para peixes na determinação da vazão residual do rio Timbui. **XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 1999.
- PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAÚJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2006.
- PINTO, V. G.; RIBEIRO, C. B. M.; SILVA, D. D. Vazão ecológica e o arcabouço legal brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 2016.
- POFF, N. L. R.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; et al. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, 1997.
- POFF, N. L. R.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; et al. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147–170, 2010.
- POFF, N. L. R.; THARME, R. E.; ARTHINGTON, A. H. Evolution of Environmental Flows Assessment Science, Principles, and Methodologies. **Water for the Environment: From Policy and Science to Implementation and Management**. p.203–236, 2017.
- POFF, N. L. R.; 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, 2010.
- POSTEL, S.; RICHTER, B. D. **Rivers for Life: Managing Water for People and Nature**. Island Press Washington, 2003.
- QUEIROZ, A. T.; OLIVEIRA, L. A. Relação entre produção e demanda hídrica na bacia do rio Uberabinha, estado de Minas Gerais, Brasil. **Sociedade e Natureza**, v. 25, n. 1, p. 191–204, 2013. SciELO Brasil.
- RAILSBACK, S. F. Why it is time to put PHABSIM out to pasture. **Fisheries**, v. 41, n. 12, p. 720–725, 2016.
- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; BRAUN, D. P.; POWELL, J. A spatial assessment of hydrologic alteration. **Regulated Rivers: Research e Management**, v. 14, p. 329–340, 1998.

- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1163–1174, 1996.
- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; WIGINGTON, R.; BRAUN, D. P. How much water does a river need? **Freshwater Biology**, 1997.
- RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, 2003.
- RIO DE JANEIRO. **Portaria SERLA nº 567, de 07 de maio de 2007**. 2007.
- RIO GRANDE DO NORTE. **Decreto estadual nº 13.283, de 22 de março de 1997**. 1997.
- ROCHA, P. C. Indicadores de alteração hidrológica no Alto Rio Paraná: intervenções humanas e implicações na dinâmica do ambiente fluvial. **Sociedade e Natureza**, v. 22, n. 1, p. 191–211, 2010.
- SANTIAGO, J. M.; MÁZ, R. M.; DE JALÓN, D. G.; et al. Detailed predictions of climate induced changes in the thermal and flow regimes in mountain streams of the Iberian Peninsula. **Geophysical Research**, 2016.
- SANTIAGO, J. M.; SOLANA, J.; ALONSO, C.; et al. Stream flow regime, temperature and climate change: the loss of fish habitat. **11th International Symposium on Ecohydraulics**. 2016.
- SANTOS, H. A.; LEAL, C. G.; POMPEU, P. S.; CHAVES, C.; CUNHA, S. F. Physical habitat simulation for small-sized characid fish species from tropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2018.
- SANTOS, H. A.; POMPEU, P. 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, 2012.
- SANTOS, P. V. C. J.; CUNHA, A. C. Potencial de vazão ambiental: método participativo para estimar vazão ambiental em rios na Amazônia. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2018.
- SÃO PAULO. **Lei nº 9.034, de dezembro de 1994**. 1994.
- SARMENTO, R. Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo. **Relatório do Projeto 704BRA2041 da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura–UNESCO. UNESCO/ANA/CBHSF**. 2007.
- SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. Determinação da vazão residual dos rios: estado-da-arte. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, v. 13, 1999.
- SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: A review. **Journal of Hydrology**, v. 240, n. 3–4, p. 147–186, 2001.
- SOARES, L.; SANTOS, H.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; et al. Metodología para la propuesta de caudales ecológicos en función de restricciones ambientales. **Aqua-Lac**, v. 7, n. 2, p. 17–28, 2015.
- SOUZA, C. F. Vazões ambientais em hidrelétricas : Belo Monte e Manso. **Tese (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - UFRGS)**. 2009.
- STALNAKER, C. B.; BOVEE, K. D.; WADDLE, T. J. Importance of the temporal aspects of habitat hydraulics to fish population studies. **Regulated Rivers: Research and Management**, 1996.
- STAMOU, A.; POLYDERA, A.; PAPADONIKOLAKI, G.; et al. Determination of environmental flows in rivers using an integrated hydrological-hydrodynamic-habitat modelling approach. **Journal of Environmental Management**, v. 209, p. 273–285, 2018.
- STEFFLER, P.; BLACKBURN, J. River2D: Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat: Manual. , 2002.
- STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; et al. **Climate change 2013 - The physical science basis: Working Group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. 2013.
- TENNANT, D. L. Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental

Resources. **Fisheries**, 1976.

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, 2013.

TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; et al. Distribuição da Ictiofauna em Locais Impactados no Rio Paraíba do Sul. **Série Ciências da Vida**, 2004.

THARME, R. E. Review of international methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers. **Freshwater Research Unit - University of Cape Town**, 1996.

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5–6, p. 397–441, 2003.

THE NATURE CONSERVANCY. **Indicators of Hydrologic Alteration, Version 7.1, User's Manual**. 2009.

TOPCON. **Instruction Manual - Non-Prism total station - GPT-3100W Series**. 2005.

TOPCON. **Hiper + Operation Manual**. 2006.

VASCO, A. N. Indicadores de Alteração Hidrológica: O Declínio das Vazões no Baixo Rio São Francisco. **Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente-UFS)**. 2015.

VINCKE, P. Analysis of multicriteria decision aid in Europe. **European Journal of Operational Research**, v. 25, n. 2, p. 160-168, 1986. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0377221786900822>>. Acesso em dezembro de 2020.

