

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

Vívian Gemiliano Pinto

**MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA E CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA E
ABIÓTICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO
SANTO**

**Juiz de Fora
2015**

Vívian Gemiliano Pinto

**MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA E CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA E
ABIÓTICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO
SANTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para à obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia aquática

Linha de pesquisa: Ecohidrologia

Orientador: Celso Bandeira de Melo Ribeiro

Co-orientador: Demetrius David da Silva
(UFV)

Juiz de Fora

2015

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Pinto, Vívian Gemiliano.
Modelagem ecohidrológica e caracterização biótica e abiótica da bacia hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo / Vívian Gemiliano Pinto. -- 2015.
321 f. : il.

Orientador: Celso Bandeira de Melo Ribeiro
Coorientador: Demetrius David da Silva
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2015.

1. excedente hídrico. 2. outorga de recursos hídricos. 3. caracterização ambiental. 4. modelagem de habitat. 5. abordagem holística. I. Ribeiro, Celso Bandeira de Melo, orient. II. Silva, Demetrius David da, coorient. III. Título.

**“MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA E CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA E
ABIÓTICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO ESPÍRITO SANTO”**

VÍVIAN GEMILIANO PINTO

Orientador: Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro

Tese apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas, da
Universidade Federal de Juiz de
Fora, como parte dos requisitos
para obtenção do Título de
Doutora em Ecologia Aplicada ao
Manejo e Conservação de
Recursos Naturais.

Aprovada em 10 de junho de 2015.



Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



Prof. Dr. Demetrius David da Silva
Universidade Federal de Viçosa - UFV



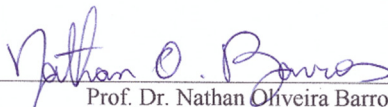
Prof. Dr. Otto Correa Rotunno Filho
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ



Prof. Dr. Jorge Abdala Dergam Dos Santos
Universidade Federal de Viçosa - UFV



Prof. Dr. Marconi Fonseca de Moraes
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

*Dedico ao Professor Rafael
Kopschitz Xavier Bastos pela sua
dedicação singular à vida acadêmica
e por representar na minha jornada
um divisor de águas.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela oportunidade de reconhecer a perfeição nas mínimas coisas.

À Jesus, pela inspiração e coragem para superar cada etapa do trabalho.

Ao Professor Celso B. de Melo Ribeiro, pela confiança, amizade e incentivo a vencer desafios.

Ao Professor Demetrius David da Silva, por assinalar o caminho.

Ao Professor Jorge Abdala Dergam dos Santos, pelo acolhimento, confiança, amizade e incentivos, sem os quais este trabalho seria inviável.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pelo apoio financeiro a execução do projeto (Processo TEC - APQ-02118-12).

Ao IFSudesteMG, Campus Juiz de Fora, pelo suporte à execução do projeto.

Aos proprietários das áreas marginais ao ribeirão do Espírito Santo, que permitiram a realização dos trabalhos de campo em suas propriedades, e ao Instituto Estadual de Florestas (IEF), pela concessão das licenças.

Ao Laboratório de Sistemática Molecular Beagle do Departamento de Biologia Animal da Universidade Federal de Viçosa e aos Laboratórios de Ecologia Aquática e Laboratório de Qualidade Ambiental (Lacqua) da Universidade Federal de Juiz de Fora, que viabilizaram as análises deste trabalho, contribuindo, de forma determinante, na sua concretização.

Aos inúmeros colegas que me apoiaram nos trabalhos de campo, em especial à Silvana, Udson, Priscila, Roberto Marchesini, Valtemir, Celso França e João Gabriel, anjos de verdade!

Aos professores Marconi, Roberto Dias, Alessandro, Renata, Simone e César, que colocaram a mão na massa junto comigo!

Aos colegas do programa e, em especial, ao Ricardo Neves, Fabiano, Thiago Martins, Mariana Monteiro e Tatiana Silviero, pelo apoio e amizade fundamentais.

Aos meus pais e irmãos, pela torcida e apoio logístico, fundamentais aos trabalhos de campo. E às minhas irmãs de coração, Maria Olívia e Silvana Facerolli, que sempre foram ouvidos a me escutar e coragem a me instigar.

E, finalmente, aos meus amados Ricardo, Rafael e Érika, que me sustentam afetivamente, me apoiam incondicionalmente, e fizeram sempre o possível e o impossível para que os meus objetivos fossem alcançados.

RESUMO

Diante da escassez hídrica que se impõe como uma ameaça global, torna-se premente que as relações do homem com os recursos hídricos sejam repensadas e as formas de gestão reconstruídas. Sabendo-se que os subsídios para a gestão das grandes bacias hidrográficas se fundamentam na dinâmica das pequenas bacias e suas inter-relações, esta tese tem como objetivo buscar um olhar holístico da bacia hidrográfica do Ribeirão Espírito Santo (BHRES), situada em Juiz de Fora, Minas Gerais, identificando suas características bióticas e abióticas, pesquisando-se, de forma mais detalhada, as vazões ecológicas. Dada as dificuldades de se aprofundar a investigação ecohidrológica em toda a BHRES, determinaram-se dois trechos a serem estudados, um de cabeceira e outro de foz. Nesses dois trechos, buscou-se conhecer sua topobatimetria, sedimentos, características hidrodinâmicas, qualidade da água, ictiofauna e a relação com a vazão ecológica. Os resultados indicaram que os dois trechos estudados apresentam características bióticas e abióticas de ambientes moderadamente poluídos. Porém as particularidades das áreas marginais dos dois trechos implicam características de inundação bastante distintas, já que o primeiro trecho possui algumas depressões marginais, formando pequenas lagoas, ambientes amplamente reconhecidos pela sua importância na manutenção e integridade da biodiversidade aquática. Os dois trechos estudados, apesar de se situarem em posições bastante distintas na BHRES, não apresentam diferenças significativas com relação à granulometria dos sedimentos, parâmetros de qualidade da água, abundância, riqueza, diversidade e composição da ictiofauna. Essas características permitiram a construção de curvas de adequação de habitat univariadas da ictiofauna investigada para a bacia hidrográfica como um todo. A metodologia de habitat, associada a uma ferramenta de reconhecimento do fluxo natural de cursos de água permitiu identificar o excedente hídrico nos dois trechos estudados, sinalizando para uma maior cautela na concessão de outorga de direito do uso da água em trechos de cabeceira, uma vez que, nos meses mais secos do ano não se identificou excedente hídrico; ao contrário, os fluxos naturais já impõem condição estressante às espécies analisadas. Por outro lado, o trecho de foz possui excedente hídrico superior à vazão de referência de outorga do estado de Minas Gerais nos meses mais úmidos e ainda é capaz de suportá-la nos meses mais secos. Note-se que as vazões mínimas remanescentes determinadas pelas legislações brasileiras se mostram incompatíveis com as necessidades para manutenção do ecossistema.

Palavras Chave: caracterização ambiental, modelagem de habitat, abordagem holística.

ABSTRACT

Under the framework of the water scarcity that is imposed as a global threat, it is urgent that we rethink man's relationship with water resources and the reconstruction of approaches management. Given that subsidies for the management of large river basins are based on the dynamics of small basins and their interrelations, this thesis aims to pursue a holistic view for the Espírito Santo Stream Basin (ESSB), located in Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil, identifying their biotic and abiotic characteristics, researching up in more detail the ecological flow. Due to the difficulties of deepening ecohydrological research across ESSB, we determined two river stretches to be studied, one bedside and the other near the mouth. In these two stretches, we sought to know its topobathymetry, sediment, hydrodynamic characteristics, water quality, fish populations and the relationship with the ecological flow. The results indicated that the two stretches studied have biotic and abiotic characteristics of moderately polluted environments. However, the particularities of the marginal areas of the two stretches imply very different flood characteristics. The first stretch has some marginal depressions, forming small ponds, with such an environment widely recognized for its importance in the maintenance and integrity of aquatic biodiversity. The two sites studied, though situate themselves in very different positions in ESSB, do not differ significantly with respect to the grain size of the sediment, water quality parameters, abundance, richness, diversity and composition of fish populations. These characteristics allowed the construction of univariate habitat suitability curves of fish populations investigated for the river basin as a whole. The habitat methodology associated to a river natural flow recognition tool identified the water surplus in the two stretches studied, signaling greater caution with respect to granting right of water use in bedside stretches since it did not identify up water surplus; in the driest months of the year. In contrast, natural streams already impose stressful condition to the analyzed species. On the other side, the mouth stretch has a water surplus flow superior than Minas Gerais State flow reference for granting in the wettest months and is still able to support it in the driest months. It should be noted, that the remaining minimum flows determined by the Brazilian legislation appears to be incompatible with the needs for ecosystem maintenance.

Keywords: environmental characterization, habitat modeling, holistic approach.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Apresentação esquemática das metodologias adotadas nos capítulos 3,4,5,6 e 7.	20
Figura 2.1. Exemplo de considerações para determinação de requisitos de fluxo sob a ótica de uma abordagem holística.	32
Figura 3.1. Bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo com a respectiva área de drenagem das seções monitoradas.	47
Figura 3.2. Mapa de declividade da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.	54
Figura 3.3. Percentual de contribuição de cada uso/cobertura do solo para as seções monitoradas.	55
Figura 3.4. Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.	56
Figura 3.5. Tipos de solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo.	58
Figura 3.6. Usos da água na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo cadastrados e outorgados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Dados cadastrados até 2013).	61
Figura 4.1. Localização da área de estudo.	67
Figura 4.2. Seções de monitoramento no trecho 1, de cabeceira.	68
Figura 4.3. Seções de monitoramento no trecho 2, de foz.	68
Figura 4.4. Coleta de sedimento com pá, draga Petersen e armazenamento das amostras.	70
Figura 4.5. Rugosidade efetiva K_s utilizada para calibração do modelo River 2D nas quatro campanhas de campo para o trecho de cabeceira.	79
Figura 4.6. Correlação entre profundidades e velocidades médias observadas e simuladas no primeiro trecho (trecho de cabeceira), utilizando os resultados das quatro campanhas de campo.	81
Figura 4.7. Coeficientes de rugosidade efetiva utilizados para calibração do modelo no trecho de foz com dados da campanha de campo de janeiro de 2014.	85
Figura 4.8. Rugosidade efetiva K_s utilizada para calibração do modelo River 2D nas quatro campanhas de campo para o trecho de foz.	86
Figura 4.9. Correlação entre profundidades e velocidades observadas e simuladas no segundo trecho (trecho de foz), utilizando os resultados das quatro campanhas de campo.	88
Figura 4.10. Modelo Digital de Elevação (MDE) do trecho de cabeceira.	90
Figura 4.11. Profundidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.	91
Figura 4.12. Velocidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.	91
Figura 4.13. Local de maior profundidade no trecho de cabeceira.	92
Figura 4.14. Distribuição percentual das profundidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.	93
Figura 4.15. Local de velocidade máxima no trecho de cabeceira.	94
Figura 4.16. Distribuição percentual das velocidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.	94
Figura 4.17. Modelo Digital de Elevação (MDE) do trecho de foz.	95
Figura 4.18. Profundidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.	96

Figura 4.19. Velocidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.	97
Figura 4.20. Distribuição percentual das profundidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.....	98
Figura 4.21. Área de maior profundidade no trecho de foz.....	99
Figura 4.22. Distribuição percentual das velocidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.....	100
Figura 5.1. Localização da área de estudo.....	105
Figura 5.2. Curva de suficiência amostral para peixes e protozoários ciliados.....	114
Figura 5.3. Fotomicrografias de ciliados peritríqueos in vivo colonizando substratos artificiais em dois trechos da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.	121
Figura 5.4. Áreas com características de inundação distintas nos trechos estudados.	125
Figura 5.5. Análise de componentes principais das características físico-químicas, sedimentos e variáveis hidráulicas.	128
Figura 5.6. Análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais e a ictiofauna.	130
Figura 5.7. Análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais e protozoários ciliados peritríqueos.	131
Figura 5.8. Análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais, peixes e protozoários ciliados.....	133
Figura 6.1. Códigos referentes à cobertura que compõem o Índice de Canal.....	140
Figura 6.2. Percentual das espécies identificadas por campanha de monitoramento.....	148
Figura 6.3. Análise de variância da abundância, riqueza e índice de diversidade nos trechos de cabeceira e foz, nas seis seções de monitoramento e nas duas estações do ano.....	149
Figura 6.4. Estimativa de riqueza na área de estudo.	150
Figura 6.5. Análise de componentes principais das variáveis físico-químicas, hidráulicas e referente ao habitat nas seis seções monitoradas.....	154
Figura 6.6. Análise de correspondência canônica entre a ictiofauna e as variáveis físico-químicas, hidráulicas e de habitat das seis seções monitoradas.	155
Figura 6.7. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para velocidade.....	158
Figura 6.8. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para profundidade.	159
Figura 6.9. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para índice de canal (IC).	160
Figura 6.10. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para índice de qualidade da água (IQA).	161
Figura 7.1. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IC no trecho de cabeceira.	176
Figura 7.2. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IC no trecho de foz.	177
Figura 7.3. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IQA no trecho de cabeceira.	178
Figura 7.4. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IQA no trecho de foz.	179
Figura 7.5. Vazões capazes de gerar SPU máxima para cada espécie/estádio de desenvolvimento em ambos os trechos da BHRES.....	180

Figura 7.6. Vazões relacionadas à adequação de habitat, mediana das vazões, vazões médias, vazões baixas, vazões de referência e excedentes hídricos no primeiro trecho.	182
Figura 7.7. Vazões relacionadas à adequação de habitat, mediana das vazões, vazões médias, vazões baixas, vazões de referência e excedentes hídricos no segundo trecho.....	183
Figura 7.8. Hidrograma dos dois trechos estudados com a classificação da vazão.....	185

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Critérios adotados para concessão de outorga de captação de águas superficiais no Brasil.....	37
Tabela 3.1. Descrição dos parâmetros morfométricos utilizados na área de estudo.	49
Tabela 4.1. Coordenadas Geodésicas e UTM - Datum Planimétrico: SIRGAS2000 das seis seções de monitoramento.....	69
Tabela 4.2. Valores para cálculo do coeficiente de rugosidade – Método Cowan.....	75
Tabela 4.3. Coordenadas UTM dos marcos correspondentes a cada uma das seções de monitoramento.....	76
Tabela 4.4. Distância, percurso do curso d'água e grau de sinuosidade entre seções nos dois trechos estudados.....	77
Tabela 4.5. Composição do coeficiente de rugosidade de Manning “n” e seu respectivo coeficiente de rugosidade efetiva ‘Ks’ calculado para o trecho de cabeceira para cada uma das campanhas de campo.	78
Tabela 4.6. Condições iniciais, de contorno e características do processo iterativo da modelagem do primeiro trecho.....	80
Tabela 4.7. Índices estatísticos utilizados para aferir a calibração do modelo para o trecho de cabeceira.	82
Tabela 4.8. Composição do coeficiente de rugosidade de Manning “n” e seu respectivo coeficiente de rugosidade efetiva ‘Ks’ calculado para o trecho de foz.....	83
Tabela 4.9. Composição do coeficiente de rugosidade de Manning “n” e seu respectivo coeficiente de rugosidade efetiva ‘Ks’ calculado para pontos específicos do trecho de foz. ..	84
Tabela 4.10. Condições iniciais, de contorno e características do processo iterativo da modelagem do segundo trecho.	87
Tabela 4.11. Índices estatísticos utilizados para aferir a calibração do modelo para o trecho de foz.	89
Tabela 5.1. Metodologias adotadas para determinação da concentração de nutrientes.....	106
Tabela 5.2. Parâmetros físico-químicos analisados e seu respectivo valor máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005.	111
Tabela 5.3. Vazões médias de longo período e vazões observadas nos dois trechos estudados.	112
Tabela 5.4. Composição taxonômica da ictiofauna.....	113
Tabela 5.5. Dados de auto-ecologia das espécies de ciliados peritríqueos encontrados durante coletas realizadas em seis seções em diferentes sazonalidades (verão/inverno) na bacia hidrográfica do ribeirão Espírito Santo.	122
Tabela 5.6. Peso dos 14 parâmetros nos dois componentes principais.	127
Tabela 6.1. Avaliação do índice de adequação de habitat.	138
Tabela 6.2. Código referente ao substrato que compõe o índice de canal.....	141
Tabela 6.3. Quantidade de indivíduos jovens e adultos identificados em cada segmento estudado por espécie.....	147
Tabela 6.4. Índice de canal por seção e período sazonal.....	156
Tabela 6.5. Parâmetros amostrados nas quatro campanhas de campo, nas seis seções de monitoramento e seu respectivo IQA.	156

Tabela 7.1. Dados gerados a partir da equação de regionalização de vazões e da transposição de vazões.....	175
Tabela 7.2. Dados obtidos da transposição de vazões e dados observados nas campanhas de campo.	175
Tabela 7.3. Excedentes hídricos mensais para o trecho de cabeceira e foz gerados a partir das vazões baixas e das medianas das vazões mensais.....	186

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Área de drenagem
ABF	Aquatic Base Flow
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de componentes principais
ADASA-DF	Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal
AESA-PB	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
ANA	Agência Nacional de Águas
ANOVA	Análise de variância
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
BBM	Buiding Block Methodology
BHRES	Bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo
CASIMIR	Computer-Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements
CBH Preto e Paraibuna	Comitê da bacia hidrográfica dos afluentes mineiros dos rios Preto e Paraibuna
CCA	Canonical correspondence analysis
CEIVAP	Comitê para integração da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul
CERH - MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
Cesama	Companhia de Saneamento Municipal
COGERH-CE	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM-MG	Conselho Estadual de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais
Cr	Comprimento de rampa médio do escoamento superficial
CSI	Composite suitability index
DAEE - SP	Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo
DBO _{5,20}	Demanda bioquímica de oxigênio
Dc	Densidade de confluência
Dd	Densidade de drenagem
DFA	Demonstration Flow Assessment
Dh	Densidade hidrográfica
Dmcp	Declividade média do canal principal
DNAEE	Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica
DRIFT	Downstream Response to Imposed Flow Transformations
ELOHA	Ecological Limits of Hydrologic Alteration
EMA	Erro médio absoluto
EMQ	Erro médio quadrático
F	Fator de forma
Fc	Frequência de canais de primeira ordem
FEMACT-RR	Fundação Estadual do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia de Roraima
GPS	Sistema de posicionamento global

HSI	Habitat suitability index
IAH	Índice de adequação de habitat
IAHC	Índice de adequação de habitat composto
IC	Índice de circularidade
IEMA-ES	Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo
IFG	Instream Flow Group
IFIM	Instream Flow Incremental Methodology
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IHA	Indicators of Hydrologic Alteration
IMAC	Instituto de Meio Ambiente do Acre
IMASUL	Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul
INEA-RJ	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
INEMA-BA	Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia
IQA	Índice de qualidade água
Ir	Índice de rugosidade
Is	Índice de sinuosidade do canal principal
Kc	Coefficiente de compacidade
LEA	Laboratório de Ecologia Aquática
LIDAR	Light detection and ranging
MDE	Modelo digital de elevação
MDEHC	Modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado
NATURATINS	Instituto Natureza do Tocantins
NID	Nitrogênio inorgânico dissolvido
NOT	Nitrogênio orgânico total
O	Ordem hierárquica da bacia
OD	Oxigênio dissolvido
P	Perímetro
PCA	Principal component analysis
PEC	Padrão de exatidão cartográfica
pH	Potencial hidrogeniônico
PHABSIM	Physical habitat simulation
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
Q _{7,10}	Vazão mínima de sete dias de duração e dez anos de recorrência
Q ₉₀	Vazão mínima esperada em 90% do tempo
Q ₉₅	Vazão mínima esperada em 95% do tempo
Q _{mld}	Vazão média de longa duração
Q _{mlp}	Vazão média de longo período
RCHARC	Riverine Community Habitat Assessment and Restoration Concept
REMQ	Raiz do erro médio quadrático
RHABSIM	River Habitat Simulation
RHYHABSIM	River Hydraulic Habitat Simulation

RNA	Rede neural artificial
SEDAM-RO	Secretaria de Estado de Desenvolvimento Ambiental de Rondônia
SEFA	System for Environmental Flow Analysis
SEMAD	Secretaria de Estado do meio Ambiente e de Desenvolvimento Sustentável
SEMA-MA	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão
SEMA-PA	Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Pará
SEMARH-AL	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Alagoas
SEMARH-GO	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Goiás
SEMAR-PI	Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Piauí
SEMA-RS	Secretaria do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
SEMGRH-AM	Secretaria de Mineração, Geodiversidade e Recursos Hídricos do Amazonas
SEPLANTEC/ SE	Secretaria de Estado do Planejamento de Sergipe
SERHID-RN	Secretaria de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte
SI	Sinuosidade do curso de água
SIG	Sistema de informação geográfica
SIRHESC	Sistema de Informações de Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina
SMEWW	Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater
SPU	Superfície ponderada útil
SURH/SEMA-MT	Secretaria de Estado de Meio Ambiente/Superintendência de Recursos Hídricos do Mato Grosso
TIN	Triangulated Irregular Network
UFJF	Universidade Federal de Juiz de Fora
UFV	Universidade Federal de Viçosa
VMP	Valores máximos permitidos
WUA	Weighted Usable Area

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO	16
1.1 Objetivos	17
1.2 Escopo da tese	17
1.3 Organograma metodológico	18
1.4 Contribuição científica	21
CAPÍTULO 2. VAZÃO ECOLÓGICA E O ARCABOUÇO LEGAL BRASILEIRO	22
2.1. Introdução	23
2.2. Desenvolvimento	25
2.2.1. Metodologias para determinação de vazão “ecológica”	25
2.2.2. Estudos de vazão ecológica no Brasil	33
2.2.3. Outorga de recursos hídricos no Brasil	35
2.3. Conclusão	43
CAPÍTULO 3. A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO, JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS, BRASIL	44
3.1. Introdução	45
3.2. Metodologia	46
3.2.1. Área de estudo	46
3.2.2. Modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado (MDEHC)	48
3.2.3. Morfometria	49
3.2.4. Uso e cobertura do solo	51
3.2.5. Classificação de solos	51
3.2.6. Uso da água na bacia hidrográfica do Ribeirão Espírito	51
3.3. Resultados e discussão	52
3.3.1. Características morfométricas	52
3.3.2. Uso e cobertura do solo	55
3.3.3. Classificação dos solos	57
3.3.4. Uso da água na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo	59
3.4. Conclusão	62
CAPÍTULO 4. SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA DE DOIS TRECHOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO COMO SUBSÍDIO À MODELAGEM DE HABITAT	63
4.1. Introdução	64
4.2. Metodologia	66

4.2.1.	Área de estudo.....	66
4.2.2.	Monitoramento das características hidráulicas.....	69
4.2.3.	Topobatimetria.....	71
4.2.4.	Simulação hidrodinâmica.....	72
4.3.	Resultados e discussão	77
4.3.1.	Calibração do modelo hidrodinâmico River 2D.....	77
4.3.2.	Modelagem hidráulica.....	90
4.4.	Conclusão.....	100
CAPÍTULO 5. CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA E ABIÓTICA DE DUAS ÁREAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO COMO SUBSÍDIO PARA A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS		102
5.1.	Introdução.....	103
5.2.	Metodologia	104
5.2.1.	Área de estudo.....	104
5.2.2.	Características físico-químicas.....	105
5.2.3.	Ictiofauna e protozoários ciliados.....	107
5.2.4.	Áreas inundáveis sob vazões médias.....	109
5.2.5.	Caracterização ambiental	109
5.3.	Resultados e discussão	110
5.3.1.	Características físico químicas	110
5.3.2.	Ictiofauna e protozoários ciliados.....	113
5.3.3.	Áreas inundáveis sob vazões médias.....	124
5.3.4.	Caracterização ambiental	127
5.4.	Conclusão.....	134
CAPÍTULO 6. ÍNDICE DE ADEQUAÇÃO DE HABITAT DE PEIXES NEOTROPICAIS COMO SUBSÍDIO PARA MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS: BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO, MINAS GERAIS, BRASIL.....		135
6.1.	Introdução.....	136
6.2.	Material e Métodos.....	139
6.2.1.	Área de estudo.....	139
6.2.2.	Monitoramento de dados abióticos.....	139
6.2.3.	Determinação do índice de canal.....	139
6.2.4.	Determinação do índice de qualidade da água	141
6.2.5.	Ictiofauna.....	142

6.2.6.	Curvas de índice de adequação de habitat.....	143
6.2.7.	Análise dos dados.....	144
6.3.	Resultados.....	146
6.3.1.	Ictiofauna.....	146
6.3.2.	Identificação de semelhanças entre seções.....	151
6.3.3.	Correlação entre os parâmetros monitorados	152
6.3.4.	Análise multivariada	153
6.3.5.	Índice de canal.....	155
6.3.6.	Índice de qualidade da água	156
6.3.7.	Índice de adequação de habitat.....	157
6.4.	Discussão	162
6.4.1.	Sedimento e Ictiofauna.....	162
6.4.2.	Parâmetros de qualidade da água	162
6.4.3.	Análises multivariadas	163
6.4.4.	Curvas de adequação de habitat	165
6.5.	Conclusão.....	165
CAPÍTULO 7. O DESAFIO DE DETERMINAR VAZÕES ECOLÓGICAS CAPAZES DE SUSTENTAR O ECOSSISTEMA EM PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DO SUDESTE BRASILEIRO COM AUSÊNCIA DE DADOS HIDROLÓGICOS CONSISTENTES.		
167		
7.1.	Introdução.....	168
7.2.	Metodologia	170
7.2.1.	Área de estudo.....	170
7.2.2.	Informações hidrológicas	170
7.2.3.	Modelagem de habitat	171
7.2.4.	Curvas de superfície ponderada útil	172
7.2.5.	Determinação do excedente hídrico	173
7.3.	Resultados e discussão	174
7.3.1.	Informações hidrológicas	174
7.3.2.	Modelagem de habitat	175
7.3.3.	Determinação da vazão ecológica	180
7.4.	Conclusão.....	188
CAPÍTULO 8. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS		
189		
8.1.	Conclusões.....	189
8.2.	Recomendações.....	190

REFERÊNCIAS	191
APÊNDICE A. Diagnóstico físico-ambiental como subsídio a identificação de áreas vulneráveis à erosão na bacia hidrográfica do ribeirão Do Espírito Santo, Juiz De Fora (MG), Brasil	216
APÊNDICE B. Avaliação de diferentes métodos de agrupamento para determinação da suscetibilidade morfométrica à inundação na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo em Juiz de Fora (MG) Brasil	236
APÊNDICE C. Caracterização morfométrica e classificação quanto à suscetibilidade à inundação da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo e de suas sub-bacias...	255
APÊNDICE D. Caracterização morfométrica das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo	258
APÊNDICE E. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação e agrupamento por semelhança morfométrica das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo	260
APÊNDICE F. Características do modelo hidrodinâmico River 2D	270
APÊNDICE G. Sensibilidade do modelo hidrodinâmico River 2D aos parâmetros de entrada que compõe o coeficiente de viscosidade turbulenta: estudo de caso em pequeno curso d'água no município de Juiz de Fora, MG.	275
APÊNDICE H. Modelo Hidrodinâmico River 2D: análise de sensibilidade à rugosidade em pequeno curso de água	283
APÊNDICE I. Formas de cálculo de Índice de Adequação de Habitat Composto	293
APÊNDICE J. Matrizes de otimização	295
ANEXO: Autorizações do Instituto Estadual de Florestas (IEF)	319

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

Diante da escassez hídrica por que passam diversos países do mundo e, atualmente, de forma mais expressiva, os estados da região sudeste brasileira, torna-se premente que as relações do homem com os recursos hídricos sejam repensadas e as formas de gestão reconstruídas (VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010).

A proteção dos cursos de água e da sua biodiversidade requer a adoção de melhores práticas de gestão, o que exige a inclusão de medidas para preservar as ligações físicas e biológicas de toda a bacia hidrográfica (BISSON *et al.*, 1992), pois bacias hidrográficas ecologicamente saudáveis exigem a preservação de conexões laterais, longitudinais e verticais entre os componentes do sistema, bem como a variabilidade espacial e temporal desses componentes (NAIMAN *et al.*, 1992). Visando a sustentabilidade, a gestão de uma bacia hidrográfica não se restringe apenas à gestão das águas superficiais, mas inclui a interação de todos os componentes (RATHA; AGRAWAL, 2015) bióticos e abióticos dentro dos limites das bacias hidrográficas.

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) adota a bacia hidrográfica como unidade territorial de gestão, e tem como objetivo primeiro garantir água em quantidade e qualidade, tanto para a atual quanto para as futuras gerações. Além disso, considera entre suas diretrizes, que a gestão dos recursos hídricos não pode ser dissociada dos aspectos de quantidade e qualidade, devendo se adequar às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do país, além de ser integrada à gestão ambiental, e ao uso do solo (BRASIL, 1997). Entretanto, questiona-se se a PNRH de fato é capaz de alcançar tais objetivos e seguir as diretrizes propostas, estando focada apenas na gestão das águas superficiais, não abrangendo todo o conjunto de interações bióticas e abióticas da bacia hidrográfica.

Com relação aos múltiplos usos da água, a PNRH adota, como um dos instrumentos de gestão das bacias hidrográficas, a outorga do direito de uso da água (BRASIL, 1997). Contudo a avaliação de volumes outorgáveis precisa ser associada às demais características da bacia hidrográfica, uma vez que o sucesso de estratégias integradas de gestão da água depende de um equilíbrio entre a utilização humana dos recursos e a proteção dos ecossistemas (DUDGEON *et al.*, 2006).

Dentro desse contexto, o propósito desse trabalho é contribuir para a construção do conhecimento sobre os limites da intervenção humana no que concerne à alteração de fluxo nos

cursos de água superficiais, estudando-se a bacia hidrográfica do ribeirão Espírito Santo (BHRES), situada em Juiz de Fora, Minas Gerais. Entende-se que os subsídios para a gestão das grandes bacias, em muito, são fundamentados na dinâmica de suas pequenas sub-bacias e suas inter-relações. Dessa forma, espera-se que as informações elencadas a respeito da BHRES possam colaborar para a ampliação do conhecimento sobre a importante bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.

1.1 Objetivos

Nesse contexto, o objetivo principal desta tese foi identificar as características bióticas e abióticas da BHRES a fim de propor vazões ecológicas para um trecho de cabeceira e outro mais próximo à foz dessa bacia hidrográfica, enquanto os objetivos específicos perseguidos foram:

- identificar o uso e ocupação do solo, tipo de solo, características morfométricas e usos da água na BHRES;
- levantar as características topobatimétricas de dois trechos da BHRES, um de cabeceira e outro próximo a foz;
- identificar as suas características físico-químicas, de inundação, da ictiofauna e protozoários ciliados em seis seções de monitoramento;
- elaborar curvas de adequação de habitat para a ictiofauna associada à profundidade, velocidade, Índice de Qualidade da Água e Índice de Canal;
- gerar curvas associando a superfície ponderada útil às respectivas vazões em ambos os trechos estudados;
- identificar as características do fluxo natural.

1.2 Escopo da tese

No intuito de percorrer todo o escopo proposto, este primeiro capítulo expõe, de forma sucinta, os capítulos que compõem a tese. O segundo capítulo introduz o tema vazão ecológica, apresentando de forma resumida alguns métodos para sua determinação. Cita alguns trabalhos realizados no Brasil e discorre sobre as vazões de referência para concessão de outorga de captação de água em cursos de água superficiais tanto em nível estadual quanto federal.

O terceiro capítulo apresenta a área de estudo. Neste capítulo, objetivou-se identificar o uso e ocupação do solo, tipo de solo, características morfométricas e usos da água na BHRES a fim de identificar tanto potencialidades quanto vulnerabilidades.

O quarto capítulo permite conhecer as características hidrodinâmicas de dois trechos da BHRES, um de cabeceira e outro mais próximo à foz. As informações geradas, nesse capítulo, subsidiaram estudos das características de inundação de tais locais, abordada no Capítulo 5, e as modelagens de habitat, aplicadas no Capítulo 7.

No quinto capítulo, procurou-se descrever, mais detalhadamente, os dois trechos estudados na BHRES, apresentando uma caracterização com abordagem multidisciplinar. Tal panorama foi traçado tomando-se por base a ictiofauna, protozoários ciliados peritríqueos, características de qualidade da água e sedimentos observados em uma coleta de verão e outra de inverno. Além das informações coletadas em campo, simulou-se o comportamento hidráulico das áreas estudadas, identificando-se as características de inundação sob vazões médias mensais das áreas marginais.

O sexto capítulo teve como objetivo a construção de curvas de adequação de habitat para a ictiofauna identificada nos locais de estudo. Curvas de adequação de habitat são baseadas na associação da abundância de peixes com características hidráulicas (velocidade e profundidade), cobertura e/ou substrato ou qualidade da água, e são fundamentais nas modelagens de habitat. Neste capítulo, identificaram-se as seis seções monitoradas na BHRES, ou seja, se os seis mesohabitats estudados, três de cabeceira e três mais próximos a foz, apresentavam características físico-químicas e de composição da ictiofauna capazes de subsidiar a elaboração de curvas de adequação de habitat únicas para toda a BHRES ou se heterogeneidade ambiental e diferenças na composição das espécies demandariam curvas de adequação de habitat distintas para áreas de cabeceira e foz.

O sétimo capítulo apresenta o desafio de determinar vazões ecológicas capazes de sustentar o ecossistema na BHRES onde sequer dados hidrológicos consistentes estavam disponíveis. Nesse capítulo a modelagem de habitat aliada a uma ferramenta hidrológica característica dos métodos holísticos, o Componente da Vazão Ecológica (*Ecological Flow Component*), subsidiaram a determinação de excedentes hídricos para os 12 meses do ano em ambos os trechos estudados.

O oitavo e último capítulo encerra a tese com conclusões e recomendações associadas aos principais achados.

1.3 Organograma metodológico

A fim de auxiliar o leitor com relação a estrutura metodológica adotada nesse trabalho, as metodologias adotadas nos capítulos 3, 4, 5, 6 e 7 são apresentadas de forma esquemática na

Figura 1.1. Entretanto, os referidos capítulos apresentarão detalhadamente as metodologias aqui expostas.

Cabe destacar que a caracterização morfométrica e uso/cobertura do solo apresentadas no capítulo 3, corroboram para a discussão das características da BHRES apresentadas no capítulo 5. A simulação hidrodinâmica do capítulo 4, subsidiam as características de habitat do capítulo 5 e as modelagens hidrodinâmicas do capítulo 7. As curvas de índice de adequação de habitat apresentadas no capítulo 6, aliadas às modelagens hidrodinâmicas do capítulo 7, permitiram a determinação das superfícies ponderadas úteis nesse mesmo capítulo.

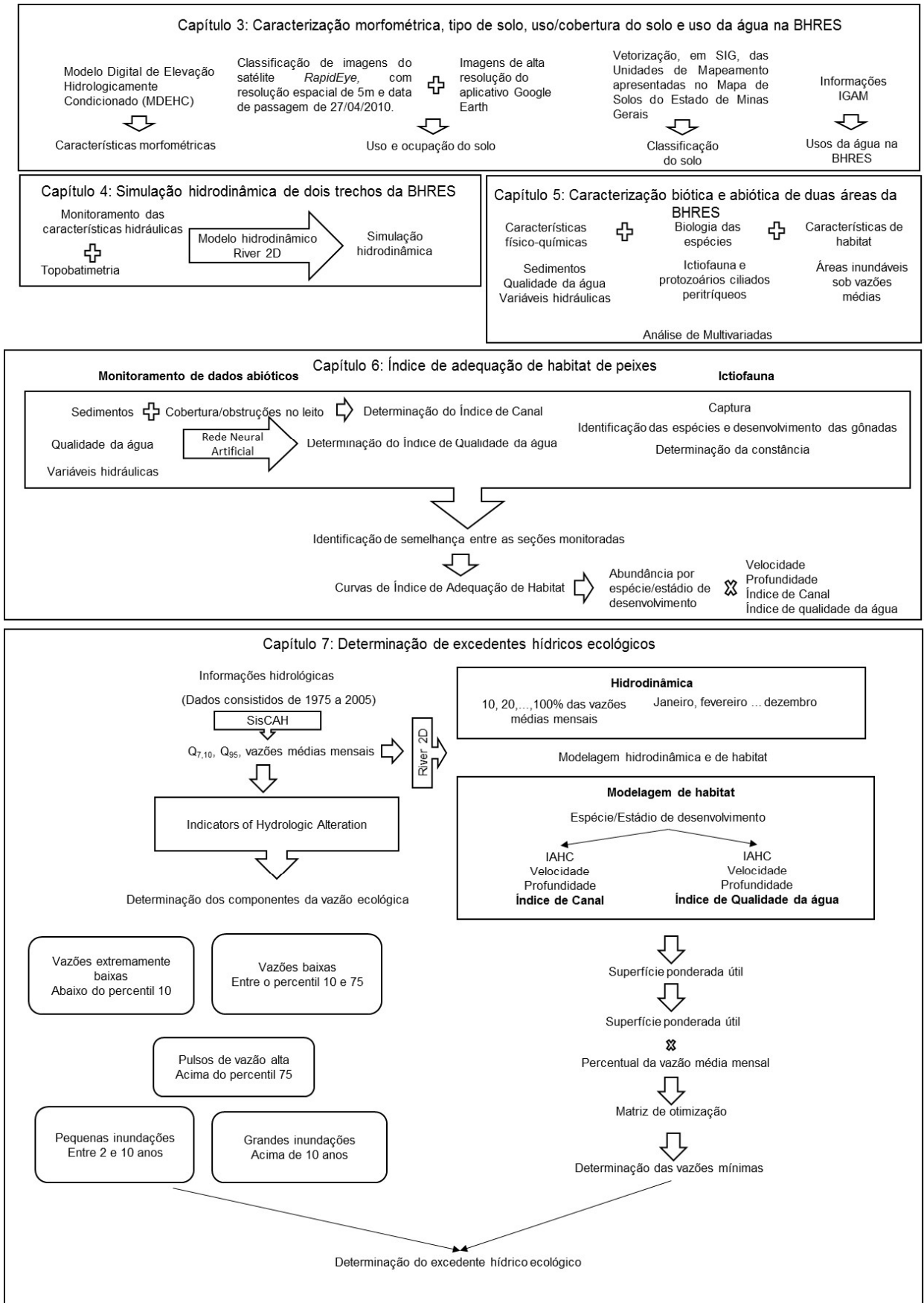


Figura 1.1. Apresentação esquemática das metodologias adotadas nos capítulos 3,4,5,6 e 7.

1.4 Contribuição científica

Nesse trabalho, ao associar vazões mínimas necessárias a manutenção da ictiofauna presente na BHRES e as variações de vazão indispensáveis a manutenção do ecossistema aquático, testou-se as vazões de outorga e vazões remanescentes determinadas pelos órgãos estaduais. Identificou-se que a bacia hidrográfica pode não representar uma unidade uniforme de gestão, com relação à outorga de recursos hídricos, já que a área de cabeceira da BHRES apresentou disponibilidade hídrica bastante diversa da área próxima à foz.

Outro aspecto, de grande importância, observado é que as vazões outorgáveis e vazões remanescentes preconizadas pelas legislações brasileiras mostraram-se dissociadas das demandas do ecossistema. Aliás, no que concerne ao atendimento ao ecossistema, acredita-se que a base conceitual de tais legislações seja incompatível com a sua manutenção, ao desconsiderar aspectos sazonais e permitir vazões mínimas remanescentes fixas.

E por fim, a premissa deste trabalho de propor vazões ecológicas, se transformou na proposição de excedentes hídricos ecológicos, variáveis mensalmente. Uma vez que a fixação de valores a serem mantidos nos cursos de água sempre implicarão em perda de biodiversidade, já que é fundamental para a manutenção do ecossistema que a vazão nos cursos de água varie o mais próximo do regime natural. Assim, a adoção de excedentes hídricos permite que os corpos de água mantenham fluxos mínimos necessários a manutenção das espécies de interesse, e simultaneamente, conservem um regime de vazão com máximos e mínimos extremos.

CAPÍTULO 2. VAZÃO ECOLÓGICA E O ARCABOUÇO LEGAL BRASILEIRO

RESUMO

O aumento na demanda de água para múltiplos usos, tais como irrigação, abastecimento público, industrial, geração de energia elétrica, entre outros, resulta na degradação ambiental e em conflitos pelo uso da água, especialmente no que concerne à conservação dos ecossistemas aquáticos naturais. O reconhecimento da alteração hidrológica causada por tais demandas e da sua consequente degradação ambiental, em uma escala global, conduziu aos estudos de ecohidrologia, ou seja, das inter-relações funcionais entre hidrologia e biota, utilizando os ecossistemas aquáticos como ferramenta base de gestão sustentável dos recursos hídricos. Neste contexto, o objetivo deste capítulo é apresentar algumas metodologias para determinação de vazões ambientais, com enfoque naquelas com abordagem efetivamente ecológica, subsidiadas por metodologias de habitat e holísticas, traçando um paralelo com os estudos de vazão ecológica realizados no Brasil e identificar o distanciamento entre o estado da arte no mundo e o arcabouço legal brasileiro sobre o tema. Apesar de a legislação brasileira explicitar a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades bióticas e sua integração com a gestão ambiental, essa ainda se apóia em uma base conceitual de vazões remanescentes, associadas às metodologias hidrológicas quantitativas, precursoras das metodologias ecológicas e ambientais. Além disso, os trabalhos experimentais, ainda que escassos, vem demonstrando que o regime de vazões ecológicas necessário à manutenção do ecossistema tem se mostrado mais restritivo, com relação à disponibilidade hídrica, contrastando-se com os critérios de vazão remanescente atualmente adotados pelos órgãos gestores de recursos hídricos do Brasil.

Palavras Chave: vazão ecológica, outorga, ecohidrologia

ABSTRACT

The increase in water demand for multiple uses such as irrigation, drinking water production, industry, power generation, among others, result in environmental degradation and conflicts over water use, especially in relation to natural aquatic ecosystems conservation. The recognition of hydrological changes caused by such demands and its consequent environmental degradation on a global scale led to ecohydrology studies, in other words, the functional interrelations between hydrology and biota, using aquatic ecosystems as sustainable management tool of water resources. In this context, the aim of this chapter is to present some procedures to determine environmental flows, focusing on those with ecological approach effectively subsidized by habitat and holistic methodologies. We hope to draw a parallel with

the instream flow studies in Brazil and identify the gap between the state of the art in the world and in the Brazilian legal framework on the subject. Although Brazilian law explains the adequacy of water resources management to biotic diversity and its integration with environmental management, this still relies on a conceptual basis of remaining flows, associated with quantitative hydrological methods, which are precursor of ecological and environmental methodologies. In addition, the experimental work, although scarce, has shown that the instream flow system need for ecosystem maintenance has been more restrictive in respect to water availability, contrasting with the remaining flow criteria currently adopted by government managers responsible for water resources in Brazil.

Keywords: environmental flow, grant, ecohydrology

2.1. Introdução

A história da gestão das águas é pautada por conflitos relacionados aos múltiplos usos, algumas vezes caracterizados por divergências aparentemente irreconciliáveis entre a necessidade do ecossistema aquático e a demanda para servir as necessidades de água da sociedade (ARTHINGTON, 2012). O reconhecimento da alteração hidrológica causada por tais demandas e da sua consequente degradação ambiental, em uma escala global, conduziu aos estudos de ecohidrologia, a fim de conservar e proteger o ecossistema envolvido (BENETTI; LANNA; COBALCHINI, 2003; THARME, 2003).

Assim, um dos grandes desafios da atualidade é conciliar a demanda de água necessária para atender às crescentes populações humanas, mantendo e restaurando ecossistemas aquáticos de água doce. Para isso, os governos necessitam de ferramentas capazes de prover sistemas de gestão de recursos hídricos abrangentes e eficientes (POFF *et al.*, 2011).

Neste contexto, é importante distinguir os conceitos de vazão remanescente, ecológica e ambiental. Vazão remanescente ou residual é a vazão mínima que deve permanecer no curso de água após a outorga de todos os usos consuntivos, corresponde a um valor fixo mínimo que deve atender a um percentual de uma vazão de referência. Enquanto vazão ecológica é entendida como aquela necessária para garantir a manutenção e conservação dos ecossistemas aquáticos naturais, após as retiradas para atender aos múltiplos usos de recursos hídricos (BENETTI; LANNA; COBALCHINI, 2003). Contudo, quando baseadas em vazões mínimas relacionadas a algumas partes do ecossistema aquático, especialmente peixes, não adotando um nível de flutuação natural, revelam um caráter essencialmente antropogênico, sendo duramente criticadas (SUEN; EHEART, 2006). Outros autores (ARTHINGTON *et al.*, 2004; KING, J.

M.; THARME; VILLIERS, 2008; KING, J. M. *et al.*, 2004; SOUZA, C. F., 2009) consideram que a busca pela vazão ambiental seja mais adequada que a vazão ecológica, pois explicita a inclusão dos aspectos socioeconômicos e o papel dos impactos antrópicos sobre os recursos hídricos.

Os Estados Unidos, país pioneiro no estudo do tema, começaram a propor métodos para determinação de vazões remanescentes no final da década de 1940, mas foi durante a década de 1970, principalmente como resultado da nova legislação ambiental e de água doce que o assunto ganhou destaque, objetivando a manutenção de vazões que sustentassem as condições de vida dos ecossistemas aquáticos (THARME, 2003). A partir daí, as metodologias foram sofisticando-se, buscando um gerenciamento amplo, onde as necessidades de todos os usuários fossem analisadas e, na medida do possível, atendidas a partir da manutenção de uma vazão ecológica que estabelecesse um fluxo satisfatório, tanto com relação à quantidade quanto à qualidade da água para o ecossistema (STALNAKER *et al.*, 1995).

No que tange às vazões ecológicas, muitos métodos têm sido desenvolvidos ao longo dos últimos 30 anos, principalmente nos Estados Unidos, Canadá, países da Europa, África do Sul e Austrália. Algumas técnicas foram desenvolvidas para proteção de espécies específicas (frequentemente ameaçadas), enquanto outras foram desenvolvidas considerando-se a proteção de um ecossistema mais amplo (BROWN, C.; KING, 2003; POFF *et al.*, 2010; THARME, 2003). Essas técnicas têm sido aplicadas em dezenas de países, resultando em uma considerável experiência para rios em clima temperado e semiárido, mas a aplicação desses métodos ainda é limitada para rios tropicais (BROWN, C.; KING, 2003; PINTO *et al.*, 2013)

Apesar de os primeiros esforços para definir a vazão ecológica ideal terem focado na criação de um valor único de fluxo mínimo, diversos trabalhos, com abordagens distintas, (ANNEAR *et al.*, 2004; COLLISCHONN *et al.*, 2005; QUIST; SCHULTZ, 2014) enfatizam que as recomendações desse fluxo único não têm sido bem sucedidas na proteção à integridade dos ecossistemas aquáticos, sinalizando para a necessidade da adoção de hidrogramas ecológicos, uma vez que é amplamente aceito que não existe um valor de fluxo único que vai conservar um ecossistema, ou seja, ideal para todos os organismos e ciclos de vida que o compõem (ARTHINGTON, 2012; KATOPODIS, 2003).

Neste contexto, o objetivo deste capítulo é apresentar algumas metodologias para determinação de vazões ecológicas, com enfoque naquelas com abordagem efetivamente ecológica, traçando um paralelo com os estudos de vazão ecológica realizados no Brasil e

identificando o distanciamento entre o estado da arte no mundo e o arcabouço legal brasileiro para o tema.

2.2. Desenvolvimento

2.2.1. Metodologias para determinação de vazão “ecológica”

Os métodos para determinação da vazão ecológica são agrupados de inúmeras maneiras pelos pesquisadores, ainda que algumas formas de agrupamento apresentem semelhanças, diferenciando-se mais pela terminologia adotada do que pelos métodos.

Stalnaker *et al.* (1995) adotam três grupos: técnicas de fixação de padrões; técnicas intermediárias; e técnicas incrementais. As técnicas de fixação de padrões determinam apenas um valor fixo de vazão e estão relacionadas a métodos que não apresentam abordagens ecológicas, enquanto as técnicas intermediárias, apesar de determinarem valores fixos de vazões, apresentam alguma relação com a adequação de habitat para uma determinada espécie aquática. Já as técnicas incrementais apresentam um olhar mais dinâmico para a questão das vazões ecológicas, incorporando a variação temporal e sazonal.

Brown, C. e King (2003) propõem a divisão em duas categorias: métodos prescritivos e métodos interativos. Os métodos baseados na abordagem prescritiva focam em um objetivo restrito e específico e resulta em uma recomendação de um valor de vazão único ou foca em um único componente do regime de fluxo. Já as abordagens interativas atentam nas relações entre mudanças na vazão e suas implicações na dinâmica do rio, abrindo espaço para iterações e negociações relacionadas às condições de fluxo.

Por outro lado, Dyson, Bergkamp e Scanlon (2008) classificam as metodologias em quatro categorias: métodos de consulta à tabela, métodos de análise de escritório, método de análise funcional e método de modelagem de habitats. Os métodos de consulta à tabela geralmente são baseados em propriedades estatísticas do regime de escoamento natural. Os métodos de análise de escritório utilizam dados existentes, tais como o histórico de vazões de estações fluviométricas e também podem incorporar dados de peixes provenientes de investigações regulares. Um princípio fundamental é manter a integridade, a sazonalidade natural e variabilidade dos fluxos, incluindo inundações e baixos fluxos. O método da análise funcional busca ligar os aspectos da hidrologia e ecologia do sistema fluvial, balizado pela análise de especialistas. Já o método da modelagem de habitat utiliza dados sobre o habitat das espécies-alvo para determinar os requisitos de vazões ecológicas.

De modo geral, verifica-se que a divisão em métodos hidrológicos, hidráulicos, de habitat e holísticos é a mais comum (BENETTI; LANNA; COBALCHINI, 2003; SARMENTO; PELISSARI, 1999; SARMENTO, 2007; THARME, 2003), sendo que alguns pesquisadores admitem ainda a existência de outros grupos complementares a estes (BENETTI; LANNA; COBALCHINI, 2003; THARME, 2003).

Em 2003, Tharme havia identificado 207 metodologias para determinação da vazão ecológica distribuída em 44 países em seis regiões do mundo. Acredita-se que este número tenha aumentado de forma expressiva em função do aumento de interesse em relação ao tema e da acessibilidade à informação nos últimos anos (SOUZA, C. F., 2009).

A seguir são descritas sucintamente as metodologias hidrológicas, hidráulicas, de habitat e holísticas. Cabe destacar que, dado o reconhecimento da necessidade de incorporar um caráter efetivamente ecológico às vazões remanescentes, este trabalho preocupar-se-á em dar maior destaque aos métodos de habitat e holísticos, mas reconhecendo a vasta literatura sobre o tema e a incapacidade de expô-la neste estudo, sugere-se ao leitor interessado em uma exposição aprofundada a consulta de referências, tais como: Arthington (2012), Arthington *et al.* (1992, 2004), Bovee (1982), Bovee *et al.* (1998), Brown, C. e King (2003), Davies *et al.* (2014), Dyson, Bergkamp e Scanlon (2008), Jowett, Hayes e Duncan (2008), King, J. M. e Tharme (1994), Longhi e Formiga (2011) e Stalnaker *et al.* (1995).

Métodos hidrológicos

Os métodos hidrológicos utilizam séries fluviométricas para determinar o regime natural e recomendar novos regimes de fluxo visando a conservação da magnitude, frequência, duração, período de ocorrência e forma de eventos de cheia e estiagem (SOUZA, C. F., 2009). São relativamente simples e fáceis de serem aplicados, sendo os mais empregados no mundo (THARME, 2003), porém não relacionam a alteração do regime hidrológico com a resposta do ecossistema (BROWN, C.; KING, 2003; LONGHI; FORMIGA, 2011; SOUZA, C. F., 2009). Dentre os métodos hidrológicos pode-se citar o Método de Tennant ou Montana, Método $Q_{7,10}$, Método da Curva de Permanência de Vazões, Método da Área de Drenagem, entre outros (PINTO *et al.*, 2013; THARME, 2003).

Métodos hidráulicos

Os métodos hidráulicos fazem uso da relação entre a vazão, as características físicas e parâmetros hidráulicos do rio, tais como: raio hidráulico, características das seções transversais, rugosidade, gradiente hidráulico, velocidade do escoamento etc. Sua utilização é relativamente simples e exige poucas informações. Entretanto, são mais onerosos e requerem mais tempo do que os métodos hidrológicos. Além disso, estes métodos também não possuem caráter eminentemente ecológico (BROWN, C.; KING, 2003; LONGHI; FORMIGA, 2011). Dentre os métodos hidráulicos destacam-se o Método do Perímetro Molhado, Método do Colorado, Método de Oregon, entre outros (PINTO *et al.*, 2013).

Métodos de habitat

Os métodos de habitat compreendem processos mais complexos, que requerem mais informações, quando comparado aos métodos hidrológicos e hidráulicos, tanto com relação à variabilidade dos habitats quanto da vazão, sendo o segundo grupo de metodologias mais empregado no mundo (THARME, 2003). Objetivam avaliar a vazão ecológica quanto ao habitat físico disponível para as espécies de interesse, geralmente peixes ou macroinvertebrados, sendo os peixes os mais comuns. Além disso, utilizam modelos computacionais que subsidiam a análise de dados (SARMENTO, 2007).

Como os modelos de habitat são baseados em uma descrição das variáveis abióticas que influenciam a distribuição das espécies, funções uni ou multivariadas são usadas para relacionar características abióticas à adequação de habitat. Funções univariadas consideraram o efeito de parâmetros individuais, enquanto que a análise multivariada considera a interação de variáveis físicas e determina a resposta das espécies ao efeito cumulativo de vários fatores ambientais (AHMADI-NEDUSHAN *et al.*, 2006).

A estrutura do habitat físico é de suma importância na determinação tanto da composição, quanto da abundância de espécies de peixes em cursos de água. As variáveis mais importantes de habitats físicos incluem profundidade, velocidade da água, cobertura e a composição do substrato (BOVEE *et al.*, 1998; VADAS JR.; ORTH, 2001). A velocidade da água e as forças físicas associadas representam coletivamente os fatores ambientais mais importantes que afetam os organismos em ambientes lóticos (BOVEE *et al.*, 1998). As características de fluxo afetam a disponibilidade de recursos alimentares, a velocidade está relacionada com a força física que os organismos precisam dispender para manter-se em determinada posição na coluna d'água, e o substrato oferece espaço de habitat para uma

variedade de atividades, tais como repouso, reprodução, refúgio contra predadores, além de alimentos (partículas orgânicas) ou superfícies que agregam alimentos (p.ex. algas epífitas) (BOVEE *et al.*, 1998).