WADDLE, T.; STEFFLER, P.; GHANEM, A.; KATOPODIS, C.; LOCKE, A. Comparison of one and two-dimensional open channel flow models for a small habitat stream. **Rivers**, 2000.

XU, H.; LUO, Y. Climate change and its impacts on river discharge in two climate regions in China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 11, p. 4609–4618, 2015.

YANG, T.; ZHANG, Q.; CHEN, Y. D.; et al. A spatial assessment of hydrologic alteration caused by dam construction in the middle and lower Yellow River, China. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 18, p. 3829–3843, 2008.

ZHANG, Q.; GU, X.; SINGH, V. P.; XIAO, M.; CHEN, X. Evaluation of flood frequency under non-stationarity resulting from climate indices and reservoir indices in the East River basin, China. **Journal of Hydrology**, v. 527, p. 565–575, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.029>>. Acesso em novembro de 2018.

APÊNDICE I

Lista com os 156 artigos selecionados na Revisão Sistemática da Literatura (Artigo 1)

- [1] (ABE; ERINJERY JOSEPH, 2015) G. Abe and J. Erinjery Joseph, "Changes in streamflow regime due to anthropogenic regulations in the humid tropical Western Ghats, Kerala State, India," *Journal of Mountain Science*, vol. 12, pp. 456-470, 2015.
- [2] (AGOSTINHO et al., 2016) A. A. Agostinho, et al., "Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management," *Fisheries Research*, vol. 173, pp. 26-36, 2016.
- [3] (ALOMÍA HERRERA; CARRERA BURNEO, 2017) I. Alomía Herrera and P. Carrera Burneo, "Environmental flow assessment in Andean rivers of Ecuador, case study: Chanlud and El Labrado dams in the Machángara River," *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 17, pp. 103-112, 2017.
- [4] (ALVARENGA et al., 2016) L. A. Alvarenga, et al., "Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model," *CATENA*, vol. 143, pp. 7-17, 2016.
- [5] (ALVAREZ-MIELES et al., 2013) G. Alvarez-Mieles, et al., "Relationships between aquatic biotic communities and water quality in a tropical river–wetland system (Ecuador)," *Environmental Science & Policy*, vol. 34, pp. 115-127, 2013.
- [6] (ÁLVAREZ-OLGUÍN; CISNEROS-CISNEROS; PEDRO-SANTOS, 2013) G. Álvarez-Olguín, et al., "Caracterización de las sequías hidrológicas del río Salado, Oaxaca, México," *Tecnología y ciencias del agua*, vol. 4, pp. 55-70, 2013.
- [7] (ALVES et al., 2010) G. E. Alves, et al., "Distribuições de probabilidade aplicada ao estudo de vazão de referência Q7.10 para a Região de Ibitirama, ES," *XIX Congresso de Pós-Graduação da UFLA*, 2010.
- [8] (AMARASEKERA et al., 1997) K. N. Amarasekera, et al., "ENSO and the natural variability in the flow tropical rivers," *Journal of Hydrology*, vol. 200, pp. 24-39, 1997.
- [9] (ANANDA; PROCTOR, 2013) J. Ananda and W. Proctor, "Collaborative approaches to water management and planning: An institutional perspective," *Ecological Economics*, vol. 86, pp. 97-106, 2013.
- [10] (ANDERSON; PRINGLE; ROJAS, 2006) E. P. Anderson, et al., "Transforming tropical rivers: An environmental perspective on hydropower development in Costa Rica," *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 16, pp. 679-693, 2006.
- [11] (ANDRADE; SANTOS, 2018) A. L. Andrade and M. A. Santos, "Razões e critérios para definição da viabilidade ambiental de hidrelétricas no Brasil," *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, vol. 7, pp. 284-299, 2018.
- [12] (ANGELA et al., 2015) C.-B. Angela, et al., "Hydrological evaluation of a peri-urban stream and its impact on ecosystem services potential," *Global Ecology and Conservation*, vol. 3, pp. 628-644, 2015.
- [13] (ARANTES et al., 2019) C. C. Arantes, et al., "Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits," *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 37, pp. 28-40, 2019.
- [14] (ARIMORO, 2009) F. O. Arimoro, "Impact of rubber effluent discharges on the water quality and macroinvertebrate community assemblages in a forest stream in the Niger Delta," *Chemosphere*, vol. 77, pp. 440-449, 2009.
- [15] (ARMAS-VARGAS et al., 2017) F. Armas-Vargas, et al., "Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico," *Hidrobiológica*, vol. 27, pp. 185-200, 2017.
- [16] (ASMAMAW; MERETA; AMBELU, 2019) M. Asmamaw, et al., "Responses of stream macroinvertebrates to hydrological disturbances in Dinki watershed, central highlands of Ethiopia,"

Limnologica, vol. 78, p. 125710, 2019.

[17] (BABEL et al., 2012) M. S. Babel, et al., "Operation of a hydropower system considering environmental flow requirements: A case study in La Nga river basin, Vietnam," *Journal of Hydro-environment Research*, vol. 6, pp. 63-73, 2012.

[18] (BAUTISTA-DE-LOS-SANTOS, 2014) Q. M. Bautista-de-los-Santos, "Determinación de caudales ambientales en la cuenca del río Yuna, República Dominicana," *Tecnología y ciencias del agua*, vol. 5, pp. 33-40, 2014.

[19] (BENETTI; LANNA; COBALCHINI, 2003) A. D. Benetti, et al., "Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios," *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 8, pp. 149-160, 2003.

[20] (BENETTI; LANNA; COBALCHINI, 2004) A. D. Benetti, et al., "Current practices for establishing environmental flows in Brazil," *River Research and Applications*, 2004.

[21] (BLEWETT; STEVENS; CARTER, 2017) D. A. Blewett, et al., "Ecological effects of river flooding on abundance and body condition of a large, euryhaline fish," *Marine Ecology Progress Series*, vol. 563, pp. 211-218, 2017.

[22] (BRAMBILLA; FONTES; MEDEIROS, 2017) M. Brambilla, et al., "Cost-benefit analysis of reservoir operation scenarios considering environmental flows for the lower stretch of the São Francisco River (Brazil)," *RBRH*, vol. 22, 2017.

[23] (CAPON, 2003) S. J. Capon, "Plant community responses to wetting and drying in a large arid floodplain," *River Research and Applications*, vol. 19, pp. 509-520, 2003.

[24] (CASANOVA O; FIGUEROA C, 2015) J. F. Casanova O and A. Figueroa C, "Determinación del caudal ambiental y su relación con variables indicadoras de calidad del recurso hídrico," *Luna Azul*, pp. 05-24, 2015.

[25] (CASTRO; HUGHES; CALLISTO, 2013) D. M. P. Castro, et al., "Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam," *Brazilian Journal of Biology*, vol. 73, pp. 775-782, 2013.

[26] (CHANG et al., 2009) F.-J. Chang, et al., "Defining the ecological hydrology of Taiwan Rivers using multivariate statistical methods," *Journal of Hydrology*, vol. 376, pp. 235-242, 2009.

[27] (CHAPPELL; TYCH; BONELL, 2007) N. A. Chappell, et al., "Development of the forSIM model to quantify positive and negative hydrological impacts of tropical reforestation," *Forest Ecology and Management*, vol. 251, pp. 52-64, 2007.

[28] (CHELLAIAH; YULE, 2018) D. Chellaiah and C. M. Yule, "Effect of riparian management on stream morphometry and water quality in oil palm plantations in Borneo," *Limnologica*, vol. 69, pp. 72-80, 2018.

[29] (CHENG et al., 2016) S.-T. Cheng, et al., "Assessing the natural and anthropogenic influences on basin-wide fish species richness," *Science of The Total Environment*, vol. 572, pp. 825-836, 2016.

[30] (CHIU; CHOU; KUO, 2018) M.-C. Chiu, et al., "Seasonal patterns of stream macroinvertebrate communities in response to anthropogenic stressors in monsoonal Taiwan," *Journal of Asia-Pacific Entomology*, vol. 21, pp. 423-429, 2018.

[31] (CHIU; HUNT; RESH, 2016) M.-C. Chiu, et al., "Response of macroinvertebrate communities to temporal dynamics of pesticide mixtures: A case study from the Sacramento River watershed, California," *Environmental Pollution*, vol. 219, pp. 89-98, 2016.

[32] (COLIN; PIEDRA; HABIT, 2012) N. Colin, et al., "Variaciones espaciales y temporales de las comunidades ribereñas de peces en un sistema fluvial no intervenido: Río San Pedro, Cuenca del Río Valdivia (Chile)," *Gayana (Concepción)*, vol. 76, pp. 01-09, 2012.

[33] (COLLISCHONN et al., 2006) W. Collischonn, et al., "Da Vazão Ecológica ao Hidrograma Ecológico," *Congresso da Água, Congresso da Água*, 2006.

[34] (COLLISCHONN et al., 2005) W. Collischonn, et al., "Em busca do hidrograma ecológico," *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, pp. 1-21, 2005.