Como exemplos de métodos de habitat podem-se citar a Metodologia da Vazão Ecológica Incremental (*Instream Flow Incremental Methodology – IFIM*), Avaliação de Habitat da Comunidade Fluvial e o Conceito de Restauração (*Riverine Community Habitat Assessment and Restoration Concept – RCHARC*), Avaliação da Demonstração de Fluxo (*Demonstration Flow Assessment – DFA*), entre outros.

IFIM é um método de classificação de habitats utilizado como ferramenta de apoio na determinação de vazões ecológicas, fazendo uma previsão de como o trecho em questão será afetado com o manejo das águas. É um dos métodos para cálculo de vazão mais versáteis, o que permite sua aplicação em diversas situações práticas (BOVEE *et al.*, 1998).

É um método que se preocupa efetivamente com os habitats envolvidos e as consequências para os seres vivos presentes na área em questão, principalmente relacionados à espécie alvo, ou seja, a espécie escolhida como objeto da análise. Para isso, o IFIM utiliza modelos computacionais, o que leva muitas pessoas a acreditarem que o método nada mais é do que a coleção desses softwares. Na verdade, o IFIM compreende uma série de etapas, sendo um estudo completo e muito mais abrangente do que apenas programas computacionais (BOVEE *et al.*, 1998).

Entre as inúmeras etapas para aplicação do IFIM, o primeiro passo é a definição das espécies-alvo (THARME, 1996), porém os objetivos do estudo podem ser altamente restringidos se a informação biológica disponível é limitada ou pobre (GAN; MCMAHON, 1990). Tharme (1996) recomenda que as espécies sejam definidas a partir de uma ampla gama de níveis tróficos de modo a melhorar a generalidade das previsões feitas pelo IFIM. Deve-se ressaltar que nenhuma recomendação de fluxo único é possível em assembleias ricas em espécies, já que as exigências de habitat diferem entre as espécies, manipular o regime de escoamento para adequação a uma espécie, possivelmente gerará prejuízo à outra (PUSEY, 1998).

Outro aspecto a ser enfatizado é que a metodologia IFIM foi desenvolvida para canais estáveis, perenes (THARME, 1996). A adequação das condições de macrohabitat também deve ser uma preocupação, pois para locais de estudo que fornecem um macrohabitat inadequado às espécies-alvo, a metodologia não deverá ser aplicada (PUSEY, 1998).

Segundo Pusey (1998), o ponto de maior vulnerabilidade da metodologia IFIM é a fase de simulação de habitat. Nessa fase, mudanças na estrutura física do habitat previstas pela fase de simulação hidráulica são avaliadas para determinar se elas resultam em mudanças na adequação do habitat para uma espécie em particular. Para que isso ocorra, no entanto, as exigências do habitat de cada espécie devem ser conhecidas com relativa precisão. A fase de simulação de habitat combina essencialmente as informações obtidas, a partir da fase de simulação hidráulica, com dados sobre o microhabitat físico preferido para a espécie alvo, afim de avaliar quanto do microhabitat está disponível em diferentes descargas (KING, J. M.; THARME, 1994). Assim, a precisão e qualidade dos dados incorporados nas curvas de habitat tem um enorme potencial para influenciar o resultado do processo.

Existem diversos programas computacionais que podem ser empregados como parte da implementação da metodologia IFIM. De maneira geral, os dados de entrada são os parâmetros hidráulicos, tais como velocidade, profundidade e rugosidade do leito do rio em questão e simulam a relação entre vazão e habitat físico para diversas fases da vida de uma determinada espécie alvo. Esses programas podem proporcionar uma modelagem hidrodinâmica do trecho de rio estudado em uma, duas e três dimensões.

Apesar da existência de inúmeros programas para subsidiar análises de habitat, neste trabalho serão mencionados aqueles mais populares. Os programas unidimensionais mais comumente utilizados são o PHABSIM (*Physical Habitat Simulation*) (MILHOUS; WADDLE, 2012), o RHYHABSIM (*River Hydraulic Habitat Simulation*) (JOWETT, 2004) e o RHABSIM (*River Habitat Simulation*) (PAYNE; ASSOCIATES, 1998), enquanto o CASIMIR (*Computer-Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements*) 1D/2D (SCHNEIDER *et al.*, 2010) pode ser utilizado tanto em uma quanto em duas dimensões.

Como modelos bidimensionais pode-se citar o River 2D (STEFFLER; BLACKBURN, 2002), que permite a simulação direta de habitat para a área estudada, enquanto no Hydro2D, no RMA2 (KING, I. *et al.*, 2011) e no HEC-RAS (BRUNNER, 2010), as análises de habitat são obtidas por meio de pós processamento dos resultados, ou seja, a partir dos dados hidrodinâmicos gerados por esses programas, um pós processamento associando tais informações aos índices de adequação de habitat das espécies de interesse será necessário.

Os modelos numéricos tridimensionais, como o Delft3D, são usados para compreensão de fluxos complexos (BROWN, M. M.; MULLIGAN; MILLER, 2014; NICHOLAS *et al.*, 2012), auxiliando no entendimento da distribuição de materiais em suspensão ao longo de

grandes áreas geográficas e durante eventos climáticos extremos (BROWN, M. M.; MULLIGAN; MILLER, 2014). Porém, em situações hidrodinâmicas mais simples, modelos de complexidade reduzida podem simular bem as condições de fluxo (NICHOLAS *et al.*, 2012). Ressalta-se, ainda, que as análises de habitat, como na maioria dos modelos 2D, só são obtidas por meio de pós processamento dos resultados.

Comparando-se modelos uni e bidimensionais, os modelos bidimensionais, de maneira geral, são menos aplicados que os unidimensionais dada a exigência de dados topobatimétricos do trecho estudado. Além disso, os modelos 1D geralmente são suficientes para simular rios hidrodinamicamente simples (com canais únicos, retilíneos ou com declividade gradual) (U. S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR, 2003; WADDLE *et al.*, 2000).

Apesar de a aplicação de modelos 2D ser mais trabalhosa e onerosa, Wu e Mao (2007) afirmam que esses são consistentemente mais precisos que os modelos 1D para simulações em microescala ou em ambientes complexos. Jowett e Duncan (2012) ressaltam que os modelos 2D fornecem previsões mais precisas fora da faixa de calibração que os modelos 1D, especialmente em altas vazões, mas que são necessárias técnicas mais sofisticadas de calibração e validação.

Atualmente, um novo programa computacional, comercial, denominado Sistema para Análises de Fluxos Ambientais (SEFA – *System for Environmental Flow Analysis*), desenvolvido por pesquisadores, autores dos programas computacionais mais utilizados no emprego da metodologia IFIM - Ian Jowett (RHYHABSIM), Robert Milhous (PHABSIM) e Thomas Payne (RHABSIM), além de Juan Manuel Diez Hernández, promete integrar todo o arcabouço conceitual da metodologia IFIM em uma só ferramenta computacional.

O SEFA promete em um só sistema computacional permitir análise hidrológica, análise hidráulica de habitat uni e bidimensional, critérios de adequação de habitat, modelagem de temperatura, qualidade da água, análise de sedimentos, cobertura vegetal ciliar, além de permitir análise jurídico-institucional (PAYNE; JOWETT, 2012). Contudo, neste estudo não foram identificados trabalhos utilizando-se tal ferramenta, apenas o manual do usuário, publicado em junho de 2014 (JOWETT; PAYNE; MILHOUS, 2014).

Métodos holísticos

A abordagem holística, descrita pela primeira vez por Arthington *et al.* (1992), notadamente buscando suprir as vulnerabilidades observadas nas metodologias de habitat, trouxe uma abordagem ampla na definição de fluxos ambientais necessários à manutenção e

conservação dos ecossistemas fluviais, ao invés de focar nas necessidades de apenas alguns táxons (geralmente peixes ou invertebrados) (ARTHINGTON *et al.*, 2004). A partir dos fundamentos conceituais da abordagem ecossistêmica holística, uma ampla gama de metodologias foi desenvolvida e aplicada, inicialmente na Austrália e na África do Sul, mas tem se expandido para outros países (ARTHINGTON *et al.*, 2004; POFF *et al.*, 2011).

Esse tipo de abordagem considera que se certas características do regime hidrológico natural podem ser identificadas e adequadamente incorporadas a um regime de fluxo modificado, então outras características, tais como a biota existente e a integridade funcional do ecossistema também podem ser mantidas (ARTHINGTON *et al.*, 1992). Na mesma linha, Sparks (1995) sugeriu que ao invés de otimizar regimes de água para uma ou algumas espécies, a melhor abordagem seria aproximar o regime de escoamento do regime natural para manter todo conjunto de espécies, o que vem sendo endossado por diversos autores (ARTHINGTON, 2012; CASTRO, E. R. R. S.; MOREIRA; SILVA, 2014; GUEDES, 2013; KING, J. M.; THARME; VILLIERS, 2008; SOUZA, C. F., 2009).

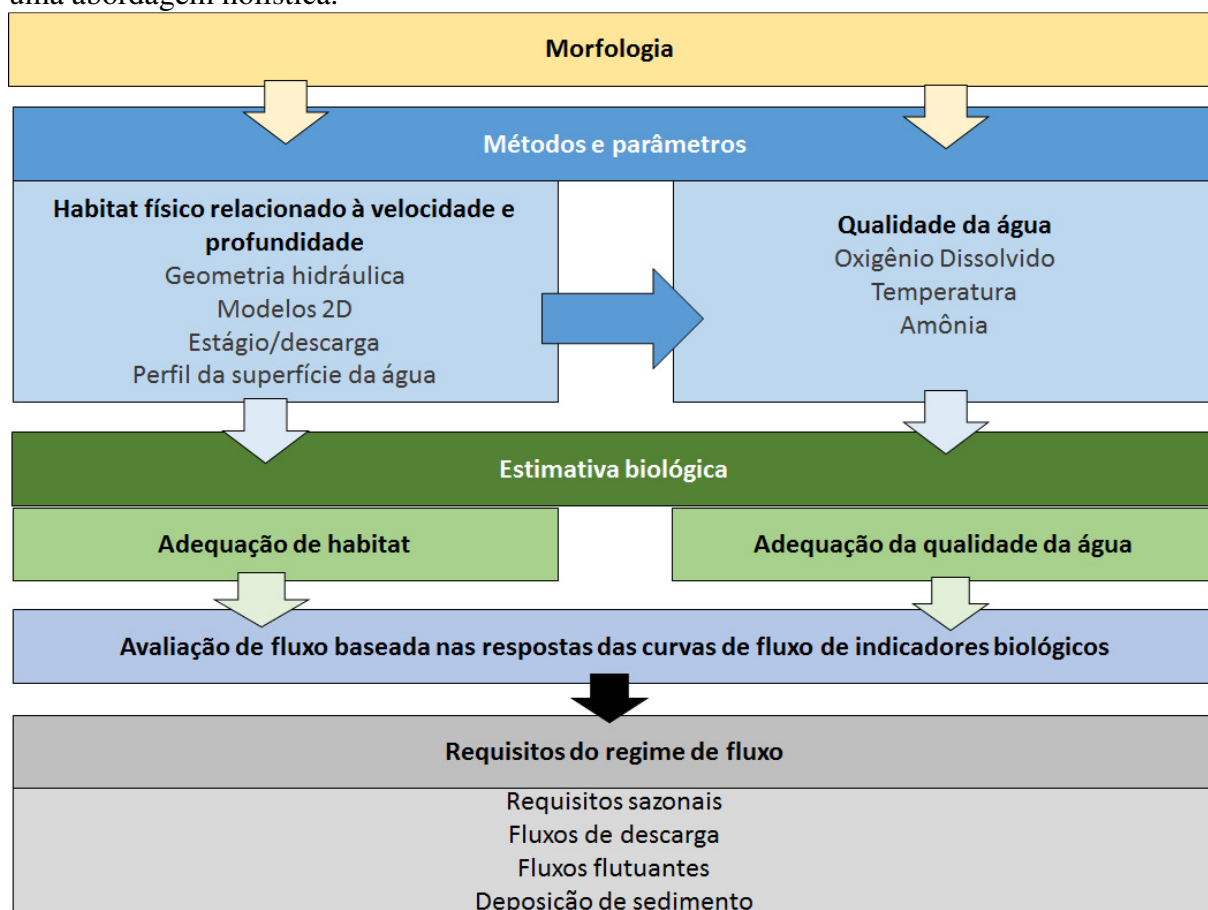
Componentes do ecossistema que são comumente considerados em avaliações holísticas incluem geomorfologia, características hidráulicas de habitat, qualidade da água, mata ciliar, vegetação aquática, macroinvertebrados, peixes e outros vertebrados com alguma dependência do ecossistema do rio (anfíbios, répteis, aves, mamíferos) (ARTHINGTON *et al.*, 2004).

Os efeitos biológicos da variabilidade do fluxo são dependentes da ocorrência de toda a faixa do regime de vazões do curso de água, inclusive dos eventos extremos como inundações e longos períodos de estiagem (CASTRO, E. R. R. S. *et al.*, 2015). No entanto, não se tem conhecimento de quaisquer estudos que demonstrem que variações de fluxo em pequenas escalas temporais sejam biologicamente importantes. Variações do fluxo frequentes (diárias e semanais) são geralmente consideradas prejudiciais, sendo características em rios a jusante de usinas hidrelétricas, com zonas que oscilam frequentemente entre secas e molhadas (JOWETT; HAYES; DUNCAN, 2008).

Jowett, Hayes e Duncan (2008) afirmam que o IFIM (BOVEE, 1982) é um exemplo de um arcabouço interdisciplinar que pode ser utilizado em uma análise holística para determinar um regime de fluxo adequado, considerando os efeitos da mudança de vazão nas características ambientais, tais como morfologia do rio, habitat físico, temperatura da água, qualidade da água e características do sedimento (Figura 2.1). Entretanto, uma consideração holística de todos os aspectos do regime de fluxo, características dos sedimentos, morfologia do rio e ripária, e suas

associações com o ciclo de vida da biota aquática requer um alto grau de conhecimento sobre sazonalidade, pois os estágios de vida são frequentemente incapazes de se desenvolver de forma semelhante ou, até mesmo, sobreviver em condições ambientais menos estáveis (JOWETT; HAYES; DUNCAN, 2008).

Figura 2.1. Exemplo de considerações para determinação de requisitos de fluxo sob a ótica de uma abordagem holística.



Fonte: adaptado de Jowett, Hayes e Duncan (2008).

Dentre os métodos holísticos mais comumente empregados, a Metodologia de Construção de Blocos (*Buiding Block Methodology* – BBM) foi a pioneira, surgindo na década de 1990, quando cientistas identificaram a incompatibilidade das metodologias existentes à realidade sul-africana (KING, J. M.; THARME; VILLIERS, 2008). No início dos anos 2000 surgiu o Método da Resposta a Jusante para Transformações Impostas na Vazão (*Downstream Response to Imposed Flow Transformations* – DRIFT) (KING, J. M. *et al.*, 2004). E em 2006, foram publicados os primeiros trabalhos sobre o método dos Limites Ecológicos das Alterações Hidrológicas (*Ecological Limits of Hydrologic Alteration* – ELOHA), que baseia-se na riqueza de conhecimentos adquiridos, tomando-se por base as relações entre fluxo e ecologia (ARTHINGTON *et al.*, 2006).

Em oposição à abordagem rio-a-rio, o método ELOHA foi desenvolvido para ser efetivamente uma ferramenta de gestão pragmática para grandes áreas e cientificamente aceitável, para os casos em que não se podem realizar estudos detalhados da região. O ELOHA se baseia no acúmulo de conhecimentos sobre as relações entre vazão e ecologia adquiridas em décadas de estudos de rios específicos e aplica tal conhecimento a zonas geográficas tão grandes como um estado, um país ou uma grande bacia (POFF *et al.*, 2011).

Várias jurisdições dos Estados Unidos já estão aplicando elementos do método ELOHA para acelerar a integração da vazão ambiental na gestão e planejamento regional do aproveitamento dos recursos hídricos, o que também tem ocorrido na China e Austrália (POFF *et al.*, 2011).

2.2.2. Estudos de vazão ecológica no Brasil

No Brasil, estudos associando vazão e biota aquática surgiram em 1999, quando foram apresentados o estado da arte da vazão ecológica (SARMENTO; PELISSARI, 1999) e os índices de preferência de habitat para peixes na determinação da vazão residual do Rio Timbuí (PELISSARI; SARMENTO; TEIXEIRA, 1999), que embasariam o primeiro trabalho experimental relacionado a vazões ecológicas empregando o Método da Vazão Incremental (*Instream Flow Incremental Method – IFIM*), Método do Perímetro Molhado, Método de Tennant, Método do Fluxo de Base (*Aquatic Base Flow – ABF*) e o Método da $Q_{7,10}$ (PELISSARI, 2000).

Considerando-se que o Método do Perímetro Molhado é um método hidráulico e os Métodos de Tennant, Fluxo de Base e $Q_{7,10}$ são métodos hidrológicos, cuja aplicação não implica em estudo das relações entre o fluxo de água e o ecossistema, a importância desse trabalho está na utilização do Método da Vazão Incremental, que permite a determinação de vazões mínimas necessárias à manutenção das espécies de peixe de interesse, espécies alvo, baseado na superfície ponderada útil (SPU) (PELISSARI; SARMENTO; TEXEIRA, 2001).

Benetti, Lanna e Cobalchini (2003) e Longhi e Formiga (2011) fizeram revisão do estado da arte das metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. Santos, P. V. C. J. e Cunha (2013) discutiram a outorga de recursos hídricos no Brasil frente ao desenvolvimento do setor hidrelétrico na Amazônia apontando algumas lacunas, contradições e incoerências do arcabouço legal brasileiro, bem como a falta de critérios técnicos coerentes.

Outros pesquisadores trabalharam com vazões remanescentes (MORTARI, 1997; SANTOS, A. H. M. *et al.*, 2003; VESTENA *et al.*, 2012), vazões de referência para outorga

(BRITO, 2010; MAIA, 2003) e vazões mínimas (AQUINO, 2012; BEZERRA, 2001; CURADO, 2003; GONÇALVES, 2003). Maia (2003) determinou vazões de referência para outorga na bacia hidrográfica do Alto Sapucaí utilizando um fator de correção de sazonalidade mensal que permitia aumentar as vazões outorgáveis em meses de maior oferta hídrica.

Collischonn *et al.* (2005) apresentaram uma metodologia adaptada da proposta de Richter *et al.* (2003) para definição de vazões a serem mantidas nos rios para compatibilizar a sustentabilidade ambiental e os usos humanos.

Paulo (2007) utilizou o Método do Perímetro Molhado com base no programa computacional HEC-RAS para simulação da variação da vazão e observou que esse método definiu um valor de vazão ecológica maior do que os métodos usualmente utilizados, como o Método de Tennant e o da Curva de Permanência. Além disso, associou a quantidade e diversidade de peixes presentes no trecho de vazão reduzida estudado com a vazão e o perímetro molhado das seções.

Souza C. F. (2009), entendendo que vazões ambientais se distinguem de vazões ecológicas, pois a primeira é apreendida como conservadora dos ecossistemas geradores de serviços que sustentam a sociedade e a segunda por vazões que atendem as espécies ou ecossistemas aquáticos, propôs um método fundamentado na relação de influência direta da conservação de regimes hidrológicos, conservação de ecossistemas e produção de serviços ambientais.

Maroneze *et al.* (2011) avaliaram os efeitos de um trecho de vazão reduzida sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos a jusante da Usina Hidrelétrica Amador Aguiar I e Castro, D. M. P., Hughes e Callisto (2013) avaliaram a influência das flutuações de vazão sobre os padrões sazonais e diários de deriva de macroinvertebrados a jusante da Usina Hidrelétrica de Itutinga, na bacia do Alto Rio Grande, ambos estudos no estado de Minas Gerais.

Ainda no estado de Minas Gerais, Gomes (2011), Guedes (2013) e Oliveira (2013) realizaram modelagens ecohidrológicas no Rio Formoso. Gomes (2011) utilizou um modelo unidimensional, Guedes (2013) utilizou um modelo bidimensional e propôs um hidrograma ecológico para a bacia hidrográfica e Oliveira (2013) comparou as vazões necessárias à manutenção do habitat para as espécies bioindicadoras utilizando tanto metodologia uni quanto bidimensional.

Castro, E. R. R. S., Moreira e Silva (2014) também propuseram um regime de vazões ecológicas no Rio Ondas na Bahia utilizando um modelo bidimensional, a partir de vazões favoráveis à presença de espécies bioindicadoras.

Contudo a bacia hidrográfica brasileira com maior número de estudos relacionados às alterações de fluxo e suas implicações no ecossistema é a bacia do rio São Francisco (GODINHO; KYNARD; MARTINEZ, 2007; MEDEIROS *et al.*, 2011; POMPEU; GODINHO, 2006; SANTOS, H. A.; POMPEU; KENJI, 2012).

Apesar do crescente aumento do número de estudos relacionados às vazões ecológicas, principalmente nesta segunda década do século XXI, o número de trabalhos é considerado pequeno avaliando-se as dimensões continentais do território brasileiro, sua diversidade geográfica, hídrica, demográfica, geológica, econômica e cultural.

2.2.3. Outorga de recursos hídricos no Brasil

No que se refere às regras de limitação das vazões de referência para outorgas de direito de uso da água, para o concomitante equilíbrio entre o uso humano e ecológico, as decisões administrativas devem fundamentar-se no conhecimento das condições hidrológicas e ecológicas existentes nos trechos dos rios em que captações, lançamentos e alterações do regime hídrico são projetados (GRANZIERA, 2013).

Os corpos hídricos são bens públicos de uso comum (BRASIL, 2002), sob o domínio da União, dos estados e do Distrito Federal (BRASIL, 1988), sendo assim qualquer pessoa física ou jurídica pode fazer uso da água, desde que observe as normas administrativas vigentes. Para regular o uso da água, a União e todos os estados brasileiros estabeleceram políticas relacionadas aos recursos hídricos (Tabela 2.1). Porém, quase todos os estados da região norte (Acre, Amapá, Amazonas e Rondônia), região com a maior disponibilidade de recursos hídricos superficiais do Brasil, e o estado do Rio Grande do Sul ainda não estabeleceram regras para concessão de direito ao uso da água.

No que tange à vazão outorgável em rios e ribeirões, União e estados apresentam vazões de referência e percentuais outorgáveis diversos (Tabela 2.1, coluna 4), tanto entre si, como existem casos de uma mesma unidade federativa admitir mais de uma vazão de referência.

O Distrito Federal e o estado de Roraima são exemplos de unidades federativas que não adotam uma única vazão de referência, ambos admitem outorgar até 80% da $Q_{7,10}$ (vazão mínima de sete dias de duração e dez anos de recorrência) ou Q_{90} (vazão associada a uma

permanência de 90% no tempo) ou Q_{mld} (vazão média de longa duração) (DISTRITO FEDERAL, 2001a; ESTADO DE RORAIMA, 2007).

O estado de Roraima reconhece, na ausência das vazões de referência indicadas, vazões instantâneas medidas pelo usuário pelo menos nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril que correspondem ao período seco no estado (ESTADO DE RORAIMA, 2007); e o Distrito Federal vazões instantâneas medidas pelo usuário pelo menos nos meses de junho, julho, agosto e setembro (DISTRITO FEDERAL, 2001a). A admissão da utilização da medição de vazões instantâneas revela a carência de dados disponíveis e de estações fluviométricas capazes de monitorar adequadamente os corpos hídricos.

Outro aspecto comum em alguns documentos estaduais que dispõem sobre a outorga de direito de uso de recursos hídricos é a admissão que, no caso de abastecimento humano e dessedentação de animais, os limites outorgáveis poderão ser aumentados. Um exemplo é a legislação de Roraima, que admite que os limites outorgáveis poderão atingir até 90% da $Q_{7,10}$ (ESTADO DE RORAIMA, 2007). O Artigo 1 da Lei 9.433/1997, que estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), afirma que em situações de escassez o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais (BRASIL, 1997). Mas, a aprovação de vazões remanescentes extremamente baixas, suscita dúvidas quanto ao atendimento do Artigo 3, itens I e II, que direcionam as ações da PNRH para a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades bióticas e a gestão ambiental (BRASIL, 1997).

Tabela 2.1. Critérios adotados para concessão de outorga de captação de águas superficiais no Brasil.

Domínio	Órgão gestor	Legislação que institui a política de recursos hídricos	Vazão máxima outorgável em cursos d'água superficiais	Legislação referente à vazão máxima outorgável	Limites máximos de vazões consideradas insignificantes	Legislação referente à definição das vazões insignificantes
União	Agência Nacional de Águas (ANA)	Lei Nº 9.433/1997	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. ¹	Não existe, em função das peculiaridades do País, podendo variar o critério. ¹	1,0 L s ⁻¹	Resolução ANA 542/2004 ¹
Acre	Instituto de Meio Ambiente do Acre (IMAC)	Lei Nº 1500/2003 ^{2,5}	-	-	-	-
Alagoas	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH)	Lei Nº 5.965/1997 ⁶	90% da Q _{90reg}	Decreto Estadual N.º 6/2001 ⁷	1000 L h ⁻¹ (0,28 L s ⁻¹)	Decreto Estadual N.º 6/2001 ⁷
Amapá	Secretaria de Meio Ambiente do Amapá	Lei 686/2002 ^{1,8}	-	-	-	-
Amazonas	Secretaria de Mineração, Geodiversidade e Recursos Hídricos (SEMGRH)	Lei nº 2.712/2001 ¹	-	-	-	-
Bahia	Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA-BA)	Lei Nº 11.612/2009 ⁹	80% da Q ₉₀	Decreto Estadual N.º 6.296/97 ¹⁰	0,5 L s ⁻¹	Decreto Estadual N.º 6.296/97 ¹⁰
Ceará	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH-CE)	Lei Nº 14.844/2010 ^{1,11}	90% da Q _{90reg}	Decreto Estadual N.º 23.067/94 ¹²	2,0 m ³ h ⁻¹ (0,56 L s ⁻¹ – para águas superficiais e subterrânea)	Decreto Estadual N.º 23.067/94 ¹²
Distrito Federal	Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal (ADASA-DF)	Lei Nº 2.725/2001 ^{1,13}	80% Q _{7,10} , Q ₉₀ ou Q _{ml}	Decreto N.º 22.359/2001 ¹⁴	1 L s ⁻¹	Decreto Distrital N.º 22.359/2001 ¹⁴

Continua na página seguinte parte 02 de 05.

Continuação Tabela 2.1. Critérios adotados para concessão de outorga de captação de águas superficiais no Brasil.

Domínio	Órgão gestor	Legislação que institui a política de recursos hídricos	Vazão máxima outorgável em cursos d'água superficiais	Legislação referente à vazão máxima outorgável	Limites máximos de vazões consideradas insignificantes	Legislação referente à definição das vazões insignificantes
Espírito Santo	Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA-ES)	Lei Nº 5.818/1998 ¹⁵	50% da $Q_{7,10}$ (exceto para os corpos d'água na Região Hidrográfica do Rio Itaúnas, do Rio São Mateus, do Rio Barra Seca e em cursos de água intermitentes, que a vazão de referência a ser considerada é a Q_{90})	Instrução Normativa IEMA Nº 010/2007 ¹⁶	1,5 L s ⁻¹ (máximo 43200 L dia ⁻¹)	Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos CERH Nº 017/2007 ¹⁶
Goiás	Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH-GO)	Lei Nº 13.123/1997 ¹⁷	70% da Q_{95}	Resolução Nº 09/2005 ¹⁷	Não estão ainda definidos	-
Maranhão	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA-MA)	Lei Nº 8.149/2004 ¹⁸	20% da Q_{90}	Decreto Nº 27.845/2011 ¹⁹	0,20 L s ⁻¹	Decreto Estadual Nº 27.845/2011 ¹⁹
Mato Grosso	Secretaria de Estado de Meio Ambiente/Superintendência de Recursos Hídricos (SURH/SEMA)	Lei Nº 6.945/1997 ¹	70% da Q_{95}	Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CEHIDRO) Nº 27/2009 ²⁰	0,25% da Q_{95} para os cursos d'água com vazão de referência (Q_{95}) até 200 L s ⁻¹ ; e até 0,5 L s ⁻¹ para cursos d'água com vazão de referência (Q_{95}) superiores a 200 L s ⁻¹	Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CEHIDRO) Nº 27/2009 ²⁰
Mato Grosso do Sul	Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL)	Lei Nº 2.406/2002 ²¹	70% Q_{95}	Resolução do Conselho estadual de recursos Hídricos CERH/MT Nº 25/2014 ²²	2,5 L s ⁻¹ para derivações; 1,5 L s ⁻¹ para captação por usuário; e 2,5 L s ⁻¹ para atendimento a pequenas populações	Resolução do Conselho estadual de recursos Hídricos CERH/MT Nº 25/2014 ²²

Continua na página seguinte parte 03 de 05.

Continuação Tabela 2.1. Critérios adotados para concessão de outorga de captação de águas superficiais no Brasil.

Domínio	Órgão gestor	Legislação que institui a política de recursos hídricos	Vazão máxima outorgável em cursos d'água superficiais	Legislação referente à vazão máxima outorgável	Limites máximos de vazões consideradas insignificantes	Legislação referente à definição das vazões insignificantes
Minas Gerais	Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM)	Lei N° 13.199/1999 ²³	50% da Q _{7,10} (30% da Q _{7,10} nas bacias hidrográficas dos Rios Jequitaí, 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})	Resolução Conjunta SEMAD-IGAM N° 1548/2012 ²⁴	1,0 L s ⁻¹ para a maior parte do Estado e 0,5 L s ⁻¹ para as regiões de escassez (águas superficiais)	Deliberação Normativa CERH - MG N° 09, de 16 de junho de 2004 ²⁵
Pará	Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Pará (SEMA-PA)	Lei N° 6.381/2001 ¹	70% Q ₉₅	Diário Oficial N° 31770/2010 Secretaria de Estado de Meio Ambiente Instrução Normativa N° 55/2010 ²⁶	86 m ³ dia ⁻¹ , com a vazão instantânea máxima de 1L s ⁻¹ , para qualquer uso	Diário Oficial N° 31775/2010 Secretaria de Estado de Meio Ambiente Alteração da Resolução CERH N.º 09 /2009 ²⁷
Paraíba	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA-PB)	Lei N° 6.308/1996 ¹	90% da Q _{90reg}	Decreto Estadual 19.260/1997 ¹	2,0 m ³ h ⁻¹ (0,56 Ls ⁻¹ para águas superficiais e subterrâneas)	Decreto Estadual 19.260/1997 ¹
Paraná	Instituto das Águas do Paraná	Lei n° 12.726/1999 ²⁸	50% da Q ₉₅	Decreto Estadual 4646/2001 ²⁹	1,8 m ³ h ⁻¹ (0,5 L s ⁻¹)	Instituto das águas do Paraná Portaria 006/2011 ³⁰
Pernambuco	Agência Pernambucana de Águas e Clima - APAC	Lei N.º 11.426/1997 ¹	80% Q ₉₀ ^{2, 31}	-	0,5 L s ⁻¹ ou 43 m ³ dia ⁻¹ (águas superficiais)	Decreto Estadual 20.423/98 ³²
Piauí	Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Piauí (SEMAR-PI)	Lei N° 5.165/2000 ³⁴	80% da Q ₉₅ ²	-	-	-

Continua na página seguinte parte 04 de 05.

Continuação Tabela 2.1. Critérios adotados para concessão de outorga de captação de águas superficiais no Brasil.

Domínio	Órgão gestor	Legislação que institui a política de recursos hídricos	Vazão máxima outorgável em cursos d'água superficiais	Legislação referente à vazão máxima outorgável	Limites máximos de vazões consideradas insignificantes	Legislação referente à definição das vazões insignificantes
Rio Grande do Norte	Secretaria de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SERHID-RN)	Lei N° 6.908/1996 do Estado do Rio Grande do Norte ¹	90% da Q_{90reg}	Decreto Estadual N° 13.283/97 ³⁵	1,0 m ³ h ⁻¹ (0,28 L s ⁻¹)	Decreto Estadual N° 13.283/97 ³⁵
Rio Grande do Sul	Secretaria do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul – SEMARS	Lei Estadual N° 10.350/1994 ¹	-	Não há ainda norma fixando essa vazão. ⁴	Média mensal até 2,0 m ³ dia ⁻¹ (águas subterrâneas)	Decreto Estadual 42047/2002 ¹
Rio de Janeiro	Instituto Estadual do Ambiente (INEA)	Lei 3239/1999 ³⁶	50% da $Q_{7,10}$	Portaria da Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA) N° 567/ 2007 ³⁷	0,4 L s ⁻¹ e 34.560 L dia ⁻¹	Resolução do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) N° 63/2012 ³⁸
Rondônia	Secretaria de Estado de Desenvolvimento Ambiental (SEDAM)	Lei Complementar N° 255/2002 ¹	-	-	-	-
Roraima	Fundação Estadual do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia de Roraima – FEMACT ³⁹	Lei N° 547/2006	80% da $Q_{7,10}$ ou Q_{90} ou Q_{mlp} , ou ainda, na ausência das anteriores, vazões instantâneas medidas pelo usuário pelo menos nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril que corresponde ao período seco no estado (no caso de abastecimento humano e dessedentação de animais, os limites poderão atingir até 90% da $Q_{7,10}$)	Decreto n° 8.123/2007 ⁴⁰	1L s ⁻¹	Decreto n° 8.123/2007 ⁴⁰

Continua na página seguinte parte 05 de 05.

Continuação Tabela 2.1. Critérios adotados para concessão de outorga de captação de águas superficiais no Brasil.

Domínio	Órgão gestor	Legislação que institui a política de recursos hídricos	Vazão máxima outorgável em cursos d'água superficiais	Legislação referente à vazão máxima outorgável	Limites máximos de vazões consideradas insignificantes	Legislação referente à definição das vazões insignificantes
Santa Catarina	Sistema de Informações de Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina (SIRHESC)	Lei Nº 9.748/1994 ⁴¹	50% da Q ₉₈	Portaria SDS 036/08 - Critérios Gerais de Outorga alterada pela Portaria SDS nº 051/2008 ⁴²	1 m ³ h ⁻¹ (0,28 L s ⁻¹)	Portaria SDS 036/08 - Critérios Gerais de Outorga alterada pela Portaria SDS nº 051/2008 ⁴²
São Paulo	Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE)	Lei Nº 7.663/1991 ⁴³	50% da Q _{7,10}	Lei Nº 9.034/1994 ⁴⁴	5 m ³ dia ⁻¹	Portaria DAEE nº 2292/2006 Retirada em 03/08/2012 ⁴⁵
Sergipe	Secretaria de Estado do Planejamento de Sergipe (SEPLANTEC/ SE)	LEI Nº 3.870/1997 ⁴⁶	90% da Q ₉₀	Resolução Nº 01/2001 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH/SE) ⁴⁷	2.500 L h ⁻¹ , ou cerca de 0,7 L s ⁻¹	Resolução Nº 01/2001 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH/SE) ⁴⁷
Tocantins	Instituto Natureza do Tocantins (NATURATINS)	Lei Nº 1.307/2002 ^{1, 48}	75% da Q ₉₀	Decreto Estadual Nº 2.432/2005 ⁴⁹	21,60 m ³ dia ⁻¹	Portaria NATURATINS Nº 118/2002 ¹

Fonte: produção da própria autora.

¹(ANA, 2005) ²(ANA, 2007) ³(OLIVEIRA, IARA DE CASTRO E, 2013) ⁴(GRANZIERA, 2013) ⁵(ESTADO DO ACRE, 2003) ⁶(ESTADO DE ALAGOAS, 1997) ⁷(ESTADO DE ALAGOAS, 2001) ⁸(ESTADO DO AMAPÁ, 2002) ⁹(ESTADO DA BAHIA, 2009) ¹⁰(ESTADO DA BAHIA, 1997) ¹¹(MATOS, 2012) ¹²(ESTADO DO CEARÁ, 2010) ¹³(DISTRITO FEDERAL, 2001b) ¹⁴(DISTRITO FEDERAL, 2001a) ¹⁵(ESTADO DO ESPÍRITO SANTO, 1998) ¹⁶(IEMA, 2007) ¹⁷(CERH/GO, 2012) ¹⁸(ESTADO DO MARANHÃO, 2004) ¹⁹(ESTADO DO MARANHÃO, 2011) ²⁰(CEHIDRO-MT, 2009) ²¹(ESTADO DO MATO GROSSO DO SUL, 2002) ²²(CERH/MS, 2014) ²³(ESTADO DE MINAS GERAIS, 1999) ²⁴(IGAM, 2012) ²⁵(CERH/MG, 2004) ²⁶(SEMA/PA, 2010) ²⁷(CERH/PA, 2010) ²⁸(ESTADO DO PARANÁ, 1999) ²⁹(ESTADO DO PARANÁ, 2001) ³⁰(IAP, 2011) ³¹(BENETTI; LANNA; COBALCHINI, 2003) ³²(ESTADO DE PERNAMBUCO, 1998) ³⁴(ESTADO DO PIAUÍ, 2000) ³⁵(ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE, 1997) ³⁶(ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 1999) ³⁷(SERLA, 2007) ³⁸(INEA, 2012) ³⁹(ESTADO DE RORAIMA, 2006) ⁴⁰(ESTADO DE RORAIMA, 2007) ⁴¹(ESTADO DE SANTA CATARINA, 1994) ⁴²(SDS/SC, 2008) ⁴³(ESTADO DE SÃO PAULO, 1991) ⁴⁴(ESTADO DE SÃO PAULO, 1994) ⁴⁵(DAEE, 2012) ⁴⁶(ESTADO DO SERGIPE, 1997) ⁴⁷(CONERH/SE, 2001) ⁴⁸(ESTADO DO TOCANTINS, 2002) ⁴⁹(ESTADO DO TOCANTINS, 2005)

A legislação do estado de Minas Gerais, que até março de 2012 era a mais restritiva do país, ao admitir vazão outorgável de até 30% da $Q_{7,10}$ (IGAM, 1998, 1999), passou a admitir, para a maioria das bacias hidrográficas do estado, que o limite máximo de captações e lançamentos a serem outorgados por cada seção considerada em condições naturais aumentasse para 50% da $Q_{7,10}$, ficando garantidos a jusante de cada derivação, fluxos residuais mínimos equivalentes a 50% da $Q_{7,10}$ (IGAM, 2012).

Todas as legislações brasileiras adotam vazões outorgáveis constantes, contudo a variabilidade temporal da vazão impõe condições diferenciadas, dispondo de maiores volumes nos períodos de cheias e menores nos de estiagem (COLLISCHONN *et al.*, 2005; VESTENA *et al.*, 2012).

A metodologia hidrológica que prevalece tanto em âmbito federal quanto estadual, baseada exclusivamente em dados de séries históricas de vazão, sem considerar a biota do rio e do ecossistema do seu entorno, geram dúvidas quanto a efetividade ecológica da vazão remanescente nos corpos de água (MISSIO; GASTALDINI, 2007; VESTENA *et al.*, 2012).

É reconhecido que a integração de considerações ambientais na gestão da água tem sido prejudicada pela dificuldade, custo e tempo necessários para determinar a quantidade, sazonalidade e qualidade da água necessários para manter as espécies, funções físicas, biológicas e a resiliência dos ecossistemas de água doce, bem como manter o sustento e o bem estar das populações humanas que dependem desses ecossistemas (POFF *et al.*, 2011).

Contudo, é fundamental que se invista na manutenção e ampliação da rede de estações fluviométricas e estudos que ampliem o conhecimento das relações entre fluxo e ecologia. É mais que isso, que os órgãos gestores se apropriem dos resultados obtidos em trabalhos científicos para nortear as regulamentações relativas às outorgas.

Trabalhos experimentais, ainda que escassos, como os de Castro, E. R. R. S., Moreira e Silva (2014), Guedes (2013), Oliveira *et al.* (2013) e Pelissari, Sarmiento e Texeira (2001) vem demonstrando que o regime de vazões ecológicas tem se mostrado mais restritivo com relação à disponibilidade hídrica, contrastando com os critérios de vazão remanescente atualmente adotados pelos órgãos gestores estaduais. As determinações do fluxo ambiental devem avaliar cientificamente as inter-relações de alterações antrópicas com os padrões naturais de fluxos e as consequentes mudanças na saúde ecológica (POFF *et al.*, 2011). Portanto, estudos de vazão

associados à ecologia de cursos d'água naturais deveriam subsidiar a determinação e aplicação de requisitos de fluxo ambientais para a gestão sustentável da água.

2.3. Conclusão

No Brasil, o arcabouço legal, apesar de explicitar a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do País e sua integração com a gestão ambiental, ainda se apoia em uma base conceitual de vazões remanescentes, associadas às metodologias hidrológicas, precursoras das metodologias ecológicas e ambientais.

Os trabalhos experimentais, ainda que escassos, sinalizam para critérios mais restritivos de disponibilidade hídrica, contudo as legislações têm avançado em sentido inverso. Além disto, apesar de amplamente aceito que não existe um valor de fluxo único capaz de conservar um ecossistema, nenhuma legislação estadual ou mesmo a federal incorporou em seu texto a importância da adoção de hidrogramas ecológicos e a sazonalidade da oferta hídrica.

A ampliação de conhecimento produzido por meio de pesquisas sobre abordagens ecológicas/ambientais no manejo de recursos hídricos poderá gerar subsídios importantes para a construção de estratégias eficientes de gestão, mas é fundamental que se amplie a interação entre os órgãos gestores e a academia.

CAPÍTULO 3. A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO, JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS, BRASIL

RESUMO

A bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES), localizada na região noroeste do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, com área de drenagem de 151,49 km², abriga um importante manancial da cidade. O objetivo deste capítulo é identificar o uso e ocupação do solo, tipo de solo, características morfométricas e usos da água na BHRES a fim de fornecer subsídios para ampliar a compreensão da relação desses fatores com a quantidade e qualidade da água. A BHRES, composta por latossolo vermelho-amarelo, possui padrão de drenagem dendrítico, com grande quantidade de afluentes e subafluentes. Apesar de ser caracterizada por predominante ocupação rural, com 98,43% da sua área ocupada por pastagens, silvicultura e áreas de regeneração da vegetação arbórea, a declividade acentuada observada em 70,95% de sua área aponta para alta ou muito alta vulnerabilidade a erosão. A BHRES possui três outorgas para captação em corpos d'água superficiais e quatro outorgas para captação de água subterrânea. Contudo, existem 62 cadastros de usos insignificantes, sendo comum a ocorrência de usuários com mais de um uso insignificante cadastrado. A importância da BHRES não só para o abastecimento público do município de Juiz de Fora, mas para os múltiplos usos requeridos, aliada à predominância de áreas com declividade acentuada, indicam a necessidade de se implementarem medidas mitigadoras. Tais medidas devem ser direcionadas para a preservação das áreas de regeneração da vegetação arbórea, incorporando um plano de manejo de plantações florestais e pastagens, de forma a conservar os corpos hídricos. E ainda, a incidência de usuários com mais de um cadastro de uso insignificante na bacia hidrográfica sinaliza para a necessidade dos comitês de bacias hidrográficas se articularem para criarem mecanismos que limitem a densidade de usos insignificantes nas bacias hidrográficas e que os cadastros de usos insignificantes de um mesmo usuário na mesma bacia hidrográfica sejam computados acumuladamente.

Palavras-chave: uso do solo, morfometria, tipo de solo, usos da água.

The Espírito Santo stream basin (ESSB), located in the northwestern region of Juiz de Fora, Minas Gerais, with 151.49 km² drainage area, is home to a major source of the city. The purpose of this chapter is to identify the use and occupation of land, soil type, morphometric characteristics and uses of water in ESSB to provide subsidies to expand the understanding of the relationship of these

factors with water quantity and quality. The ESSB, consisting of oxisol, has dendritic drainage pattern, with lots of tributaries and sub-tributaries. Despite the ESSB be characterized by predominantly rural occupation, with 98.43% of its area occupied by pastures, forestry and trees regeneration areas, the steep slopes observed in 70.95% of its area indicate high or very high vulnerability erosion. The ESSB has three grants for catchment in superficial watercourses and four grants for underground water abstraction. However, there are 62 insignificant uses records, and it is common the occurrence of users with more than an insignificant use registered. The importance of ESSB, not only for public supply in the city of Juiz de Fora, but the multiple uses required, together with the predominance of areas with steep slopes, indicate the need to implement mitigating measures. These measures should aim the preservation of the woodland regeneration areas as well as a management plan for forest plantations and pastures in order to conserve water bodies. And yet, the incidence of users with more than an insignificant use registred on the watershed point to the need for watershed committees to articulate in order to create mechanisms that limit the density of insignificant uses in river basins and that records the minor uses of the same user in the same watershed are computed cumulatively.

Keywords: land use, morphometry, soil type, water uses.

3.1. Introdução

A bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES) está localizada na região noroeste do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. O ribeirão Espírito Santo, afluente da margem direita do Rio Paraibuna, que por sua vez é afluente da margem esquerda do Rio Paraíba do Sul, é um importante manancial da cidade de Juiz de Fora, responsável pelo abastecimento de água de cerca de 40% da população, produzindo 620 litros de água tratada por segundo, conforme indicado pela Companhia de Saneamento Municipal (CESAMA, 2010).

No século XIX, a BHRES era ocupada por lavouras de café, o que fez com que boa parte da cobertura vegetal arbórea fosse retirada. Com o abandono das plantações, em virtude dos baixos preços e da intensa industrialização pela qual a cidade passou, essas áreas foram ocupadas por pastagens, em sua maioria, e por áreas de regeneração da vegetação arbórea (FARIA, A. L. L.; SILVA; GOES, 2003) . Atualmente identificam-se outros sinais das atividades antrópicas, como abertura de estradas, granjeamentos, silvicultura e expansão do distrito industrial da cidade.

Sabe-se que a vegetação mantém uma relação com o processo de erosão natural, atenuando a ação das chuvas no solo. Porém, quando esta vegetação é removida pode se instalar um processo erosivo, que é considerado acelerado quando ocorre de forma mais rápida do que os processos de formação do solo, não permitindo que esse se regenere (ABDON, 2004; THOMAZ; ANTONELI, 2008). A erosão tem como principais consequências o assoreamento de cursos de água, degradação do solo, maior frequência e intensidade de enchentes e alterações ecológicas que afetam fauna e flora.

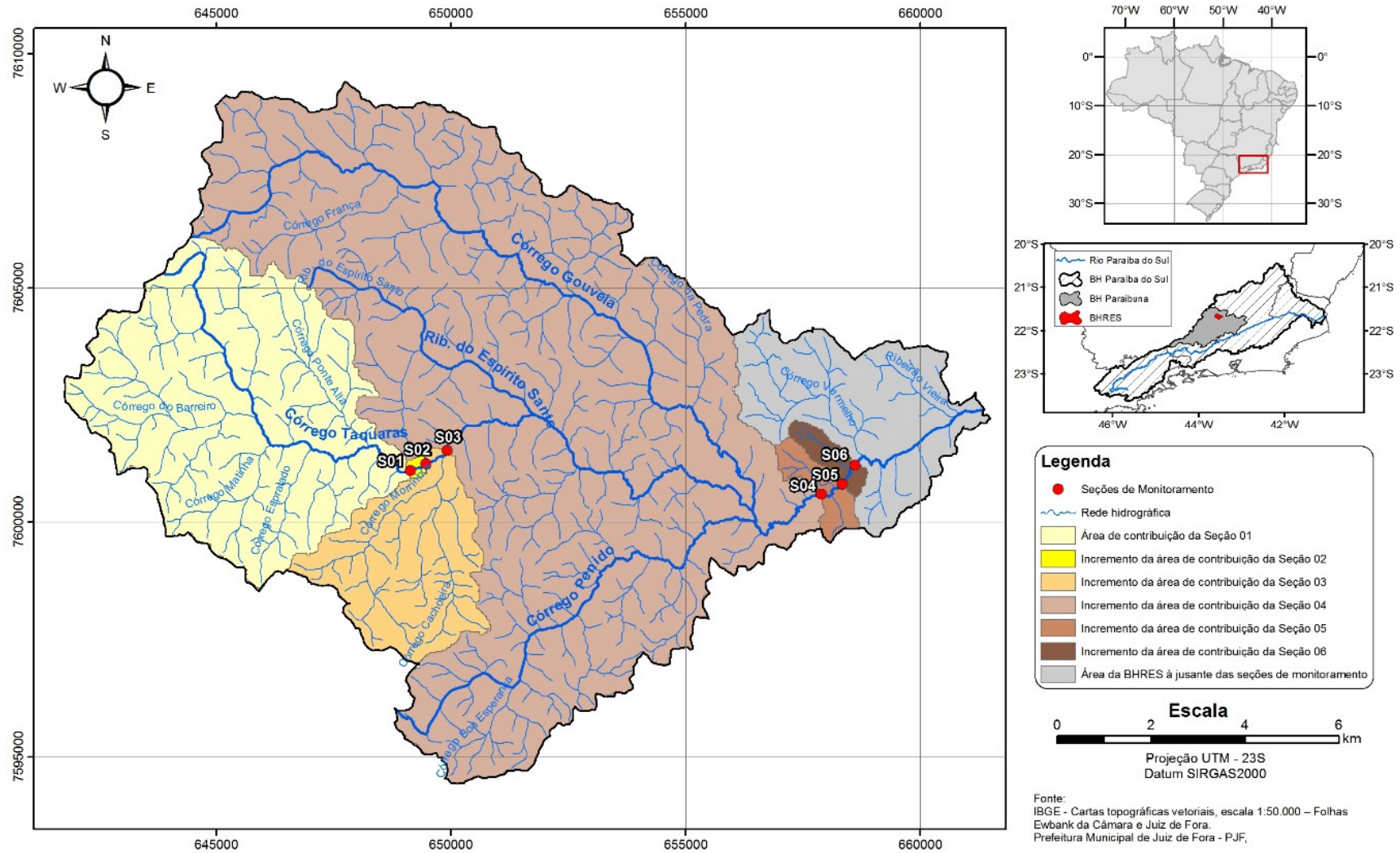
E ainda, a esculturação do modelo terrestre é fortemente influenciada pelas bacias hidrográficas e suas redes de drenagem, uma vez que as direções preferenciais dos fluxos superficiais definem os mecanismos erosivo-deposicionais preponderantes e são resultados da interação do uso e ocupação do solo, clima, aspectos geológicos, tipo de solo, relevo e cobertura vegetal (BUENO *et al.*, 2010; VERÍSSIMO; NOVO; VERÍSSIMO, 1996). Neste contexto, este capítulo tem como objetivo identificar o uso e ocupação do solo, tipo de solo, características morfométricas e usos da água na BHRES a fim de fornecer subsídios para ampliar a compreensão da relação desses fatores com a quantidade e qualidade da água, dada a importância desta bacia hidrográfica como manancial para o município.

3.2. Metodologia

3.2.1. Área de estudo

A BHRES está localizada em uma área compreendida entre as coordenadas 21°36'41" e 21°44'48" Sul e 43°26'30" e 43°37'46" Oeste com uma área de drenagem de 151,49 km² (Figura 3.1). Neste capítulo, o objeto de estudo é a BHRES como um todo. Entretanto, nos capítulos seguintes, dada a dificuldade de se aprofundar o estudo das características bióticas e abióticas dos corpos hídricos para toda a área de estudo, foram escolhidos seis pontos, três em um trecho de cabeceira da BHRES, S₁, S₂ e S₃, e três em um trecho próximo a foz, S₄, S₅ e S₆ para um monitoramento mais detalhado. A fim de facilitar discussões posteriores, tais pontos foram utilizados neste Capítulo para determinação de suas áreas de drenagem e uso e cobertura do solo.

Figura 3.1. Bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo com a respectiva área de drenagem das seções monitoradas.



Fonte: elaborado pela autora.

3.2.2. Modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado (MDEHC)

O modelo digital de elevação (MDE) da BHRES foi gerado em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) utilizando o software ArcGIS Desktop, versão 10.1 (ESRI, 2013). As informações topográficas para a geração do MDE foram provenientes de levantamento por LIDAR (*Light detection and ranging*) e restituição aerofotogramétrica realizados pela Prefeitura de Juiz de Fora. Em razão da escala de estudo e para melhor desempenho computacional, a resolução espacial do MDE foi degradada de 1m para 5m.

O modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado (MDEHC) foi gerado a partir do MDE, utilizando ferramentas de geoprocessamento disponíveis no pacote *Hydrology*, no módulo *Spatial Analyst* do SIG ArcGIS, versão 10.1 (ESRI, 2013). Foi aplicado inicialmente a função *Fill* para preenchimento das depressões espúrias no MDE, ou seja, nivelamento de áreas para permitir a determinação do sentido do escoamento superficial de modo coerente. Em seguida, foi utilizada a função *Flow Direction* para determinar em cada pixel a direção do escoamento superficial conforme o método desenvolvido por JENSON e DOMINGUE (1988) .

Para determinar a área de drenagem de cada seção monitorada, na sequência, foi aplicada a função *Watershed*, para definir em um modelo *raster* as áreas de drenagem de interesse. Nesse caso foram utilizados como parâmetros de entrada o *raster* da direção do escoamento (*Flow Direction*) e as seções para representar os exutórios de cada sub-bacia. Por fim, as áreas de drenagem geradas em SIG no formato *raster* foram convertidas para o formato vetorial.

O MDEHC foi validado segundo o padrão de exatidão cartográfica altimétrica (PEC) estabelecido pelo Decreto nº. 89.817 de 20 de Junho de 1984 (BRASIL, 1984). Para a validação foram levantados 31 pontos na BHRES, utilizando-se GPS, e a altitude desses pontos foram comparadas às altitudes determinadas pelo MDEHC, seguindo metodologia descrita por Poletto *et al.* (2008). O MDEHC se enquadrou no padrão de exatidão cartográfica classe A, mostrando-se consistente e apresentando precisões compatíveis para a realização de análises hidrológicas, apesar de apresentar tendências e erros sistemáticos na imagem referente à altitude.