- [35] (COLLISCHONN; TUCCI; CLARKE, 2001) W. Collischonn, et al., "Further evidence of changes in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of climate change?," *Journal of Hydrology*, vol. 245, pp. 218-238, 2001.
- [36] (COSTA; BOTTA; CARDILLE, 2003) M. H. Costa, et al., "Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia," *Journal of Hydrology*, vol. 283, pp. 206-217, 2003.
- [37] (COSTA et al., 2015b) M. R. Costa, et al., "Estimación de caudales ecológicos basada en simulación del hábitat físico en un pequeño río del sudeste de Brasil," *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 2015.
- [38] (COSTA et al., 2013) M. R. d. Costa, et al., "Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil," *Neotropical Ichthyology*, vol. 11, pp. 871-880, 2013.
- [39] (COSTA et al., 2015a) M. R. d. Costa, et al., "Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic Forest Stream in South-eastern Brazil," *Neotropical Ichthyology*, vol. 13, pp. 685-698, 2015.
- [40] (CRUZ; TUCCI, 2008) J. C. Cruz and C. E. M. Tucci, "Estimativa da disponibilidade hídrica através da curva de permanência," *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 13, pp. 111-124, 2008.
- [41] (CUO et al., 2019) L. Cuo, et al., "Warming and human activities induced changes in the Yarlung Tsangpo basin of the Tibetan plateau and their influences on streamflow," *Journal of Hydrology: Regional Studies*, vol. 25, p. 100625, 2019.
- [42] (DA SILVA et al., 2013) M. T. da Silva, et al., "Hydrological seasonality of the river affecting fish community structure of oxbow lakes: A limnological approach on the Amapá Lake, southwestern Amazon," *Limnologia*, vol. 43, pp. 79-90, 2013.
- [43] (DAS GUPTA, 2008) A. Das Gupta, "Implication of environmental flows in river basin management," *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, vol. 33, pp. 298-303, 2008.
- [44] (DATRY et al., 2016) T. Datry, et al., "Metacommunity patterns across three Neotropical catchments with varying environmental harshness," *Freshwater Biology*, vol. 61, pp. 277-292, 2016.
- [45] (DAVIS; PUSEY; PEARSON, 2012) A. M. Davis, et al., "Contrasting intraspecific dietary shifts in two terapontid assemblages from Australia's wet-dry tropics," *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 21, pp. 42-56, 2012.
- [46] (DAVIS et al., 2015) J. Davis, et al., "When trends intersect: The challenge of protecting freshwater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios," *Science of The Total Environment*, vol. 534, pp. 65-78, 2015.
- [47] (DE ALMEIDA et al., 2014) I. K. de Almeida, et al., "Métodos estatísticos na determinação de vazão de referência," *Comunicata Scientiae*, vol. 5, pp. 11-17, 2014.
- [48] (DE FRIES et al., 2018) L. De Fries, et al., "Reproduction of two loricariid species in a confined river and implications for environmental impacts of dams," *Neotropical Ichthyology*, vol. 16, 2018.
- [49] (DE OLIVEIRA; FIOREZE, 2011) L. F. C. de Oliveira and A. P. Fioreze, "Estimativas de vazões mínimas mediante dados pluviométricos na bacia hidrográfica do ribeirão Santa Bárbara, Goiás," *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 2011.
- [50] (DE SOUZA CASTRO; MOREIRA; DA SILVA, 2014) E. R. R. de Souza Castro, et al., "Regime de vazões ecológicas através da modelagem bidimensional do rio de ondas, oeste da Bahia," *XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, 2014.
- [51] (DEVKOTA; GYAWALI, 2015) L. P. Devkota and D. R. Gyawali, "Impacts of climate change on hydrological regime and water resources management of the Koshi River Basin, Nepal," *Journal of Hydrology: Regional Studies*, vol. 4, pp. 502-515, 2015.
- [52] (DIEZ-HERNÁNDEZ, 2008b) J. M. Diez-Hernández, "Evaluación de requerimientos ecológicos para el diseño de regímenes ambientales de caudales fluviales," *Revista de Ingeniería*, pp. 15-23, 2008.
- [53] (DIEZ-HERNÁNDEZ, 2008a) J. M. Diez-Hernández, "Evaluación hidrodinámica del hábitat

ecohidráulico dirigida a la conservación y restauración de hidrosistemas fluviales," *Ingeniería e Investigación*, vol. 28, pp. 97-107, 2008.

[54] (DOS R. PEREIRA et al., 2016) D. dos R. Pereira, et al., "Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model part I: Calibration and validation tests," *Journal of Hydrology: Regional Studies*, vol. 7, pp. 14-37, 2016.

[55] (DOUGLAS et al., 2019) M. M. Douglas, et al., "Conceptualizing Hydro-socio-ecological Relationships to Enable More Integrated and Inclusive Water Allocation Planning," *One Earth*, vol. 1, pp. 361-373, 2019.

[56] (DOUPÉ; PETTIT, 2002) R. G. Doupé and N. E. Pettit, "Ecological perspectives on regulation and water allocation for the Ord River, Western Australia," *River Research and Applications*, vol. 18, pp. 307-320, 2002.

[57] (DRAGO; PAIRA; WANTZEN, 2008) E. C. Drago, et al., "Channel-floodplain geomorphology and connectivity of the Lower Paraguay hydrosystem," *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 8, pp. 31-48, 2008.

[58] (DUC et al., 2007) T. A. Duc, et al., "Experimental investigation and modelling approach of the impact of urban wastewater on a tropical river; a case study of the Nhue River, Hanoi, Viet Nam," *Journal of Hydrology*, vol. 334, pp. 347-358, 2007.

[59] (DUGAN; DEY; SUGUNAN, 2006) P. Dugan, et al., "Fisheries and water productivity in tropical river basins: Enhancing food security and livelihoods by managing water for fish," *Agricultural Water Management*, vol. 80, pp. 262-275, 2006.

[60] (DUGGAN; BAYLISS; BURFORD, 2019) M. Duggan, et al., "Predicting the impacts of freshwater-flow alterations on prawn (*Penaeus merguensis*) catches," *Fisheries Research*, vol. 215, pp. 27-37, 2019.

[61] (FERREIRA; MÔNICA DE AQUINO, 2017) R. V. Ferreira and G. Mônica de Aquino, "Avaliação das cheias ordinárias no Rio Paraíba do Sul através das vazões mínimas e médias de longo termo," *Engevista*, vol. 19, pp. 55-67, 2017.

[62] (FITZGERALD et al., 2018) D. B. Fitzgerald, et al., "Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development," *Biological Conservation*, vol. 222, pp. 104-112, 2018.

[63] (FONTES JÚNIOR; MONTENEGRO, 2019) R. Fontes Júnior and A. Montenegro, "Impact of land use change on the water balance in a representative watershed in the semiarid of the state of Pernambuco using the SWAT model," *Engenharia Agrícola*, vol. 39, pp. 110-117, 2019.

[64] (FREDERICE; BRANDÃO, 2016) A. Frederice and J. L. B. Brandão, "Efeito do Sistema Cantareira sobre o regime de vazões na bacia do rio Piracicaba," *RBRH*, vol. 21, pp. 797-810, 2016.

[65] (FUENTES OLMOS, 2014) J. Fuentes Olmos, "Evolución del régimen ambiental de la acuicultura en Chile," *Revista de derecho (Valparaíso)*, pp. 441-477, 2014.

[66] (FUGÈRE et al., 2016) V. Fugère, et al., "Impacts of forest loss on inland waters: Identifying critical research zones based on deforestation rates, aquatic ecosystem services, and past research effort," *Biological Conservation*, vol. 201, pp. 277-283, 2016.

[67] (GARCIA et al., 2015) E. A. Garcia, et al., "Temporal variation in benthic primary production in streams of the Australian wet-dry tropics," *Hydrobiologia*, vol. 760, pp. 43-55, 2015.

[68] (GARCÍA MONTTOYA et al., 2019) J. P. García Montoya, et al., "Determination of environmental flows for the Barbuda stream in the Municipality of Olaya, Antioquia, Colombia," *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, pp. 9-23, 2019.

[69] (GOLDMAN, 1976) C. R. Goldman, "Ecological aspects of water impoundment in the tropics," *Revista de Biología Tropical*, vol. 24, pp. 87-112, 1976.

[70] (GONZÁLEZ-TRUJILLO; DONATO-RONDON, 2016) J. D. González-Trujillo and J. C. Donato-Rondon, "Changes in invertebrate assemblage structure as affected by the flow regulation of a páramo river," *Annales de Limnologie*, vol. 52, pp. 307-316, 2016.

- [71] (GONZÁLEZ-VILLELA; MARTÍNEZ; SEPÚLVEDA, 2018) R. González-Villela, et al., "Effects of climate change on the environmental flows in the Conchos River (Chihuahua, Mexico)," *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 18, pp. 431-440, 2018.
- [72] (GRANZIERA, 2013) M. L. M. Granziera, "A fixação de vazões de referência adequadas como instrumento de segurança jurídica e sustentabilidade ambiental na concessão de outorgas de direito de uso de recursos hídricos," *Revista de Direito Ambiental*, vol. 70, pp. 127-148, 2013.
- [73] (GUEDES et al., 2014) H. Guedes, et al., "Estabelecimento do Regime de Vazões Ecológicas no Rio Formoso/MG com base em Espécies Neotropicais," *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 19, pp. 72-82, 2014.
- [74] (GUEDES et al., 2016) H. A. S. Guedes, et al., "Ecohydrological modeling and environmental flow regime in the Formoso River, Minas Gerais State, Brazil," *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 88, pp. 2429-2440, 2016.
- [75] (HART, 2016) B. T. Hart, "The Australian Murray-Darling Basin Plan: factors leading to its successful development," *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 16, pp. 229-241, 2016.
- [76] (HELPER; LOUZADA, 2005) F. Helfer and J. A. Louzada, "Vazão ecológica: ferramenta de apoio para a tomada de decisão," *Aguasul – Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos do Sul*, 2005.
- [77] (HELSON; WILLIAMS, 2013) J. E. Helson and D. D. Williams, "Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics," *Ecological Indicators*, vol. 29, pp. 167-178, 2013.
- [78] (HERAWATI; SURIPIN; SUHARYANTO, 2015) H. Herawati, et al., "Impact of Climate Change on Streamflow in the Tropical Lowland of Kapuas River, West Borneo, Indonesia," *Procedia Engineering*, vol. 125, pp. 185-192, 2015.
- [79] (HERNANDES; SCARPARE; SEABRA, 2018) T. A. D. Hernandez, et al., "Assessment of impacts on basin stream flow derived from medium-term sugarcane expansion scenarios in Brazil," *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 259, pp. 11-18, 2018.
- [80] (IACONE SANTOS; ALBIERI; ARAÚJO, 2013) A. B. Iacone Santos, et al., "Seasonal response of fish assemblages to habitat fragmentation caused by an impoundment in a Neotropical river," *Environmental Biology of Fishes*, vol. 96, pp. 1377-1387, 2013.
- [81] (IZQUIERDO SANTACRUZ; MADROÑERO PALACIOS, 2013) M. L. Izquierdo Santacruz and S. M. Madroñero Palacios, "Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática," *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, vol. 23, pp. 77-94, 2013.
- [83] (JACKSON; FINN; SCHEEPERS, 2014) S. Jackson, et al., "The use of replacement cost method to assess and manage the impacts of water resource development on Australian indigenous customary economies," *Journal of Environmental Management*, vol. 135, pp. 100-109, 2014.
- [83] (KELLER et al., 2019) K. Keller, et al., "Dry season habitat use of fishes in an Australian tropical river," *Scientific Reports*, vol. 9, 2019.
- [84] (KHAN et al., 2018) S. Khan, et al., "Flows and sediment dynamics in the Ganga River under present and future climate scenarios," *Hydrological Sciences Journal*, vol. 63, pp. 763-782, 2018.
- [85] (KING; BROWN; SABET, 2003) J. King, et al., "A scenario-based holistic approach to environmental flow assessment for rivers," *River Research and Applications*, vol. 19, pp. 619-639, 2003.
- [86] (KING; LOUW, 1998) J. King and D. Louw, "Instream flow assessments for regulated rivers in south africa using the building block methodology," *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1998.
- [87] (LANZA ESPINO et al., 2012) G. d. I. Lanza Espino, et al., "Medición del caudal ecológico del río Acaponeta, Nayarit, comparando distintos intervalos de tiempo," *Investigaciones geográficas*, pp. 62-74, 2012.
- [88] (LANZA ESPINO; SALINAS RODRÍGUEZ; CARBAJAL PÉREZ, 2015) G. d. I. Lanza Espino, et al., "Cálculo del flujo ambiental como sustento para la reserva de agua al ambiente del río Piaxtla, Sinaloa, México," *Investigaciones geográficas*, pp. 25-38, 2015.
- [89] (LARSON et al., 2013) S. Larson, et al., "Using resident perceptions of values associated with

the Australian Tropical Rivers to identify policy and management priorities," *Ecological Economics*, vol. 94, pp. 9-18, 2013.