Para a identificação dos corpos de água gerados pelo MDEHC foram utilizados dados vetoriais digitais referentes à hidrografia das cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), folhas Ewbank da Câmara (SF-23-X-C-VI-2) e Juiz de Fora (SF-23-X-D-IV-1), ambas na escala de 1:50.000.

3.2.3. Morfometria

A caracterização morfométrica de bacias hidrográficas é uma ferramenta importante para subsidiar o planejamento territorial visando a preservação ambiental e a manutenção da produção de água em quantidade e qualidade (NARDINI *et al.*, 2013). A combinação de dados morfométricos auxiliam na diferenciação de áreas homogêneas, revelando indicadores físicos específicos de forma a qualificarem as alterações ambientais. Os parâmetros morfométricos utilizados para a caracterização da área de estudo são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Descrição dos parâmetros morfométricos utilizados na área de estudo.

Características geométricas da bacia	
Parâmetro	Descrição
Área de Drenagem (A)	Área em projeção horizontal delimitada por seus divisores topográficos (km ²).
Perímetro (P)	Comprimento da linha divisora de águas que limita a bacia hidrográfica (km).
Fator de Forma (F)	É a razão entre a área de drenagem (km ²) e quadrado do comprimento do eixo da bacia (km). Uma bacia com F baixo indica que a mesma é menos susceptível a enchentes que outra, de mesmo tamanho, porém com fator de forma maior (VILLELA; MATTOS, 1975).
Índice de Circularidade (IC)	É função da razão entre a área de drenagem (km ²) e o quadrado do perímetro (km). Bacias com IC maiores que 0,51 indicam tendência a formas circulares, com maior susceptibilidade a enchente, enquanto valores inferiores a 0,51 indicam uma tendência à formas alongadas que favorecem a translação e maior tempo de armazenamento do fluxo nos canais (ALVES; CASTRO, 2003).
Coefficiente de Compacidade (Kc)	É função da razão entre o perímetro (km) e a raiz da área de drenagem (km ²). Quanto maior o valor deste coeficiente mais irregular é a forma da bacia, sendo que valores próximos da unidade correspondem a bacias circulares, enquanto acima de 1,47 indicam bacias com forma alongada (VILLELA; MATTOS, 1975).
Declividade	A declividade é uma característica topográfica diretamente relacionada à erosão superficial, pois tem influência na infiltração das águas das chuvas e na velocidade de escoamento superficial (VALLADARES <i>et al.</i> , 2012). Neste trabalho, a partir do MDEHC gerado, a declividade foi classificada conforme as categorias do relevo preconizadas pela EMBRAPA (2006).

Continuação Tabela 3.1. Descrição dos parâmetros morfométricos utilizados na área de estudo.

Características da rede de drenagem	
Parâmetro	Descrição
Ordem Hierárquica da Bacia (O)	Consiste na classificação de determinado curso d'água conforme o número de tributários que recebe (CHRISTOFOLETTI, 1980). Neste trabalho foi utilizada a classificação proposta por Strahler, (1952). Indica o grau de ramificação da bacia, mantendo relação direta com a área da bacia, descarga e capacidade de escoamento. Sendo que a descarga aumenta exponencialmente em função da ordem hierárquica do canal (HORTON, 1945).
Frequência de Canais de Primeira Ordem (Fc)	Frequência de canais que não possuem tributários, considerando a classificação proposta por Strahler (1952) em relação ao número total de canais. Um elevado número de canais de primeira ordem está relacionado a um rápido fluxo de água para fora da bacia, indicando mais água sendo escoada do que infiltrada (MORISAWA, 1962).
Declividade Média do Canal Principal (Dmcp)	É a razão entre a amplitude altimétrica do curso d'água principal (m) e o comprimento do canal principal (m). É um fator importante na formação do escoamento superficial e conseqüentemente na modelagem e evolução da rede de drenagem, implicando nos processos de inundação/enchente (ZÁVOIANU, 1985). Esse valor superestima a declividade média do curso d'água e, conseqüentemente, o pico de cheia. Essa superestimativa será tanto maior quanto maior o número de quedas do rio.
Declividade Equivalente Constante do Canal Principal (Dec)	É determinada pelo quadrado da razão entre a distância real do rio e o somatório da razão entre os comprimentos dos segmentos de rio localizados entre curvas de nível distanciadas de 20 em 20 metros e a raiz de suas respectivas declividades médias.
Densidade de Drenagem (Dd)	É a razão entre o comprimento total de todos os canais (km) e a área de drenagem total (km ²) (HORTON, 1945). É controlada por inúmeras variáveis: relevo, cobertura vegetal, volume de chuvas, infiltração de água no solo, resistência à erosão entre outras (SOUZA, C. R. G., 2005).
Densidade Hidrográfica (Dh)	É a relação existente entre o número de canais e a área da bacia hidrográfica (km ²) (HORTON, 1945). Indica a resposta da bacia ao processo de escoamento superficial, seu comportamento hidrográfico e a capacidade de geração de novos cursos de água (SOUZA, C. R. G., 2005).
Densidade de Confluência (Dc)	É a razão entre o número total de confluências de canais e a área total da bacia (km ²). É um parâmetro diretamente relacionado à capacidade de escoamento das águas (ZÁVOIANU, 1985).
Índice de Sinuosidade do Canal Principal (Is)	É a razão entre o comprimento do rio principal (km) e a distância vetorial entre os pontos extremos do talvegue (km). Is igual a um, revela que o canal de drenagem tende a ser retilíneo, superior a dois, canal tortuoso e valores intermediários indicam formas transicionais (ALVES; CASTRO, 2003).
Comprimento de Rampa Médio do Escoamento Superficial (Cr)	É definido como sendo a distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre o terreno de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta desde onde a chuva cai até o ponto mais próximo do leito de um curso d'água da bacia (VILLELA; MATTOS, 1975).
Índice de Rugosidade (Ir)	É o produto da amplitude altimétrica pela densidade de drenagem. Em uma mesma região, Ir elevado implica em maior potencial de erosão por processos hídricos (ROCHA; KURTZ, 2001).

3.2.4. Uso e cobertura do solo

Para o mapeamento dos principais tipos de uso e cobertura do solo na BHRES foi realizada a classificação de imagens do satélite *RapidEye*, com resolução espacial de 5m e data de passagem de 27/04/2010. O mapeamento das classes de uso/cobertura do solo foi executado por meio de uma classificação automática supervisionada utilizando o método de máxima verossimilhança Gaussiana (Maxver), disponível no software ENVI[®] versão 4.8.

Diversos pesquisadores (FARIA, M. M.; FERNANDES FILHO, 2013; OLIVEIRA, F. P. *et al.*, 2013; SOUZA, K. R. *et al.*, 2011) destacam o bom desempenho do método Maxver em imagens do *RapidEye* quando o processo de seleção das amostras de treinamento representam a diversidade espectral da classe a ser mapeada. No caso específico deste trabalho este treinamento foi realizado com as classes corpos de água, pastagem, floresta, solo exposto e área construída.

Contudo, para distinguir superfícies com características espectrais similares, como áreas de regeneração da vegetação arbórea e silvicultura, que inicialmente haviam sido classificadas como floresta, utilizou-se imagens de alta resolução do aplicativo *Google Earth* 2013, versão gratuita, e procedeu-se à identificação manual de áreas cobertas por plantios de eucalipto e áreas de agrossilvicultura, eucalipto e pasto, as quais foram posteriormente vetorizadas e incluídas no mapa final de uso e cobertura do solo.

3.2.5. Classificação de solos

A classificação de solos na BHRES foi realizada a partir da vetorização, em SIG, das Unidades de Mapeamento apresentadas no mapa de solos do estado de Minas Gerais, Folha 4, na escala 1:650.000 (UFV *et al.*, 2010).

3.2.6. Uso da água na bacia hidrográfica do Ribeirão Espírito

Para a identificação dos usos da água na BHRES foi solicitado ao Instituto Mineiro de Águas (IGAM) dados relativos às outorgas e cadastro de usuários na área de estudo. A partir dos dados obtidos, referente aos usos outorgados ou cadastrados até dezembro de 2013, foram criados *shapes* distintos para cada tipo de uso no ambiente SIG.

3.3. Resultados e discussão

3.3.1. Características morfométricas

A BHRES possui altitude média de 771,7 m, altitude máxima de 952,5 m, e altitude mínima de 678,4 m próximo ao exutório. Possui padrão de drenagem dendrítico, com grande quantidade de afluentes e subafluentes. Suas características geométricas indicam fator de forma igual a 0,39, índice de circularidade igual a 0,24 e coeficiente de compacidade igual a 2,01, indicando uma forma alongada segundo Villela e Mattos (1975).

Quanto às características da rede de drenagem, a BHRES é de 6ª ordem, as seções 1 e 2 são de quarta ordem, a seção 3 de quinta ordem e as seções 4, 5 e 6 de sexta ordem. O rio principal da BHRES possui 28,93 km, considerando-se a nascente do Córrego Taquaras e não do córrego que dá nome a bacia hidrográfica, já que aquele possui maior extensão que esse (Figura 3.1). O índice de sinuosidade da BHRES é 1,63, superior a 1,5, o que segundo Christofolletti (1980) caracteriza canais meandrosos.

A altitude máxima do talvegue é 946,82 m e a mínima 678,44 m, com amplitude altimétrica de 268,38 m. A declividade média do canal principal é $0,00928 \text{ m.m}^{-1}$ e a declividade equivalente constante igual a $0,00302 \text{ m.m}^{-1}$.

A BHRES possui alta capacidade de drenagem de acordo com a classificação proposta por Beltrame (1994), cuja densidade de drenagem, densidade hidrográfica e densidade de confluências, são respectivamente, $2,83 \text{ km.km}^{-2}$, $4,09 \text{ km}^{-2}$ e $3,07 \text{ Km}^{-2}$. A frequência de canais de primeira ordem, igual a 0,77, também evidencia a alta densidade de drenagem.

Altas densidades de drenagem podem indicar solos pouco permeáveis (CHRISTOFOLETTI, 1980) ou pequena cobertura vegetal ou relevo acidentado, ou ainda situações concomitantes, que favorecem o escoamento superficial e, conseqüentemente, o maior carreamento de partículas do solo (ROCHA, J. S. M.; KURTZ, 2001).

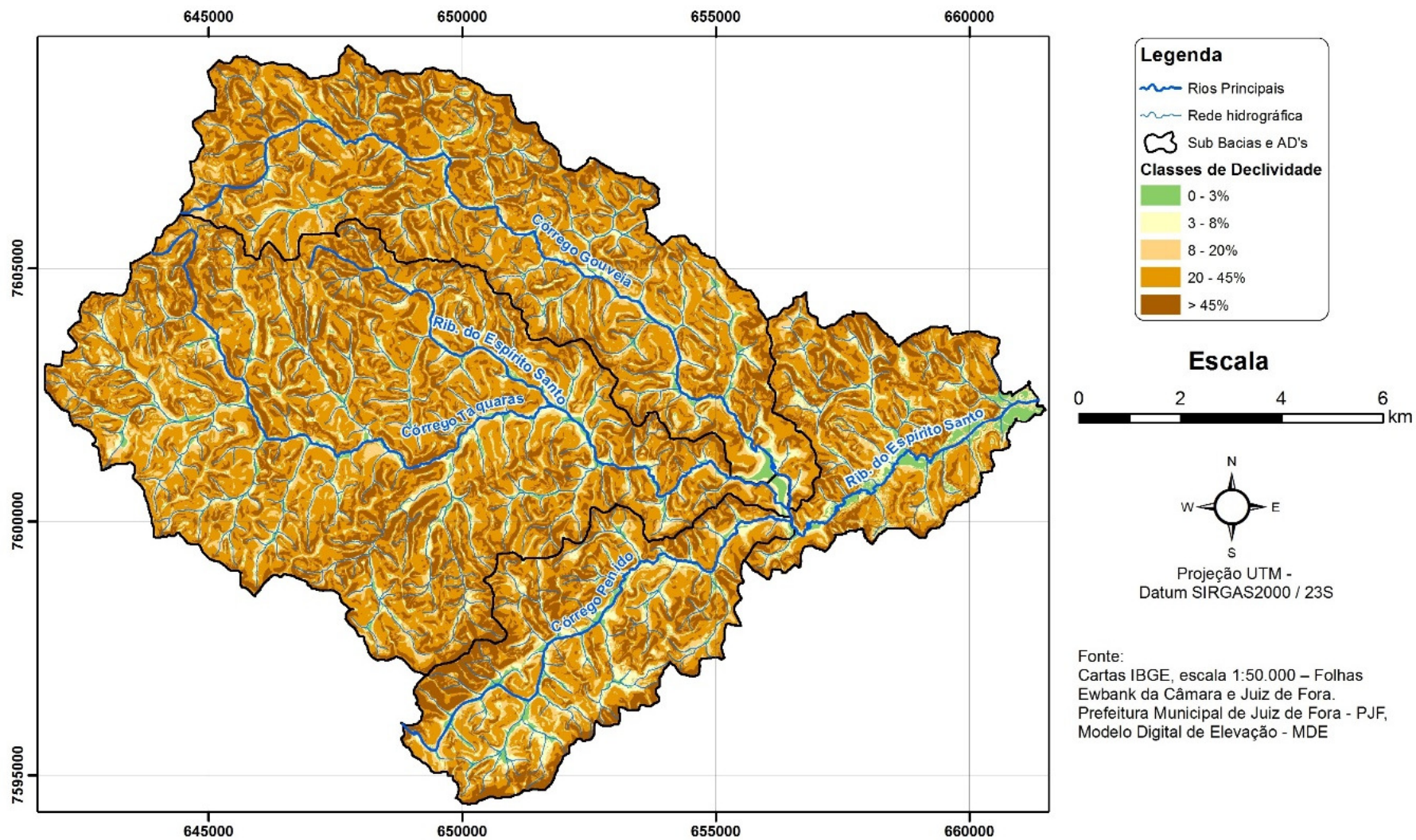
O Comprimento de Rampa Médio do Escoamento Superficial (Cr) também influi diretamente na perda de solo, uma vez que quanto maior for a sua extensão, maior será a velocidade do escoamento superficial (VILLELA; MATTOS, 1975). O Cr da BHRES é de $0,0883 \text{ km.km}^{-2}$, valor baixo, uma vez que a BHRES é muito bem drenada.

O Índice de Rugosidade (Ir) combina a qualidade de declividade e o comprimento das vertentes, com a densidade de drenagem (CHRISTOFOLETTI, 1980), o Ir de 0,776 indica considerável potencial erosivo.

A BHRES possui 6,51 km² (4,29%) de área com declividade entre 0 e 3%, 13,70 km² (9,04%) com declividade entre 3 e 8%, 23,80 km² (15,71%) com declividade entre 8 e 20%, 71,31 km² (47,07%) com declividade entre 20% e 45% e 36,18 km² (23,88%) com declividade acima de 45% (Figura 3.2).

A BHRES possui 47,07% de sua área de relevo fortemente ondulado e 23,88% de relevo montanhoso segundo a classificação recomendada pela EMBRAPA (2006), o que indica que, considerando-se a declividade, grande parte de sua área é avaliada com alta (relevo fortemente ondulado) ou muito alta (relevo montanhoso) vulnerabilidade à erosão (CORVALÁN; GACIA, 2011; MACHADO, 2010).

Figura 3.2. Mapa de declividade da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.



Fonte: Pinto *et al.* (2014).

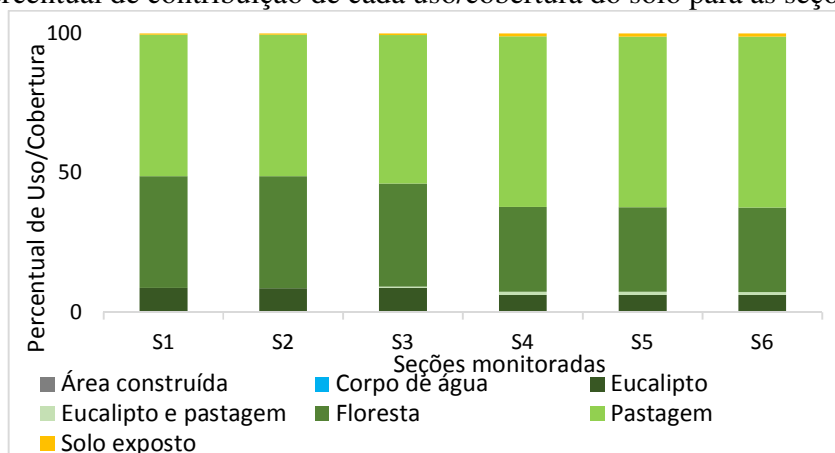
3.3.2. Uso e cobertura do solo

A BHRES é caracterizada por predominante ocupação rural (Figura 3.4), com 98,43% da sua área ocupada por pastagens, silvicultura e mata. A BHRES possui 0,63 km² (0,41%) de área construída, 8,43 km² (5,56%) de silvicultura, 1,46 km² (0,99%) de agrossilvicultura, 43,85 km² (28,99%) de floresta (regeneração da vegetação arbórea), 95,08 km² (62,89%) de pastagens e 1,77 km² (1,16%) de solo exposto. A área mais antropizada da BHRES fica a jusante das seções monitoradas, concentrada próxima ao exutório, local que recebe parte do distrito industrial de Juiz de Fora.

Considerando-se as seções monitoradas, pode-se observar na Figura 3.3 que os usos/cobertura da área de drenagem se distinguem, principalmente em relação as três seções do trecho de cabeceira e as três últimas seções, do trecho próximo à foz. Parte da cobertura florestal observada no trecho de cabeceira se transforma em pastagens no segundo trecho. Nas seções de cabeceira o percentual de cobertura por floresta fica em torno de 40%, pastagem 50% e eucalipto 8%, enquanto nas seções mais próximas à foz, o percentual de floresta cai para 30%, pastagem sobe para 60% e eucalipto cai para 6%.

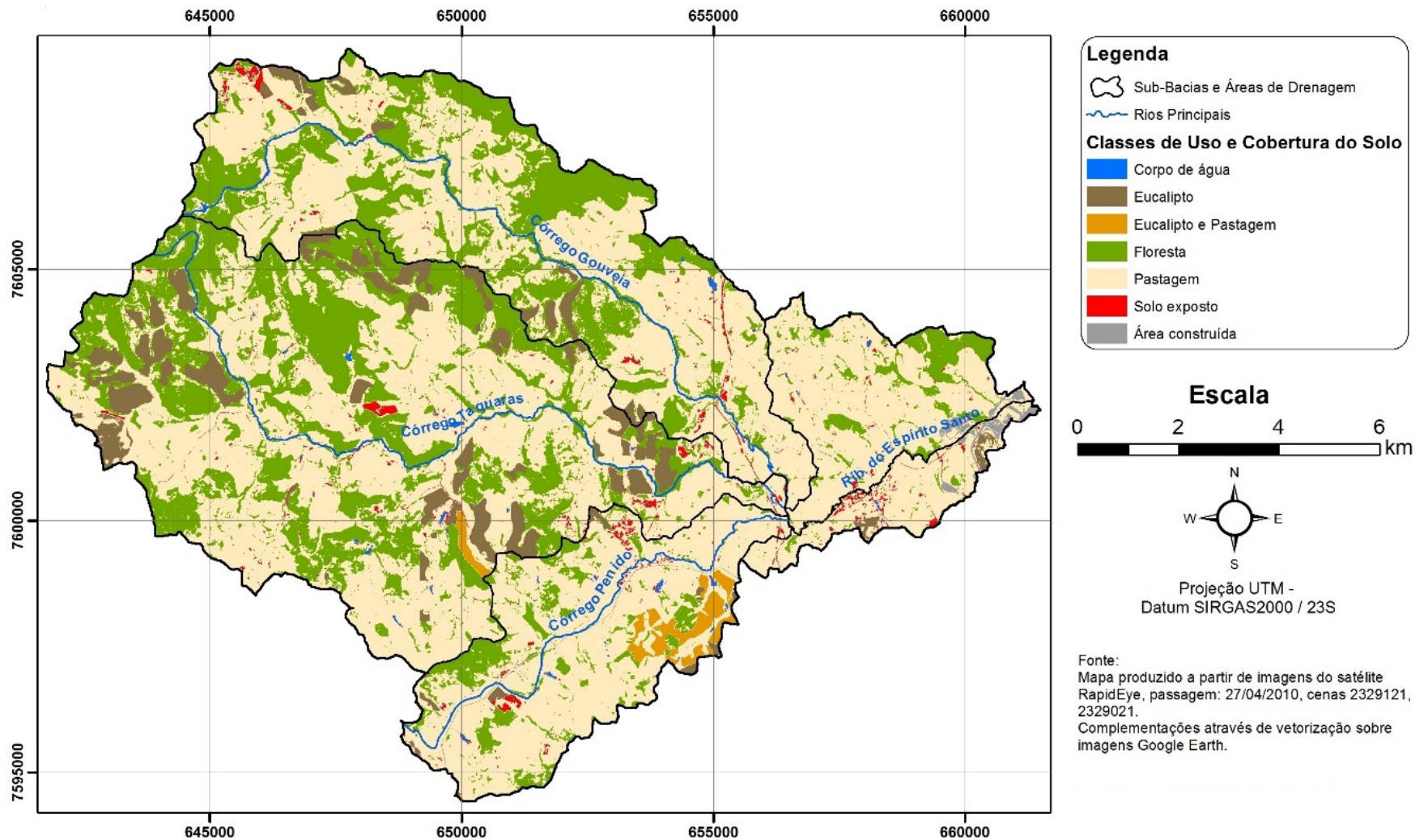
Apesar de a BHRES como um todo possuir um percentual baixo de ocupação pela silvicultura, cabe considerar que plantações florestais de crescimento rápido como o Eucalipto consomem mais água do que a vegetação de menor porte e culturas agrícolas não irrigadas, podendo em algumas situações levar à uma redução significativa do deflúvio na escala de microbacias (LIMA, 2010; POORE; FRIES, 1985).

Figura 3.3. Percentual de contribuição de cada uso/cobertura do solo para as seções monitoradas.



Fonte: elaborado pela autora.

Figura 3.4. Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.



Fonte: Pinto *et al.* (2014).

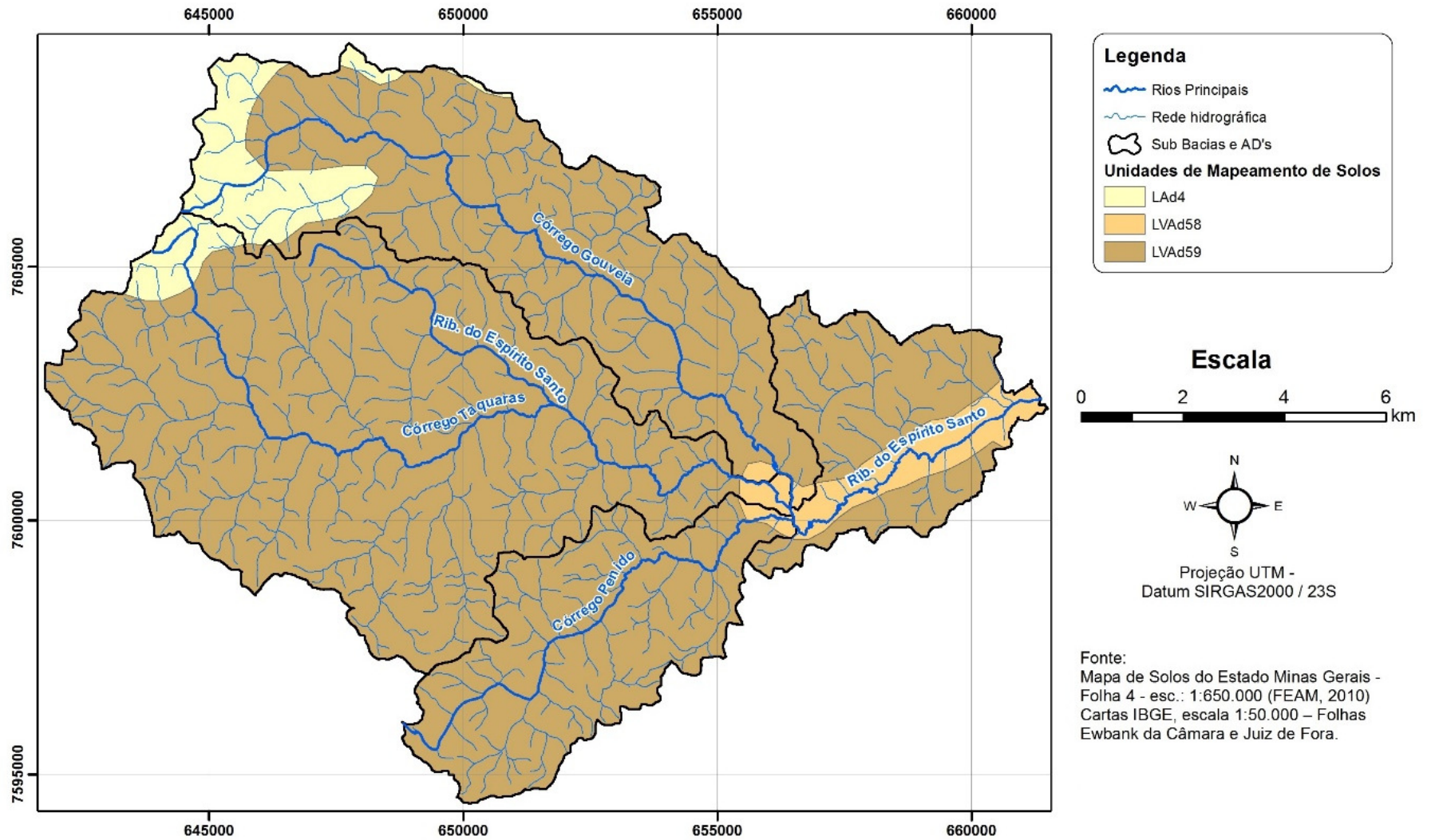
Neste contexto, Calder (2007) alerta que o percentual de ocupação da área da microbacia pelas plantações florestais é um fator muito importante para a ocorrência ou não de redução de fluxo fluvial, uma vez que alguns trabalhos em microbacias experimentais indicaram alteração no deflúvio em situações em que as plantações florestais ocupavam apenas até 20% da área da microbacia hidrográfica. Sendo assim, talvez seja o momento para a criação de políticas públicas que: possam controlar o uso e ocupação da BHRES pela silvicultura, de forma a manter a disponibilidade hídrica, uma vez que a bacia contém um dos mais importantes mananciais da cidade de Juiz de Fora; e, de forma simultânea, corrobore para a minimização da erodibilidade do solo por meio da agrossilvicultura, evitando situações de solo exposto, comuns na época do corte do eucalipto.

3.3.3. Classificação dos solos

Tomando-se por base o mapeamento de solos do estado de Minas Gerais (UFV *et al.*, 2010), a BHRES é predominantemente composta de latossolo vermelho-amarelo, LVAd59; as cabeceiras dos Córregos Taquaras e Gouveia são compostas por latossolo amarelo, LAd4; e a área próxima da confluência dos principais tributários da BHRES até o seu exutório é compostas por latossolo vermelho-amarelo, LVAd58 (Figura 3.5).

Os tipos de solo que compõem a BHRES são considerados medianamente vulneráveis a erosão segundo as classificações adotadas por Crepani *et al.* (2001) e Machado (2010). Contudo, cabe destacar que perfis de solos localizados em áreas muito declivosas tendem a ser menos espessos, pois tal posição favorece a morfogênese, levando esses solos a um constante rejuvenescimento por erosão (IPPOLITI R. *et al.*, 2005).

Figura 3.5. Tipos de solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo.



Fonte: Pinto *et al.* (2014).

3.3.4. Uso da água na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo

No que tange a concessão de uso da água, o estado de Minas Gerais estabelece como uso insignificante captações de até $1,0 \text{ L s}^{-1}$ e acumulações de volume máximo igual a 5.000 m^3 . No caso de captações subterrâneas, tais como, poços manuais, surgências e cisternas, são consideradas como insignificantes aquelas com volume menor ou igual a $10 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ (CERH/MG, 2004), garantido aos comitês de bacia determinarem valores específicos para suas áreas de atuação. Na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, que abarca o estado de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, o Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – CEIVAP estabelece como uso insignificante captações de até $1,0 \text{ L s}^{-1}$ para rios de domínio da união, e o Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos rios Preto e Paraibuna (CBH Preto e Paraibuna) também adotam a mesma vazão como insignificante (CBH PRETO E PARAIBUNA, 2007), enfatizando que a ampliação do cadastro de usuários deve ser perseguida a fim de embasar futuras decisões relacionadas a outorga, porém não faz uma menção textual quanto à soma dos usos insignificantes ao volume outorgável.

No estado de Minas Gerais, os procedimentos para o cadastramento obrigatório de usuários de recursos hídricos só foram estabelecidos em abril de 2013, como um instrumento de ampliação e atualização do conhecimento sobre a demanda pelo uso da água, objetivando a implementação dos instrumentos de gestão das águas no estado (SEMAD/IGAM, 2013). Porém o CEIVAP, desde 2006, determina o cadastramento de usuários de recursos hídricos, inclusive daqueles cujos usos são considerados insignificantes (CEIVAP, 2006).

Com relação às vazões outorgáveis, as exigências para a área de estudo seguem o disposto na Resolução Conjunta SEMAD-IGAM N° 1548/2012 (IGAM, 2012), uma vez que o CBH Preto Paraibuna ainda não deliberou sobre o assunto, apesar de ter instituído a cobrança aos usuários da bacia hidrográfica dos afluentes mineiros dos rios Preto e Paraibuna, exceto usos insignificantes, a partir de 1° de outubro de 2014 (CBH PRETO E PARAIBUNA, 2014).

A BHRES possui três outorgas concedidas para captação em corpos de água superficiais, totalizando um volume de $0,44 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e quatro outorgas para captação de água subterrânea, perfazendo $17,3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ($0,0048 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (Figura 3.6). As demais outorgas são relacionadas a obras de engenharia, tais como, travessia rodo-ferroviária, canalização e/ou retificação de curso de água, dragagem e limpeza, todas localizadas em áreas a jusante das seções monitoradas na BHRES.

Apenas uma das outorgas para captação em rio, de $0,09 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, está localizada a montante das seções monitoradas no trecho próximo à foz, a montante da seção 4.

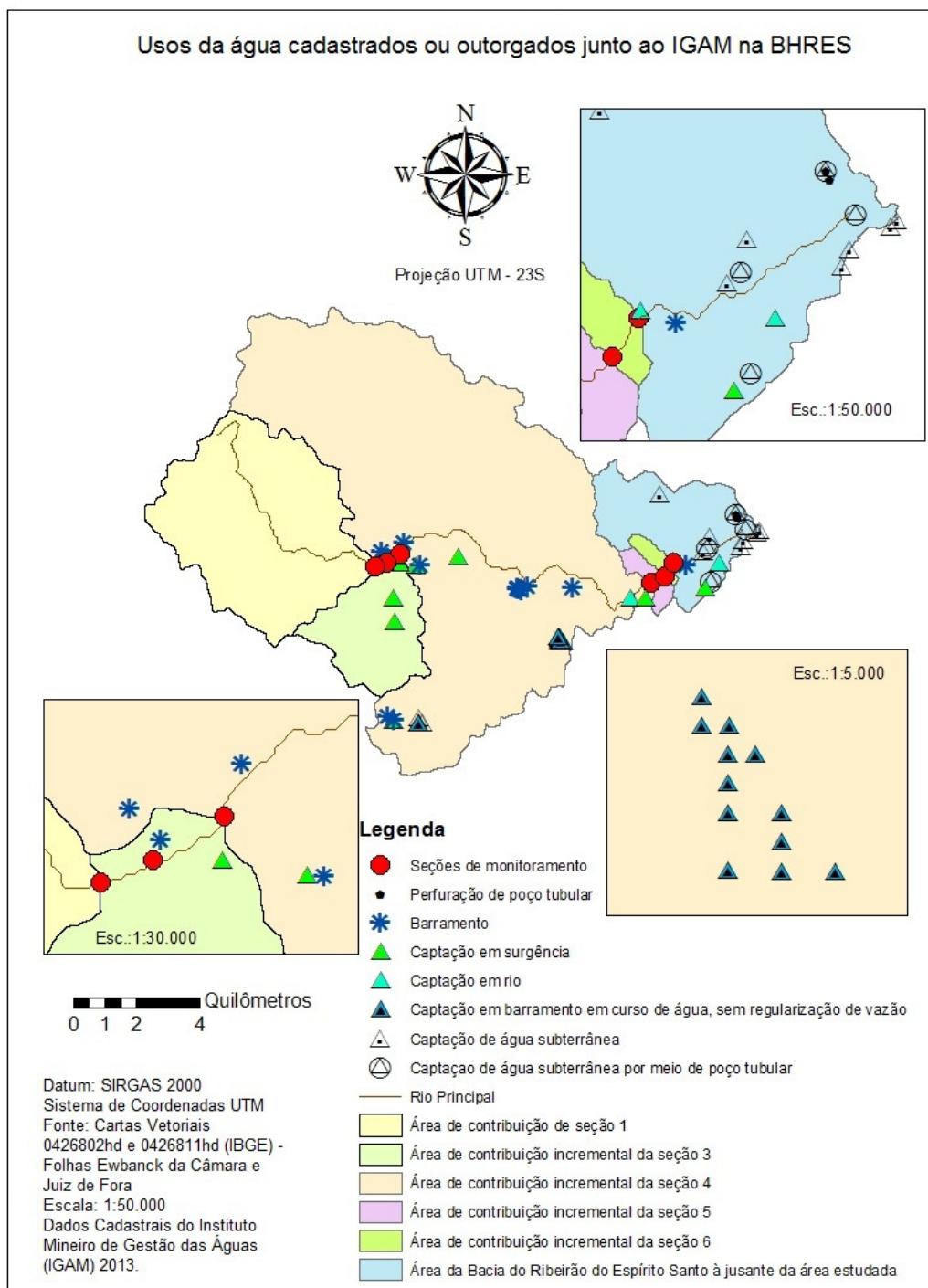
Diferente das outorgas, que estão concentradas nas áreas próximas à foz da BHRES, os cadastros de usos considerados insignificantes estão bastante distribuídos. Na BHRES são identificados 62 cadastros de uso insignificante, sendo 13 para barramento em curso d'água sem captação, 10 para captação de água em surgência e 18 para captação de água subterrânea por meio de poço manual, 16 para captação em barramento em curso de água sem regularização de vazão e cinco para captação em rios.

Dos 62 cadastros mencionados, um cadastro para captação em surgência, cinco para captação de água subterrânea por poço manual e um para captação de água em corpos d'água, não foram obtidas informações de suas localizações. E para nenhum dos usos cadastrados foram obtidos dados relativos aos volumes demandados.

Outro aspecto importante a ser considerado são os usuários que não possuem nenhuma outorga, porém acumulam cadastros. Um só usuário é detentor de 16 cadastros para captação em barramento em curso de água, sem regularização de vazão, sendo que em um mesmo ponto (X 654.987,60027 m; Y 7.598.829,20420 m UTM 23S) esse usuário possui dois cadastros e em outro (X 654.987,00523 m; Y 7.598.767,69879 m UTM 23S), outros três cadastros diferentes para o mesmo uso.

Maiores informações sobre as características morfológicas, uso/cobertura do solo e tipos de solo das sub-bacias que compõem a BHRES podem ser obtidas no Apêndice A. Enquanto as características da rede de drenagem de suas sub-bacias e microbacias podem ser obtidas nos Apêndices B, C, D e E.

Figura 3.6. Usos da água na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo cadastrados e outorgados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Dados cadastrados até 2013).



Fonte: elaborado pela autora.

3.4. Conclusão

A predominância de áreas com declividade acentuada na BHRES sugere a necessidade de se implementarem medidas mitigadoras direcionadas para a preservação das áreas de regeneração da vegetação arbórea, bem como um plano de manejo de plantações florestais e pastagens, de forma a conservar os corpos hídricos, controlar o crescimento da silvicultura na região e minimizar áreas de solo exposto.

A alta densidade de usos considerados insignificantes em alguns pontos da BHRES merece ser reavaliada para se identificar o impacto causado não só na BHRES como um todo, mas nas microbacias que os acolhem. Inclusive com levantamento detalhado dos volumes utilizados pelos cadastros efetivados. O panorama de usos insignificantes na bacia hidrográfica estudada sinaliza a necessidade dos comitês de bacias hidrográficas se articularem para criarem mecanismos que limitem a densidade de usos insignificantes nas bacias hidrográficas e que os cadastros de usos insignificantes de um mesmo usuário na mesma bacia hidrográfica sejam computados cumulativamente.

Dada a importância da BHRES, não só para o abastecimento público do município de Juiz de Fora, mas para os múltiplos usos requeridos, pergunta-se: qual o volume de água disponível para as demandas antrópicas? Seria a vazão remanescente, ou seja, a vazão não outorgável (50% da Q7,10) suficiente para manter a biota aquática e preservar o manancial para as gerações futuras?

CAPÍTULO 4. SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA DE DOIS TRECHOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO COMO SUBSÍDIO À MODELAGEM DE HABITAT.

RESUMO

Modelos hidrodinâmicos bidimensionais exigem dados topobatimétricos do canal para executar simulações hidráulicas, o que geralmente é trabalhoso e dispendioso, porém têm se mostrado mais eficientes em canais hidrodinamicamente mais complexos. Neste capítulo, executou-se a simulação hidrodinâmica de dois trechos da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES), um de cabeceira e outro de foz, com vazões e características de preservação da área marginal bastante diversa. A modelagem hidrodinâmica objetivou subsidiar a modelagem de habitat apresentada no Capítulo 7. Para tanto, procedeu-se ao levantamento topobatimétrico das áreas de estudo e de suas características hidráulicas. Os resultados indicaram que a BHRES apresenta características do sedimento muito semelhantes em ambos os trechos. No trecho de foz são observadas maiores profundidades e velocidades. Contudo, a prevalência de velocidades de até $0,4 \text{ m s}^{-1}$ é identificada em ambos os trechos. O modelo hidrodinâmico River 2D foi capaz de simular de forma satisfatória ambos os trechos estudados, apesar da sinuosidade, presença de afluentes e forte ocorrência de obstruções no leito. Observou-se, ainda, uma maior precisão na simulação de profundidades do que na simulação de velocidades. Contudo, não foram suficientes para comprometer os resultados.

Palavras-chave: modelos bidimensionais, River 2D, canais hidrodinamicamente complexos

ABSTRACT

Two-dimensional hydrodynamic models require bathymetric data channel for hydraulic run simulations, which is usually laborious and expensive, but have proved hydrodynamically efficient in channels that are more complex. In this chapter, we performed the hydrodynamic simulation of two stretches in Espírito Santo stream basin (ESSB), one in the head and the other in the mouth, that have different characteristics of flow and preservation of marginal area. The hydrodynamic modeling aimed to support the habitat modeling presented in Chapter 7. Therefore, it proceeded to the topobathymetric survey of the study areas and its hydraulic characteristics. The results indicated that ESSB presents similar sediment characteristics in both stretches. On the mouth stretch are observed greater depths and higher speeds. However, the prevalence of speeds slower than 0.4 m s^{-1} is identified in both stretches. The River 2D hydrodynamic model was able to simulate

satisfactorily both stretches studied despite the sinuous, tributaries presence and strong occurrence of obstructions in the bed. We also observed a more precise depths simulation than the speeds simulation. However, it was not enough to compromise the results.

Keywords: two-dimensional models, River 2D, hydrodynamically complex channels

4.1. Introdução

Existe um grande interesse no uso de modelos hidráulicos bidimensionais para a predição de vazões ecológicas, especialmente para situações hidráulicas complexas. A suposição geral é que a maior resolução espacial de modelos bidimensionais, quando comparados aos unidimensionais, e sua modelagem hidráulica fornecem melhores previsões ecológicas de habitat (REMPEL; HEALEY; LEWIS, 2012).

Os modelos hidrodinâmicos bidimensionais utilizam uma malha contínua para simular a topografia e são mais adaptáveis para simulação hidrodinâmica local. Em combinação com a curva de adequação de habitat, são capazes de avaliar a área de habitat de um trecho do rio (WU; MAO, 2007).

Jowett e Duncan (2012) aplicaram um modelo 1D e dois modelos 2D para uma seção de rio e compararam profundidades e velocidades medidas e simuladas, bem como as previsões de habitats, encontrando maior correlação para o modelo 1D do que para os modelos 2D. Esses autores justificam as melhores correlações dos modelos 1D nas limitações práticas sobre a definição topográfica e na subjetividade associada à calibragem 2D, que resultam em erros nos níveis de água previstos. Contudo, os três modelos previram tendências semelhantes em relação ao habitat (superfície ponderada útil), embora houvesse diferenças nas magnitudes, localização de máximos e mudanças no gradiente.

A dificuldade em adquirir dados precisos e suficientes da topografia do leito e a habilidade exigida na calibração de modelos 2D é uma limitação prática à sua aplicação. Jowett e Duncan (2012) afirmam que não se pode presumir que eles são melhores, simplesmente porque eles exigem mais dados. Destacam, ainda, que o tempo e esforço necessários para desenvolver um bom modelo 2D não se justificam em muitas situações.

Oliveira (2013) avaliou o desempenho do modelo River 2D e do modelo unidimensional *Physical Habitat Simulation* (PHABSIM). Esse último apresentou melhores ajustes entre os dados

observados e modelados para as variáveis hidráulicas: profundidade e velocidade. Contudo, a modelagem de habitat realizada pelo modelo PHABSIM, quando comparada com aquela realizada pelo modelo River 2D, mostrou-se incapaz de avaliar, com maior precisão, as características reais do habitat físico nos segmentos do rio localizados entre as seções transversais de monitoramento.

Um estudo realizado em 2003 pelo Departamento do Interior dos Estados Unidos utilizando o PHABSIM em todos os locais monitorados e o River 2D em apenas um deles, para comparar os dois modelos, observou que ambos apresentaram semelhanças no percentual de habitat gerados para a maioria das fases de vida das espécies alvo, e as diferenças entre os modelos foram consideradas dentro dos padrões de variabilidade esperada, dada a natureza e as diferenças nas abordagens. Destacou-se, como a maior vantagem da modelagem River 2D sobre o PHABSIM, seus recursos visuais para exibir os resultados hidráulicos e de habitats, uma vez que os rios eram hidrodinamicamente simples, e a abordagem 1D seria considerada suficiente. Logo, relações vazões/habitat semelhantes seriam esperadas em ambos modelos. No entanto, ressaltou-se que o River 2D é mais trabalhoso e caro (U. S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR, 2003).

Segundo Waddle *et al.* (2000), os modelos 1D, geralmente, são suficientes para simular rios com canais únicos, em linha reta ou com flexão gradual, contudo modelos 2D podem ser mais indicados para canais hidrodinamicamente mais complexos, com fluxos transversais, lagoas intermitentes e grande sinuosidade. Quanto à sensibilidade de ambos modelos para cálculo do habitat relacionado à velocidade e profundidade dependem da sensibilidade de habitat da espécie-alvo em relação aos índices de adequação de habitat relacionados a essas variáveis.

Corroborando na defesa dos modelos 2D, Wu e Mao (2007) afirmam que estes são consistentemente mais precisos que os modelos 1D para simulações em microescala ou em ambientes complexos. E Jowett e Duncan (2012) ressaltam que os modelos 2D fornecem previsões mais precisas fora da faixa de calibração que os modelos 1D, especialmente em altas vazões nos rios.

Considerando-se as características morfométricas da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES), apresentadas no capítulo 3, com padrão de drenagem dendrítico, presença de afluentes e canais bastante sinuosos, modelos bidimensionais são mais indicados para simulação hidrodinâmica. Nesse contexto, objetivando proceder à simulação hidrodinâmica de dois trechos da BHRES, optou-se pela utilização de um modelo bidimensional, no caso o modelo hidrodinâmico

River 2D, de forma a subsidiar a modelagem de habitat para esses locais, apresentada no Capítulo 7.

4.2. Metodologia

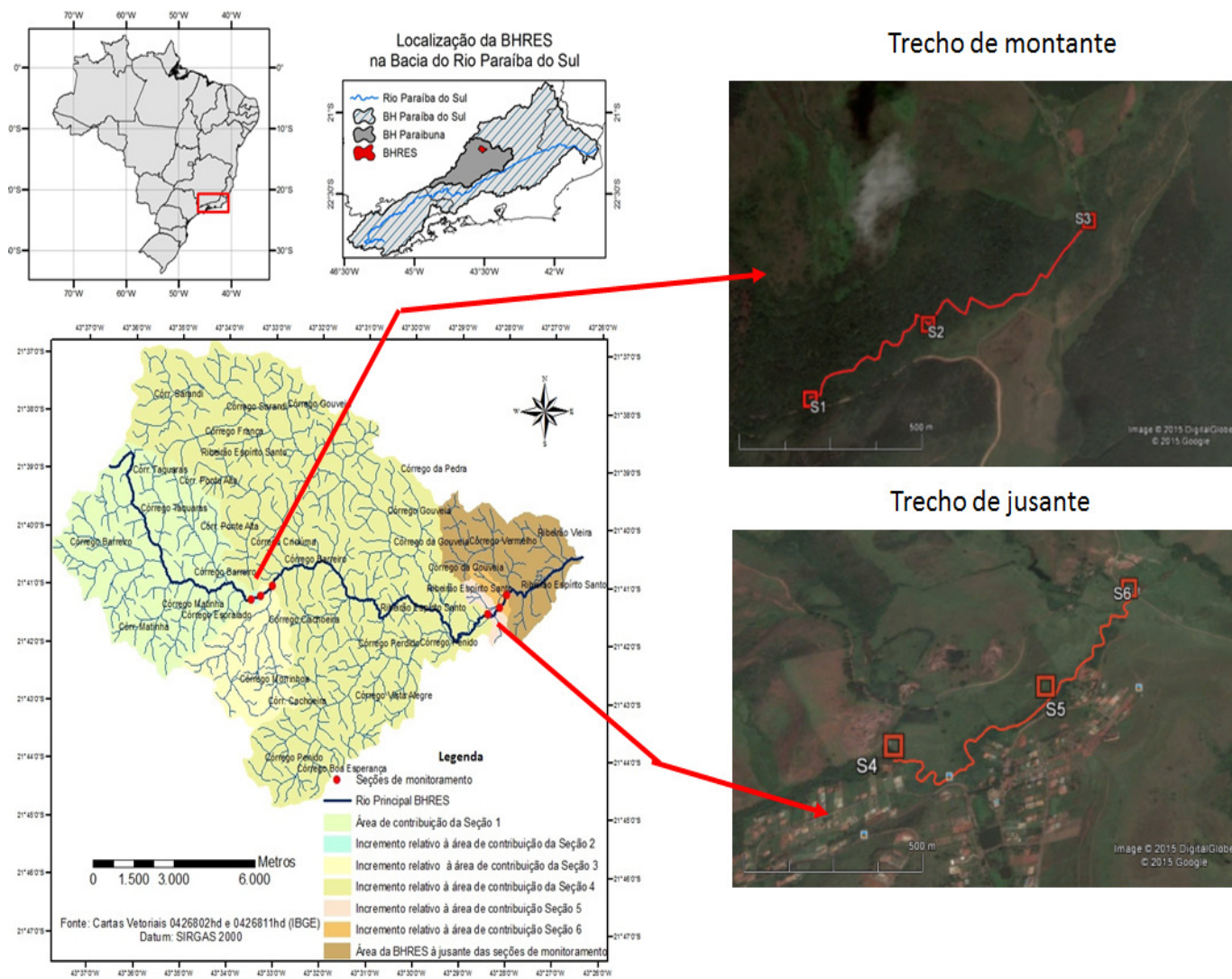
4.2.1. Área de estudo

Os dois trechos da BHRES objeto da simulação hidrodinâmica são apresentados na Figura 4.1.

Neste estudo foram monitoradas seis seções do ribeirão do Espírito Santo, indicadas na Figura 4.1. O trecho 1, de cabeceira, é bem preservado. Em quase todo o seguimento estudado possui mata ciliar com mais de 30 metros de largura em relação às margens. Contudo, próximo à seção 3, percebem-se trechos com mata mais estreita (Figura 4.2). Na seção 3, na margem esquerda, já não possui mata ciliar, sendo coberta por pastagens.

O trecho de foz, mais antropizado, passa por um condomínio e áreas de pastagens. Em alguns trechos, não existe mata ciliar e nos locais em que existe é bastante estreita. A ausência de mata ciliar em alguns trechos, aliada ao aumento da largura do curso de água faz com que a área sombreada diminua sensivelmente. A Figura 4.3 apresenta as seções de monitoramento no trecho 2, de foz.

Figura 4.1. Localização da área de estudo.



Fonte: Cartas vetoriais 0426802hd e 0426811hd (IBGE) – Datum SIRGAS 2000 e Imagens Google Earth, 2015. Elaborado pela autora.

Figura 4.2. Seções de monitoramento no trecho 1, de cabeceira.



Legenda: S1: Seção 1; S2: Seção 2; S3: Seção 3.
Fonte: elaborado pela autora.

Figura 4.3. Seções de monitoramento no trecho 2, de foz.



Legenda: S4: Seção 4; S5: Seção 5; S6: Seção 6.
Fonte: elaborado pela autora.

4.2.2. Monitoramento das características hidráulicas

Foram realizadas quatro campanhas de monitoramento, que ocorreram de 3 a 5 de agosto de 2012, de 15 a 17 de fevereiro e de 4 a 7 de julho de 2013 e de 10 a 12 de janeiro de 2014, abrangendo duas estações de inverno e duas de verão. Os trabalhos de campo compreenderam coletas de amostras de sedimento e variáveis hidráulicas do ribeirão do Espírito Santo nas seis seções estudadas, cujas coordenadas são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Coordenadas Geodésicas e UTM - Datum Planimétrico: SIRGAS2000 das seis seções de monitoramento.

Trecho	Seção	Coordenadas Geodésicas		Coordenadas UTM		Altitude
		Latitude	Longitude	E (m)	N (m)	H (m)
1	S1	S 21°41'14,3572"	W 43°33'29,7134"	649153,814	7601087,938	714,17
	S2	S 21°41'08,6434"	W 43°33'18,8163"	649468,651	7601260,733	713,62
	S3	S 21°41'00,2419"	W 43°33'03,4056"	649913,999	7601514,963	712,46
2	S4	S 21°41'26,9557"	W 43°28'25,3615"	657897,664	7600616,750	669,76
	S5	S 21°41'20,3141"	W 43°28'10,2996"	658332,585	7600816,730	669,99
	S6	S 21°41'07,2201"	W 43°28'01,6148"	658586,186	7601216,943	667,70

4.2.2.1. Sedimentos

As amostras de sedimento foram coletadas na primeira campanha de campo utilizando-se uma pá e nas demais campanhas utilizando-se uma draga Petersen com penetração vertical e capacidade para amostra de 3,20 litros (Figura 4.4). O número de amostras coletadas variou conforme a largura da seção estudada. Em cada uma das quatro campanhas de campo, foram retiradas 4, 5, 3, 6, 7 e 5 amostras, ao longo do perfil transversal, nas seções de 1 a 6, respectivamente, procurando cobrir toda a extensão das seções. Estas foram encaminhadas ao Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal de Viçosa (UFV) para análise granulométrica seguindo a metodologia descrita na NBR-7181 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 1984).

Figura 4.4. Coleta de sedimento com pá, draga Petersen e armazenamento das amostras.



Fonte: elaborado pela autora.

A partir das curvas granulométricas determinou-se o diâmetro correspondente ao tamanho médio dos grãos (D_{50}), ou seja, o diâmetro pelo qual passam cinquenta por cento das partículas do solo para cada uma das amostras. O valor de D_{50} adotado por seção por campanha foi determinado pela média dos valores de D_{50} obtido para cada uma das amostras da seção na respectiva campanha.

4.2.2.2. Velocidade, profundidade, área e vazão

A velocidade do escoamento foi medida, nas seis seções transversais, na primeira campanha de monitoramento (Agosto/2012) utilizando-se um micro-molinete hidráulico de seis cones. As profundidades de medição de velocidade atenderam às recomendações do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE) para profundidades variando de 0,15 a 2,0 metros. O cálculo da velocidade em cada profundidade medida foi determinada por meio da equação da hélice do equipamento, apresentada na Equação 4.1, sendo V a velocidade em metros por segundo, e N , o número de rotações por segundo da hélice.

$$V = 0,02485298 + 0,69636789 \times N$$

Equação 4.1

As batimetrias das seções transversais foram levantadas com auxílio de corda graduada fixada em ambas as margens e mira. A partir do perfil das seções foi possível o cálculo de suas áreas, e da vazão de cada seção, determinadas por meio do método da meia seção (SANTOS, I. D. *et al.*, 2001).

Nas três campanhas seguintes (fevereiro/2013, julho/2013 e janeiro/2014), nas seções de cabeceira (S_1 , S_2 e S_3), utilizou-se um *Acoustic Doppler Velocimeter* (ADV), que é um medidor de velocidade bistático doppler, no caso, o FlowTracker (SONTEK, 2009b). E nas seções de foz (S_4 , S_5 e S_6) utilizou-se um perfilador acústico com efeito doppler (*Acoustic Doppler Current Profiler* – ADCP) (SONTEK, 2009a).

Nas seções de cabeceira, onde se utilizou o ADV, a batimetria das seções foi realizada por meio de corda graduada, e as profundidades foram medidas com o auxílio da haste do próprio equipamento. O método adotado para cálculo da vazão também foi o da meia seção por ser o mais utilizado entre as entidades que trabalham com hidrometria no Brasil (SANTOS, I. D *et al.*, 2001). Nas seções de foz, onde utilizou o ADCP, todas as variáveis hidráulicas foram fornecidas diretamente por meio do código computacional do equipamento.

4.2.3. Topobatimetria

Para a simulação de habitat dos locais de estudo, foi utilizado o modelo hidrodinâmico River 2D. Esse programa exige, como dado de entrada, as coordenadas dos pontos que compõem o leito e área de inundação do trecho de rio a ser estudado.

Sendo assim, o levantamento topobatimétrico foi realizado em duas etapas, a primeira ocorreu em maio e a segunda em setembro de 2013. O levantamento da primeira etapa foi realizado utilizando-se estação total Geodetic G2 e a segunda, a estação total Ruide 822R5. O levantamento foi georreferenciado utilizando-se GPS (Sistema de Posicionamento Global) geodésico GTR-G2 - TechGeo, o datum planimétrico utilizado foi o SIRGAS2000, fuso 23° - hemisfério sul.