[90] (LÉO; PEREIRA; SANTOS, 2019) V. B. d. S. Léo, et al., "Indicadores de alteração hidrológica: alterações das vazões no Rio Preto da bacia do Rio Paraíba do Sul," in *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2019.

[91] (LI et al., 2017) D. Li, et al., "Observed changes in flow regimes in the Mekong River basin," *Journal of Hydrology*, vol. 551, pp. 217-232, 2017.

[92] (LIEDLOFF et al., 2013) A. C. Liedloff, et al., "Integrating indigenous ecological and scientific hydro-geological knowledge using a Bayesian Network in the context of water resource development," *Journal of Hydrology*, vol. 499, pp. 177-187, 2013.

[93] (LONGHI; FORMIGA, 2011) E. H. Longhi and K. T. M. Formiga, "Metodologias para determinar vazão ecológica em rios," *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 2011.

[94] (LU et al., 2014) X. X. Lu, et al., "Observed changes in the water flow at Chiang Saen in the lower Mekong: Impacts of Chinese dams?," *Quaternary International*, vol. 336, pp. 145-157, 2014.

[95] (LUIZ; DE OLIVEIRA, 2017) E. S. L. Luiz and A. de Oliveira, "Análise de vazões da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, variabilidades, intensidades e períodos de retorno," *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*, vol. 1, pp. 1857-1864, 2017.

[96] (MALHERBE; WEPENER; VAN VUREN, 2016) W. Malherbe, et al., "The effect of a large-scale irrigation scheme on the fish community structure and integrity of a subtropical river system in South Africa," *Ecological Indicators*, vol. 69, pp. 533-539, 2016.

[97] (MARÍN et al., 2014) V. H. Marín, et al., "Regime shifts of Cruces River wetland ecosystem: current conditions, future uncertainties," *Latin american journal of aquatic research*, vol. 42, pp. 160-171, 2014.

[98] (MARTINS et al., 2011) D. d. M. F. Martins, et al., "Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco," *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, vol. 15, pp. 1054-1061, 2011.

[99] (MEDEIROS et al., 2013) Y. D. P. Medeiros, et al., "Social participation in the environmental flow assessment: the São Francisco river case study," *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 2013.

[100] (MEISNER; SHUTER, 1992) J. D. Meisner and B. J. Shuter, "Assessing potential effects of global climate change on tropical freshwater fishes," *GeoJournal*, vol. 28, pp. 21-27, 1992.

[101] (MENDOZA CARIÑO et al., 2018) M. Mendoza Cariño, et al., "Análisis hidrológico de largo plazo en la cuenca del río Metztlán Hidalgo, México, y su relación con el cambio climático," *Hidrobiológica*, vol. 28, pp. 17-30, 2018.

[102] (MEZA RODRÍGUEZ et al., 2017) D. Meza Rodríguez, et al., "Régimen natural de caudales del río Ayuquila-Armería en el occidente de México," *Terra Latinoamericana*, vol. 35, pp. 203-217, 2017.

[103] (MEZA-RODRÍGUEZ et al., 2017) D. Meza-Rodríguez, et al., "Propuesta de caudal ecológico en la cuenca del Río Ayuquila-Armería en el Occidente de México," *Latin american journal of aquatic research*, vol. 45, pp. 1017-1030, 2017.

[104] (MUÑOZ-MAS et al., 2019) R. Muñoz-Mas, et al., "Investigating the influence of habitat structure and hydraulics on tropical macroinvertebrate communities," *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 19, pp. 339-350, 2019.

[105] (NAGRODSKI et al., 2012) A. Nagrodski, et al., "Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation," *Journal of Environmental Management*, vol. 103, pp. 133-141, 2012.

[106] (NICHOLAS et al., 2012) A. P. Nicholas, et al., "Modelling hydrodynamics in the Rio Paraná, Argentina: An evaluation and inter-comparison of reduced-complexity and physics based models applied to a large sand-bed river," *Geomorphology*, 2012.

[107] (NIKOLAKIS; GRAFTON; TO, 2013) W. D. Nikolakis, et al., "Indigenous values and water