O levantamento topobatimétrico deu-se por meio do levantamento de seções transversais separadas em torno de 10 metros, sendo que, em trechos mais sinuosos esse espaçamento era reduzido, situação que foi mais comum no primeiro trecho estudado. Além dos pontos do leito, também foram levantados aleatoriamente pontos localizados nas margens. No trecho de cabeceira, foram levantados 2199 pontos e no trecho de foz 1515 pontos.

Os dados obtidos pelo GPS geodésico foram processados no programa computacional GTR-Processor (V. 2.922219), enquanto os dados levantados pela estação total foram processados no programa computacional DataGeosis Office Educacional.

O levantamento de dados topobatimétricos necessários à simulação hidrodinâmica mostrou-se extremamente trabalhoso, exigindo muito tempo e pessoal especializado. No trecho de cabeceira, as principais dificuldades revelaram-se pela grande sinuosidade do curso de água, margeada por densa vegetação, que obrigou a utilização de grande número de vértices na poligonal aberta de forma a visualizar todos os pontos de interesse. Por outro lado, o trecho de foz, com vegetação menos densa, permitiu menor número de vértices na poligonal. Contudo maiores profundidades exigiram a adoção de barco para auxiliar no levantamento.

A partir do levantamento topobatimétrico, foi possível determinar o índice de sinuosidade dos trechos estudados. A sinuosidade do curso de água (SI) é a razão entre o comprimento do canal principal e a distância vetorial entre os pontos extremos do canal principal. Relaciona o comprimento verdadeiro do canal (projeção ortogonal) com a distância vetorial (comprimento em linha reta) entre os dois pontos extremos do canal principal (SCHUMM, 1963), sendo influenciada pela carga de sedimentos, pela compartimentação litológica, estruturação geológica e pelo declive dos canais.

A sinuosidade é um fator controlador da velocidade de fluxo (VILLELA; MATTOS, 1975), pois, quanto maior a sinuosidade, maior a perda de carga do canal, portanto menor a velocidade. Alves e Castro (2003) consideram que valores de SI iguais a 1, revelam que o canal de drenagem tende a ser retilíneo, entre 1 e 2, formas transicionais e acima de 2, canais tortuosos.

4.2.4. Simulação hidrodinâmica

Em cada um dos dois trechos monitorados, foi aplicado o modelo hidrodinâmico River 2D, que é composto por um conjunto de quatro programas: River Bed, River Ice, River Mesh e River 2D. No caso, como não havia gelo na área de estudo, o River Ice foi suprimido.

O modelo hidrodinâmico River 2D, desenvolvido na Universidade de Alberta no Canadá, é um modelo bidimensional horizontal de simulação hidráulica e de habitat para rios e córregos naturais, fundamentado no método de elementos finitos, baseado na formulação conservadora de Petrov-Galerkin, sendo capaz de apresentar soluções em seções de fluxo subcrítico e supercrítico (OLIVEIRA, I. C. *et al.*, 2013; STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

A plataforma BED é a base do programa River 2D; nela, foram inseridos os dados primários do rio a ser estudado, como a topografia e a rugosidade do fundo. No River Bed, cada ponto levantado tornou-se um nó. A representação precisa dessas características é o fator mais importante para o sucesso na modelagem de fluxo do rio (GHANEM; STEFFLER; HICKS, 1996; LECLERC *et al.*, 1995). Para tanto, além de dados de campo precisos e abrangentes, a conexão adequada dos nós para uma representação digital da superfície de forma apropriada é fundamental.

O pacote de programas do modelo River2D é baseado na metodologia de triangulação irregular da malha (*Triangulated Irregular Network – TIN*), incluindo linhas de quebra, para a interpolação espacial dos parâmetros nodais. Os valores nodais são geralmente pontos medidos, mas os locais das linhas de quebra são determinados pelo usuário.

A etapa seguinte consistiu no carregamento da triangulação de nós gerados no River Bed para a construção de uma malha de elementos finitos no River Mesh. A malha de elementos finitos deve representar, de forma mais fiel possível à topografia do leito reproduzindo os padrões espaciais de escoamento (WADDLE *et al.*, 2000).

A resolução da malha é controlada pelo número de nós. Malhas mais refinadas tendem a ser mais representativas da realidade, porém alta densidade de nós implica em maior tempo de cálculo, tornando-se fundamental que se encontre um equilíbrio entre a densidade da malha e o tempo de cálculo (BOAVIDA; PINHEIRO, 2010).

As malhas de elementos finitos refinadas, obtidas no River Mesh para cada um dos dois trechos estudados, foram importadas para o River 2D, que é o pacote hidrodinâmico e de habitat do modelo. Este utiliza as equações de Saint-Venant na forma conservativa para a modelagem hidrodinâmica. A Equação 4.2 representa a conservação da massa, e as Equações 4.3 e 4.4 representam a conservação do momento nas direções x e y, respectivamente, enquanto as Equações 4.5 e 4.6 representam os componentes do vetor impulso.

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0 \quad \text{Equação 4.2}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial q_x}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(Uq_x) + \frac{\partial}{\partial y}(Vq_x) + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial x} H^2 \\ = gH(S_{0x} - S_{fx}) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{xx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{xy}) \right) \end{aligned} \quad \text{Equação 4.3}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial q_y}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(Uq_y) + \frac{\partial}{\partial y}(Vq_y) + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial y} H^2 \\ = gH(S_{0y} - S_{fy}) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{yx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{yy}) \right) \end{aligned} \quad \text{Equação 4.4}$$

$$q_x = HU \quad \text{Equação 4.5}$$

$$q_y = HV \quad \text{Equação 4.6}$$

onde H é a profundidade do fluxo; U e V são as velocidades médias nas direções x e y, respectivamente; q_x e q_y são as respectivas intensidades de fluxo que estão relacionados com os componentes de velocidade por meio das Equações 4.5 e 4.6; g é a aceleração da gravidade; ρ é a

densidade da água; S_{0x} e S_{0y} são as declividades do leito nas direções x e y ; S_{fx} e S_{fy} são os coeficientes de atrito devido a declividade, e; τ_{xx} , τ_{xy} , τ_{yx} e τ_{yy} são os componentes do tensor horizontal da tensão turbulenta.

As variáveis dependentes são solucionadas a partir do fornecimento da profundidade e intensidades de fluxo nas direções x e y (Steffler e Blackburn, 2002). Outros detalhes sobre o processo de cálculo do modelo são apresentados no Apêndice F.

Para calibração do modelo hidrodinâmico, é fundamental uma adequada estimativa do coeficiente de rugosidade do leito. A altura da rugosidade efetiva (k_s) em metros é o parâmetro de resistência a ser especificado para cada nó da malha do arquivo Bed. Steffler e Blackburn (2002) recomendam uma estimativa inicial de k_s entre uma e três vezes o maior diâmetro do grão do material constituinte do leito. Contudo, USACE (1991) recomenda que se calcule o valor de K_s a partir de valores do coeficiente de Manning “ n ”, já que não existe uma técnica comumente aceita para medir K_s geometricamente.

Por se tratar de um curso de água natural com diversos fatores interferindo no escoamento, adotou-se a estimativa do coeficiente de rugosidade por meio do método de incrementação, Método Cowan (Equação 4.7), para a determinação do “ n ”, pois esse permite uma melhor compreensão dos processos físicos envolvidos com a resistência ao escoamento (BAPTISTA; COELHO, 2010).

$$n = (n_0 + n_1 + n_2 + n_3 + n_4)m_5 \quad \text{Equação 4.7}$$

Chow (1959) propõe a Equação 4.7 onde: n_0 é o valor básico do coeficiente de rugosidade para um canal retilíneo, uniforme e com superfícies planas, de acordo com o material associado à superfície de contato; n_1 é o valor adicional correspondente às irregularidades presentes no curso d'água, tais como erosões, assoreamentos, saliências, depressões na superfície etc.; n_2 é o valor correspondente à frequência de ocorrência de variações de forma no curso de água analisado segundo as possibilidades de causar perturbações no fluxo; n_3 é o valor baseado nas presenças de obstruções no curso de água, tais como deposição de matacões, raízes, troncos etc., avaliados segundo sua extensão no sentido da redução da seção e sua possibilidade de causar turbulência no escoamento; n_4 é o valor baseado na influência da vegetação no escoamento, devendo ser avaliado segundo o tipo, densidade e altura da vegetação nas margens, bem como a obstrução acarretada na seção de vazão; e m_5 é o grau de meandrização do curso de água, avaliado como sendo a razão entre o comprimento efetivo do trecho e a distância retilínea percorrida.

Os valores dos diversos fatores que compõem o Método Cowan são apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Valores para cálculo do coeficiente de rugosidade – Método Cowan.

Fator interveniente	Discriminação	Valor
Material do leito – n_0	Solo	0,020
	Rocha	0,025
	Pedregulho fino	0,024
	Pedregulho graúdo	0,028
Grau de irregularidade – n_1	Liso	0,000
	Pequeno	0,005
	Moderado	0,010
	Severo	0,020
Variações da seção transversal – n_2	Gradual	0,000
	Alternâncias ocasionais	0,005
	Alternâncias frequentes	0,010 - 0,015
Efeito de obstruções – n_3	Desprezível	0,000
	Pequeno	0,010 – 0,015
	Apreciável	0,020 – 0,030
	Severo	0,040 – 0,060
Vegetação – n_4	Baixa	0,005 – 0,010
	Média	0,010 – 0,025
	Alta	0,025 – 0,050
	Muito alta	0,050 – 0,100
Grau de meandrização - m_s	Pequeno	1,000
	Apreciável	1,150
	Severo	1,300

Fonte: adaptado de Chow (1959).

A rugosidade efetiva foi calculada por meio do conversor de rugosidade do River Bed, utilizando-se, como dados de entrada, o raio hidráulico e o número de Manning.

Na calibração do modelo para ambos os trechos estudados, foram adotados coeficientes de transmissividade igual a 0,1 e coeficiente de armazenamento igual a 1, como recomendado por Steffler e Blackburn (2002). Os coeficientes ε_1 e ε_3 que compõem o coeficiente de viscosidade turbulenta receberam valor 0, e, para ε_2 , utilizou-se 0,5 e 1,0, adotando-se o processo iterativo que obtivesse melhor convergência, como descrito nos Apêndice G e H.

Para cada trecho, simulou-se as vazões medidas em cada uma das quatro campanhas de campo, alterando-se a rugosidade de acordo com as características do trecho estudado e a granulometria do sedimento na época da campanha realizada. Para cada uma das simulações, extrairam-se profundidades e velocidades que subsidiaram o cálculo de profundidades e velocidades médias por seção. Essas médias foram comparadas tanto com as médias das

profundidades e velocidades medidas nas seções quanto com as profundidades e velocidades médias calculadas por seção a partir dos dados medidos.

Para elaborar um perfil de profundidades e velocidades simuladas em cada uma das três seções transversais monitoradas de cada trecho, essas variáveis foram extraídas das simulações, considerando-se pontos espaçados de 0,5 m em relação aos marcos assinalados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Coordenadas UTM dos marcos correspondentes a cada uma das seções de monitoramento

Trecho	Seção	Margem esquerda		Margem direita	
		Coordenada E	Coordenada N	Coordenada E	Coordenada N
1	1	649139,750	7601103,500	649136,400	7601096,700
	2	649468,651	7601260,733	649471,414	7601251,816
	3	649914,293	7601514,373	649918,116	7601510,887
2	4	657897,635	7600616,772	657899,887	7600600,280
	5	658332,701	7600816,514	658349,034	7600807,588
	6	658586,229	7601216,379	658596,669	7601206,647

Para efeito do cálculo da profundidade média simulada em cada seção por campanha, computou-se apenas os pontos que possuísem profundidade igual ou superior a 0,1 m, uma vez que essa também foi a metodologia adotada nos trabalhos de campo. Nos pontos em que a profundidade alcançou pelo menos a mínima estabelecida também foram extraídas as respectivas velocidades.

Para avaliar a calibração do modelo em relação às variáveis medidas, calculou-se o erro médio absoluto - EMA (Equação 4.8) (CHOU; CHUANG, 2011), a raiz do erro médio quadrático - REMQ (Equação 4.9) e a regressão linear, por meio do coeficiente de determinação (R^2).

$$EMA = \frac{100\%}{n} \sum \left| \frac{X_{Sim} - X_{Obs}}{X_{Obs}} \right| \quad \text{Equação 4.8}$$

onde n é o número de amostras consideradas na análise, X_{Sim} é a variável simulada, X_{Obs} é a variável observada.

$$REMQ = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n d_i^2}{n}} \quad \text{Equação 4.9}$$

onde d é a diferença entre os valores observados e simulados, e n é o número de amostras consideradas na análise.

4.3. Resultados e discussão

A partir do levantamento topográfico, determinou-se a distância linear entre seções, o percurso do curso de água e o grau de sinuosidade em ambos os trechos estudados (Tabela 4.4).

Tabela 4.4. Distância, percurso do curso d'água e grau de sinuosidade entre seções nos dois trechos estudados.

Trecho	Seções	Distância (m)	Percurso (m)	Grau de sinuosidade
1	S ₁ -S ₂	370,03	517,10	1,4
	S ₂ -S ₃	515,79	839,87	1,6
	S ₁ -S ₃	885,82	1356,97	1,5
2	S ₄ -S ₅	485,70	765,36	1,6
	S ₅ -S ₆	474,28	603,58	1,3
	S ₄ -S ₆	916,65	1368,94	1,5

4.3.1. Calibração do modelo hidrodinâmico River 2D

4.3.1.1. Trecho de cabeceira

No trecho de cabeceira, tomando-se por base os índices de sinuosidade apresentados na Tabela 4.4, as características do sedimento, composto basicamente por areia, e as observações em campo dos fatores que compõem o coeficiente de rugosidade, determinou-se o coeficiente de Manning e sua respectiva rugosidade efetiva, apresentados na Tabela 4.5. Durante as quatro campanhas de campo observou-se grande variação nas características do trecho estudado quanto à vegetação marginal, assoreamento de margens e, principalmente, obstruções do leito por troncos e galhos.

Como os índices de sinuosidade observados são considerados transicionais por Alves e Castro (2003), considerou-se, na determinação do coeficiente de Manning, o grau de meandrização apreciável estabelecido por Chow (1959).

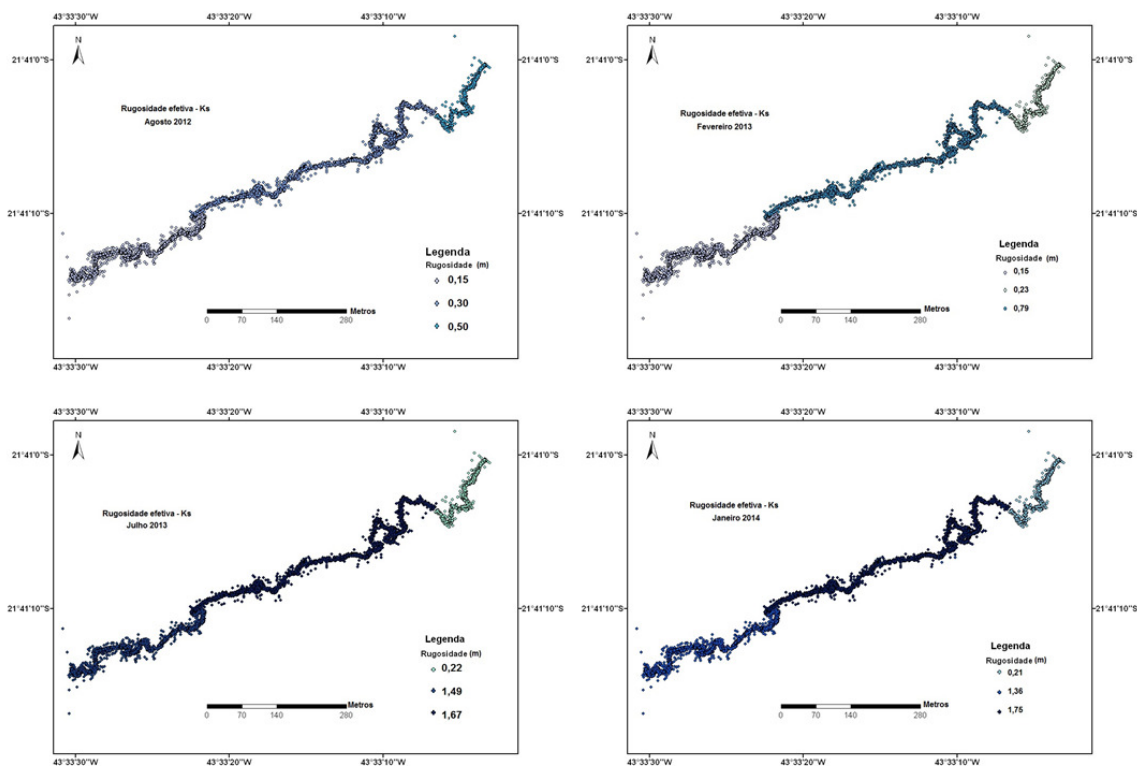
Tabela 4.5. Composição do coeficiente de rugosidade de Manning “n” e seu respectivo coeficiente de rugosidade efetiva ‘K_s’ calculado para o trecho de cabeceira para cada uma das campanhas de campo.

Seções e respectivas campanhas	Raio Hidráulico (m)	Composição do coeficiente de Manning pelo Método Cowan						Coeficiente de rugosidade “n” (s m ^{-1/3})	Coeficiente de rugosidade efetiva K _s (m)
		Material do leito	Grau de irregularidade	Variações da seção transversal	Efeito de obstruções	Vegetação	Grau de meandrização		
S1C1	0,226	0,02	0,005	0	0	0,005	1,15	0,0345	0,151
S1C2	0,236	0,02	0,005	0	0	0,005	1,15	0,0345	0,154
S1C3	0,350	0,02	0,01	0	0,05	0,01	1,15	0,1035	1,491
S1C4	0,367	0,02	0,005	0	0,05	0,005	1,15	0,092	1,360
S2C1	0,211	0,02	0,005	0	0,01	0,005	1,15	0,046	0,297
S2C2	0,302	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	0,795
S2C3	0,308	0,02	0,01	0	0,06	0,025	1,15	0,132	1,672
S2C4	0,312	0,02	0,01	0	0,06	0,03	1,15	0,138	1,748
S3C1	0,485	0,02	0,005	0	0,01	0,005	1,15	0,046	0,497
S3C2	0,536	0,02	0,005	0	0	0,005	1,15	0,035	0,229
S3C3	0,477	0,02	0,005	0	0	0,005	1,15	0,035	0,217
S3C4	0,456	0,02	0,005	0	0	0,005	1,15	0,035	0,213

Legenda: S_aC_b: “a” identifica seção monitorada e “b” a campanha.

A Figura 4.5 apresenta o coeficiente de rugosidade efetiva utilizado na calibração do modelo hidrodinâmico River 2D no trecho de cabeceira. Pode-se observar que as mudanças, no trecho estudado, exigiram coeficientes de rugosidade efetiva bastante altos para calibração do modelo ao se utilizar os dados das duas últimas campanhas de campo.

Figura 4.5. Rugosidade efetiva K_s utilizada para calibração do modelo River 2D nas quatro campanhas de campo para o trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

A malha de elementos finitos gerada no River Mesh para ser aplicada no River 2D possuía 37.715 nós, totalizando 73.088 células com Índice de Qualidade (*Quality Index* – *QI*) da malha igual a 0,42. As condições iniciais, de contorno e as características do processo iterativo do modelo hidrodinâmico River 2D para o primeiro trecho são apresentadas na (Tabela 4.6).

Tabela 4.6. Condições iniciais, de contorno e características do processo iterativo da modelagem do primeiro trecho.

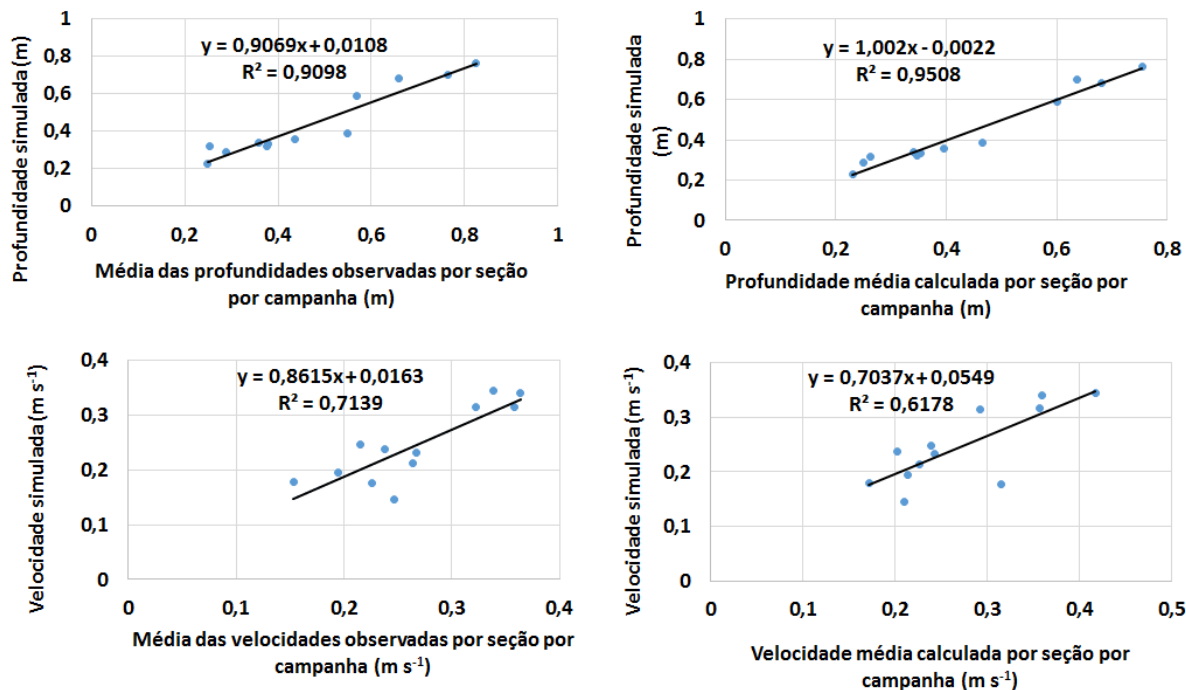
Campanha de campo	Condições iniciais e de contorno			Características do processo iterativo		
	ε_2	Nível da água na entrada (m)	Nível da água na saída (m)	Vazão de entrada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Vazão de saída ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Alteração da solução
1	0,5	712,864	711,206	0,48	0,479	3,46E-09
	1	712,864	711,206	0,48	0,478	1,09E-04
2	0,5	712,829	711,371	0,63	0,629	1,36E-03
	1	712,829	711,371	0,63	2,696	7,52E-02
3	0,5	713,011	711,309	0,49	0,489	3,89E-04
	1	713,011	711,309	0,49	1,921	5,01E-02
4	0,5	713,123	711,114	0,55	0,550	9,20E-05
	1	713,123	711,114	0,55	0,549	2,98E-03

Para as quatro campanhas de campo, a solução que apresentou melhor convergência foi aquela que utilizou ε_2 igual a 0,5 (Tabela 4.6), gerando menor alteração da solução. Como exposto no Apêndice H, malhas com coeficientes de rugosidade elevados apresentam melhor convergência utilizando-se ε_2 igual a 0,5, que foi o caso.

Pode-se observar que o trecho que compreendeu a seção 2 foi o que mais sofreu com os efeitos das obstruções, o que implicou inclusive aumento do grau de irregularidade do fundo. Atentou-se para dar peso aos componentes do coeficiente de Manning de forma que estes expressassem, da melhor forma possível, a realidade observada em campo.

A Figura 4.6 apresenta a correlação entre a média das profundidades e velocidades observadas em cada seção transversal por campanha e a média das mesmas variáveis simuladas. E ainda, apresenta a correlação entre as profundidades e velocidades médias calculadas por seção por campanha de campo, e sua respectiva média simulada por seção.

Figura 4.6. Correlação entre profundidades e velocidades médias observadas e simuladas no primeiro trecho (trecho de cabeceira), utilizando os resultados das quatro campanhas de campo.



Fonte: elaborado pela autora.

Pode-se observar que, para o trecho de cabeceira, as profundidades médias calculadas por seção apresentaram maior correlação com a média das profundidades simuladas, se comparada com a média das profundidades observadas ponto a ponto nas seções transversais por campanha por seção. Já com a velocidade, observou-se o contrário; as velocidades médias calculadas por seção apresentaram menor correlação com a média das velocidades simuladas que a média das velocidades observadas ponto a ponto por seção por campanha.

Na Tabela 4.7, são apresentados, além do coeficiente de correlação R^2 , a raiz do erro médio quadrático (REMQ) e o erro médio absoluto (EMA) das variáveis profundidade e velocidade, considerando-se a média das observações ponto a ponto e a média calculada em relação à média simulada.

Tabela 4.7. Índices estatísticos utilizados para aferir a calibração do modelo para o trecho de cabeceira.

Variáveis	Forma de utilização da variável	REMQ	EMA (%)	R ²
Profundidade	Média das profundidades observadas ponto a ponto por campanha de campo por seção transversal	0,0655 m	11,43	0,91
	Profundidade média calculada por seção transversal por campanha	0,0396 m	7,85	0,95
Velocidade	Média das velocidades observadas ponto a ponto por campanha de campo por seção transversal	0,0416 m s ⁻¹	12,45	0,71
	Velocidade média calculada por seção transversal por campanha	0,0525 m s ⁻¹	13,35	0,62

4.3.1.2. Trecho de foz

No segundo trecho, determinou-se o coeficiente de Manning e sua respectiva rugosidade efetiva observando-se os mesmos critérios adotados para o trecho de cabeceira. Os índices de sinuosidade identificados no trecho de foz também são considerados transicionais por Alves e Castro (2003), adotando-se na determinação do coeficiente de Manning o grau de meandrização apreciável estabelecido por Chow (1959). A composição do coeficiente de rugosidade de Manning e seu respectivo coeficiente de rugosidade efetiva calculado são apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8. Composição do coeficiente de rugosidade de Manning “n” e seu respectivo coeficiente de rugosidade efetiva ‘Ks’ calculado para o trecho de foz.

Seções e respectivas campanhas	Raio Hidráulico (m)	Composição do coeficiente de Manning pelo Método Cowan						Coeficiente de rugosidade “n” (s m ^{-1/3})	Coeficiente de rugosidade efetiva Ks (m)
		Material do leito	Grau de irregularidade	Variações da seção transversal	Efeito de obstruções	Vegetação	Grau de meandrização		
S4C1	0,498	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,150
S4C2	0,564	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,258
S4C3	0,530	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,202
S4C4	0,573	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,273
S5C1	0,449	0,02	0,005	0	0,01	0,005	1,15	0,046	0,475
S5C2	0,497	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,148
S5C3	0,513	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,174
S5C4	0,710	0,02	0,005	0	0,06	0,005	1,15	0,1035	2,655
S6C1	0,891	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,739
S6C2	0,914	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,770
S6C3	0,916	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,773
S6C4	0,908	0,02	0,005	0	0,03	0,005	1,15	0,069	1,763

Legenda: S_aC_b: “a” identifica seção monitorada e “b” a campanha.

Como no trecho de cabeceira, a análise granulométrica do sedimento, nas seções monitoradas, indicaram apenas material arenoso para o trecho de foz. Contudo, durante o levantamento topográfico, observaram-se algumas regiões de pedregulho e com margens mais erodidas entre as seções 4 e 5. Sendo assim, estabeleceu-se valores distintos para o coeficiente de Manning para cada uma das campanhas de campo para tais áreas, que são apresentados na Tabela 4.9.

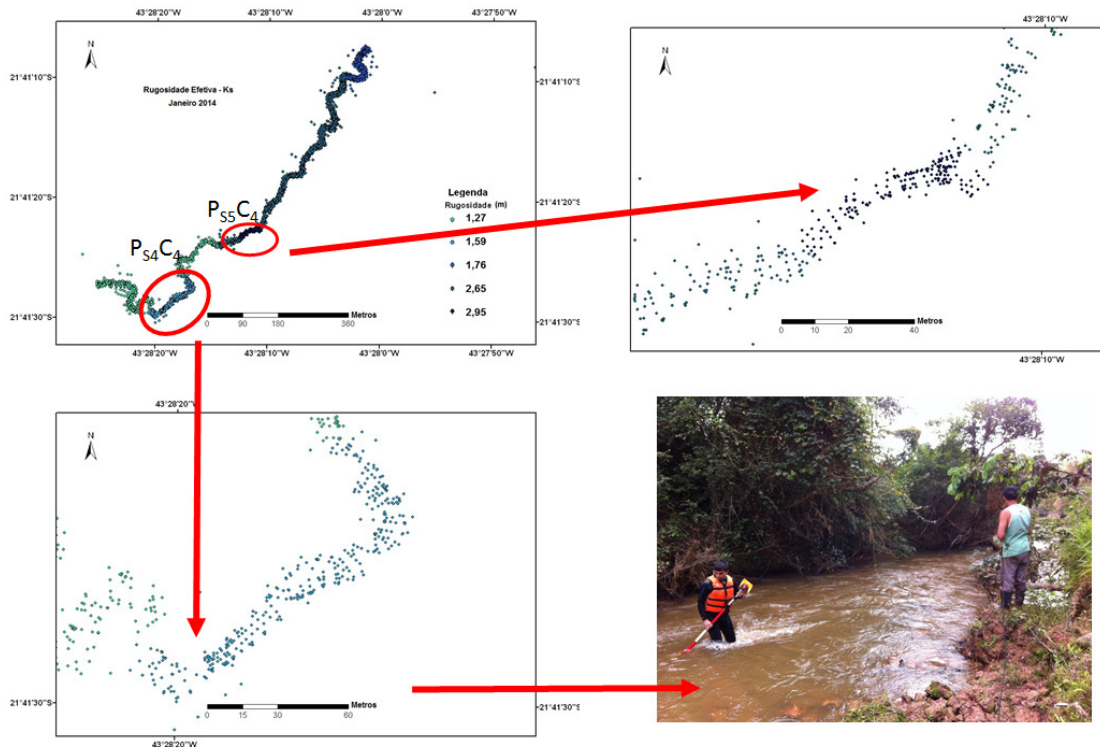
Tabela 4.9. Composição do coeficiente de rugosidade de Manning “n” e seu respectivo coeficiente de rugosidade efetiva ‘Ks’ calculado para pontos específicos do trecho de foz.

Pontos específicos	Raio Hidráulico (m)	Composição do coeficiente de Manning pelo Método Cowan						Grau de meandrização	Coeficiente de rugosidade “n” (s m ^{-1/3})	Coeficiente de rugosidade efetiva Ks (m)
		Material do leito	Grau de irregularidade	Variações da seção transversal	Efeito de obstruções	Vegetação				
P _{S4} C1	0,498	0,024	0,01	0	0,03	0,005	1,15	0,07935	1,426	
P _{S4} C2	0,564	0,024	0,01	0	0,03	0,005	1,15	0,07935	1,567	
P _{S4} C3	0,530	0,024	0,01	0	0,03	0,005	1,15	0,07935	1,494	
P _{S4} C4	0,573	0,024	0,01	0	0,03	0,005	1,15	0,07935	1,586	
P _{S5} C1	0,449	0,024	0,01	0	0,02	0,005	1,15	0,06785	1,038	
P _{S5} C2	0,497	0,024	0,01	0	0,03	0,005	1,15	0,07935	1,424	
P _{S5} C3	0,513	0,024	0,01	0	0,03	0,005	1,15	0,07935	1,457	
P _{S5} C4	0,710	0,024	0,01	0	0,06	0,005	1,15	0,11385	2,951	

Legenda: P_{sa}C_b: identifica os pontos próximos a seção “a” na campanha “b”.

Na Figura 4.7, são apresentados os coeficientes de rugosidade utilizados para calibração do modelo para a campanha de campo realizada em agosto de 2012 e pode-se observar os locais onde foram utilizados os coeficientes de rugosidade apresentados nas Tabelas 4.8 e 4.9.

Figura 4.7. Coeficientes de rugosidade efetiva utilizados para calibração do modelo no trecho de foz com dados da campanha de campo de janeiro de 2014.

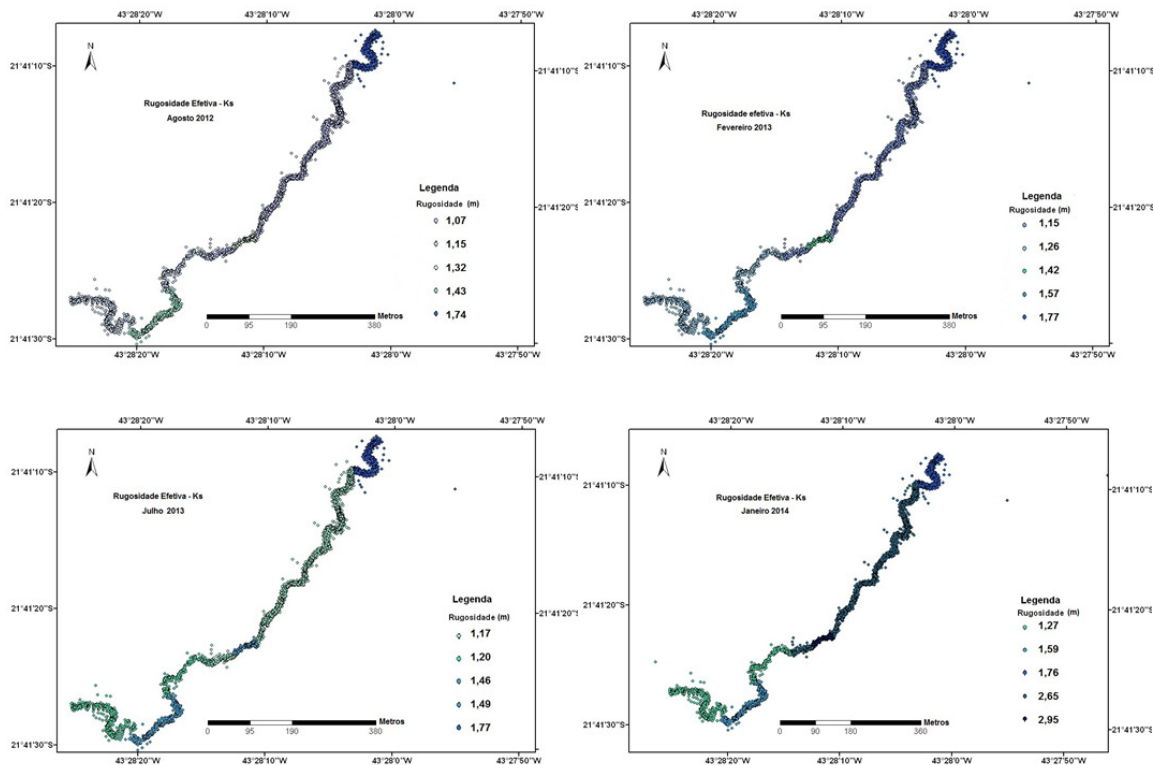


Fonte: elaborado pela autora.

Observou-se que, no trecho de foz, dada as características que o ribeirão possui, com maior seção transversal, maior vazão e, principalmente, mata ciliar pouco abundante, a rugosidade efetiva variou menos que no trecho de cabeceira.

Na Figura 4.8, pode-se observar que a rugosidade efetiva utilizada para calibração do modelo hidrodinâmico River 2D para o trecho de foz para as três primeiras campanhas de campo variou pouco entre si, bem diferente do observado para o trecho de cabeceira. Apenas na quarta e última campanha observaram-se coeficientes de rugosidade efetiva bastante distintos. Acredita-se que tal fato se justifique em um curto período de chuva intensa que ocorreu em dezembro de 2013, gerando grande inundação das margens na ocasião e carreando muito material para o leito, aumentando sobremaneira o grau de obstruções devido a galhos e troncos.

Figura 4.8. Rugosidade efetiva K_s utilizada para calibração do modelo River 2D nas quatro campanhas de campo para o trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

A malha de elementos finitos gerada no River Mesh para ser aplicada no River 2D possuía 34.267 nós, totalizando 67.107 células com QI da malha igual a 0,42. As condições iniciais, de contorno e as características do processo iterativo do modelo hidrodinâmico River 2D para o segundo trecho são apresentadas na Tabela 4.10.

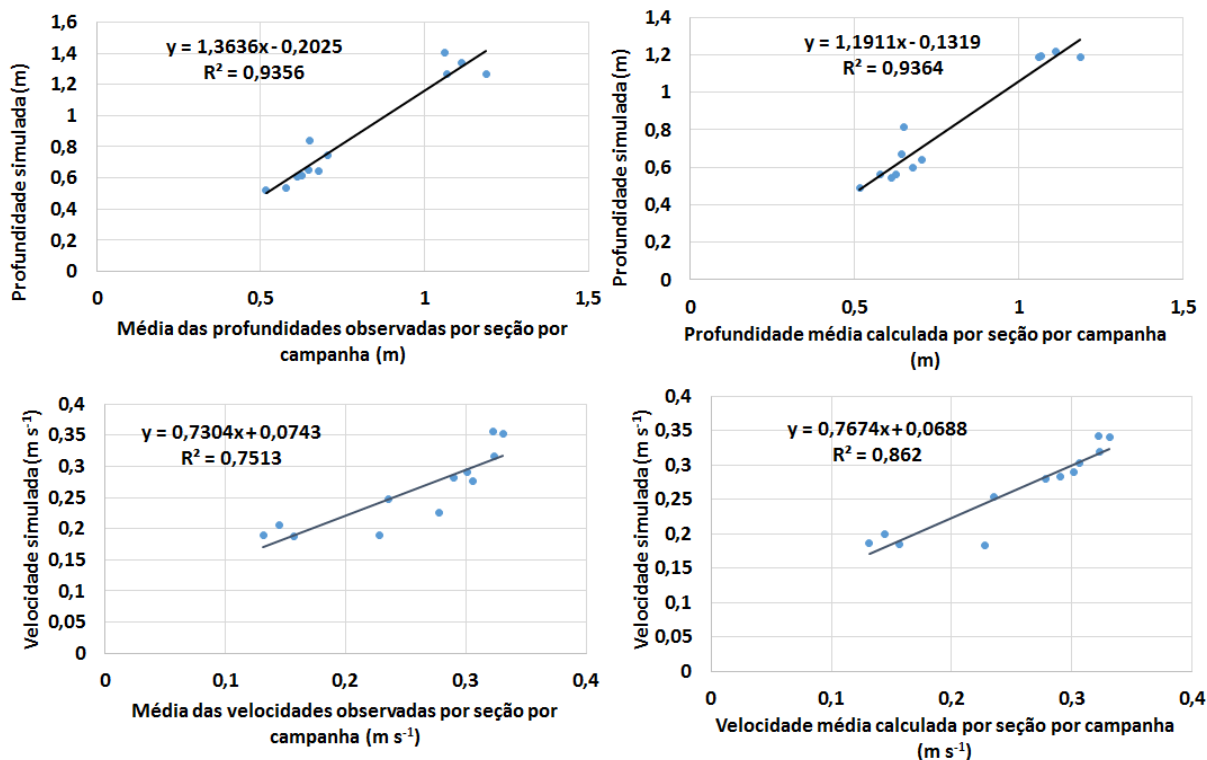
Tabela 4.10. Condições iniciais, de contorno e características do processo iterativo da modelagem do segundo trecho.

Campanha de campo	Condições iniciais e de contorno			Características do processo iterativo		
	ε_2	Nível da água na entrada (m)	Nível da água na saída (m)	Vazão de entrada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Vazão de saída ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Alteração da solução
1	0,5	688,970	687,57	1,57	1,57	1,99E-03
	1	688,970	687,57	1,57	1,55	7,51E-02
2	0,5	689,060	687,576	2,36	2,36	4,62E-03
	1	689,060	687,576	2,36	3,576	1,00E-01
3	0,5	689,052	687,726	1,80	1,80	1,18E-03
	1	689,052	687,726	1,80	1,80	6,81-E02
4	0,5	689,122	687,802	1,72	1,72	8,05-E04
	1	689,122	687,802	1,72	2,027	5,00-E02

Como observado para o trecho de cabeceira, o processo iterativo utilizando-se o parâmetro ε_2 , componente do coeficiente de viscosidade turbulenta, igual a 0,5, foi o que apresentou melhor solução. No caso, utilizando-se ε_2 igual a 1,0, só houve convergência para a terceira campanha de campo (Julho/2013).

A Figura 4.9 apresenta a correlação entre a média das profundidades e velocidades observadas em cada seção transversal por campanha e a média das mesmas variáveis simuladas. E ainda, apresenta a correlação entre as profundidades e velocidades médias calculadas por seção por campanha de campo, e sua respectiva média simulada por seção.

Figura 4.9. Correlação entre profundidades e velocidades observadas e simuladas no segundo trecho (trecho de foz), utilizando os resultados das quatro campanhas de campo.



Fonte: elaborado pela autora.

Pode-se observar que, para o trecho de foz, a média das profundidades simuladas apresentou correlação praticamente idêntica tanto em relação a média das profundidades observadas ponto a ponto, quanto em relação a profundidade média calculada por seção por campanha. Enquanto a média das velocidades calculadas por seção apresentou maior correlação com a média das velocidades simuladas, que a média das velocidades observadas ponto a ponto por seção por campanha.

A Tabela 4.11 apresenta os índices estatísticos REMQ e EMA utilizados para aferir a calibração do modelo para o trecho de foz, além do coeficiente de correlação R^2 , das variáveis profundidade e velocidade, considerando-se a média das observações ponto a ponto e a média calculada para a seção em relação à média simulada.

Tabela 4.11. Índices estatísticos utilizados para aferir a calibração do modelo para o trecho de foz.

Variáveis	Forma de utilização da variável	REMQ	EMA (%)	R ²
Profundidade	Média das profundidades observadas por campanha de campo por seção transversal	0,1454 m	9,04	0,94
	Profundidade média calculada por seção transversal por campanha	0,0870 m	9,14	0,94
Velocidade	Média das velocidades observadas por campanha de campo por seção transversal	0,0357 m s ⁻¹	13,39	0,75
	Velocidade média calculada por seção transversal por campanha	0,0288 m s ⁻¹	10,25	0,86

Para a profundidade obteve-se um melhor ajuste entre os valores simulados e observados para ambos os trechos, já para as velocidades estes valores foram mais discrepantes. Oliveira *et al.* (2013) calibrando o modelo hidrodinâmico River 2D para um trecho do rio Formoso no estado de Minas Gerais, Brasil também encontrou valores mais discrepantes para as velocidades, obtendo coeficiente de determinação e EMA, respectivamente, de 0,95 e 8,64% para profundidade e 0,66 e 19,68%, para velocidade.

Em um estudo em um segmento de 7 km abaixo da represa Gezhouba na China, Ban *et al.* (2011), utilizando o modelo hidrodinâmico River 2D, identificaram a REMQ, durante o processo de calibração, igual a 0,16 m para a profundidade e 0,36 m s⁻¹ para a velocidade média.

Observa-se que alguns autores (CHOU; CHUANG, 2011; GUEDES, 2013) utilizam apenas a profundidade observada para a calibração. Chou e Chuang (2011) identificaram um EMA de 11,70% entre as profundidades observadas e simuladas em um córrego de primeira ordem na cabeceira do rio Chuoshui em Taiwan e Guedes (2013) encontrou EMA de 8,64% e 5,40% em dois trechos do rio Formoso, no estado de Minas Gerais, Brasil.

Pasternack *et al.* (2006) destacam que mesmo um modelo 2D ideal, com levantamento topográfico de qualidade e condições de contorno bem definidas, é improvável que produza correspondência de alta precisão entre previsões e observações em termos de ter um R² maior que 0,9 e um erro médio absoluto menor que 10%.

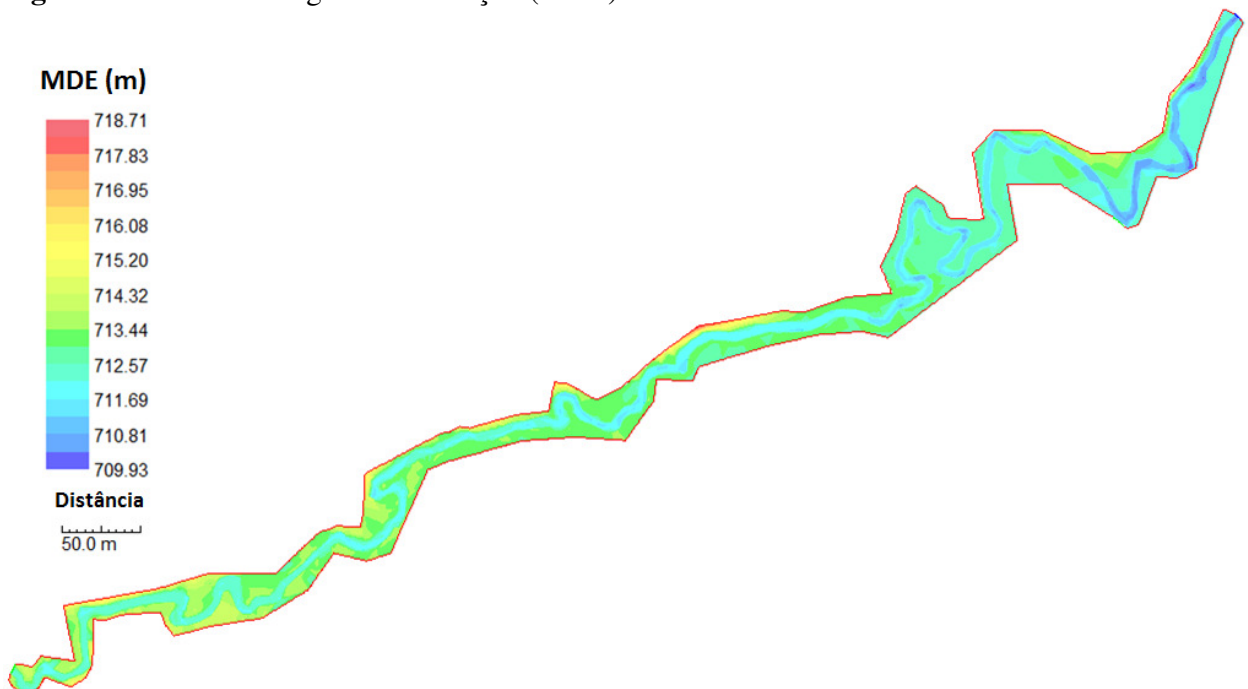
4.3.2. Modelagem hidráulica

Para a simulação hidrodinâmica, o modelo River 2D exige além de uma malha calibrada para o local de estudo, vazões de entrada e níveis d'água nas seções de entrada e saída. Para cada um dos trechos estudados e para cada uma das campanhas de campo, foram simuladas profundidades e velocidades nos trechos estudados.

4.3.2.1. Trecho de cabeceira (trecho 1)

O modelo digital de elevação (MDE) gerado pelo River 2D para o trecho de cabeceira estudado é apresentado na Figura 4.10.

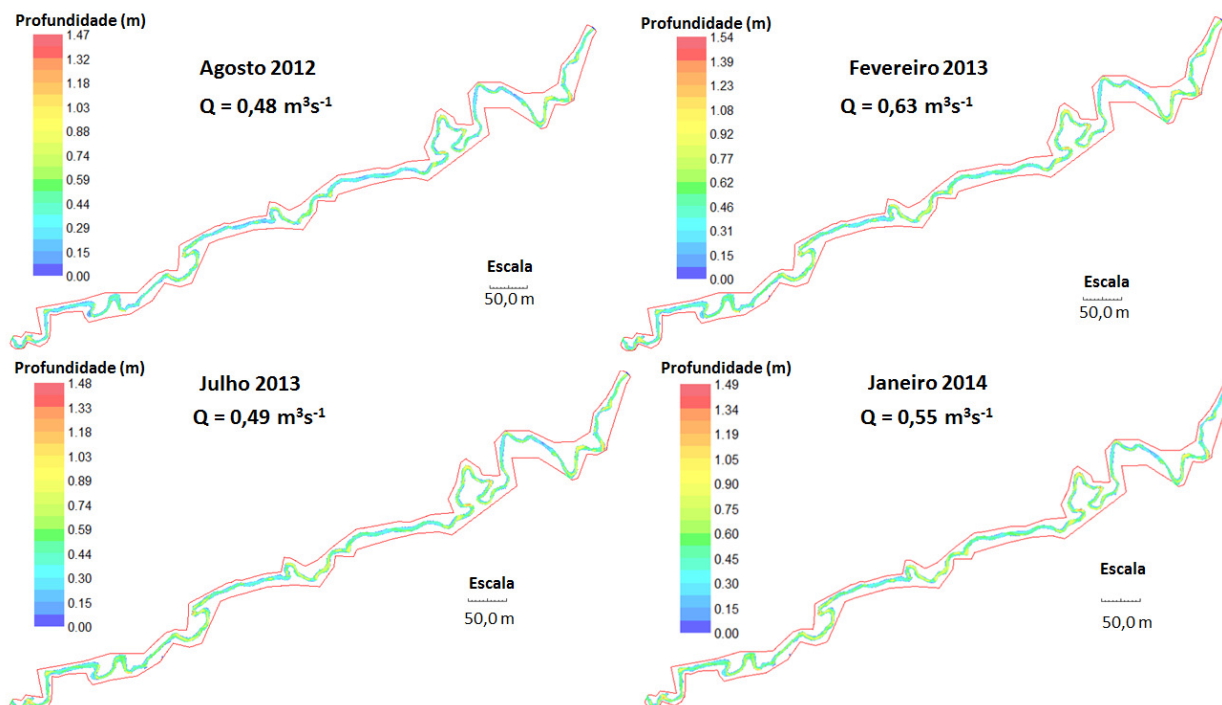
Figura 4.10. Modelo Digital de Elevação (MDE) do trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

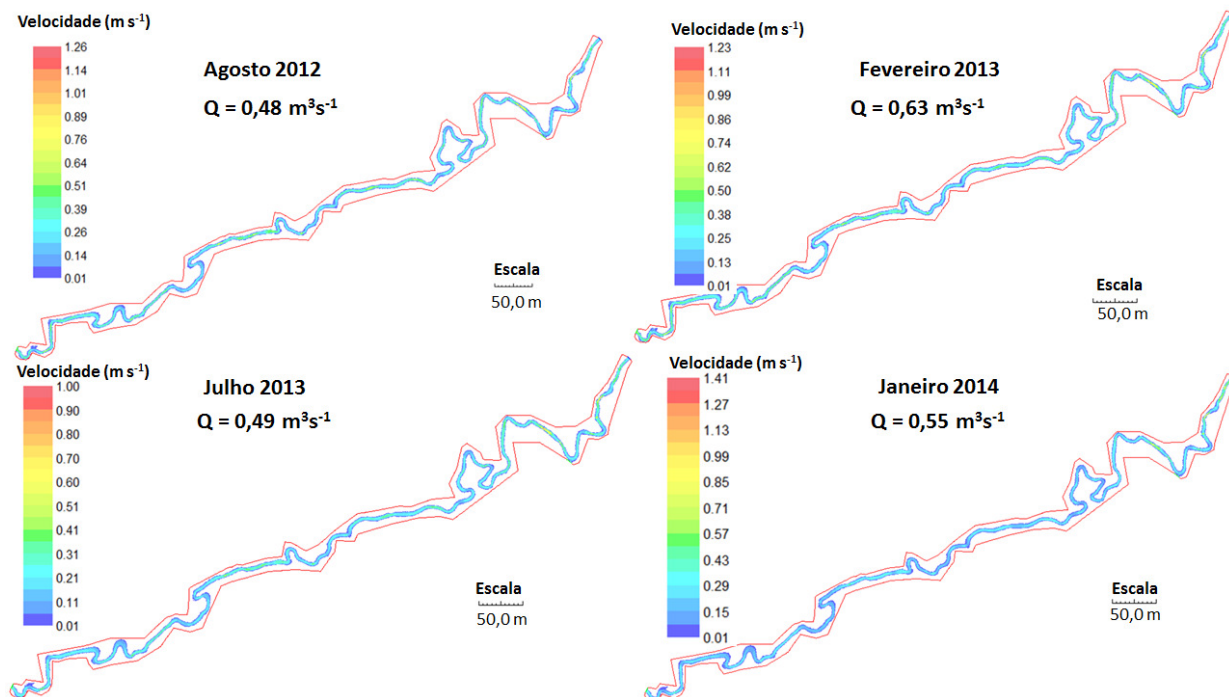
Para as quatro campanhas de campo, cujos dados de entrada foram apresentados na Tabela 4.6, foram modeladas profundidades e velocidades (Figuras 4.11 e 4.12).

Figura 4.11. Profundidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

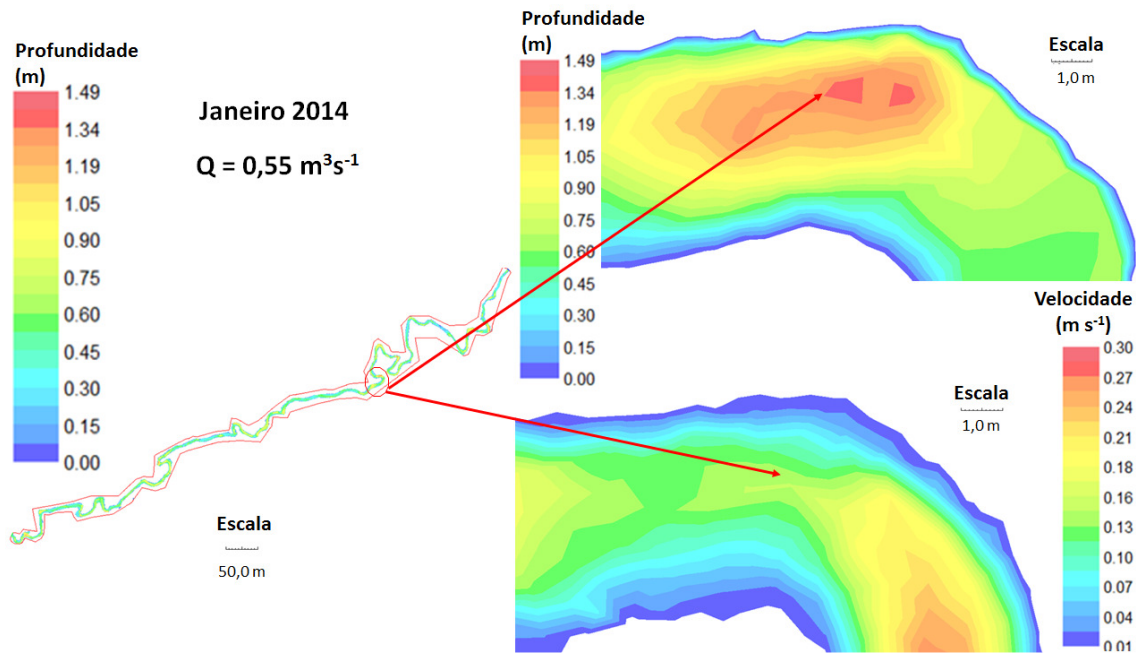
Figura 4.12. Velocidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

A profundidade máxima no primeiro trecho variou de 1,47 m (agosto/2012) a 1,54 m (Fevereiro/2013), sendo que profundidades entre 0,30 e 0,60 m foram mais comuns. Profundidades acima de 1,0 m, reveladas na modelagem, foram observadas durante o levantamento topobatimétrico e coincidem com áreas de remanso, como pode ser observado na Figura 4.13.