- markets: Survey insights from northern Australia," *Journal of Hydrology*, vol. 500, pp. 12-20, 2013.
- [108] (O'KEEFFE; HUGHES; THARME, 2002) J. O'Keeffe, et al., "Linking ecological responses to altered flows, for use in environmental flow assessments: the Flow Stressor—Response method," *SIL Proceedings*, 1922-2010, vol. 28, pp. 84-92, 2002.
- [109] (OLIVEIRA et al., 2014) A. S. d. Oliveira, et al., "Stream flow regime of springs in the Mantiqueira Mountain Range region, Minas Gerais State," *CERNE*, vol. 20, pp. 343-349, 2014.
- [110] (OLIVEIRA et al., 2016) I. D. C. E. Oliveira, et al., "One-and two-dimensional ecohydraulic modeling of formoso river (MG)," *Engenharia Agrícola*, 2016.
- [111] (ORTIZ-GÓMEZ; GONZÁLEZ-CAMACHO; CHÁVEZ-MORALES, 2015) R. Ortiz-Gómez, et al., "Modelo de asignación de agua considerando un caudal ambiental mínimo en la cuenca del río Metztitlán en Hidalgo, México," *Agrociencia*, vol. 49, pp. 703-721, 2015.
- [112] (PANDA et al., 2013) D. K. Panda, et al., "Streamflow trends in the Mahanadi River basin (India): Linkages to tropical climate variability," *Journal of Hydrology*, vol. 495, pp. 135-149, 2013.
- [113] (PANTE et al., 2004) A. R. Pante, et al., "Proposta de Metodologia Simplificada para Determinação da Vazão Ecológica em Aproveitamentos Hidrelétricos," *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2004.
- [114] (PELISSARI; SARMENTO; TEIXEIRA, 1999) V. B. Pelissari, et al., "Índices de preferência de habitat para peixes na determinação da vazão residual do rio Timbuí," *Anais: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 1999.
- [115] (PENCZAK, 2011) T. Penczak, "Fish assemblages composition in a natural, then regulated, stream: A quantitative long-term study," *Ecological Modelling*, vol. 222, pp. 2103-2118, 2011.
- [116] (PETTIT et al., 2017) N. E. Pettit, et al., "Productivity and Connectivity in Tropical Riverscapes of Northern Australia: Ecological Insights for Management," *Ecosystems*, vol. 20, pp. 492-514, 2017.
- [117] (PINILLA-AGUDELO; RODRÍGUEZ-SANDOVAL; CAMACHO-BOTERO, 2014) G. A. Pinilla-Agudelo, et al., "Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el ministerio de ambiente y desarrollo sostenible (mads), Colombia," *Acta Biológica Colombiana*, vol. 19, pp. 43-60, 2014.
- [118] (PINTO et al., 2013) V. G. Pinto, et al., "Identificação de abordagem ecológica em metodologias para determinação de vazão ecohidrológica de rios," *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH, Bento Gonçalves*, 2013.
- [119] (PINTO; RIBEIRO; SILVA, 2016) V. G. Pinto, et al., "Vazão ecológica e o arcabouço legal brasileiro," *Revista Brasileira de Geografia Física*, 2016.
- [120] (PRICE, 2011) K. Price, "Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review," *Progress in Physical Geography*, vol. 35, pp. 465-492, 2011.
- [121] (RAUTENBERG et al., 2015) G. E. Rautenberg, et al., "A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basin of Suquíá River," *Ecological Indicators*, vol. 48, pp. 706-720, 2015.
- [122] (RIVADENEIRA VERA; ZAMBRANO MERA; PÉREZ-MARTÍN, 2020) J. F. Rivadeneira Vera, et al., "Adapting water resources systems to climate change in tropical areas: Ecuadorian coast," *Science of The Total Environment*, vol. 703, p. 135554, 2020.
- [123] (ROLLS; ARTHINGTON, 2014) R. J. Rolls and A. H. Arthington, "How do low magnitudes of hydrologic alteration impact riverine fish populations and assemblage characteristics?," *Ecological Indicators*, vol. 39, pp. 179-188, 2014.
- [124] (SALEWICZ; GANDOLFI; LOUCKS, 1990) K. A. Salewicz, et al., "Interactive Computer Support System for the Management of Large Rivers: The Zambezi River Case Study," *IFAC Proceedings Volumes*, vol. 23, pp. 535-541, 1990.
- [125] (SÁNCHEZ-ROMÁN; FOLEGATTI; ORELLANA-GONZÁLEZ, 2009) R. M. Sánchez-Román, et al., "Situação dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e

Jundiaí utilizando modelo desenvolvido em dinâmica de sistemas," *Engenharia Agrícola*, vol. 29, pp. 578-590, 2009.

[126] (SANTACRUZ DE LEÓN; AGUILAR-ROBLEDO, 2009) G. Santacruz de León and M. Aguilar-Robledo, "Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant," *Hidrobiológica*, vol. 19, pp. 25-32, 2009.

[127] (SANTOS; POMPEU; KENJI, 2012) H. A. Santos, et al., "Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006," *Regional Environmental Change*, vol. 12, pp. 123-132, 2012.

[128] (SANTOS et al., 2018) H. d. A. e. Santos, et al., "Physical habitat simulation for small-sized characid fish species from tropical rivers in Brazil," *Neotropical Ichthyology*, vol. 16, 2018.

[129] (SANTOS; CUNHA, 2018) P. V. C. J. Santos and A. C. Cunha, "Potencial de vazão ambiental: método participativo para estimar vazão ambiental em rios na Amazônia," *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, vol. 23, pp. 137-150, 2018.

[130] (SANYAL, 2017) J. Sanyal, "Predicting possible effects of dams on downstream river bed changes of a Himalayan river with morphodynamic modelling," *Quaternary International*, vol. 453, pp. 48-62, 2017.

[131] (SCHACHTSCHNEIDER; REINECKE, 2014) K. Schachtschneider and K. Reinecke, "Riparian trees as common denominators across the river flow spectrum: are ecophysiological methods useful tools in environmental flow assessments?," *Water SA*, vol. 40, pp. 287-296, 2014.

[132] (SEETERAM et al., 2019) N. A. Seeteram, et al., "Conserving rivers and their biodiversity in Tanzania," *Water (Switzerland)*, vol. 11, 2019.

[133] (SMAKHTIN, 1998) V. Smakhtin, "Relationships between low-flow characteristics of South African streams Environmentally Sustainable Water Storage Management and Operation in Sri Lanka View project Water Resources Management in Central Asia View project," *Water SA Pretoria*, 1998.

[134] (SOARES et al., 2015) L. Soares, et al., "Metodología para la propuesta de caudales ecológicos en función de restricciones ambientales," *Aqua-Lac*, vol. 7, pp. 17-28, 2015.

[135] (STEVAUX; CORRADINI; AQUINO, 2013) J. C. Stevaux, et al., "Connectivity processes and riparian vegetation of the upper Paraná River, Brazil," *Journal of South American Earth Sciences*, vol. 46, pp. 113-121, 2013.

[136] (STEVAUX; MARTINS; MEURER, 2009) J. C. Stevaux, et al., "Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil," *Geomorphology*, vol. 113, pp. 230-238, 2009.

[137] (SULTANA et al., 2019) J. Sultana, et al., "Comparison of water quality thresholds for macroinvertebrates in two Mediterranean catchments quantified by the inferential techniques TITAN and HEA," *Ecological Indicators*, vol. 101, pp. 867-877, 2019.

[138] (SUN et al., 2020) H. Sun, et al., "Predicting impacts of future climate change and hydropower development towards habitats of native and non-native fishes," *Science of The Total Environment*, vol. 707, p. 135419, 2020.

[139] (TERESA; CASATTI, 2013) F. B. Teresa and L. Casatti, "Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status," *Neotropical Ichthyology*, vol. 11, pp. 395-402, 2013.

[140] (TERRA; HUGHES; ARAÚJO, 2016) B. d. F. Terra, et al., "Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species," *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 25, pp. 527-544, 2016.

[141] (THIEME et al., 2007) M. Thieme, et al., "Freshwater conservation planning in data-poor areas: An example from a remote Amazonian basin (Madre de Dios River, Peru and Bolivia)," *Biological Conservation*, vol. 135, pp. 484-501, 2007.

[142] (TOLEDO; MUÑOZ, 2018) S. Toledo and E. Muñoz, "Determinación de un régimen de caudal ambiental para el río Ñuble considerando actividades recreacionales y requerimientos de hábitat de peces," *Obras y proyectos*, pp. 71-81, 2018.

- [143] (TURSCHWELL et al., 2019) M. P. Turschwell, et al., "Flow-mediated predator–prey dynamics influence fish populations in a tropical river," *Freshwater Biology*, vol. 64, pp. 1453-1466, 2019.
- [144] (VALLE; KAPLAN, 2019) D. Valle and D. Kaplan, "Quantifying the impacts of dams on riverine hydrology under non-stationary conditions using incomplete data and Gaussian copula models," *Science of The Total Environment*, vol. 677, pp. 599-611, 2019.
- [145] (VESTENA et al., 2012) L. R. Vestena, et al., "Vazão ecológica e disponibilidade hídrica na bacia das Pedras, Guarapuava-PR," *Revista Ambiente & Água*, vol. 7, pp. 212-227, 2012.
- [146] (VILLARREAL-ROSAS; OLMOS-AGUILERA, 2017) J. Villarreal-Rosas and M. Olmos-Aguilera, "Ecodegradation and Indigenous Livelihoods: a Case Study in Northwest México," *Sociedad y ambiente*, pp. 5-34, 2017.
- [147] (VON SPERLING, 2012) E. von Sperling, "Hydropower in Brazil: Overview of Positive and Negative Environmental Aspects," *Energy Procedia*, vol. 18, pp. 110-118, 2012.
- [148] (WAN MOHTAR et al., 2019) W. H. M. Wan Mohtar, et al., "Spatial and temporal risk quotient based river assessment for water resources management," *Environmental Pollution*, vol. 248, pp. 133-144, 2019.
- [149] (WARFE et al., 2011) D. M. Warfe, et al., "The 'wet-dry' in the wet-dry tropics drives river ecosystem structure and processes in northern Australia," *Freshwater Biology*, vol. 56, pp. 2169-2195, 2011.
- [150] (WARFE et al., 2013) D. M. Warfe, et al., "Hydrological connectivity structures concordant plant and animal assemblages according to niche rather than dispersal processes," *Freshwater Biology*, vol. 58, pp. 292-305, 2013.
- [151] (WHITE; ONDRAČKOVÁ; REICHARD, 2012) S. M. White, et al., "Hydrologic Connectivity Affects Fish Assemblage Structure, Diversity, and Ecological Traits in the Unregulated Gambia River, West Africa," *Biotropica*, vol. 44, pp. 521-530, 2012.
- [152] (WINGARD; LORENZ, 2014) G. L. Wingard and J. J. Lorenz, "Integrated conceptual ecological model and habitat indices for the southwest Florida coastal wetlands," *Ecological Indicators*, vol. 44, pp. 92-107, 2014.
- [153] (YÁÑEZ et al., 2008) E. Yáñez, et al., "Coupling between the environment and the pelagic resources exploited off northern Chile: ecosystem indicators and a conceptual model," *Latin american journal of aquatic research*, vol. 36, pp. 159-181, 2008.
- [154] (YÁÑEZ-ARANCIBIA; DAY, 2004) A. Yáñez-Arancibia and J. W. Day, "Environmental sub-regions in the Gulf of Mexico coastal zone: the ecosystem approach as an integrated management tool," *Ocean & Coastal Management*, vol. 47, pp. 727-757, 2004.
- [155] (YI; YANG; ZHANG, 2010) Y. Yi, et al., "Ecological influence of dam construction and river-lake connectivity on migration fish habitat in the Yangtze River basin, China," *Procedia Environmental Sciences*, vol. 2, pp. 1942-1954, 2010.
- [156] (ZANDER; STRATON, 2010) K. K. Zander and A. Straton, "An economic assessment of the value of tropical river ecosystem services: Heterogeneous preferences among Aboriginal and non-Aboriginal Australians," *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 2417-2426, 2010.