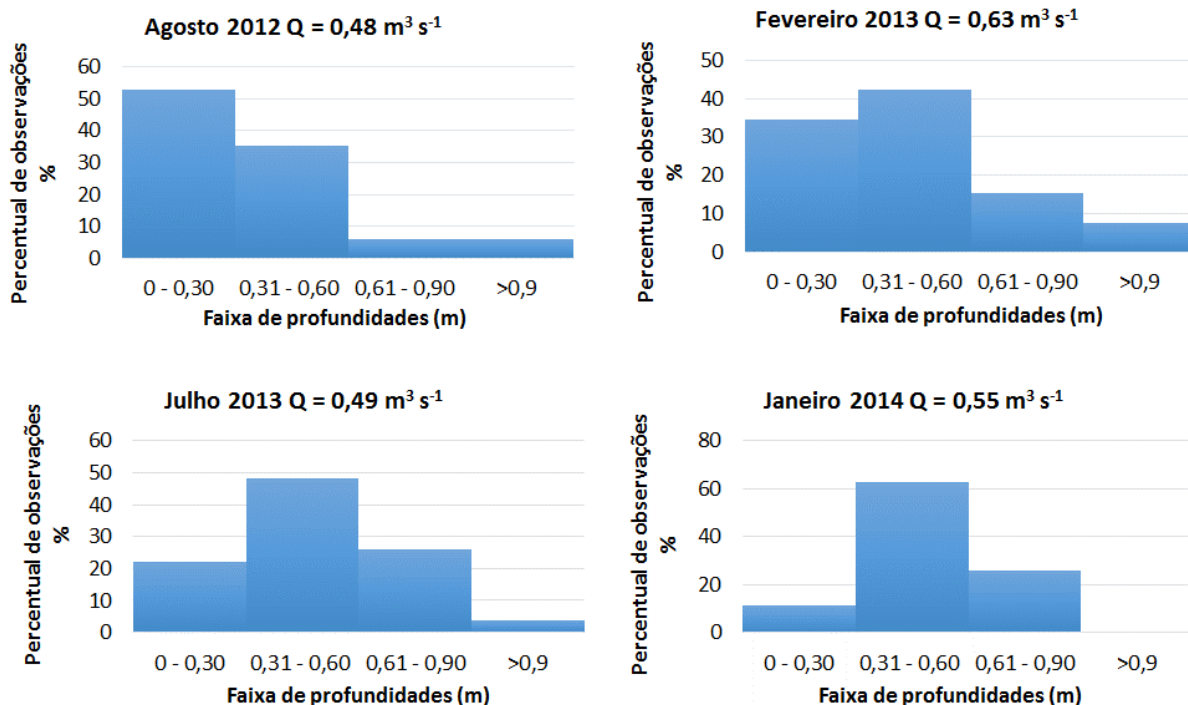
Figura 4.13. Local de maior profundidade no trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

Profundidades entre 0,30 e 0,60 m correspondem a mais de 35% das profundidades observadas nas quatro campanhas, e são as mais recorrentes nas três últimas campanhas (Figura 4.14). E profundidades acima de 0,90 m são mais raras variando de 0 a 6,7% entre as campanhas.

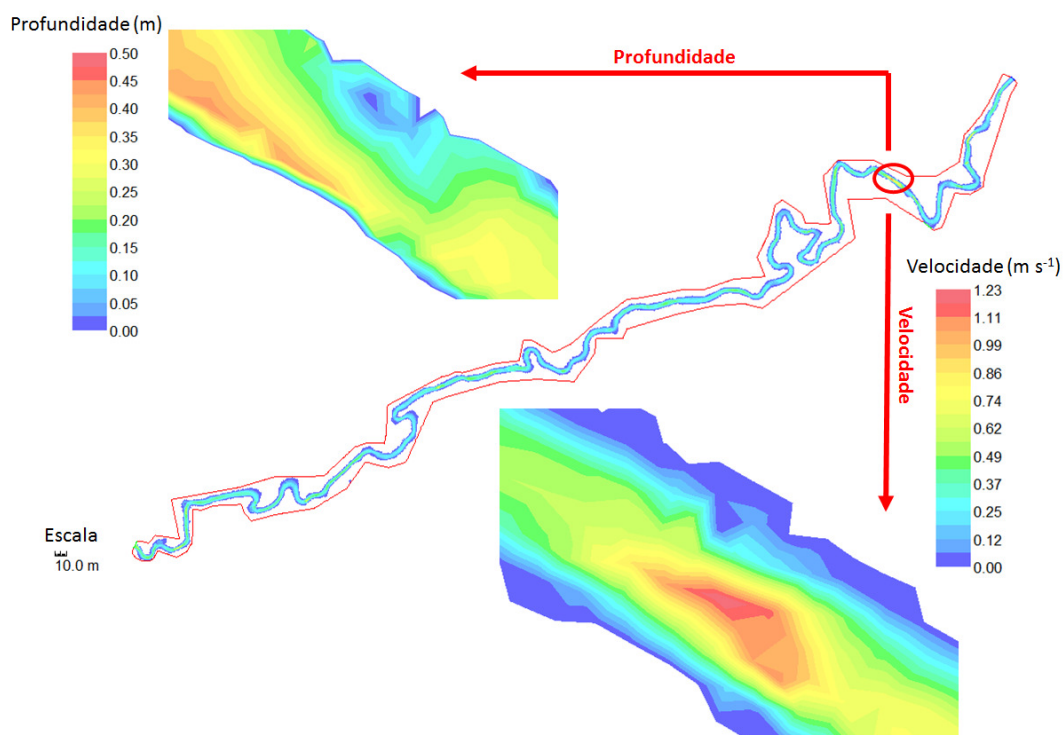
Figura 4.14. Distribuição percentual das profundidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

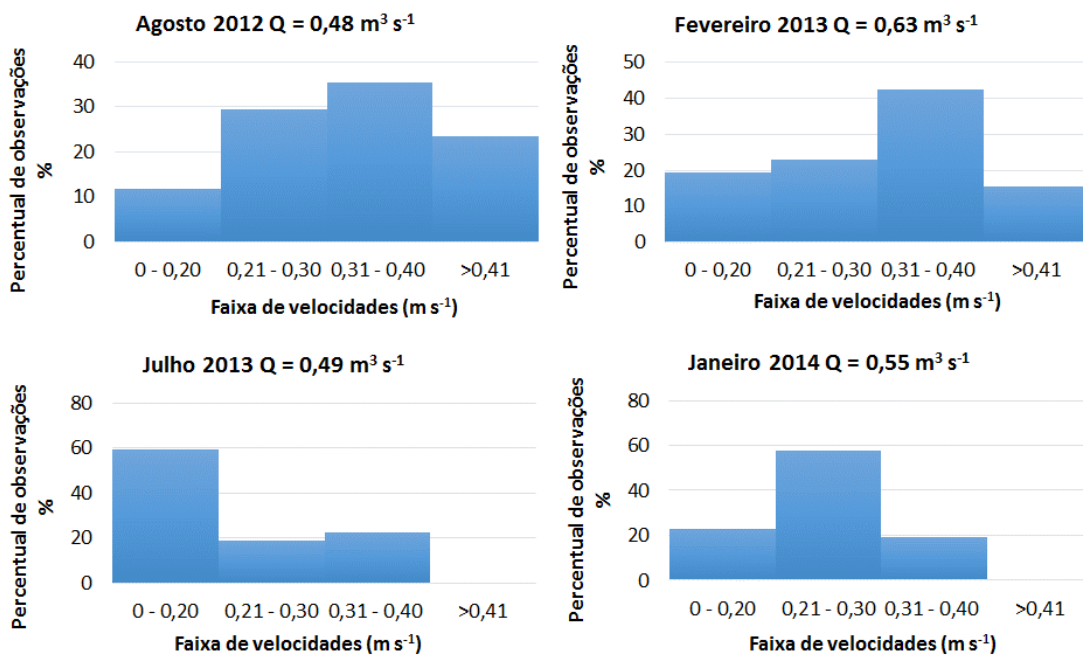
As velocidades máximas simuladas no trecho de cabeceira variaram de $1,00 \text{ m s}^{-1}$ (Julho/2013) a $1,41 \text{ m s}^{-1}$ (Janeiro/2014), sendo que velocidades de até $0,40 \text{ m s}^{-1}$ foram mais comuns. As velocidades máximas ocorreram de forma concentrada devido a um estreitamento de seção, onde existe uma pequena ponte (Figura 4.15). Quanto às velocidades observadas, não há predomínio de faixa de velocidade nas quatro campanhas de campo (Figura 4.16), variando conforme a campanha, sendo que velocidades de 0 a $0,40 \text{ m s}^{-1}$ correspondem a mais de 50% das velocidades observadas em todas as quatro campanhas.

Figura 4.15. Local de velocidade máxima no trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

Figura 4.16. Distribuição percentual das velocidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de cabeceira.

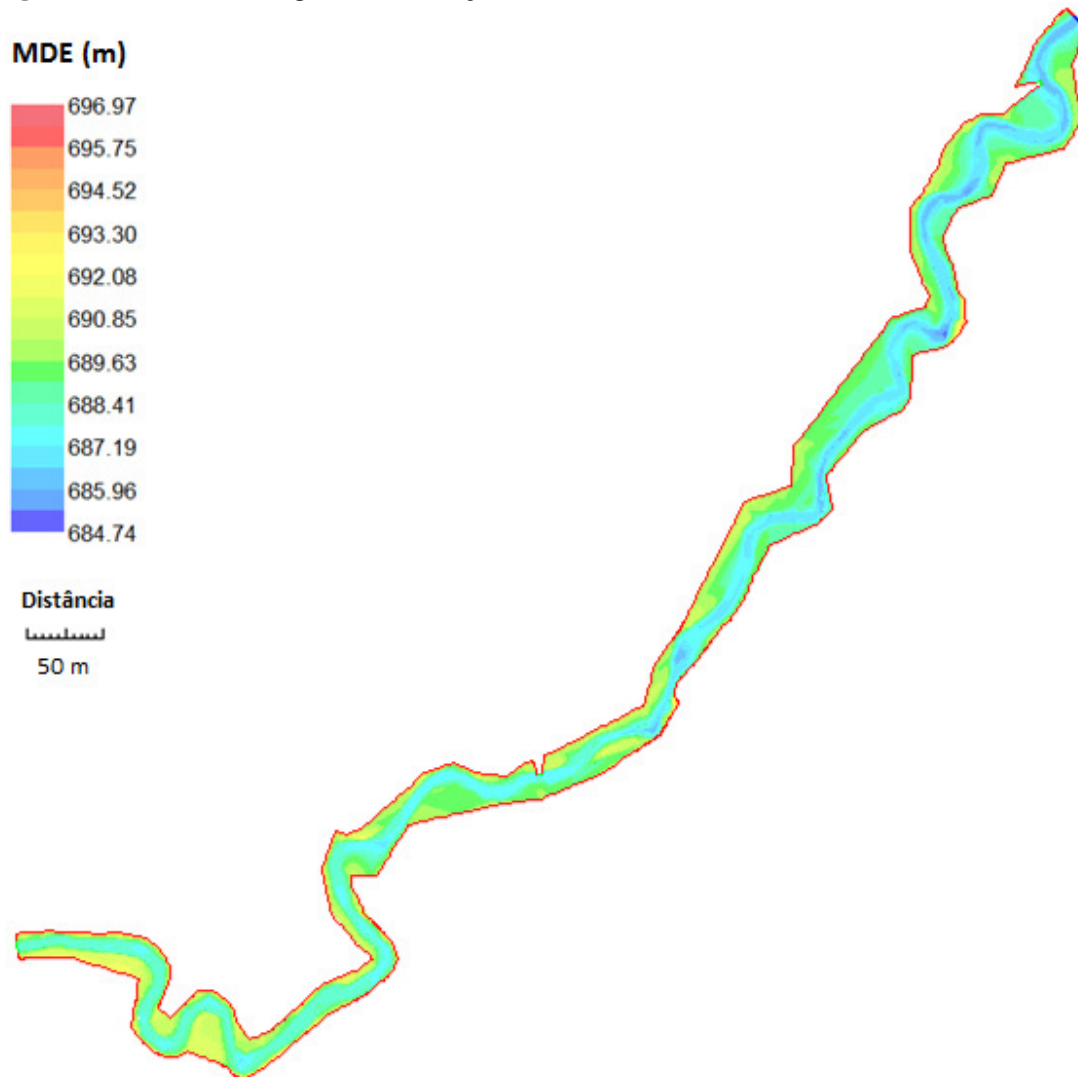


Fonte: elaborado pela autora.

4.3.2.2. Trecho de foz (trecho 2)

O MDE gerado pelo River 2D para o trecho de foz estudado é apresentado na Figura 4.17.

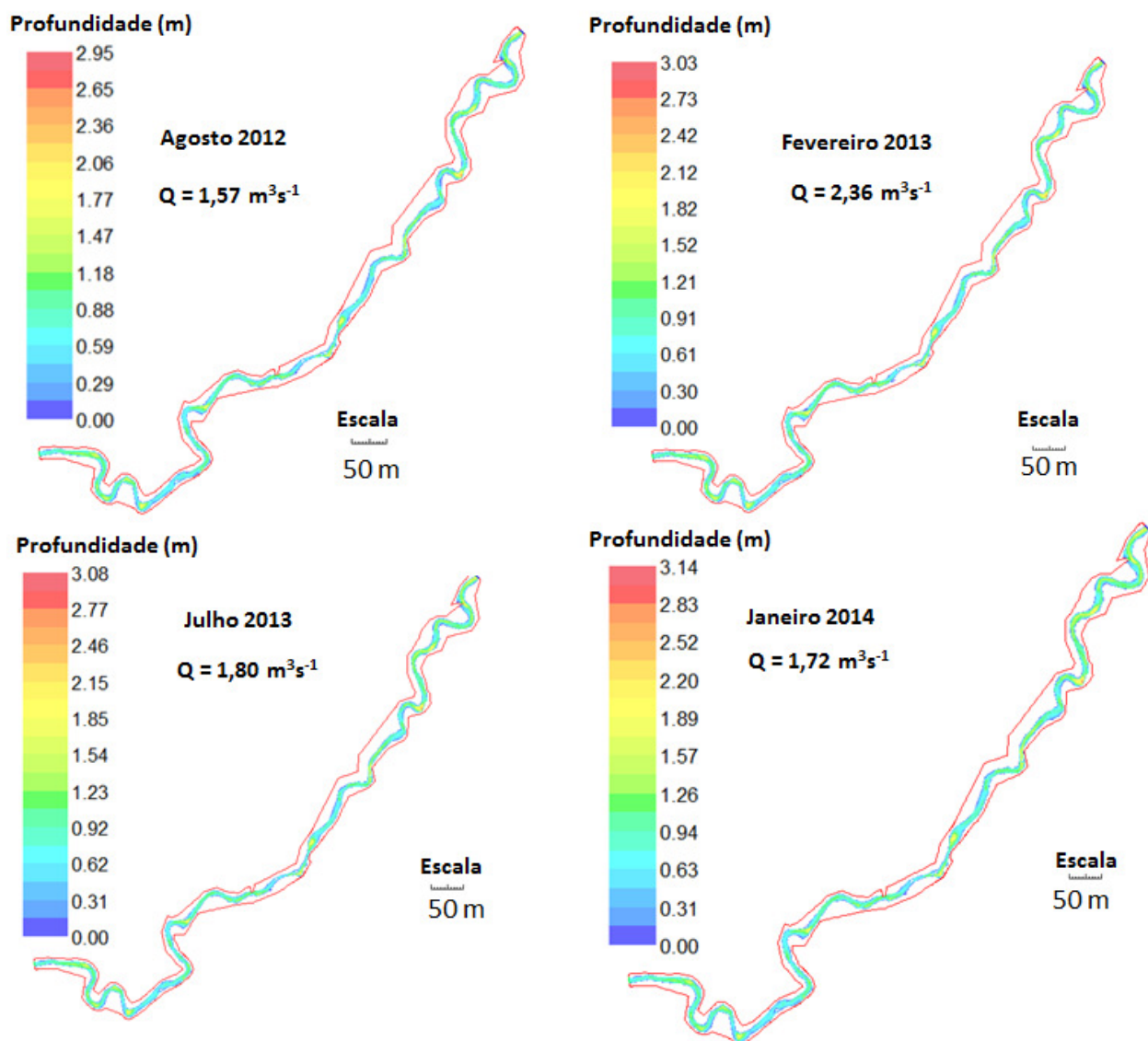
Figura 4.17. Modelo Digital de Elevação (MDE) do trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

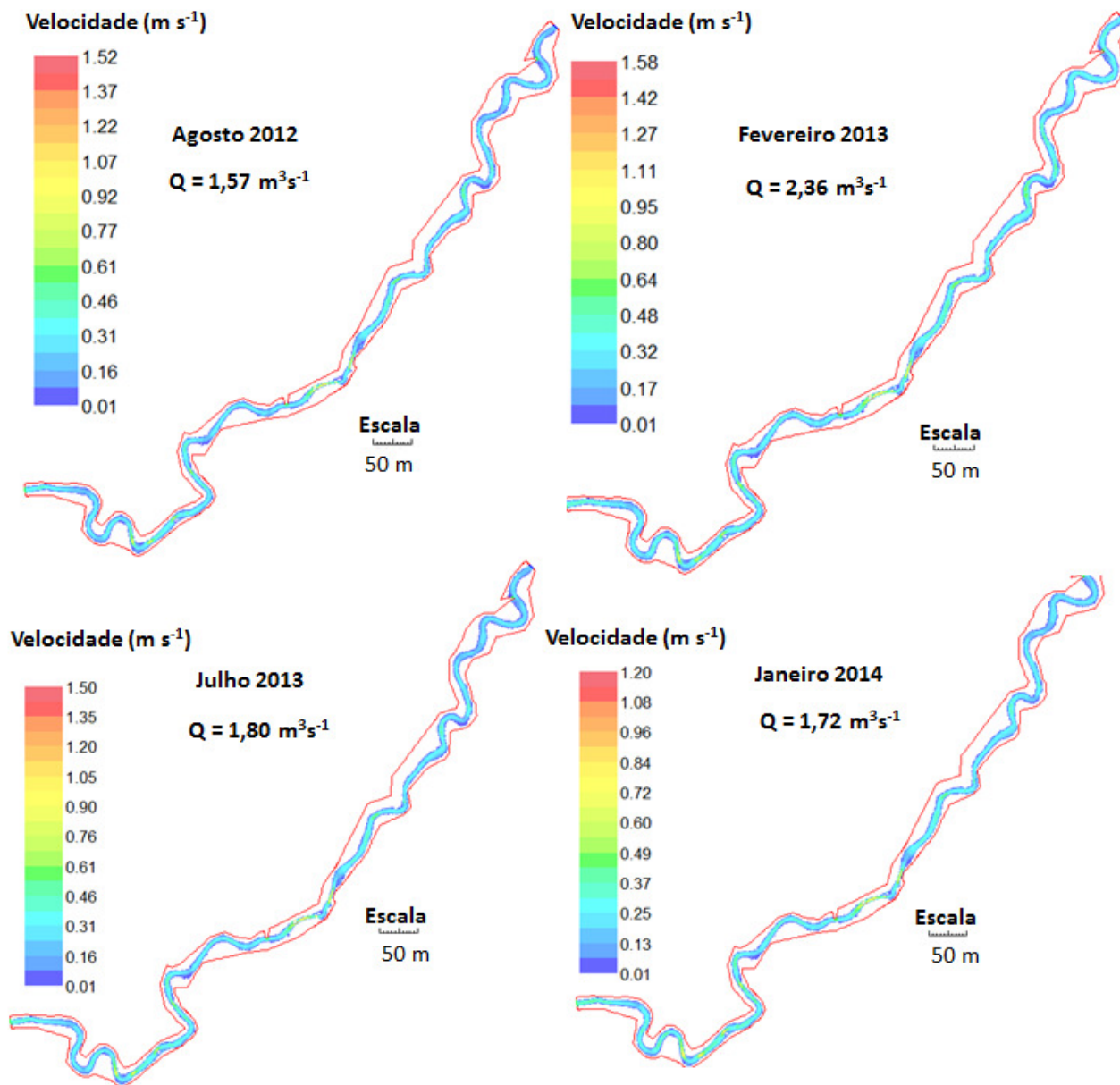
Para as quatro campanhas de campo, cujos dados de entrada foram apresentados na Tabela 4.10, foram modeladas profundidades e velocidades (Figuras 4.18 e 4.19).

Figura 4.18. Profundidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

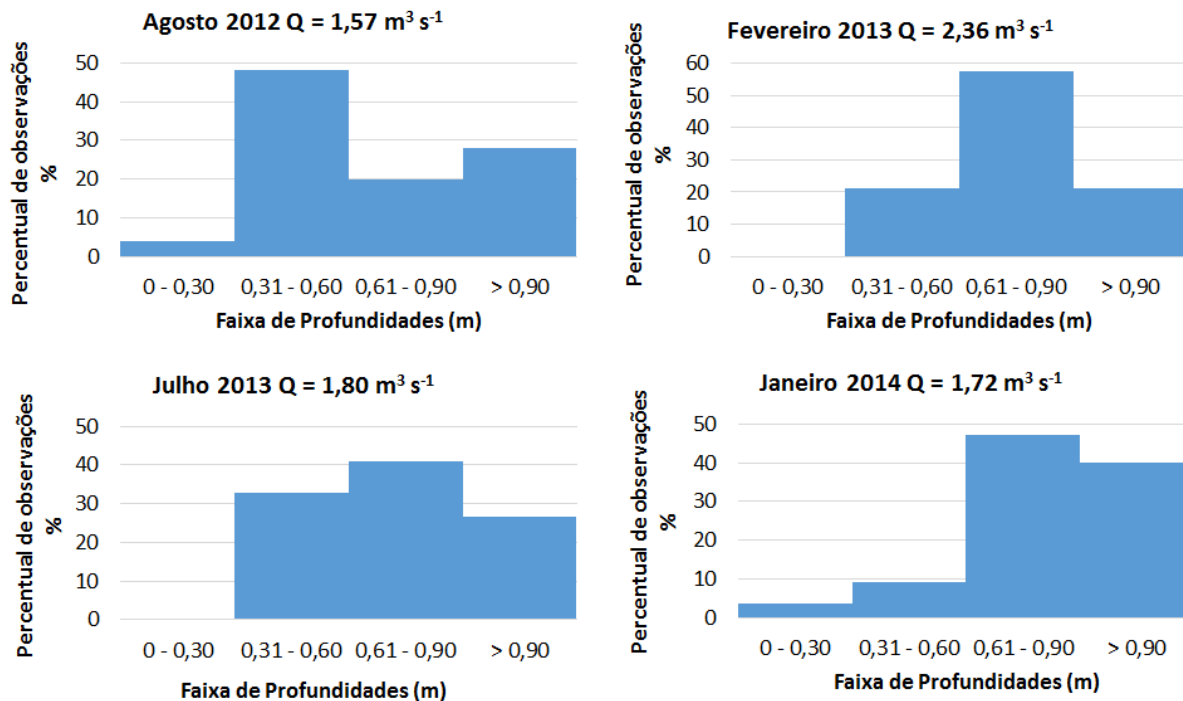
Figura 4.19. Velocidades modeladas para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

A simulação de profundidade no trecho de foz (Figura 4.18) indicou profundidade máxima para as vazões medidas nas quatro campanhas de campo variando entre 2,95 m (agosto/2012) a 3,14 m (Janeiro/2014). Contudo, as profundidades preponderantes nas simulações variaram entre 0,50 e 1,50 m. Com relação às profundidades observadas nas quatro campanhas, com exceção da primeira, em que foram observadas 52% do percentual de profundidades até 60 cm, as demais campanhas identificaram mais de 60% das profundidades acima de 60 cm (Figura 4.20).

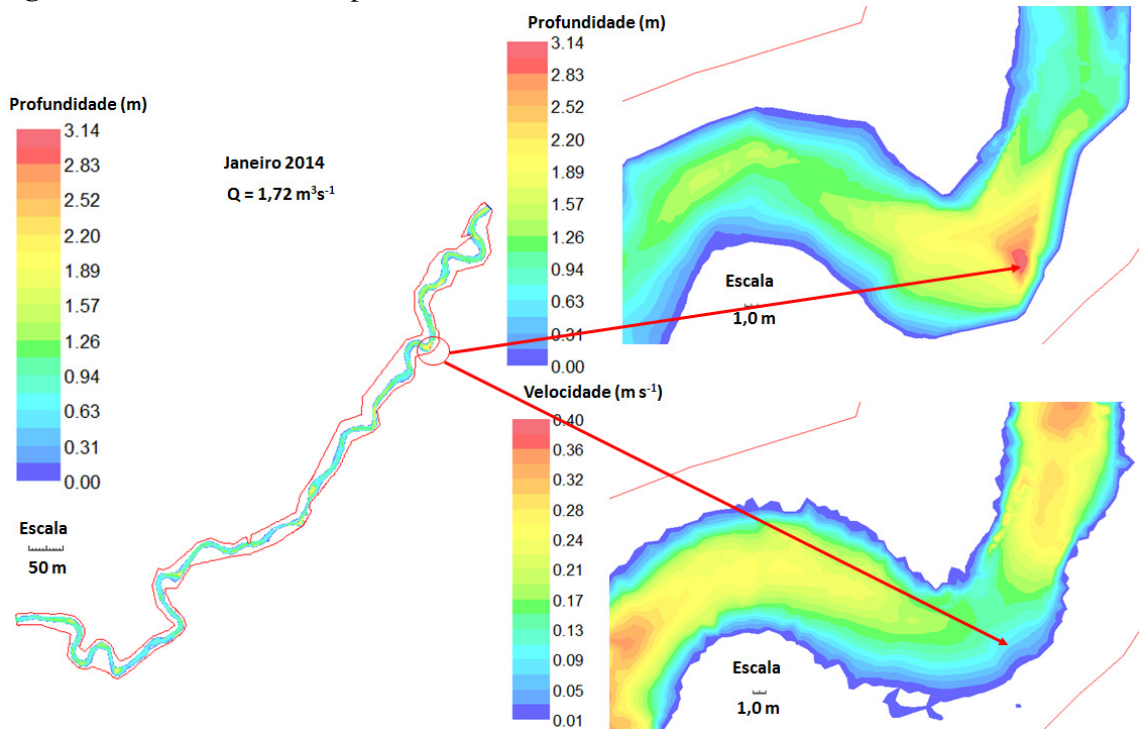
Figura 4.20. Distribuição percentual das profundidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

Como era de se esperar, na simulação, áreas de maior profundidade apresentaram menor velocidade, como pode ser observado na Figura 4.21.

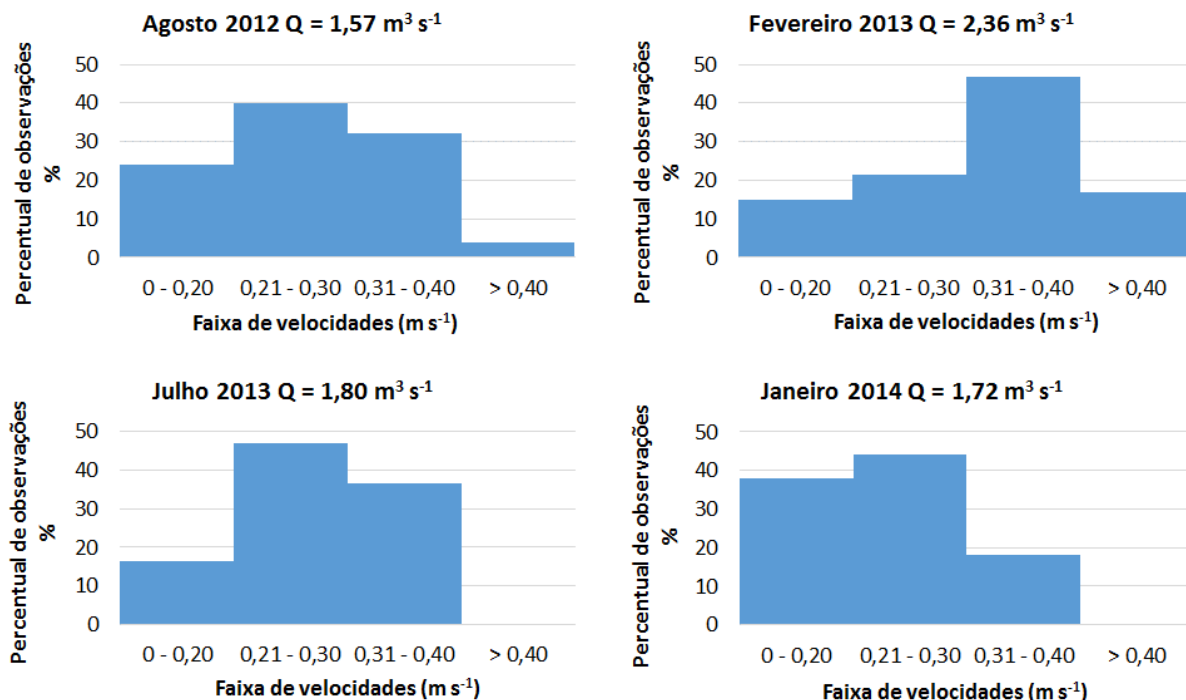
Figura 4.21. Área de maior profundidade no trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

As velocidades simuladas para o trecho de foz, apesar de apresentarem alguns locais com velocidade no entorno de $0,7 \text{ m s}^{-1}$, as velocidades preponderantes foram de até $0,4 \text{ m s}^{-1}$, e as máximas variaram de $1,20 \text{ m s}^{-1}$ (janeiro/2014) a $1,58 \text{ m s}^{-1}$ (fevereiro 2013) (Figura 4.19). Com relação às velocidades observadas nas três seções de monitoramento nas quatro campanhas, estas também se concentraram em até $0,4 \text{ m s}^{-1}$ (Figura 4.22)

Figura 4.22. Distribuição percentual das velocidades observadas nas quatro campanhas de campo no trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

Observa-se que, com relação às profundidades observadas, os dois trechos são bastante distintos; enquanto no primeiro trecho, as profundidades preponderantes são inferiores a 60 cm, no segundo trecho estas são superiores a este valor, o que ficou evidente nas simulações.

Entretanto, ambos os trechos apresentaram velocidades observadas semelhantes, com maior concentração na faixa de até 0,4 m s⁻¹. E, ao simular as velocidades, esta faixa de velocidade também foi preponderante para ambos os trechos. Contudo, as simulações apontaram que o trecho de foz possui maior quantidade de locais com velocidades superiores a 0,4 m s⁻¹ que o trecho de cabeceira.

4.4. Conclusão

O modelo hidrodinâmico River 2D foi capaz de simular de forma satisfatória ambos os trechos estudados apesar da sinuosidade, presença de afluentes e forte presença de obstruções no leito, principalmente no trecho de cabeceira. Mas ressalta-se que o coeficiente de rugosidade efetiva requerido para calibração foi bastante elevado. Contudo, o estabelecimento do coeficiente de rugosidade efetiva a partir do número de Manning determinado pelo Método Cowan mostrou-se coerente com as características do ambiente simulado.

Observou-se uma maior precisão na simulação de profundidades que na simulação de velocidades, entretanto, as incertezas geradas na simulação de velocidade não foram suficientes para comprometer os resultados.

CAPÍTULO 5. CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA E ABIÓTICA DE DUAS ÁREAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO COMO SUBSÍDIO PARA A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

RESUMO

As metodologias de análise físico-químicas associadas às características biológicas dos ecossistemas podem aumentar a eficiência na detecção de impactos ao ambiente. Neste contexto, este capítulo pretende levantar atributos abióticos, tanto relacionados à qualidade da água quanto às características topográficas e granulométricas do leito de dois trechos da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES). Além disso, espera-se identificar as características das assembleias de ciliados peritríqueos e peixes, de forma a gerar subsídios para políticas públicas de gestão dos recursos hídricos que conciliem o uso antrópico e a simultânea proteção da biodiversidade aquática. As análises físico-químicas realizadas indicaram que todas as amostras coletadas no verão apresentaram turbidez cerca de 100% acima do valor máximo permitido (VMP) preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005, e a $DBO_{5,20}$ esteve acima do VMP em nove das doze amostras analisadas. A assembleia de peixes identificada apresentou grande abundância de espécies oportunistas/generalistas, comuns em ambientes de baixa a média qualidade ambiental. Os protozoários ciliados peritríqueos também apontaram para ambientes moderadamente poluídos, tendo-se observado maior abundância de protozoários característicos de ambientes entre alfamesossapróbios e betamesossapróbios. Contudo, os dois ambientes estudados se distinguem quanto às características das áreas marginais de inundação, assinalando a importância ecológica do trecho de cabeceira estudado. Por fim, tanto dados bióticos quanto abióticos sinalizam para a necessidade da adoção de medidas mitigadoras relacionadas à conservação dos corpos hídricos.

Palavras-chave: protozoários ciliados peritríqueos, peixes, topobatimetria, qualidade da água

ABSTRACT

The methods of physicochemical analysis associated with the biological characteristics of ecosystems can increase efficiency in detecting impacts on the environment. In this context, this chapter aims to raise abiotic attributes, both related to water quality as to topographical characteristics and bed grain size of two stretches in Espírito Santo Stream Basin (ESSB). In addition, we hope to identify the characteristics of the peritrichous ciliates and fish assemblies, in order to generate subsidies for public management policy of water resources that balance the

anthropic use and simultaneous protection of aquatic biodiversity. The physicochemical analyzes indicated that all the samples collected in the summer showed about 100% turbidity above the maximum allowed value (MAV) recommended by CONAMA (*Conselho Nacional do Meio Ambiente* - National Environmental Council) Resolution 357/2005 and DBO_{5,20} were above the MAV in nine of the twelve samples. The fish assembly identified presented large abundance of opportunistic/generalist species, common in low to medium environmental quality. The ciliated protozoa peritrichous also pointed to moderately polluted environments, and we observed great abundance of protozoa typical from environments between alfamesosaprobies and betamesosaprobies. However, the two environments studied differ from one another as they have different characteristics of marginal flood areas, indicating the ecological significance of the headwater stretch studied. Finally, both biotic as abiotic data points to the need of adopting mitigation measures related to conservation of water bodies.

Keywords: ciliated protozoa peritrichous, fish, topobathymetry, water quality

5.1. Introdução

Diversos autores (BARBOUR *et al.*, 1999; KARR; DUDLEY, 1981; KARR; ELLEN W. CHU, 1998; RODRIGUES; CASTRO, 2008; ZALEWSKI; ROBARTS, 2003) defendem avaliações ambientais que valorizem a conectividade entre os inúmeros processos e componentes (bióticos e abióticos) envolvidos nos ecossistemas aquáticos. Para tanto, é necessária a adoção de abordagens interativas, englobando aspectos geomórficos, sedimentológicos, ecológicos, físico-químicos e biológicos das águas, afim de que as informações sobre os componentes se complementem mutuamente, disponibilizando dados sistêmicos sobre a qualidade dos corpos de água (BARBOUR *et al.*, 1999; KARR; ELLEN W. CHU, 1998).

Para uma gestão holística dos recursos hídricos é necessário o conhecimento da situação ecológica dos corpos de água, não bastando apenas os dados de qualidade da água (RODRIGUES; CASTRO, 2008). No Brasil, a legislação que determina a qualidade da água dos cursos de água superficiais é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA 357/2005, contudo os únicos parâmetros bióticos considerados são clorofila a, coliformes termotolerantes e densidade de cianobactérias (BRASIL, 2005). Parâmetros de qualidade e potabilidade, apesar de importantes na definição de características necessárias ao uso antrópico, não abrangem o entendimento do funcionamento do ecossistema (RODRIGUES; CASTRO, 2008).

As metodologias de análise físico-químicas associadas às características biológicas dos ecossistemas podem aumentar a eficiência na detecção de impactos ao ambiente (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003; ROSENBERG; RESH, 1993). Portanto, a utilização de parâmetros bióticos são reconhecidamente úteis e têm sido empregados por diversos pesquisadores (BARBOUR *et al.*, 1999; FERREIRA; CASATTI, 2006b; PEREIRA *et al.*, 2014; ROSENBERG; RESH, 1993).

Vários estudos (DUFECH, 2009; FERREIRA; CASATTI, 2006b; REASH; BERRA, 1987) têm utilizado a composição de assembleias de peixes para avaliar o estado de conservação de cursos de água. Os protozoários ciliados também têm sido adotados como indicadores de corpos hídricos (DIAS; WIELOCH; D'AGOSTO, 2008; FOISSNER; BERGER, 1996; GONG; SONG; WARREN, 2005; PEREIRA *et al.*, 2012, 2014). Especificamente, os ciliados peritríqueos, por possuírem uma fase do seu ciclo de vida sésil, são bons indicadores em ambientes lóticos, dada a evidência de colonizarem o ambiente por certo período de tempo (STÖSSEL, 1987).

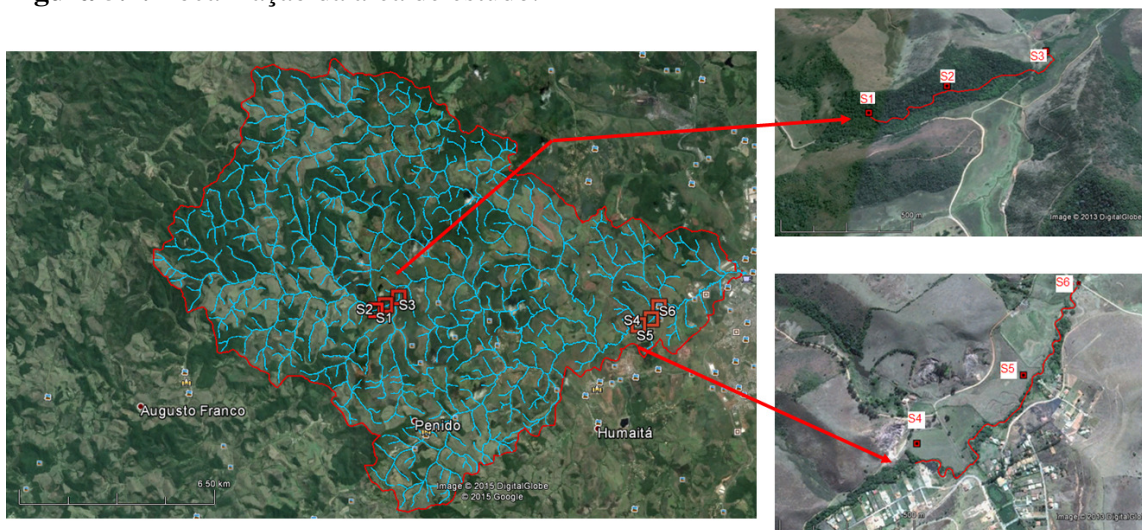
Neste capítulo pretende-se levantar atributos abióticos, tanto relacionados à qualidade da água quanto às características topográficas e granulométricas do leito de dois trechos da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES), em Juiz de Fora, Minas Gerais, assim como atributos bióticos, identificando-se as características das assembleias de ciliados peritríqueos e peixes, de forma a subsidiar políticas públicas de gestão dos recursos hídricos que permitam associar o uso antrópico com a proteção da biodiversidade aquática.

5.2. Metodologia

5.2.1. Área de estudo

A localização e características morfométricas, uso e ocupação do solo e tipos de solo da BHRES foram descritas no Capítulo 3. Já no Capítulo 4 foram apresentadas as simulações hidrodinâmicas nas seis seções de monitoramento, objeto de estudo deste capítulo (Figura 5.1).

Figura 5.1. Localização da área de estudo.



Fonte: cartas vetoriais 0426802hd e 0426811hd (IBGE) – Datum SIRGAS 2000 e Imagens Google Earth, 2013, 2015. Elaborado pela autora.

5.2.2. Características físico-químicas

Para as análises bióticas e abióticas foram realizadas duas campanhas de monitoramento, que ocorreram de 15 a 17 de fevereiro e de 4 a 7 de julho de 2013, abrangendo uma estação de inverno e uma de verão. Os trabalhos de campo compreenderam coletas de amostras de sedimento, água, espécimes de peixes, protozoários ciliados peritríqueos e variáveis hidráulicas do ribeirão do Espírito Santo nas seis seções de monitoramento.

5.2.2.1. Sedimentos e variáveis hidráulicas

A caracterização granulométrica do sedimento (D_{50}) e das variáveis hidráulicas (velocidade, vazão, profundidade e área) das seis seções monitoradas, nas duas campanhas de campo, seguiram a metodologia descrita no Capítulo 4, itens 4.2.2.1 e 4.2.2.2, respectivamente.

5.2.2.2. Qualidade da água

A temperatura e o oxigênio dissolvido (OD) na água foram medidos *in situ*, na margem esquerda, centro e margem direita utilizando-se sonda Hach HQ30d, seguindo metodologia recomendada pela APHA (1995). Para cada seção, adotou-se a média dos valores pontuais medidos. Para análise de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade, cor, turbidez, nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio total, fosfato, fósforo e $DBO_{5,20}$ (demanda bioquímica de oxigênio) foram coletadas amostras nas margens esquerda, direita e centro, homogeneizadas, gerando-se uma amostra por seção por campanha.

As análises de pH, condutividade, cor e turbidez foram realizadas seguindo a metodologia preconizada pela (APHA, 1995). A turbidez foi medida em turbidímetro nefelométrico (Del Lab DLT-WV), estabilizado para 10 NTU. A cor foi medida utilizando-se medidor de cor aparente (ALFAKIT), na faixa de 25 a 500 uH (unidade Hazen ou mg L⁻¹ de platina/cobalto). A condutividade e o pH foram medidos utilizando-se a sonda multiparamétrica Hana HI 9828 versão 2,1. A análise da DBO_{5,20} foi realizada com limite de detecção de 2 mg L⁻¹, utilizando o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW) 5210-B (APHA, 2005).

As análises de nutrientes foram realizadas seguindo metodologia determinada pela APHA (2005) (Tabela 5.1). Porém, as amostras coletadas na campanha de verão foram analisadas em laboratório particular, cujo equipamento possuía limite de detecção de 10 µg L⁻¹ para nitrogênio total e nitrogênio na forma de nitrito e nitrato, 50 µg L⁻¹ para nitrogênio amoniacal e 1 µg L⁻¹ para fosfato e fósforo total. Enquanto na campanha de inverno, as análises foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UFJF, utilizando-se equipamento cujo limite de detecção era de 1 µg L⁻¹ para todos os parâmetros.

Tabela 5.1. Metodologias adotadas para determinação da concentração de nutrientes

Nutriente	Método	Descrição
Amônia	SMEWW4500 - NH ₃ F ^{1 2}	Método fenato ^{1 2}
Nitrato	SMEWW4500 - NO ₃ E ¹ SMEWW 4500 - NO ₃ B ²	Método de Redução de Cádmio ² Método de triagem com espectrofotometria ultravioleta ¹
Nitrito	SMEWW4500 - NO ₂ B ^{1 2}	Método colorimétrico ^{1 2}
Nitrogênio total	SMEWW4500 - N C	Método persulfato ^{1 2}
Fosfato e fósforo total	SMEWW4500 - P E	Método ácido ascórbico ^{1 2}

Legenda: SMEWW – *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater*. ¹ Metodologia utilizada no laboratório particular. ² Metodologia utilizada no Laboratório de Ecologia Aquática.

Apesar do método utilizado para determinar a concentração de nitrato ter sido diferente nas duas campanhas, Crumpton, Isenhardt e Mitchell (1992) não encontraram diferença significativa nas concentrações determinadas por ambas as metodologias.

A partir das análises de nitrogênio como amônia, nitrato e nitrito, foi possível calcular a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) por meio da soma desses parâmetros. A determinação da concentração de nitrogênio orgânico total (NOT) deu-se pela subtração entre a concentração de nitrogênio total e a concentração de NID.

5.2.3. Ictiofauna e protozoários ciliados

5.2.3.1. Ictiofauna

Para captura da ictiofauna foram utilizadas redes de espera com 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50 e 60 milímetros entre nós, com altura individual em torno de 1,5 metros e 10 metros de comprimento. À jusante de cada seção foram colocadas 10 redes, uma de cada malha utilizada, mais três redes cujas malhas foram escolhidas aleatoriamente entre as malhas utilizadas. Apenas na seção S₆ as redes foram colocadas a montante da seção, para que fossem capturados animais cujas características de habitat fossem semelhantes àsquelas identificadas na seção e no trecho entre seções. Pois, a jusante da seção S₆, observava-se um trecho com maior declividade do leito, menor profundidade e maior velocidade de fluxo.

As redes foram dispostas equidistantes 10 metros e distribuídas de forma aleatória. Estas foram colocadas no final da tarde e retiradas ao amanhecer do dia seguinte, de modo a ficarem no curso de água por um período médio de 14 horas. Considerou-se que a captura de peixes em redes de emalhar é também função da atividade dos peixes, e essa está relacionada com a quantidade de luz sob a água. A maioria das espécies apresentam picos de atividade noturnos ou crepusculares (COPATTI; COPATTI, 2011; HUBERT; POPE; DETTMERS, 2012).

A licença para coleta, captura e transporte dos peixes foi obtida sob o número 090/12, pelo período de 20/07/2012 a 20/07/2013 junto ao Núcleo da Pesca na Diretoria de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade no Instituto Estadual de Florestas do Estado de Minas Gerais, processo 0130120-1561-2013 (Anexo).

Após serem coletados, os animais foram fixados em formol 4%, por período entre 24 e 48 horas. Em seguida, os animais foram transferidos para álcool 70%. No Laboratório de Sistemática Molecular Beagle do Departamento de Biologia Animal da Universidade Federal de Viçosa (UFV), os táxons foram identificados com base em Reis, Kullander e Ferraris Jr. (2003) e bibliografia específica para cada grupo taxonômico.

5.2.3.2. Protozoários ciliados peritríqueos

Os protozoários ciliados peritríqueos foram obtidos utilizando-se substratos artificiais constituídos por 12 lamínulas (24 x 24 mm) dispostas em caixas acrílicas de formato retangular (6 cm de comprimento x 3,5 cm de largura) com aberturas nas laterais, de modo a permitir o livre fluxo de água pelas lamínulas (UTZ, 2008). Foram distribuídos três substratos artificiais por seção

totalizando 18 substratos artificiais. As caixas foram colocadas próximas às margens e para mantê-las a uma distância de 10 cm do fundo do córrego, foram colocadas uma boia e uma chumbada de pesca.

Os substratos foram alocados durante as campanhas de campo e retirados após um período de 14 dias de colonização (LI *et al.*, 2009), quando eram acondicionados em caixas plásticas contendo água do local filtrada e armazenados em caixas térmicas durante o transporte para o laboratório.

Para quantificação dos ciliados peritríqueos foram selecionadas, aleatoriamente, três lamínulas de cada uma das três caixas de acrílico amostradas. As lamínulas foram colocadas sobre lâminas de microscopia contendo uma gota de água do local de coleta filtrada e adesivada formando um quadrante de 24 mm², dividido em 6 quadrantes de 4 mm² a fim de abranger completamente a lamínula, garantindo uma contagem integral. A quantificação dos ciliados peritríqueos *in vivo* foi feita em microscópio BX51 Olympus® com contraste interferencial diferencial (DIC) com magnificação de 100 vezes. A identificação dos ciliados peritríqueos, baseada nos trabalhos de Foissner, Berger e Kohmann (1992) e Kahl (1935), foi realizada utilizando o mesmo equipamento com DIC em todas as magnificações e as fotos foram tiradas com câmera acoplada ao microscópio pelo Software Image pro-plus 5.0 Olympus®.

Tanto para peixes quanto para ciliados peritríqueos foram elaboradas curvas de acumulação de espécies, com o intervalo de confiança de 95% associado ao estimador Jackknife 1, utilizando-se o software livre Estimate S (COLWELL, 2011) e o software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2002) com a finalidade de avaliar a suficiência amostral.

5.2.4. Áreas inundáveis sob vazões médias

Para simulação de fluxo nos dois trechos estudados, utilizou-se o modelo hidrodinâmico River 2D, cuja calibração e modelagem hidrodinâmica foram apresentadas no Capítulo 4.

Objetivando identificar o incremento de áreas inundáveis, sob vazões médias, nas diferentes estações do ano, calculou-se a vazão média para os 12 meses do ano nos dois trechos estudados. Para tanto, utilizaram-se as informações hidrológicas da série histórica da estação fluviométrica Juiz de Fora - jusante (estação 58480500) da rede hidrometeorológica da Agência Nacional de Águas (ANA), com dados consistidos compreendendo o período de 1975 a 2005 por meio do programa SisCAH (GPRH, 2008). Os dados obtidos da estação Juiz de Fora – jusante foram transpostos para as seções de interesse, de acordo com suas áreas de drenagem conforme metodologia preconizada pela Eletrobrás (2000).

Utilizando-se o modelo hidrodinâmico River 2D (STEFFLER; BLACKBURN, 2002) simularam-se as condições hidrodinâmicas para os dois trechos estudados para as condições de menor e maior vazão média, sendo possível determinar as áreas de fluxo e suas respectivas profundidades e velocidades.

5.2.5. Caracterização ambiental

A caracterização ambiental dos dois trechos estudados foi realizada associando-se as características de habitat, a biologia das espécies identificadas, disponível na literatura, e as características físico-químicas da água.

Observaram-se, também, a abundância da ictiofauna e ciliados peritríqueos sob as condições ambientais impostas, associando-se parâmetros abióticos que pudessem indicar potencial limitação para a biota aquática. Tal análise foi subsidiada por análises multivariadas.

As análises multivariadas utilizadas foram a Análise de Componentes Principais (*Principal Component Analysis* – PCA) e a Análise de Correspondência Canônica (*Canonical Correspondence Analysis* – CCA), ambas processadas no programa Canoco for Windows, versão 4.5 (BRAAK; ŠMILAUER, 2002), com dados transformados, utilizando-se a sua transformação logarítmica padrão (LEPŠ; ŠMILAUER, 1999) de maneira que as diversas ordens de grandeza e unidades específicas de medida dos dados coletados não influenciassem na decisão final e se tornassem passíveis de comparação.

A PCA foi processada utilizando-se 14 descritores físico-químicos (condutividade, pH, oxigênio dissolvido, fosfato, nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio orgânico total, turbidez, temperatura, D₅₀, DBO_{5,20}, velocidade e área), eliminando-se variáveis colineares, que poderiam inflar os resultados e dificultar a análise dos mesmos. Por meio da PCA, obteve-se os autovalores, autovetores e o peso das variáveis nas componentes principais. Os autovalores apresentaram o percentual da variação total representada pelo componente e o peso das variáveis apresentaram as correlações entre as variáveis e o componente. Extraíu-se os componentes capazes de sintetizar uma variância acumulada em torno de 70%. Para efeito de avaliação dos componentes, foram considerados os pesos de cada variável que compunham a combinação linear, destacando-se as variáveis que possuíam peso maior que 0,7.

A CCA foi processada utilizando-se os 14 descritores físico-químicos utilizados na PCA e a abundância por espécie da ictiofauna e dos ciliados peritríqueos de cada seção monitorada, que permitiu representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras, espécies e variáveis ambientais. A estabilidade e o significado da CCA foram avaliados através do teste de Monte Carlo, um teste não paramétrico que permite a validação da variância encontrada frente à variância simulada, utilizando-se 5999 permutações.

5.3. Resultados e discussão

5.3.1. Características físico químicas

A Deliberação Normativa nº 16/86 do Conselho Estadual de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais (COPAM, 1986) considera o ribeirão Espírito Santo um curso de água classe 1, com parâmetros e valores máximos permitidos (VMP) determinados pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Contudo as análises físico químicas realizadas indicaram que todas as amostras coletadas no verão apresentaram turbidez cerca de 100% acima do VMP, e a DBO_{5,20} esteve acima do VMP em nove das doze amostras analisadas. O pH na campanha de verão das seções 1 e 3 esteve ligeiramente inferior ao limite mínimo e o fósforo total na campanha de inverno da seção 2 esteve cerca de 16 vezes superior ao VMP. Os demais parâmetros estiveram dentro do limite recomendado (Tabela 5.2).

Tabela 5.2. Parâmetros físico-químicos analisados e seu respectivo valor máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005.

Parâmetros	S1V	S1I	S2V	S2I	S3V	S3I	S4V	S4I	S5V	S5I	S6V	S6I	Classe 1
pH	5,85	6,87	6,03	6,88	5,65	6,86	6,49	6,85	6,46	6,93	6,46	6,96	6,0 a 9,0
Condutividade e ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	24,00	23,75	24,10	20,87	25,30	21,44	26,10	24,15	26,70	24,15	27,00	24,20	-
Sólidos dissolvidos totais (mg L^{-1})	16,08	15,91	16,15	13,98	16,95	14,36	17,49	16,18	17,89	16,18	18,09	16,21	500,00
	191,9		176,6		168,3		236,3	113,3	242,0	145,2	233,0	143,2	
Cor (uH)	9	78,60	6	84,00	7	84,57	3	3	0	0	8	7	-
Turbidez (NTU)	81,35	10,70	80,60	9,34	79,75	8,17	86,20	14,95	86,55	14,70	81,90	18,00	40,00
OD (mg L^{-1})	7,86	8,81	7,71	8,76	7,28	8,17	7,01	8,46	6,92	8,44	6,81	8,39	6,00
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23,28	17,50	23,72	17,47	22,16	17,33	23,60	15,90	23,99	16,41	23,76	16,27	-
DBO5 (mg L^{-1})	3,70	3,60	3,00	5,70	3,50	5,20	9,10	5,50	3,00	3,10	5,00	2,50	3,00
Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10,00 ¹	127,0	10,00 ¹	125,25	110,0	135,4	110,0	182,9	230,0		230,0	180,5	10000,0
		9		0	0	5	0	6	0	98,50	0	9	0
Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10,00 ¹	2,73	10,00 ¹	1,10	10,00 ¹	1,17	10,00 ¹	1,38	10,00 ¹	8,74	10,00 ¹	2,53	1000,00
													3700, para pH $\leq 7,5$
Amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$)	50,00 ¹	24,57	50,00 ¹	32,36	50,00 ¹	22,82	50,00 ¹	46,00	50,00 ¹	33,75	50,00 ¹	36,58	
Nitrogênio Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10,00 ¹	321,3	10,00 ¹	218,04	0	1	0	3	0	6	0	2	-
Fosfato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,00 ¹	5,89	1,00 ¹	7,97	1,00 ¹	15,73	1,00 ¹	4,33	1,00 ¹	4,01	1,00 ¹	5,58	-
Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,00 ¹	21,10	1,00 ¹	1649,7	9	23,83	1,00	26,56	1,00	39,23	1,00	77,46	100,00

Legenda: ¹Valor citado corresponde ao limite de detecção do método, porém a análise apontou para concentração abaixo do limite de detecção. I – Inverno e V - Verão

Observa-se que, em ambos períodos sazonais, a turbidez nas seções do trecho de foz é maior que no trecho de cabeceira. O trecho de cabeceira possui mata ciliar bem preservada, com mais de 30 metros de largura em relação às margens em quase todo o segmento estudado. Porém, próximo à seção S₃, percebem-se trechos com mata mais estreita e na seção 3, na margem esquerda, já não possui mata ciliar, sendo coberta por pastagens. O trecho de foz é mais antropizado, passando por um condomínio e áreas de pastagens. Em alguns pontos não existe mata ciliar, e nos pontos em que existe, ela é bastante estreita (Figura 5.1).

Além de características marginais bastante distintas em ambos trechos, pode-se observar, a partir dos dados levantados no Capítulo 3, que os usos/coberturas da área de drenagem se distinguem em ambos os trechos, com parte da cobertura florestal se transformando em pastagens. Nas seções do trecho de cabeceira, o percentual de cobertura por floresta fica em torno de 40%, pastagem 50% e eucalipto 8%, enquanto, no segundo trecho o percentual de floresta cai para 30%, pastagem sobe para 60% e eucalipto cai para 6%, o que aliado às características da mata ciliar em ambos trechos ajuda a explicar o aumento da turbidez no trecho de foz.

Outro aspecto a ser considerado refere-se às características hidráulicas observadas durante o monitoramento. O período chuvoso no estado de Minas Gerais, é compreendido entre os meses de outubro a março, e, na região estudada, normalmente, espera-se um acumulado de chuva para este período acima de 1200 mm. Contudo, nos períodos chuvosos 2012/2013 e 2013/2014 a precipitação acumulada ficou abaixo da normal climatológica. Em média, a precipitação na porção mineira da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul ficou 12% abaixo da normal climatológica no verão 2012/2013, porém na zona da mata mineira algumas regiões tiveram precipitação reduzida em até 30% em relação à normal climatológica (SEMAD, IGAM 2015).

Baixas precipitações observadas no período chuvoso 2012/2013 repercutiram diretamente nas características hidráulicas levantadas (Tabela 5.3). Apenas no mês seco (julho) os valores das vazões observadas e vazões médias mensais de longo período calculadas se aproximaram, no mês de fevereiro apresentaram-se muito discrepantes.

Tabela 5.3. Vazões médias de longo período e vazões observadas nos dois trechos estudados.

Mês	Seção 3		Seção 6	
	Vazões médias mensais de longo período ¹ (m ³ s ⁻¹)	Vazão observada (m ³ s ⁻¹)	Vazões médias mensais de longo período ¹ (m ³ s ⁻¹)	Vazão observada (m ³ s ⁻¹)
Fevereiro	1,3	0,6	4,3	2,4
Julho	0,6	0,5	2,1	1,8

Legenda: ¹Vazão média mensal de longo período calculada pelo método da transposição de vazões.

Já a granulometria do sedimento, em todas as seções, em ambos os trechos, variou entre 0,64 e 2 mm, sendo classificado como areia. Contudo, cabe destacar que, ao fazer o levantamento topobatimétrico, descrito no Capítulo 4, item 4.2.3, observou-se que, no segundo trecho, entre as seções S₄ e S₅, existem dois trechos curtos cujo sedimento é caracterizado por seixo e cascalho e onde a velocidade da água é claramente maior que no restante do percurso, o que também foi observado na modelagem hidrodinâmica.

5.3.2. Ictiofauna e protozoários ciliados

5.3.2.1. Ictiofauna

A ictiofauna identificada foi composta por sete espécies de quatro famílias, como pode ser observado na Tabela 5.4. A família mais abundante e rica foi a Characidae, com 150 indivíduos de quatro espécies, correspondendo a 69% do total amostrado. As demais famílias identificadas apresentaram apenas uma espécie cada. Todas as espécies apresentaram maior abundância no verão, com exceção do *Oligosarcus hepsetus* e da *Rhamdia quelen*, que foram mais abundantes no inverno, contudo a espécie *Astyanax bimaculatus* foi sempre a mais abundante em relação as demais.

Tabela 5.4. Composição taxonômica da ictiofauna.

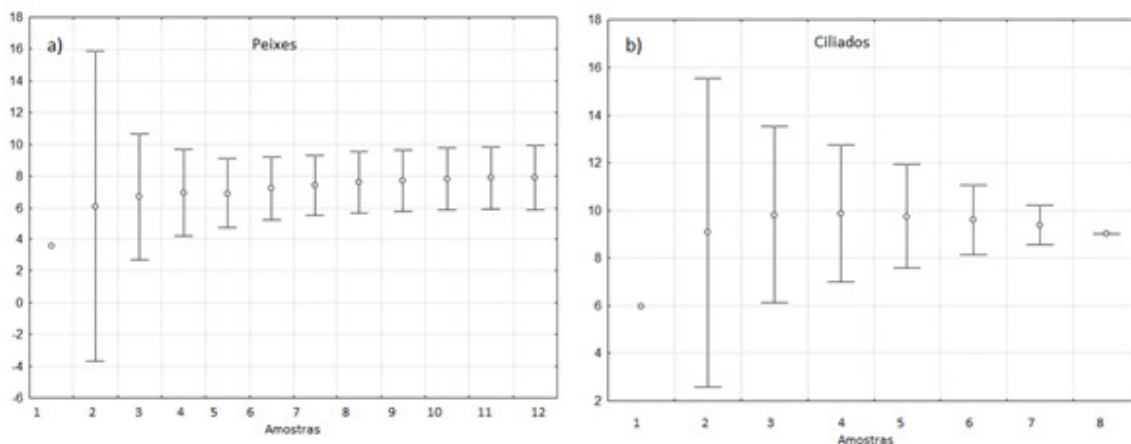
	S1 V	S1 I	S2 V	S2 I	S3 V	S3 I	S4 V	S4 I	S5 V	S5 I	S6 V	S6 I	Total
Characiformes													
CHARACIDAE													
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	26	7	9	2	5	3	27	1	10	9	20	4	123
<i>Astyanax cf fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	4
<i>Astyanax intermedius</i> (Eigenmann, 1908)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier 1829)	1	0	2	0	0	0	0	0	0	3	2	12	20
ERYTHRINIDAE													
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	6	1	5	0	4	0	1	0	1	1	1	0	20
Siluriformes													
LORICARIIDAE													
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1877)	11	1	2	2	2	1	2	1	0	1	4	0	27
PIMELODIDAE													
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	4	6	1	3	0	0	0	3	1	0	1	0	19

Legenda: S_aV ou S_aI: S indica seção; “a” corresponde ao número da seção de interesse; V indica uma campanha realizada no verão; I indica uma campanha realizada no inverno.

Para a ictiofauna, a curva de suficiência amostral (Figura 5.2a) indica que um maior esforço amostral poderia conduzir a identificação de até dez espécies. Contudo, Ferreira e Casatti (2006b)

observaram pouca influência do esforço de amostragem da ictiofauna para efeitos de caracterização ambiental local.

Figura 5.2. Curva de suficiência amostral para peixes e protozoários ciliados.



Fonte: elaborado pela autora.

Entre as espécies de peixe identificadas, nenhuma é considerada rara, contudo, a alta taxa de especiação e o alto grau de endemismo geográfico observados na ictiofauna da mata atlântica é um fator importante que deve ser considerado nas políticas de conservação, já que este bioma está localizado nas regiões mais povoadas do país, tornando esses ambientes especialmente vulneráveis aos impactos antropogênicos (MENEZES *et al.*, 2007).

As duas ordens com maior número de espécies representantes na Mata Atlântica são respectivamente, os siluriformes (114 espécies) e os characiformes (83 espécies) (ABILHOA *et al.*, 2011), porém na bacia hidrográfica estudada, foram identificadas cinco espécies de characiformes e apenas duas de siluriformes.

O gênero *Astyanax* é amplamente diverso e difundido nas águas doces da América do Sul, sendo provavelmente não monofilético, e o status taxonômico de algumas espécies da Mata Atlântica e áreas adjacentes não é completamente claro. Várias populações de *Astyanax* apresentam escassa diferenciação morfológica, ecológica e comportamental, o que sugere que se trata de um grupo sob especiação (GURGEL, 2004). Espécies de *Astyanax* podem ser observadas tanto em águas claras quanto turvas, em segmentos com remanso e dentro de uma grande variedade de substratos, tais como pedras, rochas, areia ou lama. (MENEZES *et al.*, 2007).

Um estudo realizado por Menni, Gómez e Armengol (1996) com 34 espécies de peixes, agrupando-as, de acordo com sua ocorrência associada as características físico-químicas da água,

observou que *Astyanax bimaculatus* (Lambari do rabo amarelo) e *Astyanax fasciatus* (Lambari do rabo vermelho) foram as espécies que apresentaram tolerância a maior quantidade de parâmetros físico-químicos mínimos e máximos, sendo os mesmos parâmetros para ambas espécies, cuja magnitude do intervalo para condutividade, sólidos totais dissolvidos, sódio e cálcio, corresponderam ao valor máximo absoluto. Questionando-se inclusive se as espécies definidas, tratam realmente de uma única espécie, pois o gênero *Astyanax* é rica em espécies com complexidade taxonômica considerável, sendo capazes de tolerar uma grande variedade de habitats ou de condições ecológicas.

As espécies *A. bimaculatus* e *A. fasciatus* apresentam longo período reprodutivo, com múltiplas desovas, características de peixes forrageiros (HIRT; ARAYA; FLORES, 2011; NORMANDO *et al.*, 2014).

A espécie *A. fasciatus* alimenta-se de uma grande variedade de alimentos, tanto de origem vegetal como animal. Ao analisar o comportamento alimentar da espécie em córregos, Hirt, Araya e Flores (2011) identificaram maior ocorrência de alimentos de origem vegetal, enquanto Rondineli *et al.* (2011) observaram que a espécie não apresenta alimento preferencial. É uma espécie pequena que exibe um ciclo de vida curto, apresenta fecundação externa, migrações de curta distância para reprodução e ausência de cuidado parental (VAZZOLER; MENEZES, 1992). Essas características, associadas à flexibilidade dos seus hábitos alimentares fornecem uma grande tolerância ecológica (HIRT; ARAYA; FLORES, 2011).

A alimentação da espécie *A. bimaculatus*, em rios é composta por plantas, insetos, peixes, anfíbios, répteis, aranhas, anelídeos e nematóides, além de detritos e sedimentos, refletindo a característica oportunista da espécie (ANDRIAN; SILVA; PERETTI, 2001). Contudo, Andrian, Silva e Peretti (2001) observaram variação espacial no tipo de alimento prioritário, os peixes oriundos dos biótopos de rios alimentaram-se, preferencialmente, de Dicotyledoneae, enquanto os indivíduos coletados nos córregos tiveram sua dieta composta principalmente por insetos.

Esteves e Galetti Jr (1995) observaram que adultos de diversas espécies apresentam sazonalidade na ingestão de alimentos, e que isto está relacionado aos ciclos de inundação. Ao estudar lagoas de áreas de inundação, observaram que tanto *A. bimaculatus* quanto *A. fasciatus* são espécies onívoras que apresentam maiores valores de sobreposição durante períodos de máxima

disponibilidade de alimentos, apesar de possuírem a capacidade de mudar sua alimentação para uma alternativa de alimento superabundante.

As mudanças sazonais no grau de sobreposição alimentar entre espécies onívoras ou herbívoros pode ser um ponto de partida útil para a compreensão da utilização de recursos por espécies simpátricas em ambientes sujeitos aos efeitos do ciclo de inundação como lagos de várzea (ESTEVES; GALETTI JR, 1995).

Apesar de espécies oportunistas terem maior resistência às alterações ambientais e antrópicas (WINEMILLER, 1989), *A. fasciatus* e *A. bimaculatus*, ambas espécies forrageiras oportunistas, apresentam ruptura em sua atividade reprodutiva, quando presentes em ambientes com condições físico-químicas adversas, sugerindo que a preservação de afluentes seja importante para o sucesso reprodutivo das duas espécies (NORMANDO *et al.*, 2014).

Normando *et al.* (2014) observaram ainda que a abundância de *A. bimaculatus* em área a jusante de represamento foi inferior a de *A. fasciatus*, o que pode sugerir que, apesar das características físico químicas não serem tão relevantes para ambas espécies (MENNI; GÓMEZ; ARMENGOL, 1996), as características de habitat e disponibilidade de alimentos podem impactar a presença/ausência da espécie.

A espécie *Astyanax intermedius* (Lambari) também é considerada oportunista, representada por espécimes de pequeno porte, com maturação precoce, reprodução contínua, baixa fecundidade, mas alto esforço reprodutivo, grande rotatividade da população e rápida capacidade para colonização (WINEMILLER, 1989).

No presente estudo, a abundância de *Astyanax fasciatus* e *Astyanax intermedius* foi baixa, só sendo capturado na coleta de verão, e a maioria dos espécimes coletados no primeiro trecho estudado, o que pode estar associado ao período de inundação e à velocidade baixa proporcionada por habitats gerados pelas inundações, que são importantes para a reprodução e desenvolvimento das larvas (HIRT; ARAYA; FLORES, 2011; PEASE *et al.*, 2006).

A quarta e última espécie da família Characidae é o *Oligosarcus hepsetus*. Um carnívoro de pequeno a médio porte (GÉRY, 1977) com diferenciação ontogenética, sendo que os indivíduos menores são principalmente insetívoros e os maiores ictiófagos (ARAÚJO *et al.*, 2005; BOTELHO; GOMIERO; BRAGA, 2007), com grande dependência das matas ribeirinhas para o

fornecimento e a manutenção das condições bióticas e abióticas da sua alimentação (BOTELHO; GOMIERO; BRAGA, 2007). A espécie é caracterizada por ter longo período reprodutivo, porém mais intenso nos períodos com mais chuvas, fecundidade relativamente baixa, comprimento de primeira maturação gonadal precoce e desova parcelada, sem cuidado parental (GOMIERO, LM.; GARUANA; BRAGA, 2008). Neste estudo, a espécie *Oligosarcus hepsetus* foi mais abundante no trecho de foz, nas campanhas de inverno.

A quinta e última espécie identificada da ordem dos characiformes, única da família Erythrinidae, foi a *Hoplias malabaricus* (Traíra), que pode sobreviver em ambientes pouco oxigenados e suporta grandes períodos de jejum, contribuindo para sua ampla dispersão e adaptação. A espécie apresenta reprodução parcelada, fazendo várias pequenas desovas na temporada reprodutiva, tendo como característica no comportamento reprodutivo, a formação de ninhos em águas com vegetação submersa e cuidado parental dos filhotes por conta do macho. Os ninhos são construídos em pequenas depressões de uns 20 cm de profundidade onde a fêmea deposita seus ovos, enquanto o macho os fertiliza e cuida dos mesmos até que os filhotes evadam rapidamente para a vegetação (AZEVEDO; GOMES, 1943; BARBIERI, 1989).

Com relação à alimentação, as larvas alimentam-se de plâncton, depois passam a se alimentar de larvas de crustáceos, de insetos e outros invertebrados pequenos; os adultos alimentam-se preferencialmente de peixes (MARTINS, 2009). Essa espécie é caçadora solitária, de tocaia, do tipo “senta e espera”, alimentando-se de presas potenciais, como espécies das famílias Characidae, Curimatidae e Cichlidae. Possui hábitos bentônicos, sendo encontrada principalmente em águas rasas próximas à vegetação marginal, capturando suas presas, isoladas ou em grupo, na superfície da água ou meia água durante todo o dia, porém preferem horários crepusculares, sobretudo ao anoitecer (AZEVEDO; GOMES, 1943; BARBIERI, 1989). A maior abundância de *Hoplias malabaricus* ocorreu no verão, no trecho de cabeceira.

Da ordem dos siluriformes, foram encontradas apenas duas espécies, a *Hypostomus affinis* e a *Rhamdia quelen*, pertencentes, respectivamente, as famílias Loricariidae e Pimelodidae.

Hypostomus affinis (Steindachner, 1877), o cascudo, é uma espécie detritívora da bacia do rio Paraíba do Sul. Especificamente relacionados à biologia dessa espécie, existem poucos estudos, a maioria deles direcionados a sua reprodução (DUARTE; ARAÚJO; BAZZOLI, 2011; DUARTE; ARAÚJO, 2002; MAZZONI; CARAMASCHI, 1997). Estudos com outras espécies do gênero

Hypostomus indicam habilidade para habitar e interagir com o ambiente bentônico de fluxo rápido, dada a ação dos espinhos das nadadeiras peitorais e pélvicas em arco, que permitem aos peixes se ancorarem horizontalmente sobre o fundo do rio (GARAVELLO; GARAVELLO, 2004).

Ferreira e Casatti (2006a) consideram que, em riachos íntegros de ordens mais elevadas, é esperado encontrar várias espécies da ordem siluriformes, uma vez que a maior fonte de restos de madeira é a mata ciliar, influenciando não apenas as características do habitat, mas também fornecendo substrato para perifíton e invertebrados aquáticos (ANGERMEIER; KARR, 1984). Casatti, Rocha e Pereira (2005) ao compararem duas espécies de locarídeos, *H. ancistroides* e *Hypostomus sp.*, observaram que a abundância de *Hypostomus sp.* foi positivamente correlacionada com a extensão de corredeiras e condição da vegetação ripária, enquanto que a abundância de *H. ancistroides* foi negativamente correlacionada com a condição da vegetação ripária. Na área de estudo, observou-se que a maior abundância de *Hypostomus affinis* ocorreu na campanha de verão no trecho de cabeceira, mais preservado.

A preferência alimentar varia entre as espécies de Loricariidae (MAZZONI; REZENDE; MANNA, 2010). Contudo, Casatti, Rocha e Pereira (2005) observaram que apesar de mesohabitats distintos sugerirem composição distinta da dieta, as espécies *Hypostomus ancistroides*, forrageador de piscinas, e *Hypostomus sp.*, forrageador de corredeiras, apresentaram dietas semelhantes quando coletadas nos mesmos córregos. Gomiero, L. M. e Braga (2005) identificaram, nas espécies *Hypostomus* estudadas, preferência por material vegetal autóctone e sedimentos e Mazzoni, Rezende e Manna (2010) identificaram que os loricarídeos consomem detritos, organismos perifíticos como algas, quironomídeos, gastrópodes, Ephemeroptera, briozoários, esponjas e briófitas, mostrando plasticidade comportamental.

Os estudos sobre a biologia reprodutiva de *Hypostomus affinis* no rio Paraíba do Sul indicam que a espécie adota uma estratégia reprodutiva caracterizada por um conjunto de atributos associados à baixa fecundidade, cuidado parental, ovos grandes e reprodução sazonal (MAZZONI; CARAMASCHI, 1995, 1997).

O outro siluriforme identificado na BHRES foi a *Rhamdia quelen* (Jundiá), que é um bagre bentônico explorador do substrato, alimenta-se de insetos terrestres e aquáticos, crustáceos, restos vegetais, além de peixes como os lambaris (BALDISSEROTTO; RADÜNZ NETO, 2004; CASATTI; CASTRO, 2006), tem preferência por áreas que apresentam barrancos muito inclinados

com abrigos em forma de seixos grandes ou troncos submersos (SCHULZ; LEUCHTENBERGER, 2006). A maturidade sexual é atingida no primeiro ano de vida. É uma espécie ovulípara e, na natureza, os cardumes desovam em locais com água limpa, calma e de fundo pedregoso (GOMES, L. C. *et al.*, 2000). Não apresenta cuidado parental. Possui desova múltipla com dois picos reprodutivos por ano (um no verão e outro na primavera) (GOMES, L. C. *et al.*, 2000).

Gomes, L. C. *et al.* (2000) afirmam que *Rhamdia quelen*, possui hábito noturno e habita locais calmos e profundos dos rios, enquanto (SCHULZ; LEUCHTENBERGER, 2006) observaram que os picos de maior atividade ocorreram, principalmente, durante a manhã e no vespertino. Os alevinos suportam pH na faixa de 4,0 a 8,5, com melhor crescimento das larvas na faixa de pH de 8,0 a 8,5. Gomes, L.C. *et al.* (2000) também apontam a *Rhamdia quelen* como uma espécie euritérmica, contudo Schulz e Leuchtenberger (2006) observaram que a espécie tem preferência também por temperaturas e concentrações de oxigênio mais altas.

Rondineli *et al.* (2011) ao estudar córregos da sub-bacia do Rio Corumbataí em São Paulo identificaram altos valores de índice de uniformidade para espécies que consumiam grande variedade de alimentos; em contrapartida, espécies como a *Rhamdia quelen* que consumiam menor variedade de itens, preferencialmente peixes, apresentaram baixos índices de uniformidade. Entretanto, Ferreira e Casatti (2006b), ao observarem os hábitos alimentares da *Rhamdia quelen*, identificaram predomínio de fragmentos de insetos aquáticos.

A diversidade trófica da ictiofauna parece favorecer a utilização de uma grande variedade de recursos alimentares. Pode-se observar que a assembleia píscea apresenta hábitos alimentares e táticas de captura diversos. Alguns predam, de forma generalista (*Astyanax*), outros com maior seletividade, psívoros, como o *Oligosarcus hepsetus*, ou ainda com técnica de predação especializada (*Hoplias malabaricus*), além daqueles especializados na exploração do substrato, como o *Hypostomus affinis* ou a *Rhamdia quelen*.

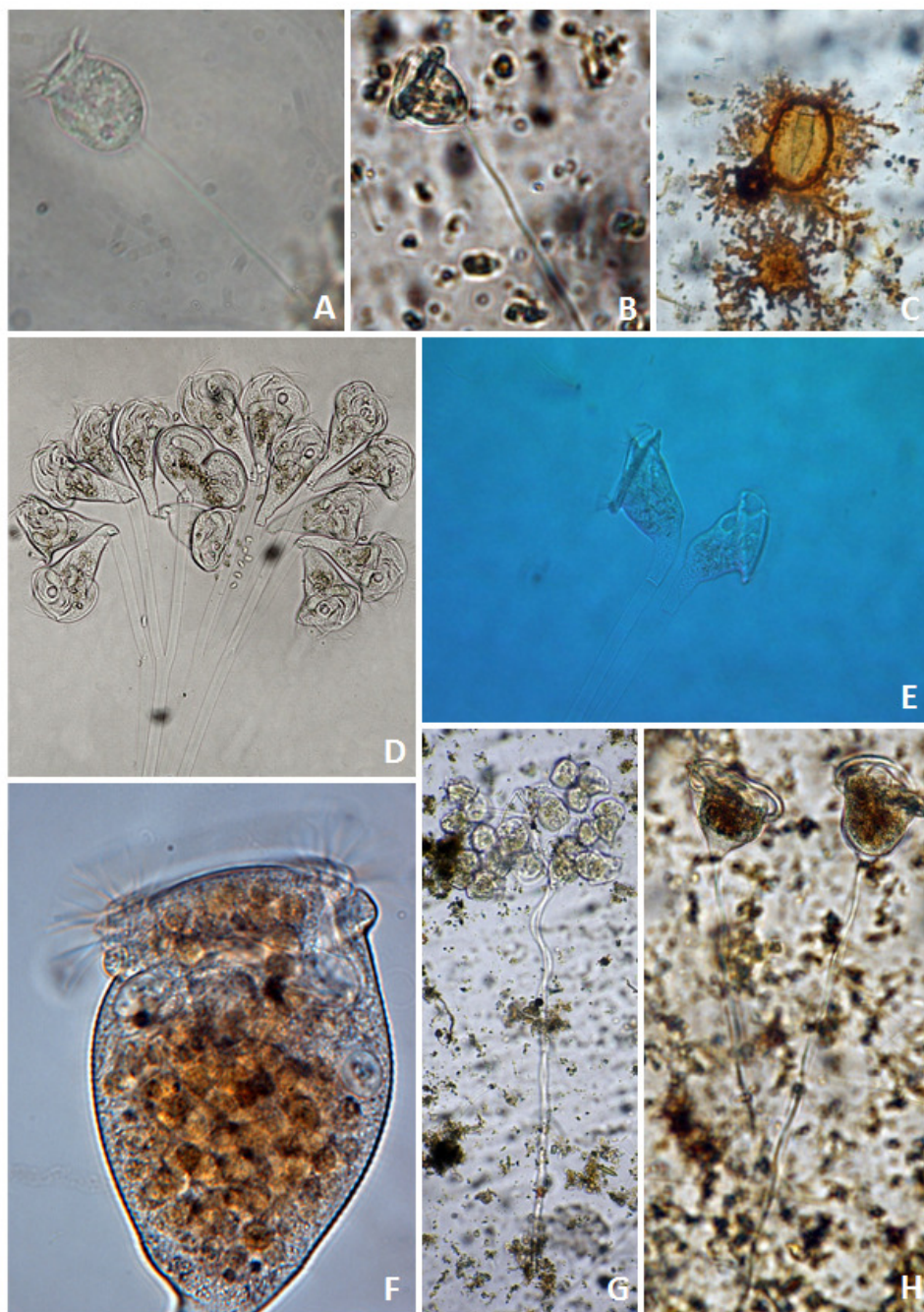
Segundo Dufech (2009) e Otero *et al.* (2006), a grande abundância de espécies oportunistas/generalistas, como observado na BHRES, indicam de baixa a média qualidade ambiental. Em ambos os trechos estudados, tais espécies foram mais abundantes, não permitindo pelo estudo da ictiofanuna distinção entre eles. Contudo ressalta-se que não foram observadas espécies exóticas.

5.3.2.2. Ciliados peritríqueos

Não houve quantificação dos protozoários ciliados em todas estações amostrais devido à perda dos substratos artificiais nas seções 3 e 6 na campanha de verão e seções 2 e 3 na campanha de inverno. Ainda assim, a curva de suficiência amostral (Figura 5.2b) indicou que o esforço amostral foi satisfatório.

As espécies de ciliados peritríqueos encontradas nos dois trechos da BHRES foram *Campanella umbellaria*, *Carchesium polypinum*, *Epistylis hentscheli*, *Platycola* sp. 1, *Scyphidia* sp. 1, *Vorticella campanula*, *Vorticella convallaria*, *Vorticella microstoma* (Figura 5.3) e alguns morfotipos de ciliados do gênero *Vorticella* não identificados. Os dados de auto-ecologia das espécies de ciliados peritríqueos identificados durante as coletas realizadas na seis seções e duas campanhas de campo são apresentados na Tabela 5.5.

Figura 5.3. Fotomicrografias de ciliados peritríqueos in vivo colonizando substratos artificiais em dois trechos da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.



A. *Vorticella microstoma*; **B.** *Vorticella convallaria*; **C.** *Platycola* sp. 1; **D-E.** *Epistylis hentscheli*; **F.** *Campanella umbellaria*; **G.** *Carchesium polypinum*; **H.** *Vorticella campanula*. **Barras:** A, B, H= 50 μ m; C, D, E, F, G = 100 μ m

Fonte: elaborado por Roberto Marchesini (pesquisador colaborador).

Tabela 5.5. Dados de auto-ecologia das espécies de ciliados peritríqueos encontrados durante coletas realizadas em seis seções em diferentes sazonalidades (verão/inverno) na bacia hidrográfica do ribeirão Espírito Santo.

Fatores	Espécies								
	<i>Campanella umbellaria</i>	<i>Carchesium polypinum</i>	<i>Epistylis hentscheli</i>	<i>Platycola</i> sp.1	<i>Scyphidia</i> sp.1	<i>Vorticella campanula</i>	<i>Vorticella convallaria</i>	<i>Vorticella microstoma</i>	<i>Vorticella</i> ssp.
Saprobidade	a - b	a	a - b	*	*	a - b	a	p - a	*
°C	17 - 18	15 - 23	16 - 23	17 - 23	17 - 23	15 - 23	15 - 23	15 - 16	15-23
pH	6,8 - 6,9	5,8 - 6,9	5,8 - 6,9	5,8 - 6,8	5,8 - 6,8	5,8 - 6,9	5,8 - 6,9	6,8 - 6,9	5,8-6,9
condutividade	23,7 - 24,2	23,7 - 26,1	24 - 26,7	23,7 - 26,7	23,7 - 24	23,7 - 26,7	23,7 - 26,7	24,2 - 24,1	23,7-26,7
cor	78,6 - 143,2	78,6 - 241,9	145,2 - 241,9	78,6 - 241,9	78,6 - 191,9	78,6 - 241,9	78,6 - 241,9	113,3 - 145,2	78,6-241,9
turbidez	10,7 - 86,5	10,7 - 86,2	14,7 - 86,5	10,7 - 86,2	10,7 - 81,3	10,7 - 86,5	10,7 - 86,5	14,7 - 18	10,7-86,5
OD	8,3 - 8,8	7 - 8,8	6,9 - 8,4	6,9 - 8,8	7,8 - 8,8	6,9 - 8,8	6,9 - 8,8	8,3 - 8,4	6,9-8,8
DBO5	2,5 - 3,6	2,5 - 9,1	3 - 9,1	3 - 9,1	3,6 - 3,7	2,5 - 9,1	2,5 - 9,1	2,5 - 5,5	2,5-9,1
Nitrato NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	127 - 180	10 - 182	10 - 230	10 - 230	10 - 127	10 - 230	10 - 230	98 - 182	10-230
Nitrito NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	2,5 - 2,73	1,3 - 10	2,7 - 10	2,7 - 10	2,7 - 10	1,3 - 10	1,3 - 10	1,3 - 8,7	1,3-10
Amônia NH ₄ ⁻ (µg L ⁻¹)	24,5 - 36,6	10 - 50	10 - 50	10 - 50	10 - 50	10 - 50	10 - 50	33,7 - 46	10-50
Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (µg L ⁻¹)	154 - 219	10 - 230	10 - 230	10 - 230	10 - 154	10 - 230	10 - 230	140 - 230	10-230
Nitrogênio Orgânico Total (µg L ⁻¹)	74 - 166	2,3 - 166	10 - 126	10 - 166	10 - 166	2,3 - 166	2,3 - 166	2,3 - 126	2,3-166
Nitrogênio Total NT (µg L ⁻¹)	294 - 321	10 - 321	10 - 267	10 - 321	10 - 321	10 - 321	10 - 321	232 - 294	10-321
Fosfato PO ₄ ³⁻ (µg L ⁻¹)	5,6 - 5,9	1 - 5,9	1 - 4	1 - 5,9	1 - 5,9	1 - 5,9	1 - 5,9	4 - 5,6	1-5,9
Fósforo Total	21 - 77	1 - 77	1 - 39	1 - 21	1 - 21	1 - 77	1 - 77	26 - 77	1-77
V (ms ⁻¹)	0,17 - 0,19	0,17 - 0,41	0,28 - 0,41	0,17 - 0,41	0,17 - 0,41	0,17 - 0,41	0,17 - 0,41	0,19 - 0,31	0,17-0,41
Abundância	50	228	494	12	4	867	84	25	51

Legenda: Grau de saprobidade a: alfamesossapróbico, b: betamesossapróbico e p: polissapróbico. * sem identificação do grau de saprobidade.

Segundo Foissner e Berger (1996), a alta sensibilidade dos ciliados às condições físicas e químicas do ambiente pode ser explicada pelo fato de muitos protozoários apresentarem exigências específicas em relação às características do meio, como a quantidade de matéria orgânica dissolvida, temperatura, pH, condutividade elétrica e teor de oxigênio dissolvido.

Dentre essas características, a quantidade de matéria orgânica e o teor de oxigênio dissolvido presentes na água, quando caracterizam poluição orgânica, definem zonas de poluição às quais estão associadas espécies de protozoários indicadores. Tais zonas podem ser classificadas em: polissapróbia (água extremamente poluída), alfa-mesossapróbia (água muito poluída); beta-mesossapróbia (água moderadamente poluída) e oligossapróbia (água não poluída ou levemente poluída) (FOISSNER; BERGER, 1996). Já que o termo saprobidade é utilizado para definir o conteúdo de putrefação orgânica decomposta por microrganismos aquáticos que formam as diferentes comunidades (BASTOS *et al.*, 2006)

Na Tabela 5.5 pode ser observado o grau de saprobidade para cada espécie de ciliado. Os ciliados peritríqueos presentes nos diversos sistemas lóticos têm sido considerados bons indicadores de poluição orgânica em comparação com outros grupos de ciliados, estando associados ao crescimento das bactérias, principal fonte de alimento de *Peritrichia* (BEECH; LANDERS, 2002; STÖSSEL, 1987; TAYLOR, 1983).

A seguir, são apresentados dados sobre hábitos, hábitat e grau de saprobidade dos ciliados segundo Foissner e Berger (1996):

Campanella umbellaria: ciliado colonial bacterívoro com pouca tolerância a salinidade, preferindo ambientes aquáticos que variam de ambientes com fluxo de água a água parada; pode viver no perifíton, no bento ou como epibionte (sobre outros organismos); seu índice de saprobidade varia do muito poluído ao moderadamente poluído.

Carchesium polypinum: ciliado colonial bacterívoro com tolerância a salinidade de baixa a moderada; prefere ambientes aquáticos com fluxo de água, pode viver em água parada ou estações de tratamento de esgoto, sendo encontrado no perifíton, no bento ou como epibionte; seu índice de saprobidade indica ambientes altamente poluídos.

Epistylis hentscheli: ciliado colonial bacterívoro com pouca tolerância a salinidade, vive em ambientes aquáticos tanto com fluxo de água quanto água parada, sendo encontrado no bento e no perifíton; seu índice de saprobidade varia do muito poluído ao moderadamente poluído.

Vorticella campanula: ciliado pseudocolonial, tem como principal fonte de alimento bactérias e algas com pouca tolerância a salinidade; pode ser encontrado em ambientes de água corrente, parada ou em estação de tratamento de esgoto; pode viver no perifíton, no bento ou como epibiontes; seu índice sabróbio varia do muito poluído ao moderadamente poluído.

Vorticella convallaria: ciliado solitário bacterívoro com bastante tolerância a salinidade; pode ser encontrado em águas com fluxo, paradas ou em estação de tratamento de esgoto; pode viver no bento, perifíton ou como epibionte, sendo encontrado em ambientes altamente poluídos.

Vorticella microstoma: ciliado solitário, alimenta-se principalmente de bactérias e algas; pode ser encontrada em águas correntes e paradas, vivendo no bento ou no perifíton. Essa espécie de ciliado peritríqueo possui índice de saprobidade máximo.

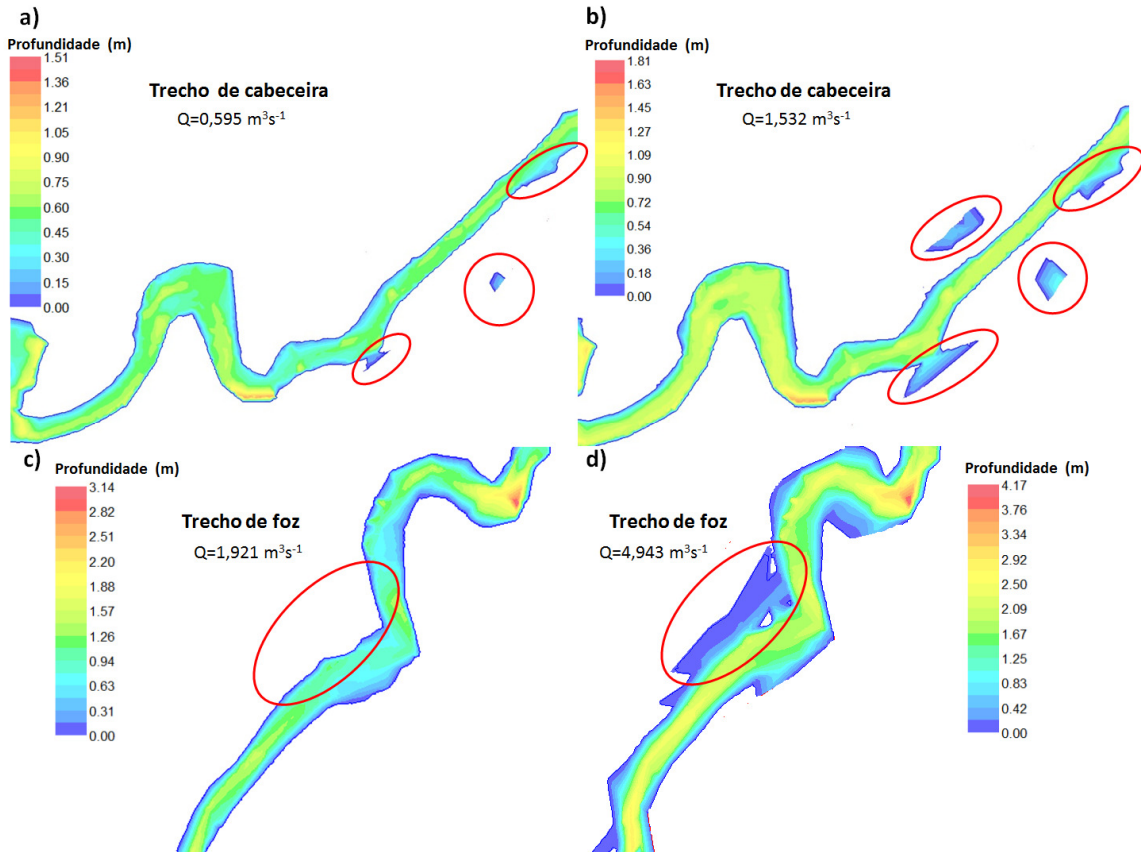
Os parâmetros abióticos interferem na composição e estruturação da taxocenose de ciliados peritríqueos em diversos ambientes aquáticos. A temperatura parece influenciar na estrutura da taxocenose de ciliados peritríqueos tanto em ambientes marinhos quanto em ambientes dulcícolas (ALBRECHT, 1986; BEECH; LANDERS, 2002; GONG; SONG; WARREN, 2005). Estes resultados podem ajudar no entendimento dos dados em um sistema lótico neotropical, visto que as características abióticas sazonais do local de estudo possivelmente interferiram na estrutura da taxocenose dos ciliados peritríqueos.

5.3.3. Áreas inundáveis sob vazões médias

Ambos trechos estudados apresentaram alguma propensão à inundação, contudo suas características topográficas são bastante distintas. No trecho de cabeceira, o córrego é pouco encaixado com depressões marginais, enquanto, no trecho de foz, este apresenta-se bem encaixado em grande parte do percurso; apenas em seu trecho final, próximo à seção 6, a declividade das margens reduz-se expressivamente, ao contrário do trecho de cabeceira, que apenas no percurso mais a jusante, próximo à seção 3, apresenta-se mais encaixado.

A Figura 5.4 apresenta em detalhe um segmento de ambos os trechos estudados, afim de ilustrar as características da área do entorno ao curso principal do ribeirão.

Figura 5.4. Áreas com características de inundação distintas nos trechos estudados.



Legenda: a) Segmento do trecho de cabeceira modelado para a vazão média mensal do mês de agosto; b) Segmento do trecho de cabeceira modelado para a vazão média mensal do mês de janeiro; c) Segmento do trecho de foz modelado para a vazão média mensal do mês de agosto; d) Segmento do trecho de foz modelado para a vazão média mensal do mês de janeiro.

Fonte: elaborado pela autora.

No trecho de cabeceira, em alguns pontos, as diferenças sazonais de fluxo permitem além do aumento do nível da água e alargamento da calha, a formação e manutenção de alagamentos marginais, ambientes amplamente reconhecidos pela sua importância na manutenção e integridade da biodiversidade aquática (GODINHO; KYNARD; MARTINEZ, 2007; JUNK; WANTZEN, 2004; POMPEU; GODINHO, 2006; RICHTER; RICHTER, 2000), pois migrações laterais, entre várzeas inundadas ou florestas pantanosas e o canal do rio principal representam importante eixo

de conectividade para a alimentação e a reprodução de muitos peixes e outros animais (DUDGEON *et al.*, 2006).

No trecho de foz, o aumento de fluxo gera alagamentos, porém, de maneira geral, estes não se mantêm com a diminuição de fluxo dada a inexistência de depressões na área marginal ao curso de água, ou seja, a característica de formação de áreas marginais alagadas como observado no primeiro trecho não é identificada.

Em ambos os trechos estudados, as características topográficas das áreas influenciam na disponibilidade de habitat. O alagamento periódico, seja por planícies de inundação, por aumento do nível da água no rio adjacente, por precipitação ou via lençol freático, resultam em ecossistemas peculiares, com comunidades biológicas altamente especializadas (JUNK; WANTZEN, 2004).

As áreas de inundação marginais são importantes viveiros naturais, pois nelas a velocidade da água é reduzida, evitando o deslocamento a jusante de ovos, larvas e peixes juvenis (SCHEIDEGGER; BAIN, 1995); além disso, como preconizado pelo conceito de pulso de inundação, a temperatura é geralmente mais elevada e a produção é maior na interface água/terra devido ao subsídio dado pela vegetação terrestre, invertebrados, detritos e outros materiais orgânicos e inorgânicos (JUNK; WANTZEN, 2004). Além disso, as áreas de inundação fornecem um habitat mais complexo e mais refúgio, além daquele disponível no rio principal (POMPEU; GODINHO, 2006). Muitos organismos fluviais, incluindo peixes, aparentemente, sincronizam reprodução com fases iniciais de inundações, tirando partido de habitats de baixa velocidade, oferecidos pela área de inundação (LYTLE; POFF, 2004).

Pease *et al.* (2006) observaram também que as piscinas, próximas ao canal principal, geradas pela diminuição do fluxo são muito utilizadas por larvas e peixes juvenis após a desova, indicando que ciclos sazonais de altas e baixas vazões oferecem um conjunto essencial de habitats para berçário, que promovem a sobrevivência e, talvez, a diversidade de espécies de peixes. E ainda a produção de algas epibênticas autóctones é uma importante fonte de carbono orgânico para larvas de peixes e peixes juvenis. Apesar das fontes de carbono serem temporalmente dinâmicas, quando as piscinas ficam isoladas, podem ser determinadas, em parte, por meio de interações ecológicas de produtores, macroinvertebrados herbívoros e peixes predadores, tanto na fase larval, quanto adultos.

Além das características mencionadas, o trecho de cabeceira, por se tratar de área de regeneração da vegetação arbórea permitindo bom sombreamento aéreo, vegetação marginal e presença de troncos, aumenta as áreas de refúgio para as espécies aquáticas. Por outro lado, o trecho de foz, devido ao uso inadequado do solo para agropecuária reduziu a proteção gerada pela mata ciliar, o que, segundo Pereira *et al.* (2012) também acarreta o aumento do processo erosivo das margens, provocando assoreamento e alterações no perfil vertical e na calha do rio.

5.3.4. Caracterização ambiental

A análise de componentes principais indica que o eixo 1 explica 56,2% da variância, sendo que os parâmetros que mais contribuem positivamente para este eixo são o pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio orgânico total e fosfato; e negativamente, turbidez, temperatura, nitrito, amônia e velocidade da água. O eixo 2 explica 23,1% da variância, tendo como parâmetros de maior peso em relação ao eixo, nitrato e área, ambos contribuindo negativamente (Tabela 5.6).

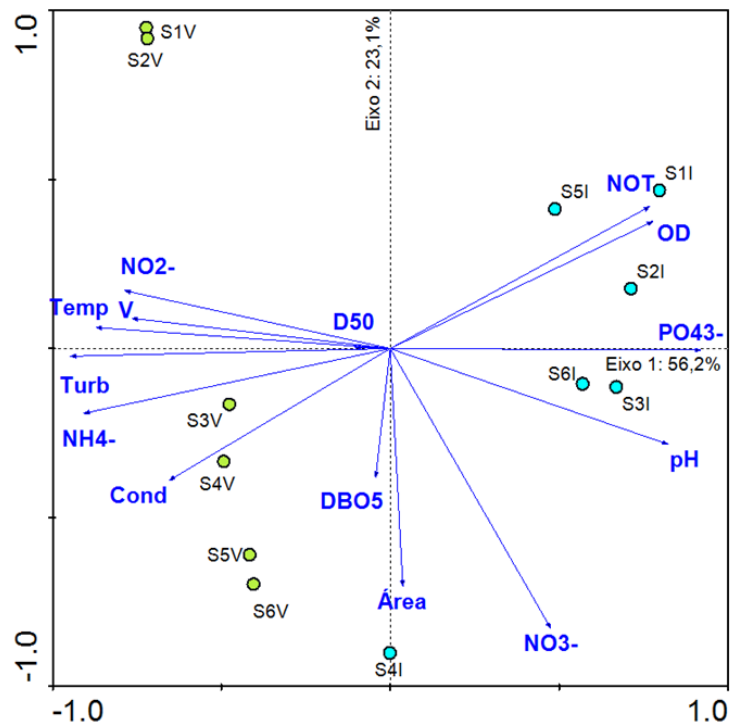
Tabela 5.6. Peso dos 14 parâmetros nos dois componentes principais.

Variáveis	PC 1	PC2
d50	-0.1056	0.0042
pH	0.8230	-0.2832
Cond	-0.6548	-0.3905
Turb	-0.9474	-0.0230
OD	0.7780	0.3767
Temp	-0.8717	0.0623
DBO5	-0.0431	-0.3819
NO3-	0.4749	-0.8287
NO2-	-0.7863	0.1709
NH4-	-0.9081	-0.1923
NOT	0.7686	0.4202
PO43 -	0.9202	-0.0050
Area	0.0370	-0.7036
V	-0.7648	0.0894
Percentual da variância explicada	0,5617	0,2307
Percentual da variância acumulada	0,5617	0,7924

Na Figura 5.5, observa-se que o eixo 2 separou as amostras sazonalmente; as amostras coletadas no verão estiveram posicionadas negativamente em relação ao eixo 1, enquanto as de inverno estiveram posicionadas positivamente, indicando que a qualidade da água observada no inverno esteve melhor que no verão. Já o eixo 1 apresentou certa tendência em separar as amostras

em relação as seções monitoradas de cabeceira e foz. As seções S₁ e S₂, de cabeceira, posicionaram-se sempre positivamente em relação ao eixo 2 e S₄ e S₆, de foz, negativamente. Contudo, S₃, posicionou-se com as de foz, negativamente em relação ao eixo 2 e S₅, alternou positivamente e negativamente em relação a esse eixo.

Figura 5.5. Análise de componentes principais das características físico-químicas, sedimentos e variáveis hidráulicas.



Legenda: NO₃⁻: nitrato; PO₄₃⁻: fosfato; pH: potencial hidrogênio iônico, NH₄⁻: amônia; NOT: nitrogênio orgânico total; OD: oxigênio dissolvido; D50: diâmetro médio do sedimento; Cond: condutividade; Tub: turbidez; NO₂⁻: nitrito; Temp: temperatura; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; V: velocidade.

O código adotado para distinguir as amostras é composto de três caracteres: o primeiro “S” significa seção, o segundo corresponde ao número da seção, o terceiro identifica se amostra foi coletada no inverno (I) ou verão (V).

Fonte: elaborado pela autora.

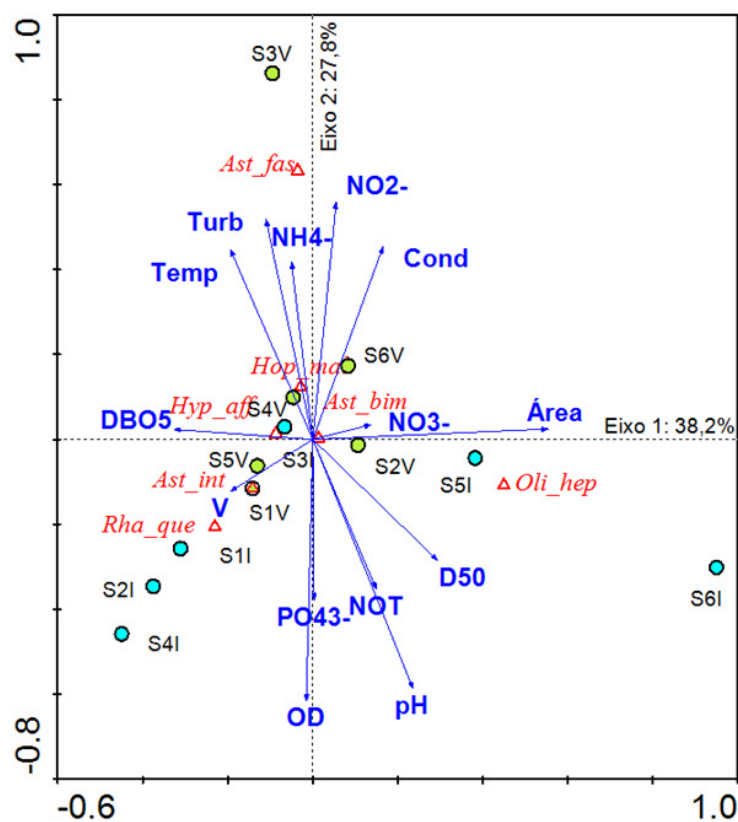
Pode-se inferir que as seções monitoradas distinguem-se sazonalmente com relação aos parâmetros físico-químicos, porém, para um mesmo período sazonal, as variações são pouco relevantes, com variações sutis entre as seções de cabeceira e foz. A granulometria do agregado e a DBO_{5,20} apresentaram-se sem expressão para explicar a variância. A área e as concentrações de nitrato parecem ser as variáveis mais importantes para distinguir as seções de foz. Já a velocidade

da água apresentou-se mais associada ao período sazonal, com maiores velocidades medidas no verão.

A análise de correspondência canônica referente a ictiofauna (Figura 5.6) indica que a espécie *Astyanax bimaculatus* não apresenta correspondência com qualquer das variáveis analisadas, enquanto a espécie *Hypostomus affinis*, apesar de fraca, apresenta relação com a DBO_{5,20}. As espécies *Hoplias malabaricus* e *Astyanax fasciatus*, estiveram relacionadas a má qualidade da água, sendo que esta última de forma mais efetiva, o que vem ao encontro do que outros autores já observaram (MENNI; GÓMEZ; ARMENGOL, 1996; SCHULZ; MARTINS-JUNIOR, 2001), inclusive Schulz e Martins-Junior (2001) propuseram a utilização da espécie *Astyanax fasciatus* como bioindicadora de poluição aquática do rio Sinos no estado do Rio Grande do Sul.

As espécies *Astyanax intermedius* e *Rhamdia quelen* estiveram associadas principalmente ao aumento da velocidade da água, mas apresentaram também relação com a baixa concentração de nitrato e nitrito, enquanto a espécie *Oligosarcus hepsetus* está relacionada a baixas concentrações de DBO_{5,20} e aumento da área do canal.

Figura 5.6. Análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais e a ictiofauna.



Legenda: NO3-: nitrato; PO43-: fosfato; pH: potencial hidrogênio iônico, NH4-: amônia; NOT: nitrogênio orgânico total; OD: oxigênio dissolvido; D50: diâmetro médio do sedimento; Cond: condutividade; Turb: turbidez; NO2-: nitrito; Temp: temperatura; DBO5: demanda bioquímica de oxigênio; V: velocidade.

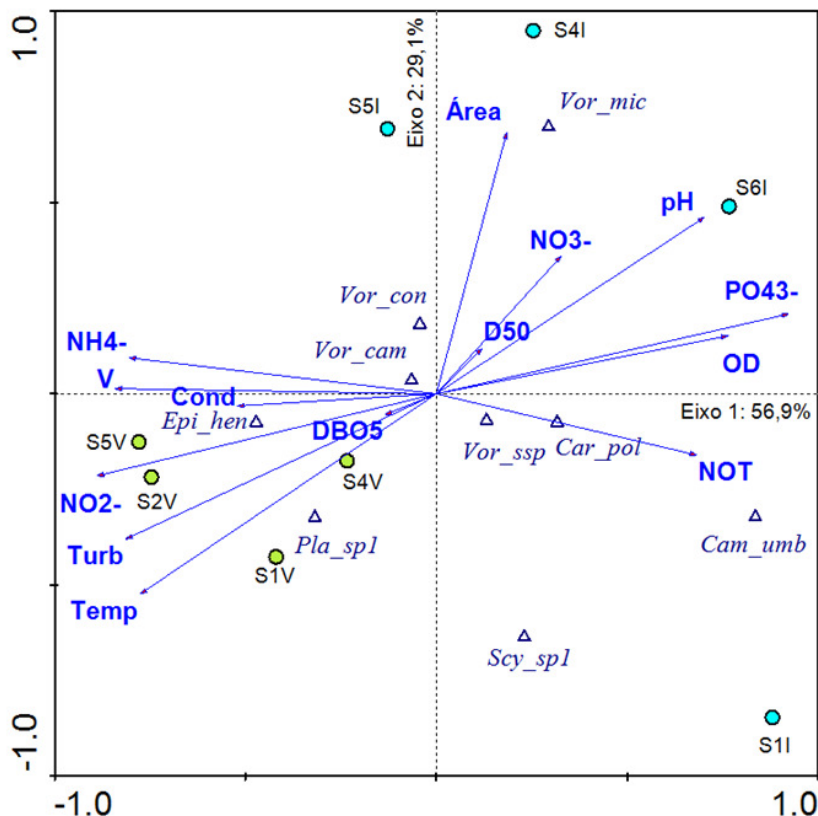
O código adotado para distinguir as amostras é composto de três caracteres: o primeiro “S” significa seção, o segundo corresponde ao número da seção, o terceiro identifica se a amostra foi coletada no inverno (I) ou verão (V)

Ast_bim: *Astyanax bimaculatus*; *Ast_fas*: *Astyanax fasciatus*; *Ast_int*: *Astyanax intermedius*; *Hopl_mal*: *Hoplias malabaricus*; *Hyp_aff*: *Hypostomus affinis*; *Oli_hep*: *Oligosarcus hepsetus*; *Rha_que*: *Rhamdia quelen*.

Fonte: elaborado pela autora.

A análise de correspondência canônica referente aos ciliados peritríqueos (Figura 5.7) indica que os parâmetros físico-químicos relacionados a ambientes com cargas eutróficas elevadas como condutividade e componentes nitrogenados estão associadas às espécies de ciliados peritríqueos que são consideradas indicadoras de ambientes com grau de eutrofização de moderado a poluído tal como a classificação proposta por Foissner e Berger (1996).

Figura 5.7. Análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais e protozoários ciliados pertitríqueos.



Legenda: NO₃⁻: nitrato; PO₄₃⁻: fosfato; pH: potencial hidrogênio iônico, NH₄⁻: amônia; NOT: nitrogênio orgânico total; OD: oxigênio dissolvido; D50: diâmetro médio do sedimento; Cond: condutividade; Tub: turbidez; NO₂⁻: nitrito; Temp: temperatura; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; V: velocidade.

O código adotado para distinguir as amostras é composto de três caracteres: o primeiro “S” significa seção, o segundo corresponde ao número da seção, o terceiro identifica se a amostra foi coletada no inverno (I) ou verão (V)

Car_pol: *Carchesium polypinium*; *Cam_umb*: *Campanella umbellaria*; *Epi_hen*: *Epistylis hentscheli*; *Vor_cam*: *Vorticella campanula*; *Vor_con*: *Vorticella convallaria*; *Vor_mic*: *Vorticella microstoma*; *Pla_sp1*: *Platycola* sp.1; *Scy_sp1*: *Scyphidia* sp.1; *Vor_ssp*: *Vorticella* spp.

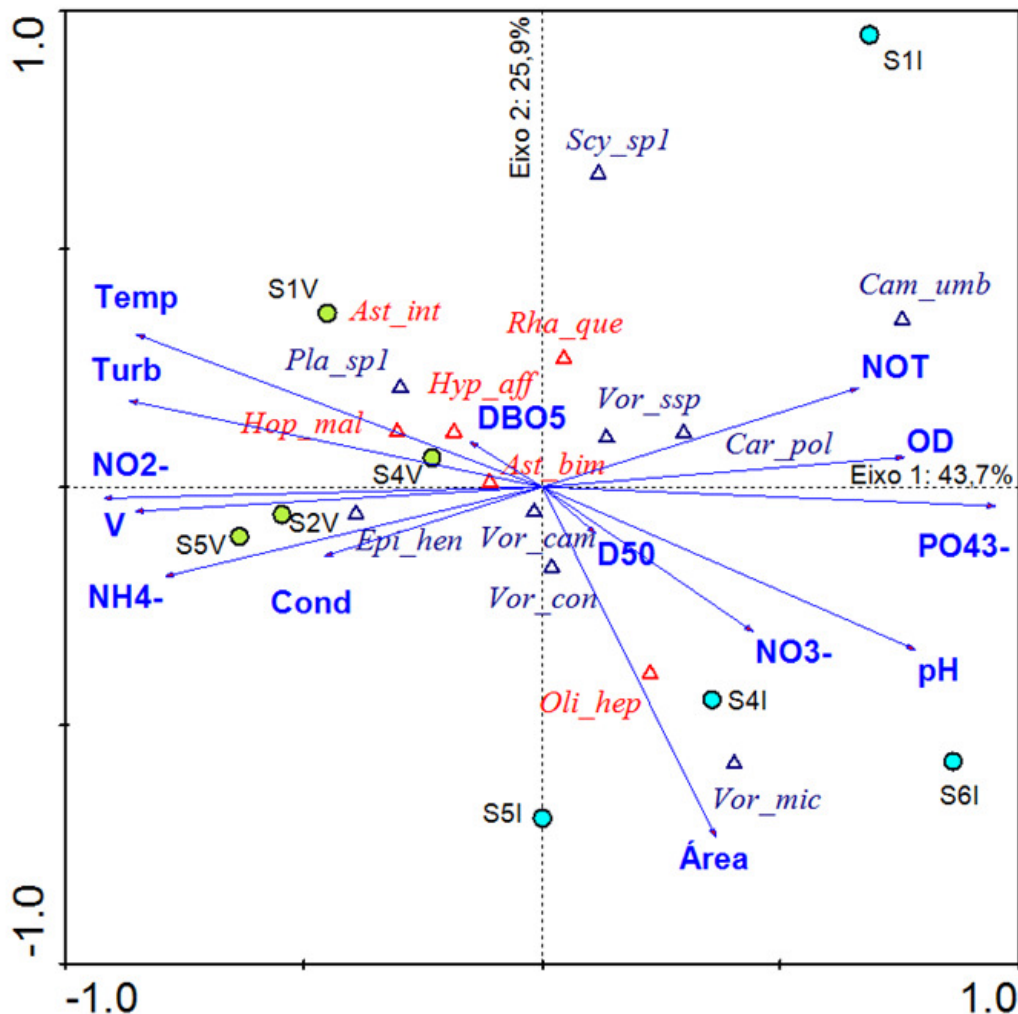
Fonte: elaborado pela autora.

Carchesium polypinium e *Campanella umbellaria* apresentaram-se mais associados a ambientes com uma maior quantidade de nitrogênio orgânico total e a espécie *Epistylis hentscheli* associada a uma maior condutividade. A espécie *Vorticella campanula* não apresentou associação com os parâmetros analisados e *V. convallaria* esteve mais associada a seções com maiores áreas. Entretanto, *Vorticella microstoma*, dentre as espécies identificadas, a que apresenta maior índice de saprobidade, esteve associada a seções com maiores áreas.

A velocidade da água também pode influenciar na estrutura das populações de ciliados sobre a lamínula. Em estudos em um sistema lótico da Alemanha, a população de ciliados começou a decrescer quando o fluxo de água foi superior a $0,5 \text{ m s}^{-1}$ (BEECH; LANDERS, 2002). Neste estudo, observa-se que, com exceção da *Epistylis hentscheli*, as demais espécies indicaram estar associadas a menores velocidades da água.

A análise de correspondência canônica, associando características físico-químicas, ictiofauna e ciliados (Figura 5.8), permite observar que a assembleia de peixes, com exceção do *Oligosarcus hepsetus*, está associada a maiores temperaturas, maior turbidez, menores áreas da seção transversal e menores pH e concentração de nitrato. Observa-se, ainda, que essas espécies se posicionam diametralmente opostas na CCA em relação a *Vorticella microstoma*, sinalizando que as características ambientais favoráveis a essa espécie são desfavoráveis à assembleia de peixes, com exceção do *Oligosarcus hepsetus*.

Figura 5.8. Análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais, peixes e protozoários ciliados.



Legenda: NO₃⁻: nitrato; PO₄³⁻: fosfato; pH: potencial hidrogênio iônico, NH₄⁻: amônia; NOT: nitrogênio orgânico total; OD: oxigênio dissolvido; D50: diâmetro médio do sedimento; Cond: condutividade; Tub: turbidez; NO₂⁻: nitrito; Temp: temperatura; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; V: velocidade.

O código adotado para distinguir as amostras é composto de três caracteres: o primeiro “S” significa seção, o segundo corresponde ao número da seção, o terceiro identifica se amostra foi coletada no inverno (I) ou verão (V)

Ast_bim: *Astyanax bimaculatus*; *Ast_fas*: *Astyanax fasciatus*; *Ast_int*: *Astyanax intermedius*; *Hopl_mal*: *Hoplias malabaricus*; *Hyp_aff*: *Hypostomus affinis*; *Oli_hep*: *Oligosarcus hepsetus*; *Rha_que*: *Rhamdia quelen*; *Car_pol*: *Carchesium polypinum*; *Cam_umb*: *Campanella umbellaria*; *Epi_hen*: *Epistylis hentscheli*; *Vor_cam*: *Vorticella campanula*; *Vor_con*: *Vorticella convallaria*; *Vor_mic*: *Vorticella microstoma*; *Pla_sp1*: *Platycola* sp.1; *Scy_sp1*: *Scyphidia* sp.1; *Vor_ssp*: *Vorticella* ssp.

Fonte: elaborado pela autora.

5.4. Conclusão

O estudo da topobatimetria e a modelagem hidráulica para caracterizar as duas áreas de estudo possibilitaram a ampliação da percepção das particularidades locais, principalmente em relação às características das áreas de inundação marginais, uma vez que, no trecho de cabeceira tais características apresentam destacada função ecológica.

As alterações ambientais devido à sazonalidade apresentaram maior repercussão sobre as características físico-químicas que o posicionamento geográfico das seções na BHRES, indicando inclusive que a qualidade da água observada no inverno esteve melhor que no verão.

A análise das características físico-químicas, principalmente DBO_{5,20} e turbidez, apontam para o aporte de concentrações acima do tolerável de matéria orgânica e erosão/lixiviação do solo, o que reforça a recomendação do Capítulo 3 quanto à necessidade da intervenção humana relacionada ao uso e ocupação do solo na BHRES.

A composição da assembleia de peixes, caracterizada por forte abundância de *Astyanax bimaculatus*, espécie generalista/oportunista, indicou ambiente com qualidade ambiental de baixa a moderada. Contudo, maiores detalhes sobre o nível do impacto ambiental sofrido pelas áreas investigadas só seriam possíveis com estudos mais aprofundados da ecologia da BHRES, inclusive pesquisando as causas da preponderância de uma espécie generalista sobre as demais. Cabe ainda destacar que não foram observadas espécies exóticas.

Protozoários ciliados peritríqueos também apontaram para ambientes moderadamente poluídos, tendo-se observado maior abundância de protozoários característicos de ambientes entre alfamesossapróbios e betamesossapróbios. Alerta-se para a presença de *Vorticella microstoma*, protozoário com índice de saprobidade máximo, associado às seções de maiores áreas.

Por fim, tanto os dados bióticos quanto os abióticos sinalizam a necessidade da adoção de medidas mitigadoras relacionadas à conservação dos corpos hídricos, uma vez que os resultados indicam que uso antrópico tem comprometido a qualidade da água e a biodiversidade aquática.

CAPÍTULO 6. ÍNDICE DE ADEQUAÇÃO DE HABITAT DE PEIXES NEOTROPICAIS COMO SUBSÍDIO PARA MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS: BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO, MINAS GERAIS, BRASIL.

RESUMO

O gerenciamento de recursos hídricos que vise proteger o ecossistema envolvido exige a utilização de modelos de avaliação da ecologia e habitat dos rios. Índices de adequação de habitat são importantes ferramentas nesse sentido. Neste capítulo, identificou-se se os seis mesohabitats monitorados na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES) apresentavam características físico-químicas e de composição da ictiofauna capazes de subsidiar a elaboração de curvas de adequação de habitat únicas para toda a BHRES ou se heterogeneidade ambiental e diferenças na composição das espécies, com conseqüente influência na disponibilidade de alimento, predação, competição e disponibilidade de habitat demandariam curvas de adequação de habitat distintas para áreas de cabeceira e foz. No caso, observou-se que, tanto nas seções do trecho de cabeceira, que têm área de contribuição variando entre 21% e 28% da BHRES, quanto nas seções de foz, que têm área de contribuição variando entre 89% e 91%, não houve diferenças significativas com relação à granulometria dos sedimentos, parâmetros de qualidade da água, abundância, riqueza, diversidade e composição da ictiofauna. Esse padrão sugere que curvas de adequação de habitat, subsidiadas por dados coletados em mesohabitats distintos, poderiam ser elaboradas para o macrohabitat, abrangendo a BHRES como um todo.

Palavras chave: assembleia de peixes, mesohabitat, ecohidrologia.

ABSTRACT

The management of water resources in order to protect the ecosystem requires the evaluation models of river ecology and habitat to be used. Habitat suitability indices are important tools in this regard. In this study, we analyzed if six mesohabitats monitored in Espírito Santo stream basin (ESSB) had physical and chemical characteristics associated to fish fauna composition to support the development of unique habitat suitability curves for all ESSB. Or if environmental heterogeneity and differences in species composition, with consequent impact on biological interactions (food availability, predation, competition and habitat availability) would require adaptation curves of different habitat headwater and mouth areas. In this case, it was observed that

both the stretch of the headwater sections with area contribution values ranging between 21% and 28% of ESSB, as the mouth sections, whose contributions area ranged between 89% and 91% showed no significant differences in respect to the grain size of the sediment, water quality parameters, abundance, richness, diversity and fish composition. These parameters indicated that habitat suitability curves, subsidized by data collected in different mesohabitats could be generalized to the ESSB as a whole.

Keywords: fish assemblage, mesohabitat, ecohydrology

6.1. Introdução

A evolução natural do rio e do seu habitat manifesta-se na diversidade de formas de vida que a ecologia do rio pode manter. Entre outros fatores determinantes dos habitats disponíveis em um rio, a quantidade e a velocidade de escoamento são modeladores fundamentais da forma do leito, criando diferentes nichos ecológicos, tais como remansos e corredeiras. O próprio leito pode ser dividido em diferentes gradientes de acordo com a granulometria do seu sedimento, que pode incluir areia, cascalho ou matacões e diferentes tipos de vegetação (WU; MAO, 2007).

Nos países desenvolvidos tem-se observado uma mudança no cenário geral da gestão das águas. Conceitos relacionados à conservação ecológica tem ganhado destaque nos projetos de engenharia. Para tanto, torna-se necessário desenvolver modelos de avaliação da ecologia e habitat dos rios, de forma a subsidiar o planejamento e gestão dos corpos de água (JOWETT; HAYES; DUNCAN, 2008).

O habitat requerido para cada espécie é variável dependendo de sua fase de vida, sazonalidade e padrões de comportamento. Tradicionalmente, a gestão das águas tem se concentrado em obras de engenharia projetadas para fornecer água ou para evitar inundações, ignorando as intervenções nos nichos ecológicos da biota aquática (WU; MAO, 2007).

Modelos de previsão de distribuição das espécies são importantes. No entanto, apesar da ampla utilização de modelos preditivos (CLAUSEN *et al.*, 2004; DUNCAN; CARTER, 1997; GHANEM; STEFFLER; HICKS, 1996; JOWETT; DUNCAN, 2012; MILHOUS; UPDIKE; SCHNEIDER, 1989; OLSEN; STOKSETH, 1995; WADDLE *et al.*, 2000), muitos instrumentos são considerados insuficientes para modelar erros e incertezas, uma vez que modelos são tentativas de resumir padrões de distribuição complexos, com um conjunto reduzido de variáveis de previsão,

e inevitavelmente contêm algum grau de incompatibilidade entre as suas previsões e os padrões reais que descrevem (BARRY; ELITH, 2006).

Embora a teoria ecológica e a observação sugiram que há associações não aleatórias entre as variáveis ambientais e presença/ausência/abundância de espécies, os processos ecológicos que levam a essa associação são geralmente complexos (BARRY; ELITH, 2006).

Fatores abióticos e bióticos podem influenciar a distribuição e abundância de uma espécie, e diferentes processos podem dominar em diferentes partes de sua escala. Isto é, o limite de distribuição de determinada espécie pode ser determinado por respostas fisiológicas ao meio ambiente, mas essas respostas são susceptíveis de serem influenciadas, algumas vezes fortemente, por interações com outras espécies (LEATHWICK; AUSTIN, 2001).

Portanto, é importante não ser excessivamente otimista quanto à capacidade de previsão dos modelos baseados apenas em aspectos ambientais para recuperar o ambiente e o padrão de abundância para a maioria das espécies (ARTHINGTON *et al.*, 1992; PUSEY, 1998). Além disso, o padrão de presença/ausência de uma espécie depende, em parte, da escala em que as medições são feitas e como estas estão relacionadas com as escalas espaciais sobre as quais a variação ocorre nos processos que determinam a distribuição (BARRY; ELITH, 2006).

Para um registro de espécies muito limitado, uma opção é a criação do modelo de Índice de Adequação de Habitat – IAH (*Habitat Suitability Index* – HSI). O método baseia-se no julgamento de especialistas que identificam as variáveis críticas que podem ser usadas para caracterizar o habitat adequado através de um modelo conceitual de como a espécie responde ao ambiente (USFWS, 1980).

Modelos de IAH são projetados para quantificar características físicas, químicas e biológicas dos habitats aquáticos e determinar a adequação do habitat medido por espécies indicadoras selecionadas. Em geral, os modelos de adequação de habitat são construídos sobre as variáveis independentes (por exemplo, velocidade, profundidade, índice de canal etc.) que podem ser quantificadas em uma escala contínua, ou não, e associadas à presença da espécie alvo numa escala contínua de adequação que varia de 0 (não atende aos requisitos de habitats da espécie) a 1 (atende aos requisitos de habitat da espécie plenamente) (BOVEE, 1986; DE KERCKHOVE *et al.*, 2008; JOWETT; HAYES; DUNCAN, 2008).

O IAH descrito na Tabela 6.1 tende a ser altamente específico para o corpo de água a partir do qual os dados são colhidos, associando a densidade ou frequência de peixes às variáveis de habitat.

Tabela 6.1. Avaliação do índice de adequação de habitat.

Posição atribuída	Avaliação da adequação de habitat	Descrição
1,00	Excelente	O habitat disponível é muito apropriado. Não são identificadas limitações de adequação para a estádio de vida considerado.
0,75	Acima da média	O habitat disponível tem ligeiras limitações para o estádio de vida em consideração.
0,50	Média	O habitat disponível é capaz de suportar o estádio de vida em consideração, mas pode não ser o habitat mais desejável.
0,25	Abaixo da média	Limitações de moderadas a severas estão presentes para o estádio de vida em consideração.
0,00	Inadequado	A adequação de habitat é insignificante ou inexistente.

Fonte: Adaptado de (CEAA, 2013)

É difícil testar modelos IAH porque geralmente não há dados para sua avaliação (BARRY; ELITH, 2006), mas alguns estudos demonstram tanto resultados de sucesso (MITCHELL; ZIMMERMAN; POWELL, 2002) quanto desempenho preditivo fraco (GUAY *et al.*, 2003; LOUKMAS; HALBROOK, 2001). No entanto, Bovee (1982) defende que os modelos de IAH são mais úteis do que qualquer outro modelo, com a vantagem de quantificar a opinião de especialistas e fornecer base para discussão e refinamento.

Contudo heterogeneidade ambiental, disponibilidade de alimento, predação, competição e disponibilidade de habitat influenciam os padrões de ocupação de espécies nos cursos de água (LEAL; JUNQUEIRA; POMPEU, 2011; THOMAS; BOVEE, 1993). Os efeitos diferenciais desses fatores podem limitar a aplicabilidade do IAH em ambientes ou condições diferentes para as quais foi desenvolvido (VADAS JR.; ORTH, 2001).

Nesse contexto, o objetivo deste capítulo é elaborar curvas de adequação de habitat para as variáveis independentes (velocidade, profundidade, índice de canal e índice de qualidade da água) para a bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES), avaliando se existem curvas capazes de modelar a BHRES ou se a mesma exige curvas distintas por área de estudo.

6.2. Material e Métodos

6.2.1. Área de estudo

Para a elaboração das curvas de habitat foram investigadas seis seções transversais do curso de água principal da BHRES, cujas características foram apresentadas nos Capítulos 3 e 5. As três primeiras seções situam-se em um trecho de cabeceira, no Córrego Taquaras, e as três últimas em um trecho de foz, já no denominado ribeirão do Espírito Santo.

Foram realizadas quatro campanhas de monitoramento, que ocorreram de 3 a 5 de agosto de 2012, 15 a 17 de fevereiro e 4 a 7 de julho de 2013 e 10 a 12 de janeiro de 2014, abarcando duas estações de inverno e duas de verão. Os trabalhos de campo compreenderam coletas de amostras de sedimento, água, espécimes de peixes e variáveis hidráulicas (profundidade, largura, velocidade e vazão) nas seis seções da BHRES, cujas coordenadas geométricas são apresentadas na Tabela 4.1 (Capítulo 4). Ressalta-se que a coleta de peixes foi realizada em um segmento de 100 m, tomando-se as características observadas em cada seção como características típicas do trecho investigado.

6.2.2. Monitoramento de dados abióticos

6.2.2.1. Sedimentos e variáveis hidráulicas

A descrição da metodologia adotada para o monitoramento dos sedimentos (D_{50}) e das variáveis hidráulicas podem ser observadas no capítulo 4, itens 4.2.2.1 e 4.2.2.2, respectivamente.

6.2.2.2. Qualidade da água

Os parâmetros físico-químicos da água investigados nas quatro campanhas de campo e a metodologia adotada seguem a descrição apresentada no item 5.2.2.2 (Capítulo 5). O experimento de análise da $DBO_{5,20}$ foi perdido para as amostras da primeira campanha de campo. As análises de nutrientes (nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio total, fosfato, fósforo) da primeira, terceira e quarta campanhas foram processadas no Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UFJF. Contudo, devido à impossibilidade de se realizar as análises da segunda campanha de monitoramento no LEA, essas foram realizadas em um laboratório particular.

6.2.3. Determinação do índice de canal

O índice de canal foi determinado pela composição da cobertura e do substrato (BOVEE, 1982; GUEDES, 2013; OLIVEIRA, I. C., 2013; PELISSARI, 2000). O código referente à cobertura considerou o grau de sombreamento, vegetação marginal e obstruções no leito nos segmentos

amostrados em ambos os trechos estudados. Os valores adotados para a cobertura obedeceram a classificação conforme ilustrado na Figura 6.1.

Figura 6.1. Códigos referentes à cobertura que compõem o Índice de Canal.



1 - Ausente



2 -Sombreamento aéreo fraco



3 - Sombreamento aéreo forte



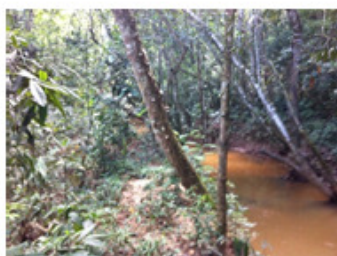
4 - Vegetação marginal e/ou troncos escassos



5 - Vegetação marginal e/ou troncos abundantes



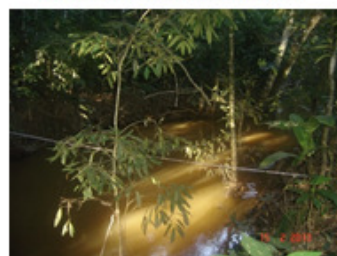
6 -Sombreamento aéreo fraco e vegetação marginal e/ou troncos escassos



7 - Sombreamento aéreo forte e vegetação marginal e/ou troncos escassos



8 - Sombreamento aéreo fraco e vegetação marginal e/ou troncos abundantes



9 - Sombreamento aéreo forte e vegetação marginal e/ou troncos abundantes

Fonte: elaborado pela autora.

O código referente ao substrato considerou o diâmetro médio do agregado nas seções monitoradas, cujo sedimento foi ensaiado, tomando-se por base a escala de Wentworth apresentada na Tabela 6.2.

Tabela 6.2. Código referente ao substrato que compõe o índice de canal.

Código	Dimensões (metros)	Descrição do substrato
1	< 3.90625 μm	Argila
2	3.90625–62.5 μm	Silte
3	62.5 - 2 mm	Areia
4	2 – 64 mm	Cascalho
5	64–256 mm	Seixos
6	> 256 mm	Rocha

Fonte: adaptado de Wentworth (1922)

6.2.4. Determinação do índice de qualidade da água

No estado de Minas Gerais, a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e de Desenvolvimento Sustentável (SEMAD) determina o sistema de cálculo da qualidade da água através do estabelecimento das equações do índice de qualidade das águas (SEMAD/MG, 2005). A determinação do índice de qualidade água (IQA) agrega nove parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais, nitrato total, fosfato total, coliformes fecais e temperatura.

Neste trabalho, especificamente, dado o monitoramento de apenas seis dos nove parâmetros necessários ao cálculo do IQA (pH, turbidez, OD, nitrato total, fósforo total e temperatura) implantou-se uma rede neural artificial (RNA) objetivando calcular o IQA para cada uma das seis seções monitoradas nas quatro campanhas de campo realizadas, uma vez que esta técnica se aplica bem para modelagem de equações para regressão (FERNEDA, 2006; VILLAS BOAS; OLIVEIRA; AZEVEDO, 2013).

Para calibração de uma RNA é necessária a obtenção de dados para treinamento. Para tanto, utilizaram-se todos os dados disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) por meio do Hidroweb (ANA, 2014), para dois rios de bacias distintas, no caso, o rio das Velhas e o rio Paraibuna, ambos no estado de Minas Gerais. A base de dados disponível, composta por todas as amostragens que possuíam os nove parâmetros de qualidade da água, necessários ao cálculo do IQA, totalizaram 1800 dados.

A partir dos dados obtidos por meio do HidroWeb, procedeu-se ao cálculo do IQA para cada um dos 1800 conjuntos de dados. Utilizando-se a metodologia proposta por Haykin (2001) e Kovács (2006), implementou-se, no Matlab, uma RNA para determinar o IQA utilizando-se apenas

seis parâmetros. Processou-se o treinamento com os dados obtidos para o rio das Velhas e o rio Paraibuna, excluindo-se DBO, coliformes totais e sólidos totais, que corresponderam aos parâmetros não-medidos nos experimentos de campo.

O resultado final do processo de identificação da melhor configuração de rede, balizado pela utilização do erro médio quadrático (EMQ) indicou que a função de ativação “sigmóide”, com 11 neurônios na camada intermediária, gerou uma melhor performance de regressão na rede. Eliminando-se as execuções que se afastaram da média mais ou menos o desvio padrão, obteve-se a média dos valores que permaneceram no intervalo considerado aceitável, sendo este adotado como o IQA da amostra, permitindo a determinação do IQA nas seis seções monitoradas nas quatro campanhas de campo.

6.2.5. Ictiofauna

6.2.5.1. Captura da ictiofauna

A metodologia adotada para a captura da ictiofauna nas quatro campanhas de campo foi aquela descrita no Capítulo 5, item 5.2.3.1.

A licença para coleta, captura e transporte dos peixes obtida sob o número 090/12, pelo período de 20/07/2012 a 20/07/2013 foi renovada sob o número 076/2013 pelo período de 12/07/2013 a 12/07/2014 junto ao Núcleo da Pesca na Diretoria de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade no Instituto Estadual de Florestas do Estado de Minas Gerais, processo 0130120-1561-2013 (Anexo).

6.2.5.2. Identificação das espécies e desenvolvimento das gônadas

A fixação e identificação dos táxons seguiram a metodologia descrita no item 5.2.3.1. (Capítulo 5). De acordo com as características macroscópicas e microscópicas das gônadas, foram determinados quatro estádios de maturação gonadal: (1) imaturo (2) em maturação, (3) maduro e (4) gônada esgotada, seguindo a metodologia adotada por Prado *et al.* (2011).

Contudo, como o número de indivíduos em cada estágio foi relativamente pequeno para subsidiar curvas de adequação de habitat em quatro estádios de desenvolvimento, optou-se por agrupar os estádios (1) e (2) e denominá-los de juvenil e os estádios (3) e (4) e denominá-los de adulto.

Após a identificação de espécies e estágio de desenvolvimento gonadal, os espécimes foram tombados e depositados na coleção ictiológica do Museu de Zoologia João Moojen da UFV.

6.2.5.3. Determinação da constância

Para determinação da constância de ocorrência foi utilizada a Equação 6.1, onde C é o valor de constância da espécie; p é o número de coletas contendo a espécie estudada e; P é o número total de coletas efetuadas, no caso 24 coletas. Neste estudo, uma espécie foi considerada constante quando C maior que 50%, acessória quando C entre 50% e 25%, e acidental quando C menor ou igual a 25%. Como espécies raras foram consideradas aquelas coletadas em apenas uma rede para um único trecho em uma única seção (COPATTI; COPATTI, 2011).

$$C = \frac{p}{P} \times 100$$

Equação 6.1

6.2.5.4. Estimativa de riqueza

Os dados de riqueza foram utilizados para a construção das curvas de acumulação de espécies em relação ao esforço amostral. Para a estimativa da riqueza de espécies de peixes, foi utilizado o estimador Chao 1 e o cálculo desenvolvido no programa EstimateS (Versão 8.2) (COLWELL, 2011) baseado em 200 aleatorizações. Para a construção das curvas e cálculo dos intervalos de confiança (95%) utilizou-se o programa Statistica 7 (STATSOFT, 2002).

6.2.6. Curvas de índice de adequação de habitat

As curvas de índice de adequação de habitat (IAH) foram construídas para os estádios de desenvolvimento juvenil e adulto para cada uma das espécies consideradas acessórias ou constantes. Este procedimento foi adotado para que espécies acidentais ou raras, que podem ter sido sub-amostradas, não resultassem em curvas de adequação de habitat equivocadas (TERESA; CASATTI, 2013).

A construção das curvas de IAH baseou-se na metodologia da categoria III, proposta por Bovee (1986). As curvas funcionais relacionaram a abundância às quatro variáveis de interesse: profundidade, velocidade, índice de canal e índice de qualidade da água. Para tanto, associou-se a quantidade de indivíduos capturados por espécie por estágio de desenvolvimento, a determinado intervalo de valores da variável de interesse. Posteriormente, tal curva foi normalizada, dividindo-se a quantidade de indivíduos capturados por classe pela quantidade total indivíduos daquela

espécie/estádio de desenvolvimento. O quociente desta divisão foi padronizado dividindo o valor pelo maior quociente obtido, de forma que a abundância das classes variasse de zero a um (GUEDES, 2013; OLIVEIRA, I. C., 2013; TERESA; CASATTI, 2013).

6.2.7. Análise dos dados

6.2.7.1. Identificação de semelhança entre as seções monitoradas

Com a finalidade de identificar semelhanças estatísticas entre as seções monitoradas, comparando as características das áreas de cabeceira e foz da bacia hidrográfica, os dados relativos a ictiofauna (abundância por espécie), sedimentos (D_{50}), qualidade da água (pH, condutividade, cor, turbidez, OD, temperatura, nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio total, fosfato, fósforo e DBO) e variáveis hidráulicas (área, velocidade, vazão, largura e profundidade) medidas em cada seção foram testadas quanto à distribuição da amostra (teste de normalidade de Shapiro-Wilk) (SHAPIRO; WILK; CHEN, 1968) e variância da amostra (teste de Levene) (BROWN, M. B.; FORSYTHE, 1974).

Para aqueles parâmetros que obtiveram “p” (nível de significância de dois lados) maior ou igual a 0,05 tanto para o teste de Shapiro-Wilk quanto para o teste de Levene, foi aplicada a análise de variância (One-way ANOVA) (STATSOFT, 2002). Na análise de variância os parâmetros que geraram valores de p maiores ou iguais a 0,05, indicaram que as seções não se diferenciavam naqueles parâmetros. Contudo, para os parâmetros em que p foi menor que 0,05, indicando que havia diferença entre as seções, aplicaram-se os testes de Tukey e Fisher (STATSOFT, 2002) para determinar diferenças significativas entre as médias dos grupos, indicando as seções mais semelhantes. Como o teste de Tukey é mais conservador que o de Fisher, aplicaram-se ambos a fim de verificar como as seções se agrupariam.

Para os parâmetros que não atenderam aos pré-requisitos para a utilização de testes paramétricos, utilizou-se o teste ANOVA Kruskal-Wallis (STATSOFT, 2002), obtendo-se o valor de p comparando-se todas as seções, e, o valor de p associado a cada comparação entre duas seções, permitindo assim identificar seções mais semelhantes.

Cabe ressaltar que todas as análises foram realizadas com o uso do programa Statistica[®], versão 7, e um valor p para os dois lados inferior a 0,05 foi considerado como indicativo de significância estatística.

6.2.7.2. Análise de correlação

A análise de correlação foi utilizada como ferramenta auxiliar para melhor entendimento das relações entre as métricas estudadas. Para os parâmetros que atenderam aos pré-requisitos para a utilização da correlação paramétrica, foi aplicado o coeficiente de correlação, o R de Pearson, também chamada de correlação linear. Contudo, como alguns parâmetros não atenderam aos pré-requisitos para a utilização de análises paramétricas, foi utilizada a correlação R de Spearman para correlacionar todas as variáveis.

6.2.7.3. Análise multivariada

A análise multivariada corresponde a um conjunto de técnicas estatísticas que objetivam relacionar as variáveis pesquisadas (HAIR, 1998). O propósito da ordenação é simplificar a interpretação de um conjunto de dados complexo. Porém, este propósito pode não ser alcançado quando há um número muito grande de variáveis ambientais. Neste sentido, reduziu-se o número de variáveis, eliminando-se variáveis colineares, que poderiam inflar os resultados e dificultar a análise dos mesmos. As variáveis ambientais consideradas foram temperatura, pH, OD, nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio orgânico total, ortofosfato, turbidez, condutividade, D₅₀, índice de canal, vazão e área das seções monitoradas.

Análise de Componentes Principais

A Análise de Componentes Principais (*Principal Component Analysis – PCA*) é uma técnica usada para reduzir a dimensão de problemas multivariados e detectar os parâmetros mais significativos que descrevem o conjunto de dados com a mínima perda dos dados originais (GUEDES *et al.*, 2012; MOURA; BOAVENTURA; PINELLI, 2010), procurando redistribuir a variação nas variáveis de forma a obter um conjunto ortogonal de eixos não correlacionados (ZHANG *et al.*, 2011).

A PCA foi aplicada utilizando-se o programa CANOCO for Windows, versão 4.5 (BRAAK; ŠMILAUER, 2002), com dados transformados, utilizando-se a sua transformação logarítmica padrão (LEPŠ; ŠMILAUER, 1999), obtendo-se os autovalores, autovetores e o peso das variáveis nas componentes principais. Os autovalores apresentaram o percentual da variação total representada pelo componente e o peso das variáveis apresentaram as correlações entre as variáveis e o componente. Extraíu-se os componentes capazes de sintetizar uma variância acumulada em torno de 70%. Para efeitos de avaliação dos componentes foram considerados os

pesos de cada variável que compunham a combinação linear, destacando-se as variáveis que possuíam uma significância maior que 0,7.

Análise de Correspondência Canônica

A relação entre os 14 descritores físico-químicos e do habitat e a estrutura quantitativa da ictiofauna de cada seção monitorada foi avaliada através da Análise de Correspondência Canônica (*Canonical Correspondence Analysis – CCA*), implementada no programa computacional CANOCO 4.5 (TER BRAAK & SMILAUER 2002), com dados transformados, utilizando-se a sua transformação logarítmica padrão (LEPŠ; ŠMILAUER, 1999). A análise permitiu representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras, espécies e variáveis ambientais. A estabilidade e o significado da CCA foram avaliados através do teste de Monte Carlo, um teste não paramétrico que permite a validação da variância encontrada frente à variância simulada, utilizando-se 5999 permutações.

Caracterização da assembleia de peixes

A estrutura da assembleia de peixes foi caracterizada pela abundância, riqueza de táxons, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'). Os procedimentos foram realizados utilizando o programa Past (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Para avaliar o efeito dos mesohabitats sobre a riqueza, abundância e índice de diversidade de Shannon-Wiener foi aplicado o One-Way ANOVA ($\alpha = 0,05$) (STATSOFT, 2002).

A análise de espécies indicadoras (IndVal) e o teste do procedimento de permutação multi-resposta (*multi-response permutation procedure - MRPP*) foram utilizados para avaliar, respectivamente, as possíveis espécies tipicamente associadas e as diferenças significativas na composição de espécies nas estações do ano, entre seções e entre o trecho de cabeceira e o de foz, por meio do programa PC-ORD 5.15 (MCCUNE; MEFFORD, 2006).

6.3. Resultados

6.3.1. Ictiofauna

Durante as quatro campanhas de campo, foram identificadas oito espécies de cinco famílias, como pode ser observado na Tabela 6.3. A família mais abundante e rica foi a Characidae, com 252 indivíduos de quatro espécies, correspondendo a 69,23% do total amostrado. As demais

famílias identificadas apresentaram apenas uma espécie cada. A família Cichlidae foi a mais rara com apenas um indivíduo, representando 0,0027% do total amostrado.

Tabela 6.3. Quantidade de indivíduos jovens e adultos identificados em cada segmento estudado por espécie.

Espécie	S ₁		S ₂		S ₃		S ₄		S ₅		S ₆		Total			C
	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	T	
Characiformes																
CHARACIDAE																
<i>Astyanax bimaculatus</i>	28	18	7	11	11	16	21	19	7	22	15	12	89	98	187	95,83%
<i>Astyanax cf fasciatus</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	4	0	4	8,33%
<i>Astyanax intermedius</i>	4	0	2	3	0	1	0	0	0	0	0	0	6	4	10	16,67%
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	1	1	0	6	0	6	0	2	1	7	2	25	4	47	51	58,33%
ERYTHRINIDAE																
<i>Hoplias malabaricus</i>	3	6	4	4	2	3	0	2	1	1	0	1	10	17	27	50%
Perciformes																
CICHLIDAE																
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	-
Siluriformes																
LORICARIIDAE																
<i>Hypostomus affinis</i>	9	7	6	1	3	2	5	7	5	3	4	3	32	23	55	91,67%
PIMELODIDAE																
<i>Rhamdia quelen</i>	1	10	0	5	0	2	0	5	0	2	2	2	3	26	29	58,33%

Legenda: S₁ – seção 1, S₂ – seção 2, S₃ – seção 3, S₄ – seção 4, S₅ – seção 5, S₆ – seção 6, J – juvenil, A – adulto, C – constância de ocorrência da espécie.

A campanha que coletou a maior número de indivíduos foi a campanha 2 (Fevereiro/2013) capturando 155 indivíduos e a campanha que capturou a menor quantidade foi a campanha 3 (Julho/2013), com 61 indivíduos.

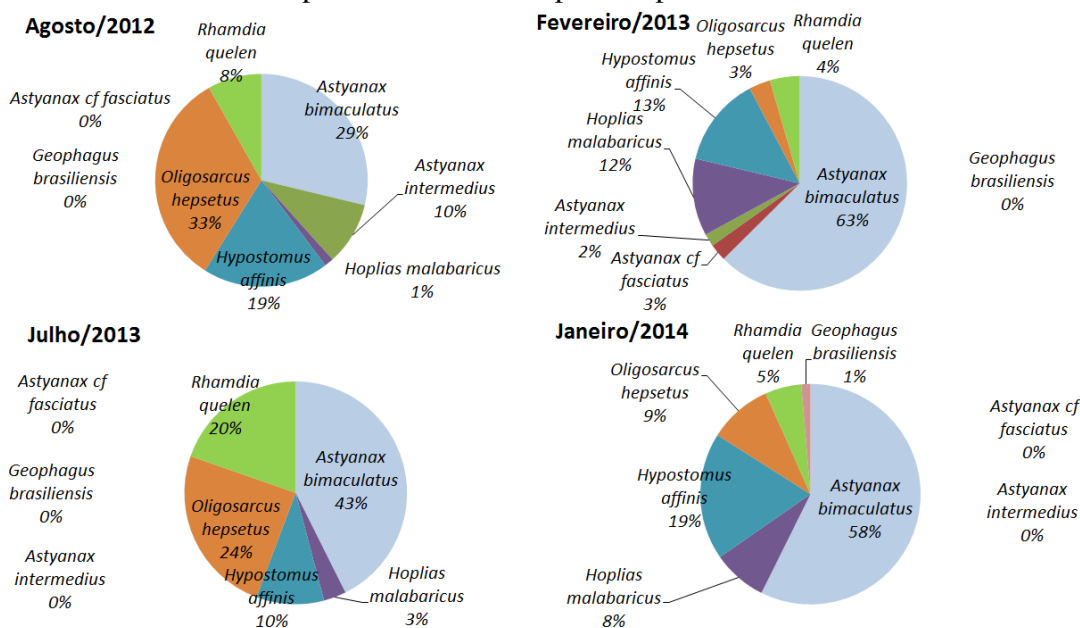
Em cinco das oito espécies identificadas, a maior quantidade de indivíduos capturados foi adulta. Contudo, nas espécies *Astyanax cf fasciatus*, *Astyanax intermedius* e *Hypostomus affinis*, observou-se o contrário. Cabe destacar que a quantidade de indivíduos jovens para *Oligosarcus hepsetus* e *Rhamdia quelen* variou entorno de 10% da quantidade capturada de indivíduos adultos.

As espécies *Astyanax cf fasciatus* e *Astyanax intermedius* foram consideradas acidentais, a espécie *Hoplias malabaricus* considerada acessória; e as espécies, *Astyanax bimaculatus*, *Hypostomus affinis*, *Oligosarcus hepsetus* e *Rhamdia quelen* constantes.

A Figura 6.2 apresenta o percentual de espécies identificadas por campanha de monitoramento. A espécie *Astyanax bimaculatus*, com exceção da primeira campanha

(Agosto/2012), foi sempre a mais abundante. Contudo, nas campanhas de inverno observou-se uma redução da sua abundância em relação às campanhas de verão; o mesmo comportamento foi observado com *Hoplias malabaricus*. O inverso ocorreu com *Oligosarcus hepsetus* e *Rhamdia quelen* que apresentaram um percentual maior em relação à quantidade total de indivíduos coletados nas campanhas de inverno. Entretanto, *Hypostomus affinis* não mostrou associação da abundância com o período de coleta.

Figura 6.2. Percentual das espécies identificadas por campanha de monitoramento.

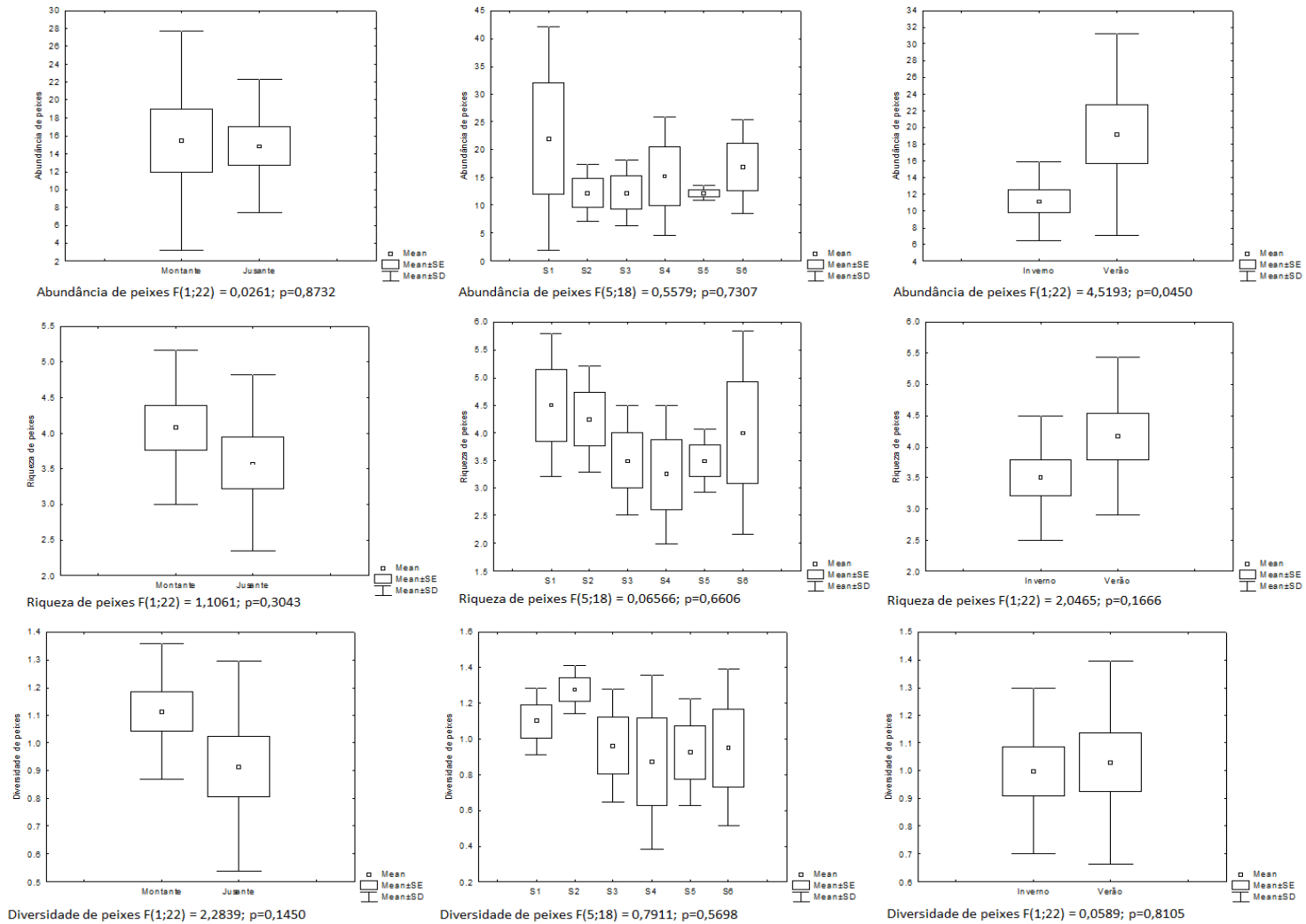


Fonte: elaborado pela autora.

A espécie *Astyanax intermedius* foi identificada apenas na primeira e segunda campanha de campo e a *Astyanax cf fasciatus* apenas na segunda. Estas duas espécies foram consideradas acidentais sendo que a primeira foi encontrada apenas nas seções 1, 2 e 3 (Trecho I) e a segunda em ambos os trechos, cabeceira e foz, porém apenas nas seções 3 e 6.

A Figura 6.3 apresenta a ANOVA da abundância, riqueza e do índice de diversidade, para os dois trechos monitorados, os seis mesohabitats e as duas estações. Observa-se que abundância, riqueza e diversidade são consideradas iguais tanto entre trechos, quanto entre seções (mesohabitats). Contudo a abundância é diferente entre as campanhas de verão e inverno ($p=0,045$), apesar de riqueza e diversidade serem iguais.

Figura 6.3. Análise de variância da abundância, riqueza e índice de diversidade nos trechos de cabeceira e foz, nas seis seções de monitoramento e nas duas estações do ano.

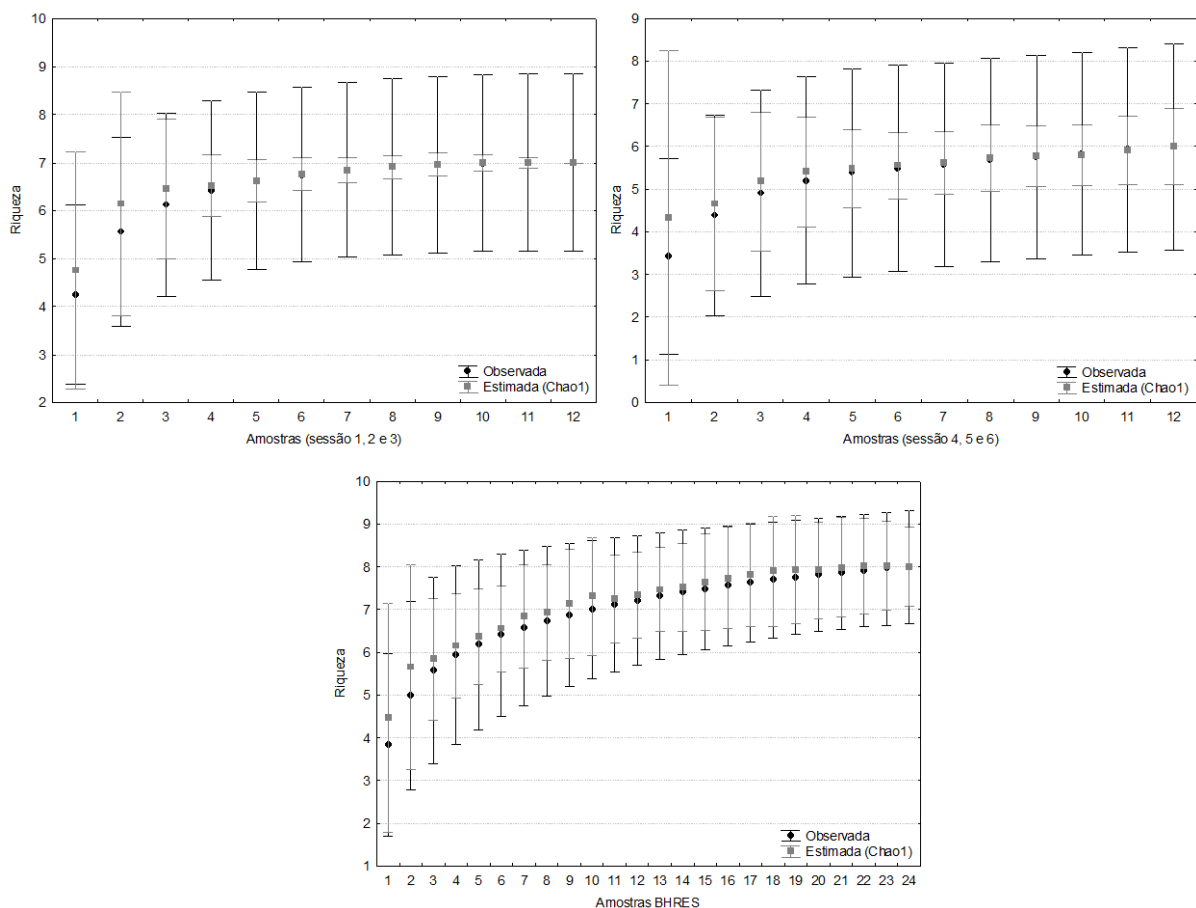


Fonte: elaborado pela autora.

A análise de espécies indicadoras (IndVal) apontou que apenas a espécie *Oligosarcus hepsetus* é indicadora da seção 6 ($p=0,0258$); as demais seções, trechos ou estações do ano não apontaram qualquer espécie indicadora. A avaliação da composição de espécies entre seções ($t=0,208$; $A=-0,007$; $p=0,553$) e entre o trecho de cabeceira e o trecho de foz ($t=0,122$; $A=-0,001$; $p=0,474$) indicam que não há diferenças na composição das espécies por local amostrado. Porém, ao avaliar a composição nas duas estações do ano, observou-se que a composição apresentou mudança significativa ($t=-4,214$; $0,064$; $p=0,002$).

A estimativa de riqueza permitiu observar que o número médio de espécies estimado coincidiu com a média das espécies observadas para a quantidade de coletas realizadas, tanto nos trechos de cabeceira e de foz, quanto para toda a BHRES (Figura 6.4).

Figura 6.4. Estimativa de riqueza na área de estudo.



Fonte: elaborado pela autora.

6.3.2. Identificação de semelhanças entre seções

Os parâmetros turbidez, nitrato, fosfato, fósforo total, DBO₅, área e profundidade, além da abundância de cada uma das espécies de peixes, com exceção do *Astyanax bimaculatus*, não apresentaram distribuição normal nos dados coletados em todas as seções. E, ainda, D₅₀, amônia, fosfato, fósforo total, profundidade e abundância de todas as espécies de peixes, com exceção do *Astyanax bimaculatus*, não apresentaram a mesma variância entre as seções monitoradas, indicando que a análise de variância (ANOVA) não poderia ser aplicada para esses parâmetros que não atenderam aos pré-requisitos para aplicação dos testes paramétricos.

Para os demais parâmetros, que atenderam aos pré-requisitos para aplicação dos testes paramétricos, foi aplicada a ANOVA, indicando que as seções monitoradas são estatisticamente iguais em relação ao pH, condutividade, cor, OD, temperatura, nitrito, nitrogênio total, velocidade média da água e abundância de *Astyanax bimaculatus*. Contudo, são estatisticamente diferentes em relação à vazão e à largura das seções.

Para os parâmetros vazão e largura da seção aplicaram-se os testes Tukey e Fisher para identificar semelhanças entre seções. Com relação às vazões medidas, ambos os testes indicaram que S1, S2 e S3 são estatisticamente iguais entre si e S4, S5 e S6 também o são entre si. Porém, com relação à largura, o teste Tukey indicou que S1 apresenta semelhança tanto com S2 quanto com S3, porém S2 e S3 são diferentes. Enquanto o teste Fisher indicou que S1 é semelhante a S2 e S3 é diferente de S1 e S2. E, ainda, ambos os testes indicaram que as seções do trecho de foz S4, S5 e S6 são todas diferentes entre si.

Para os parâmetros em que não foi possível a aplicação de testes paramétricos, foi aplicado a ANOVA Kruskal-Wallis. As seções monitoradas apenas diferiram em relação à granulometria média do sedimento (D₅₀), área e profundidade. Para todos os parâmetros de qualidade da água e em relação à abundância de cada uma das espécies de peixes identificadas as seções não apresentaram diferenças significativas.

Com relação à granulometria do sedimento, apesar do nível de significância para a ANOVA Kruskal-Wallis ter sido inferior a 0,05, o nível de significância ao comparar-se as seções duas a duas foi superior a 0,05 em todos os casos, indicando que não há diferença significativa entre as seções.

Ao analisar as áreas das seções observa-se que S1 e S2 são significativamente diferentes de S6, contudo não se identificaram diferenças significativas entre as demais seções ao compará-las duas a duas.

Semelhante ao observado em relação à área, as profundidades de S1 e S2 são significativamente diferentes de S6, contudo não se identificaram diferenças significativas entre as demais seções ao compará-las duas a duas.

6.3.3. Correlação entre os parâmetros monitorados

A correlação paramétrica (R de Pearson) indicou correlação negativa entre pH e condutividade, condutividade e nitrogênio total, OD e cor, OD e temperatura e OD e nitrito. A correlação negativa entre OD e temperatura é esperada, uma vez que, desde que não haja outros fatores intervenientes, a concentração de saturação de OD na água diminui à medida que a temperatura aumenta.

Identificou-se forte correlação positiva entre temperatura, cor e nitrito, e entre vazão e largura. E correlação positiva moderada entre cor, vazão e condutividade e entre nitrogênio total e pH.

Como dos 27 parâmetros analisados apenas 11 atenderam aos pré-requisitos para a aplicação de testes paramétricos, decidiu-se por aplicar a correlação não paramétrica, R de Spearman, em todos os dados analisados.

Apenas a abundância de *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax intermedius* e *Hoplias malabaricus* apresentou correlação com algum parâmetro medido; a abundância das demais espécies identificadas não apresentou correlação significativa. *Astyanax bimaculatus* apresentou correlação positiva com cor, turbidez e nitrito e negativa com OD. *Astyanax intermedius* apresentou correlação negativa com a área e *Hoplias malabaricus* apresentou correlação positiva com nitrito, turbidez e com *Astyanax bimaculatus*.

Observa-se, também, que pH, nitrato, nitrogênio total, fosfato e fósforo total estão todos correlacionados positivamente entre si. Enquanto a DBO₅ só está positivamente correlacionada com nitrato e fosfato. Condutividade está negativamente correlacionada com DBO₅, amônia, nitrogênio total, fosfato e fósforo total; e positivamente correlacionada à área da seção monitorada,

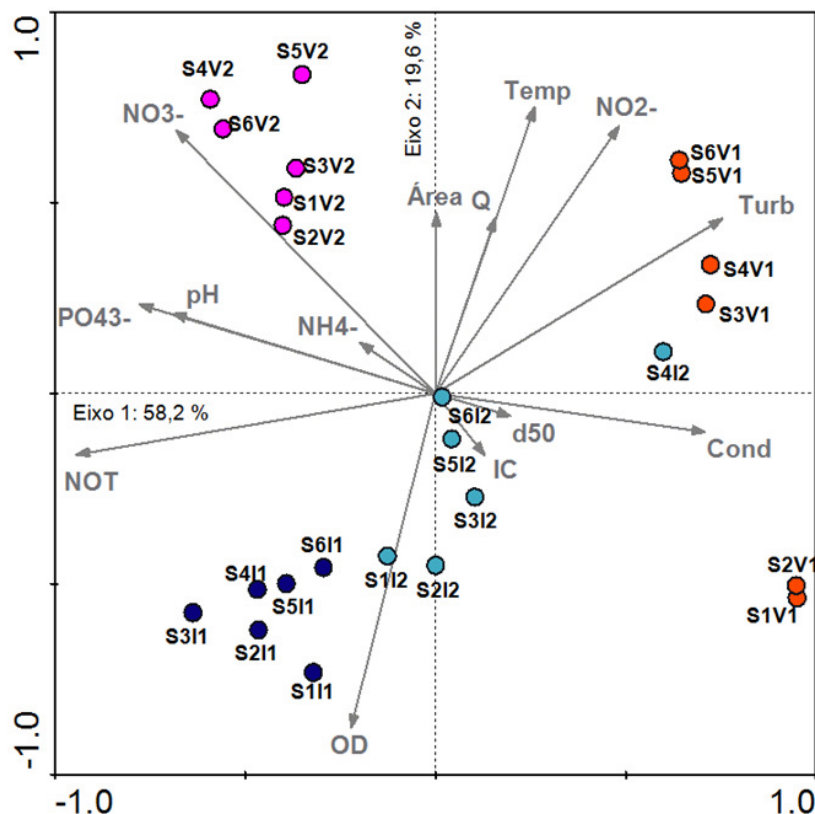
vazão, concentração de nitrito e cor. A turbidez está altamente correlacionada à cor, fato esperado, visto que a cor medida foi a cor aparente.

Cor, turbidez, nitrito e vazão estão todos positivamente correlacionados entre si e o OD está negativamente correlacionado com turbidez, cor, nitrito e vazão.

6.3.4. Análise multivariada

A PCA, reforçando o observado por meio da ANOVA, mostrou que as seções de monitoramento são bastante semelhantes (Figura 6.5), indicando que as alterações sazonais são mais significativas para distinção das amostras que sua localização na bacia hidrográfica. Observa-se que as variáveis mais representativas do Eixo 1, capaz de explicar 58,2 % da variância são condutividade (Cond), turbidez (Turb), pH, nitrogênio orgânico total (NOT) e fosfato (PO_4^{3-}), sendo as duas primeiras variáveis positivamente correlacionados com o eixo e as três últimas negativamente correlacionadas. Enquanto as variáveis mais correlacionadas com o eixo 2, que explicam 19,6% da variância são OD, temperatura (Temp) e nitrito (NO_2^-). Reforçando o que já havia sido identificado na análise de correlação, temperatura e nitrito estão negativamente correlacionadas com OD.

Figura 6.5. Análise de componentes principais das variáveis físico-químicas, hidráulicas e referente ao habitat nas seis seções monitoradas.



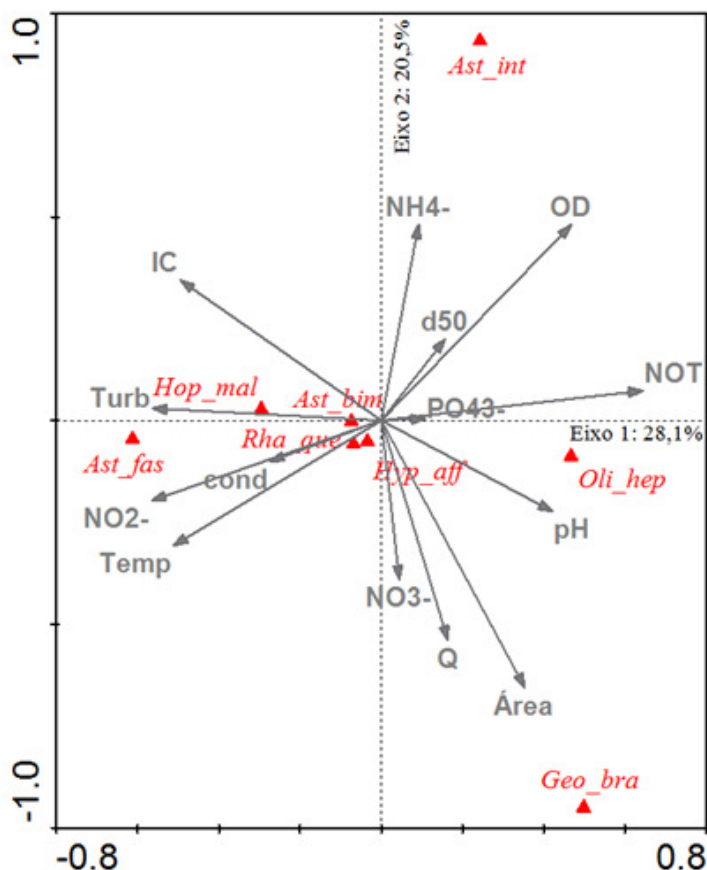
Legenda: NO₃⁻: nitrato; PO₄³⁻: fosfato; pH: potencial hidrogênio iônico; NH₄⁻: amônia; NOT: nitrogênio orgânico total; OD: oxigênio dissolvido; IC: índice de canal; d₅₀: diâmetro médio do sedimento; Cond: condutividade; Turb: turbidez; NO₂⁻: nitrito; Temp: temperatura; Q: vazão.

O código adotado para distinguir as amostras é composto de quatro caracteres: o primeiro “S” significa seção, o segundo corresponde ao número da seção, o terceiro identifica se amostra foi coletada no inverno (I) ou verão (V) e o quarto e último caractere, informa se foi na primeira ou segunda campanha daquele período sazonal.

Fonte: elaborado pela autora.

A CCA (Figura 6.6) permitiu observar que a espécie *Oligosarcus hepsetus* (*Oli_hep*) esteve associada a maiores concentrações de nitrogênio orgânico total, *Hoplias malabaricus* (*Hopl_mal*) à turbidez, enquanto *Astyanax fasciatus* (*Ast_fas*), além da turbidez, esteve associada a maiores concentrações de nitrito.

Figura 6.6. Análise de correspondência canônica entre a ictiofauna e as variáveis físico-químicas, hidráulicas e de habitat das seis seções monitoradas.



Legenda: NO₃⁻: nitrato; PO₄³⁻: fosfato; pH: potencial hidrogênio iônico; NH₄⁻: amônia; NOT: nitrogênio orgânico total; OD: oxigênio dissolvido; IC: índice de canal; d50: diâmetro médio do sedimento; Cond: condutividade; Turb: turbidez; NO₂⁻: nitrato; Temp: temperatura; Q: vazão.

Ast_bim: *Astyanax bimaculatus*; *Ast_fas*: *Astyanax fasciatus*; *Ast_int*: *Astyanax intermedius*; *Geo_bra*: *Geophagus brasiliensis*; *Hopl_mal*: *Hoplias malabaricus*; *Hyp_aff*: *Hypostomus affinis*; *Oli_hep*: *Oligosarcus hepsetus*; *Rha_que*: *Rhamdia quelen*.

Fonte: elaborado pela autora.

Astyanax intermedius (*Ast_int*) e *Geophagus brasiliensis* (*Geo_bra*) apresentaram-se em posições opostas, o primeiro associado a maiores concentrações de amônia e OD e o segundo a maiores vazões e áreas. Já *Rhamdia quelen* (*Rha_que*), *Hypostomus affinis* (*Hyp_aff*) e *Astyanax bimaculatus* (*Ast_bim*) não apresentaram associação a nenhuma das variáveis analisadas.

6.3.5. Índice de canal

O nível de sombreamento, vegetação marginal e obstruções no leito variaram entre seções em ambos os trechos estudados. Apesar das maiores variações terem ocorrido entre seções, pôde-se observar algumas variações sazonais em uma mesma seção. Com relação ao substrato, este não

apresentou variação entre seções ou sazonal, de acordo com a classificação de Wentworth (1922), recebendo em todas as seções o código 3, uma vez que a granulometria média dos sedimentos coletados nos diversos pontos variaram entre 0,64 e 2 mm, classificadas como areia. A Tabela 6.4 apresenta os códigos referentes a cobertura, substrato e sua composição indicando o índice de canal para todas as campanhas de monitoramento em todas as seções.

Tabela 6.4. Índice de canal por seção e período sazonal.

Seções	Agosto 2012			Fevereiro 2013			Julho 2013			Janeiro 2014		
	C	S	IC	C	S	IC	C	S	IC	C	S	IC
1	7	3	7,3	9	3	9,3	9	3	9,3	9	3	9,3
2	3	3	3,3	7	3	7,3	7	3	7,3	7	3	7,3
3	8	3	8,3	5	3	5,3	5	3	5,3	8	3	8,3
4	6	3	6,3	6	3	6,3	4	3	4,3	6	3	6,3
5	2	3	2,3	4	3	4,3	2	3	2,3	2	3	2,3
6	1	3	1,3	1	3	1,3	1	3	1,3	1	3	1,3

Legenda: C: cobertura; S: substrato; IC: índice de canal.

6.3.6. Índice de qualidade da água

Os valores de IQA gerados pela RNA para as seis seções de monitoramento variaram de 49,22 a 72,05 (Tabela 6.5). Considerando-se os níveis de qualidade da água adotados pela SEMAD/IGAM (2013), observou-se que em praticamente todas as campanhas de campo, e em todas as seções o nível de qualidade da água no ribeirão Espírito Santo foi considerado médio, com exceção da campanha realizada em janeiro de 2014 para as seções 1, 2 e 3, que obtiveram IQA bom, com valores acima de 70, e para a campanha de fevereiro de 2013, seção 3, considerado ruim, abaixo de 50 (49,22). Ainda assim, nesses casos os valores de IQA observados são considerados limítrofes com o nível médio.

Tabela 6.5. Parâmetros amostrados nas quatro campanhas de campo, nas seis seções de monitoramento e seu respectivo IQA.

Amostras ¹	pH	Turbidez (NTU)	OD	Nitrato (NO ₃ ⁻) (mg L ⁻¹)	Fosfato PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	Temperatura (°C)	IQA	Nível de qualidade ²
S1C1	7,04	8,96	9,02	0,76482	0,00584	15,20	61,05	3
S1C2	5,85	81,35	7,86	0,04427	0,00307	23,28	53,83	3
S1C3	6,87	10,70	8,81	0,56263	0,01806	17,50	62,78	3
S1C4	7,32	19,43	7,86	4,76843	0,04825	23,63	70,57	4
S2C1	6,87	8,04	9,31	0,71045	0,03445	15,64	62,92	3

Continua na página seguinte.

Continuação Tabela 6.5. Parâmetros amostrados nas quatro campanhas de campo, nas seis seções de monitoramento e seu respectivo IQA.

Amostras ¹	pH	Turbidez (NTU)	OD	Nitrato (NO ₃ ⁻) (mg L ⁻¹)	Fosfato PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	Temperatura (°C)	IQA	Nível de qualidade ²
S2C2	6,03	80,60	7,71	0,04427	0,00307	23,72	54,07	3
S2C3	6,88	9,34	8,76	0,55448	0,02444	17,47	62,94	3
S2C4	7,17	19,20	7,60	4,21419	0,03357	23,83	72,05	4
S3C1	6,64	9,82	8,66	0,72371	0,09544	16,39	59,90	3
S3C2	5,65	79,75	7,28	0,48697	0,00307	22,16	49,22	2
S3C3	6,86	8,17	8,17	0,59964	0,04823	17,33	61,10	3
S3C4	7,03	16,75	6,82	4,53044	0,08600	23,93	71,53	4
S4C1	6,84	7,73	8,68	0,84698	0,02272	17,01	59,65	3
S4C2	6,49	86,20	7,01	0,48697	0,00307	23,60	50,02	3
S4C3	6,85	14,95	8,46	0,80996	0,01328	15,90	58,15	3
S4C4	6,61	25,67	6,73	5,20273	0,16329	24,50	65,05	3
S5C1	6,60	10,64	8,54	0,75817	0,01672	17,43	59,82	3
S5C2	6,46	86,55	6,92	1,01821	0,00307	23,99	56,76	3
S5C3	6,93	14,70	8,44	0,43606	0,01229	16,41	62,55	3
S5C4	7,09	21,95	6,82	5,65367	0,05097	24,53	68,09	3
S6C1	6,61	8,36	8,77	0,82578	0,00521	16,83	59,92	3
S6C2	6,46	81,90	6,81	1,01821	0,00307	23,76	52,57	3
S6C3	6,96	18,00	8,39	0,79947	0,01711	16,27	57,13	3
S6C4	7,16	28,20	6,77	5,28303	0,03568	24,23	67,74	3

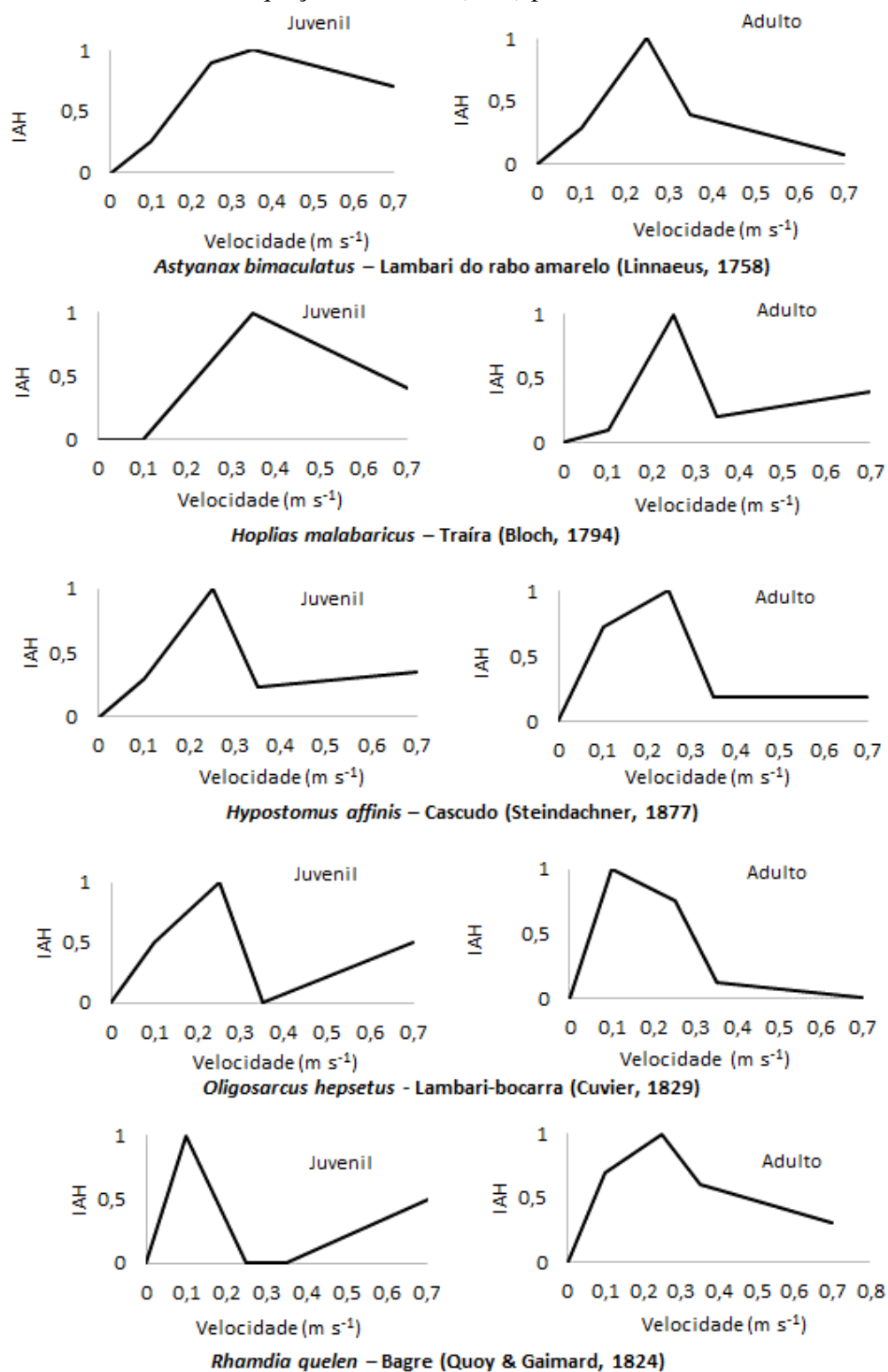
Legenda: ¹O código adotado para distinguir as amostras é composto de quatro caracteres: o primeiro “S” significa seção; o segundo corresponde ao número da seção; o terceiro “C” significa campanha; e o quarto e último, a que campanha se refere.

²nível de qualidade: 1: muito ruim; 2: ruim; 3: médio; 4: bom; 5: excelente.

6.3.7. Índice de adequação de habitat

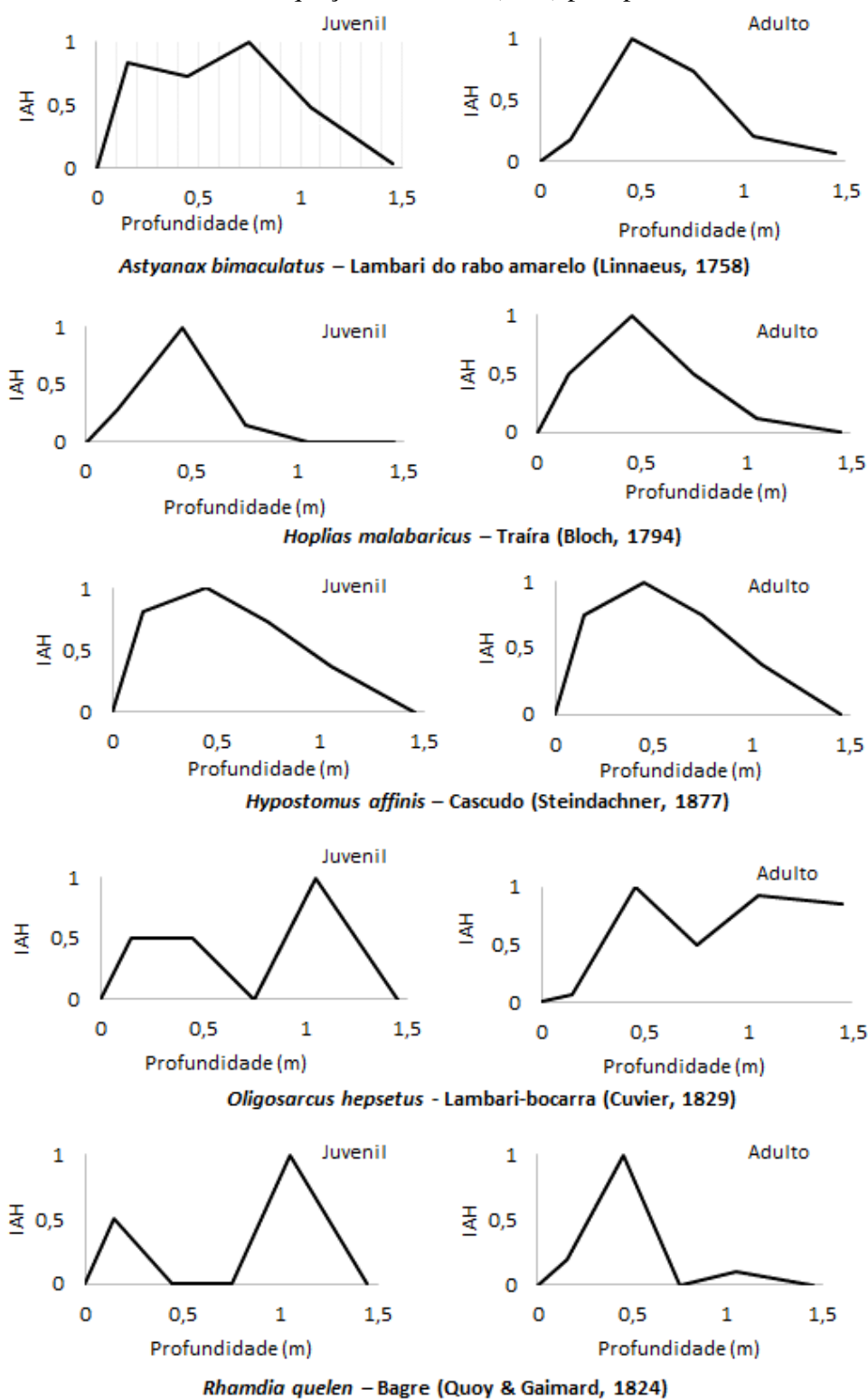
As Figuras 6.7, 6.8, 6.9 e 6.10 apresentam as curvas de índice de adequação de habitat para as espécies constantes e acessórias observadas na BHRES associadas à velocidade, profundidade, IC e IQA.

Figura 6.7. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para velocidade.



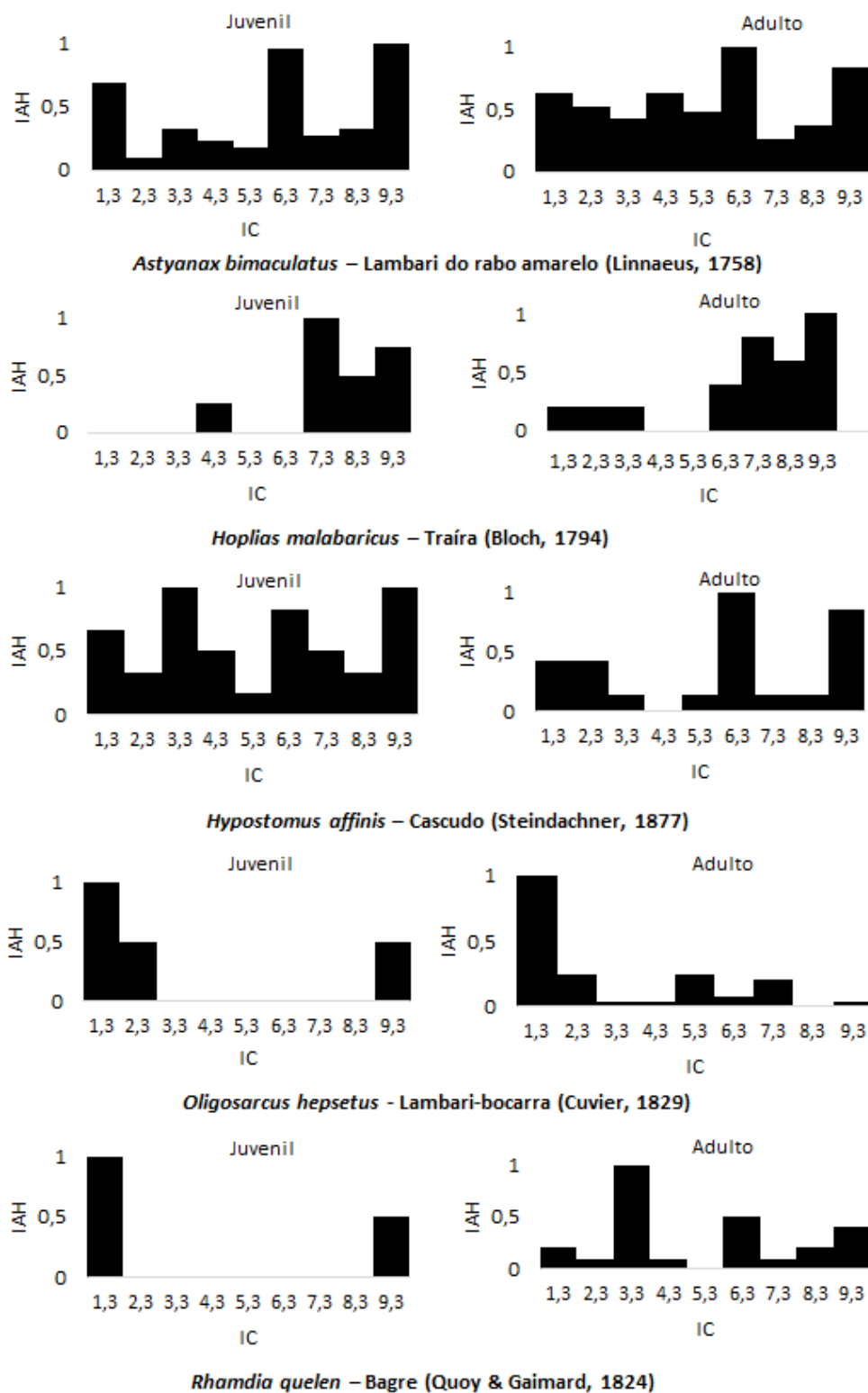
Fonte: elaborado pela autora.

Figura 6.8. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para profundidade.



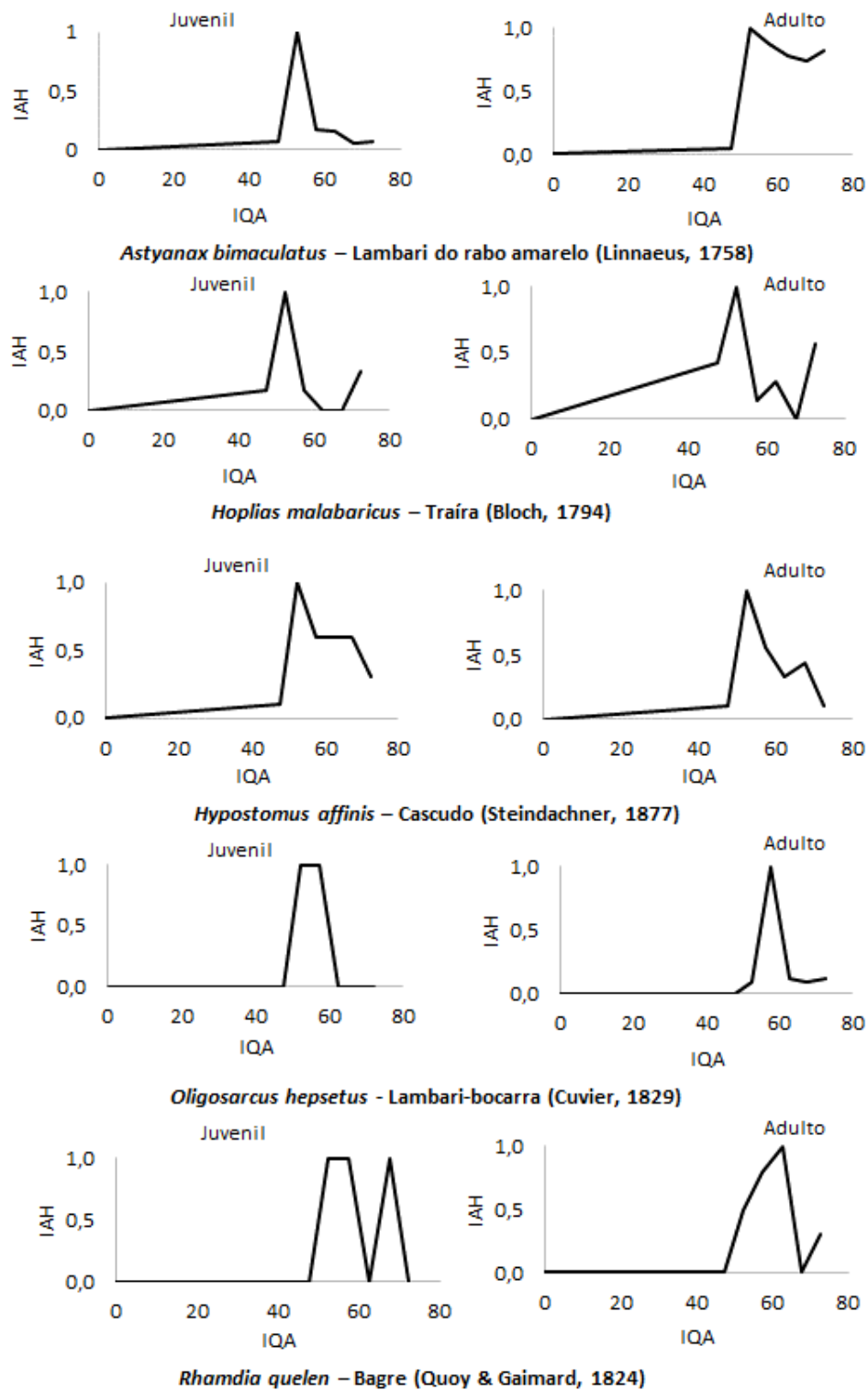
Fonte: elaborado pela outora.

Figura 6.9. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para índice de canal (IC).



Fonte: elaborado pela outora.

Figura 6.10. Curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para índice de qualidade da água (IQA).



Fonte: elaborado pela autora.

6.4. Discussão

6.4.1. Sedimento e Ictiofauna

Observou-se que tanto as seções do trecho de cabeceira, que tem área de contribuição variando entre 21% (S1) e 28% (S3) da BHRES, quanto as seções de foz, que tem área de contribuição variando entre 89% (S4) e 91% (S6) não apresentam diferenças significativas com relação à granulometria dos sedimentos, parâmetros de qualidade da água, abundância, riqueza, diversidade e composição da ictiofauna. O que indicou que curvas de adequação de habitat, subsidiadas por dados coletados em mesohabitats distintos, poderiam ser elaboradas para a BHRES como um todo.

A mesma composição de espécies tanto no trecho de cabeceira quanto de foz contradiz Jowett, Hayes e Duncan (2008), que afirmam que a composição de peixes varia com o tamanho do rio, porém esses autores consideraram que além da vazão as demais características hidráulicas se alteram com o tamanho do curso de água. Entretanto, nos trechos estudados apesar de vazão e largura apresentarem diferenças significativas entre os dois trechos, a velocidade foi considerada estatisticamente igual e apenas as seções 1 e 2 apresentaram diferença significativa na profundidade em relação à seção 6.

No grupo inventariado, o número de espécies foi baixo, contudo, esteve dentro do esperado para cursos de água de cabeceira (SÚAREZ *et al.*, 2011), e não foi identificada nenhuma espécie exótica.

Observou-se alterações sazonais tanto na abundância quanto na composição de espécies, o que segundo Hubert, Pope e Dettmers (2012) pode ocorrer como resultado de uma atividade de desova, requisitos de habitat, disponibilidade de alimento, entre outros.

6.4.2. Parâmetros de qualidade da água

Apesar da ocupação marginal da BHRES diferir entre as seções os parâmetros de qualidade da água analisados revelaram-se estatisticamente iguais entre seções. O que pode ser justificado pela BHRES apresentar relativa semelhança no percentual de uso e ocupação do solo pelas diversas classes (pastagem, silvicultura e mata), como foi observado no Capítulo 3, porém com tendências

a maiores valores de turbidez no trecho de foz, dada a alta vulnerabilidade a erosão da BHRES apresentada no Apêndice A (PINTO *et al.*, 2014).

Ao utilizar-se a RNA para determinação do IQA, observou-se que quanto maior o valor do IQA inferido pela rede, maior a variância, advertindo para um aumento na incerteza ao desenvolver a regressão nesses casos. Tal situação foi gerada, pois a grande maioria dos dados utilizados para treinamento da RNA ocupavam a parte central da escala de IQA. Acredita-se que a mesma incerteza, presente ao inferir altos valores de IQA, também exista para baixos valores. Porém, como os parâmetros medidos no Ribeirão do Espírito Santo não indicaram baixos valores de IQA, isso não ficou evidente.

As amostras obtidas na campanha de janeiro de 2014, geraram valores de IQA superiores a 60, os maiores entre as amostras analisadas, gerando altos valores de desvio padrão, variando de 10,64 a 17,11, para os IQA inferidos entre as simulações para cada amostragem. Contudo, as demais amostras geraram valores de IQA próximos àqueles utilizados no treinamento, apresentando desvio padrão máximo igual a 3,92, indicando que as execuções da RNA apresentaram resultados bastante convergentes, sugerindo que a utilização da RNA pode ser uma boa opção como um método alternativo de inferência do valor de IQA, tornando possível flexibilizar o cálculo do IQA com uma quantidade diferente de atributos iniciais.

Cabe destacar que quanto menor a quantidade de parâmetros menor será a capacidade da RNA desenvolver uma inferência com alta acurácia, e ainda, a relevância das variáveis utilizadas implicam no sucesso do processo. Portanto é importante que as análises sejam realizadas pautadas no EMQ, para avaliar o nível de incerteza gerado. Outro aspecto relevante é a presença de dados para treinamento que estejam nos extremos da escala de IQA, de forma a equalizar a informação diminuindo os erros nessas faixas de IQA.

A concentração dos valores de IQA entre 49,22 e 72,05 indicou que a BHRES é caracterizada pelo nível médio de qualidade da água. O que limitou a análise de sensibilidade das espécies à qualidade da água.

6.4.3. Análises multivariadas

A CCA permitiu observar que espécies tolerantes como *Hoplias malabaricus* e *Astyanax fasciatus* estiveram mais associadas a alta turbidez e maiores concentrações de nitrito. *Oligosarcus*

hepsetus esteve associado a maiores concentrações de NOT e fosfato e *Astyanax intermedius* a maiores concentrações de amônia e menores áreas da seção transversal do corpo hídrico. Enquanto *Geophagus brasiliensis* esteve associado a maiores áreas da seção transversal.

Cabe destacar, que *Geophagus brasiliensis*, espécie considerada rara neste estudo, é comum tanto em ambientes lênticos (ASSUMPCÃO *et al.*, 2005) quanto lóticos (UIEDA, 1995). Contudo, como apresenta atividade diurna e orientação visual (SABINO; CASTRO, 1990), acredita-se que a metodologia adotada tenha sido desfavorável à sua captura, pois muitas variáveis além da densidade populacional contribuem para a captura por unidade de esforço. Variáveis ambientais importantes tais como sazonalidade, temperatura da água, hora do dia (diurno ou noturno), nível da água, turbidez, e correntes também tem papel relevante (HUBERT; POPE; DETTMERS, 2012).

As espécies *Astyanax bimaculatus*, *Hypostomus affinis* e *Rhamdia quelen* não apresentaram associação a quaisquer características físico-químicas, de habitat ou hidráulicas. *Rhamdia quelen* e *Astyanax bimaculatus* são espécies de ampla distribuição nos neotrópicos, um fato aparentemente relacionado com alta tolerância às variáveis físico-químicas. É importante ressaltar que *Astyanax bimaculatus* apresentou correlação positiva com cor turbidez e nitrito e negativa com OD.

Na CCA observou-se que *Astyanax intermedius* apresentou correlação negativa com a área e *Hoplias malabaricus* apresentou correlação positiva com nitrito e turbidez, e ainda, a análise de correlação indicou correlação positiva com *Astyanax bimaculatus*.

A associação das espécies com a qualidade da água não permitiu identificar uma espécie mais sensível, que poderia ser considerada a espécie alvo, apenas as mais tolerantes, *Hoplias malabaricus* e *Astyanax bimaculatus*, corroborando com o observado por outros autores (AZEVEDO; GOMES, 1943; BARBIERI, 1989; MENNI; GÓMEZ; ARMENGOL, 1996; WINEMILLER, 1989).

Contudo, ao observar a comunidade composta pelas espécies acessórias e constantes, observa-se que todas as espécies exercem importante função na cadeia trófica. Como observado no Capítulo 5, as espécies encontradas na BHRES apresentam hábitos alimentares e táticas de captura diversos. Neste contexto, a conservação ecológica de recursos hídricos da BHRES deve considerar toda a comunidade envolvida e não apenas uma espécie alvo, uma vez que só a conservação do conjunto de espécies garantirá a conservação das partes.

6.4.4. Curvas de adequação de habitat

As curvas univariadas de adequação de habitat geradas para indivíduos juvenis e adultos para cada uma das espécies consideradas acessórias ou constantes permitiram identificar as preferências de habitat da assembléia de peixes presente na BHRES. As espécies *Astyanax bimaculatus*, *Hoplias malabaricus* e *Hypostomus affinis* apresentaram grande semelhança para as curvas geradas para os estádios juvenil e adulto com relação a velocidade e profundidade, o que não foi observado com relação ao IC e IQA.

Apesar das espécies *Oligosarcus hepsetus* e *Rhamdia quelen* serem consideradas constantes, observou-se que a abundância de indivíduos juvenis foi muito baixa, sugerindo que para o estágio de desenvolvimento juvenil essas espécies tenham sido sub-amostradas resultando em curvas de adequação de habitat equivocadas. Ao analisar as Figuras 6.7, 6.8, 6.9 e 6.10, observa-se que as curvas de *Oligosarcus hepsetus* e *Rhamdia quelen* juvenil apresentaram abundâncias maiores em posições extremas das curvas, situação que ficou evidente nas curvas de IC, onde condições de habitat antagônicas apresentaram alta abundância. Diante do exposto, as curvas de adequação de habitat para o estágio juvenil dessas duas espécies não foram utilizadas no capítulo 7.

A Figura 6.8 indica que a espécie *Oligosarcus hepsetus* adulto apresentou maior adequação de habitat em maiores profundidades que as demais espécies estudadas, o que foi também sinalizado pela análise de espécies indicadoras (IndVal) ao apontar que a espécie *Oligosarcus hepsetus* é indicadora da seção 6, a seção com maior profundidade. Esses achados corroboram com o observado por Guedes *et al.* (2014) ao considerar a espécie *Oligosarcus hepsetus* a mais apta a maiores profundidades. Contudo, aqueles autores a identificaram também como a espécie mais apta a maiores velocidades o que não foi observado neste estudo.

6.5. Conclusão

A BHRES apresenta características físico-químicas e de composição da ictiofauna que permitem a adoção de curvas univariadas de adequação de habitat por espécie para toda a bacia hidrográfica. As associações da ictiofauna com a qualidade da água não permitiram apontar espécies mais sensíveis, contudo a composição da comunidade de peixes e sua estrutura trófica indicam que a proteção de cada espécie só pode ser garantida por meio da proteção de toda a

comunidade. Com base nos resultados desse trabalho, recomenda-se que as curvas de adequação de habitat, indispensáveis em modelos para determinação de vazões ecológicas, devam ser utilizadas para toda a comunidade píscea e não apenas para uma espécie considerada alvo.

CAPÍTULO 7. O DESAFIO DE DETERMINAR VAZÕES ECOLÓGICAS CAPAZES DE SUSTENTAR O ECOSISTEMA EM PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DO SUDESTE BRASILEIRO COM AUSÊNCIA DE DADOS HIDROLÓGICOS CONSISTENTES.

RESUMO

As ameaças à segurança hídrica e à biodiversidade são uma realidade global, sendo a redução da vazão em rios um entre inúmeros fatores estressores, porém esse pode potencializar os demais. Sendo assim, é fundamental que se conheça a disponibilidade hídrica em cursos de água que tem seu escoamento alterado para atender aos múltiplos usos. Neste contexto, objetivou-se associar a modelagem de habitat e o Componente de Fluxo Ecológico (*Ecological Flow Component*) para determinar a vazão ecológica em dois trechos distintos (cabeceira e foz) da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo, um importante manancial de abastecimento do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, que não possui informações hidrológicas disponíveis. Identificou-se que a fixação de valores de vazão ecológicos implicaria em prejuízo à biota aquática, uma vez que é amplamente aceito pela comunidade científica que as alterações de escoamento, quando necessárias, devem preservar variações sazonais mais próximas possível do que ocorre no ambiente natural. Sendo assim, a determinação de excedentes hídricos mensais mostrou-se mais coerente. Observou-se que o trecho de cabeceira estudado apresenta disponibilidade hídrica bastante diversa daquela observada para o trecho de foz. Tal fato sugere cautela quanto à outorga de recursos hídricos em pequenos cursos de água de cabeceira, pois, nos meses de junho a outubro, que caracterizam o período de seca, o trecho de cabeceira não apresentou excedente hídrico. Ainda, tanto no trecho de cabeceira quanto de foz observou-se que a vazão remanescente determinada pela legislação do estado de Minas Gerais não é suficiente para oferecer condições de habitat adequadas a assembleia de peixes analisada.

Palavras-chave: modelagem de habitat, abordagem holística, River 2D, Componente da Vazão Ecológica

ABSTRACT

The threats to water security and biodiversity is a global reality. In addition, the flow reduction in rivers is one of many stressors, but this can enhance the others. Therefore, it is essential to know

the water availability of streams that has changed its flow to meet the multiple uses. In this context, the objective was to associate the habitat modeling and the Ecological Flow Component to determine the water surplus in two distinct parts (headwater and mouth) of Espírito Santo stream basin (ESSB), an important water source of Juiz de Fora city, Minas Gerais, which has no hydrological information available. It was identified that the establishment of ecological flow values would imply damage to aquatic biota, since it is widely accepted by the scientific community that the flow changes, when necessary, should maintain as close as possible seasonal variations of what happens in the natural environment. Thus, the determination of monthly water surplus is more consistent. We observed that the headwater stretch studied presents water availability quite different from that identified on mouth stretch. This fact suggests caution regarding the granting of water in headwater of small streams, because in the months from June to October, which characterize the dry season, the headwater stretch had no water surplus. In addition, for both headwater and mouth stretches, the remaining flow determined by the state of Minas Gerais legislation is not enough to provide suitable habitat conditions for the assembly of fish analyzed.

Keywords: habitat modelling, holistic approach, River 2D, Ecological Flow Component

7.1. Introdução

A segurança hídrica para utilização humana e a biodiversidade de rios está em crise e 80% da população mundial vive em áreas com altos níveis de ameaça para a segurança hídrica (VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010). Múltiplos estressores ameaçam os ecossistemas de água doce, entre eles os efeitos da poluição orgânica e inorgânica, alterações geomorfológicas, mudanças de uso da terra, captação de água, geração de energia, espécies invasoras e patógenos (HERING *et al.*, 2014; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010).

Em locais onde captações, barramentos, ou geração de energia levam à diminuição da vazão a jusante, torna-se fundamental conhecer suas consequências ambientais, para minimizar impactos e fornecer informações para moldar o futuro da política ambiental (HERING *et al.*, 2014; NAVARRO-ORTEGA *et al.*, 2015).

Desde o final da década de 1940, diversos métodos tem sido desenvolvidos para determinar a vazão remanescente em rios que tiveram seus fluxos alterados devido a inúmeros propósitos (THARME, 2003). Porém, nas década de 1980 e 1990, surgiram técnicas mais sofisticadas para

associar fluxos à disponibilidade de habitat físico para uma espécie-alvo ou uma assembleia de interesse, normalmente relacionadas a peixes e macroinvertebrados bentônicos (BOVEE, 1997, 1982; THOMAS; BOVEE, 1993), denominados modelos de habitat.

Os modelos de habitat são programas computacionais que relacionam vazões às curvas de índice de adequação de habitat (IAH) para os estádios de desenvolvimento das espécies de interesse. As variáveis hidráulicas associadas à vazão mais comumente utilizadas são profundidade, velocidade, composição de substrato e cobertura. O resultado da associação entre vazão e IAH é a Superfície Ponderada Útil - SPU (*Weighted Usable Area* - WUA), que quantifica a disponibilidade de habitat (BOVEE, 1982; USGS, 2001).

Contudo, a aplicação de modelos de habitat permite apenas determinar vazões mínimas necessárias à manutenção das espécies. Entretanto, é amplamente reconhecido que a determinação de fluxos mínimos é inadequada à estrutura e função de um ecossistema ribeirinho e muitas adaptações de sua biota são ditadas por padrões de variação temporal da vazão dos rios (CASTRO, E. R. R. S. *et al.*, 2015; LYTLE; POFF, 2004; POFF *et al.*, 1997; PUSEY, 1998; RICHTER *et al.*, 1996).

Sendo assim, o desafio é conciliar essas necessidades numa forma adequada de proteger todas as espécies. Isso requer a utilização dos resultados do modelo em combinação com outras informações para estabelecer um regime de vazão final (JOWETT; HAYES; DUNCAN, 2008), ou seja, um regime de fluxo suficiente para a manutenção das espécies e ao mesmo tempo que conserve as variações típicas dos fluxos naturais.

Uma importante ferramenta para caracterizar o regime de fluxo natural, ou modificado, é o componente da vazão ecológica (*Ecological Flow Component* - EFC), baseado na observação de ecólogos de que os hidrogramas dos rios podem ser divididos em um conjunto de padrões hidrográficos ecologicamente relevantes que se repetem: vazões baixas, vazões extremamente baixas, pulsos de vazão alta, pequenas inundações e grandes inundações. E que a manutenção desses padrões é essencial para que se cumpram funções ecológicas importantes (THE NATURE CONSERVANCY, 2009).

Neste contexto, o objetivo deste capítulo é associar a modelagem de habitat e o EFC para determinar a vazão ecológica em dois trechos distintos da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito

Santo, importante manancial do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, que não possui dados hidrológicos disponíveis, identificando se o excedente hídrico em trechos de cabeceira e de foz são proporcionais aos escoamentos naturais, ou se há distinção das vazões necessárias à manutenção da biota.

7.2. Metodologia

7.2.1. Área de estudo

A área de estudo foi apresentada no Capítulo 3, Figura 3.1 e as características hidráulicas das seis seções monitoradas nos trechos de cabeceira e de foz foram apresentadas no Capítulo 4.

7.2.2. Informações hidrológicas

Dada a impossibilidade de obtenção de dados históricos de vazão dos locais de estudo, utilizaram-se as informações hidrológicas da série histórica da estação fluviométrica Juiz de Fora - jusante (estação 58480500) da rede hidrometeorológica da Agência Nacional de Águas (ANA), cuja área de drenagem é de 969 km², com dados consistidos compreendendo o período de 1975 a 2005. Os dados obtidos da estação Juiz de Fora - jusante foram transpostos para as seções de interesse, proporcionais às suas áreas de drenagem conforme metodologia preconizada pela Eletrobrás (2000).

Entretanto, as áreas de drenagem dos locais de estudo e aquela monitorada apresentaram valores muito distintos, acima da proporção recomendada pela Eletrobrás (2000). Sendo assim, observou-se também a equação de regionalização de vazões proposta por Euclides, Ferreira e Faria Filho (2007) para comparar a Q_{mlp} (vazão média de longo período) e a $Q_{7,10}$ (vazão mínima de 7 dias consecutivos e com período de retorno de 10 anos) calculadas pelas duas metodologias. Entretanto, a equação de regionalização de vazões foi proposta para áreas de drenagem de 110 a 3615 km², adequada para o segundo trecho, mas também inadequada para o primeiro, com área de drenagem de 42,574 km².

Utilizando-se as vazões transpostas para ambos os trechos estudados, calculou-se as vazões de referência Q_{90} (vazão mínima esperada em 90% do tempo), Q_{95} (vazão mínima esperada em 95% do tempo) e $Q_{7,10}$, além das vazões médias mensais por meio do programa SisCAH (GPRH, 2008). Enquanto com o programa *Indicators of Hydrologic Alteration* (IHA) (THE NATURE CONSERVANCY, 2011), determinou-se a mediana mensal, que corresponde a Q_{50} mensal (vazão presente em 50% do tempo) e a Q_{90} mensal (vazão presente em 90% do tempo), considerando-se o

ano hidrológico iniciando-se em 1º de outubro e terminando em 30 de setembro, utilizando-se os dados de 01/10/1975 a 30/09/2005 e o padrão de análises não paramétricos.

7.2.3. Modelagem de habitat

A modelagem de habitat consistiu na determinação da superfície ponderada útil (SPU) (*Weighted Usable Area* – WUA) em $\text{m}^2 \text{km}^{-1}$ para cada um dos trechos estudados. A SPU indica a disponibilidade do habitat para peixes e é afetada pelas alterações nos níveis de água do rio, sendo calculada como a soma da área superficial de escoamento dentro do local de estudo, ponderada pelo índice de adequação de habitat composto (IAHC). Neste caso calculou-se o IAHC pela multiplicação de três variáveis de aptidão de habitat. Contudo, ao leitor interessado, no Apêndice I são apresentadas outras formas de cálculo do Índice de Adequação de Habitat Composto.

O modelo hidrodinâmico River 2D utiliza o produto do índice de adequação de habitat das variáveis velocidade, profundidade e índice de canal (IC), para cada uma das espécies/estádio de desenvolvimento de interesse. Neste trabalho, além do cálculo da SPU para as variáveis padrão, testou-se a substituição do IC pelo índice de qualidade da água (IQA).

As curvas de adequação de habitat utilizadas para simulação de habitat foram aquelas apresentadas no Capítulo 6 (item 6.3.7), com índices de aptidão de habitat variando entre 0,0 e 1,0. As espécies identificadas como de interesse foram todas aquelas que puderam subsidiar a construção de curvas de adequação de habitat consistentes, sendo elas: *Astyanax bimaculatus* juvenil e adulto, *Hoplias malabaricus* juvenil e adulto, *Hypostomus affinis* juvenil e adulto, *Rhamdia quelen* adulto e *Oligosarcus hepsetus* adulto.

Para a modelagem de habitat, o River 2D exige além da malha de elementos finitos calibrada para as características hidráulicas, mais dois arquivos de entrada, um arquivo no formato .prf e outro no formato .chi. O arquivo .prf foi gerado para cada espécie/estádio de desenvolvimento, associando-se os dados de índice de adequação de habitat para velocidade, profundidade e IC. Como também testou-se a substituição do IC pelo IQA, para cada espécie/estádio de desenvolvimento foi gerado outro arquivo .prf substituindo-se os dados da curva de adequação de habitat de IC pelos dados de IQA.

Quanto aos arquivos .chi, foram gerados dois arquivos para cada trecho estudado, um relacionado ao IC e outro ao IQA. A elaboração de cada arquivo .chi, consistiu da associação de

cada nó da malha de entrada (pontos aferidos no levantamento topobatimétrico) a um valor de IC ou IQA conforme o caso.

Os arquivos .chi referentes ao IC foram elaborados tomando-se por base as características de IC observadas durante o levantamento topobatimétrico, cujo código é descrito no Capítulo 6 (item 6.2.3), e os valores característicos de cada seção por campanha foram apresentados no mesmo Capítulo (item 6.3.5). Enquanto, os arquivos .chi para IQA foram elaborados adotando-se o valor médio de IQA por seção, apresentados no Capítulo 6 (item 6.3.6), considerando-se a área de influência das mesmas.

7.2.4. Curvas de superfície ponderada útil

Para cada um dos trechos estudados, para cada espécie/estádio de desenvolvimento foram elaboradas curvas associando vazão e SPU, tanto para SPU gerada a partir de velocidade, profundidade e IC, quanto para SPU gerada a partir de velocidade, profundidade e IQA.

Para elaboração de tais curvas, inicialmente executou-se a simulação hidráulica no River 2D para 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 e 100% de todas as vazões médias mensais para ambos os trechos. Posteriormente, processou-se, para cada uma das simulações hidráulicas, a modelagem de habitat, tanto para os dados de IC quanto de IQA, para todas as espécies/estádio de desenvolvimento, gerando, assim, os dados necessários para a construção da matriz de otimização.

No Brasil, os poucos trabalhos (GUEDES, 2013; OLIVEIRA, I. C., 2013; PELISSARI; SARMENTO; TEXEIRA, 2001) que propuseram vazões ecológicas para os locais de estudo, basearam-se em matrizes de otimização (ANNEAR; CONDER, 1984; BOVEE, 1982), determinando a SPU para as espécies/estádio de desenvolvimento para diversos percentuais da vazão média mensal para todos os meses do ano. A aplicação desta técnica consistiu na construção de uma matriz para cada mês, na qual as colunas se referiam às vazões e as linhas às espécies de interesse. Analisando cada coluna (correspondente a um valor de vazão) foi selecionado o valor mínimo da SPU, registrando-o na última linha da matriz. O maior valor desta linha indicou a vazão mínima que maximiza a área de habitat disponível, ou seja, para cada matriz mensal associou-se o percentual de escoamento à SPU por espécies/estádio de desenvolvimento, fornecendo assim, dados para identificação de vazões mínimas necessárias a manutenção de habitat.

7.2.5. Determinação do excedente hídrico

Considera-se que a vazão de um rio deve ser a mais próxima da natural, uma vez que o hidrograma natural promove alterações de fluxo imprescindíveis a todo o ecossistema que depende do rio (ARTHINGTON, 2012). Aplicou-se o programa *Indicators of Hydrologic Alteration* (THE NATURE CONSERVANCY, 2011), que é uma ferramenta fácil de usar para o cálculo de características dos regimes hidrológicos naturais e alterados e pode ser usado aplicando-se extensas séries históricas de dados hidrológicos diários resumindo-os em um número reduzido e gerenciável de parâmetros ecologicamente relevantes (THE NATURE CONSERVANCY, 2009).

No caso, foram utilizados os dados históricos de vazão obtidos por meio da transposição de vazões descrita no item 7.2.2. O componente da vazão ecológica (*Ecological Flow Component - EFC*) gerado pelo programa *Indicators of Hydrologic Alteration* (THE NATURE CONSERVANCY, 2011) permite identificar vazões extremamente baixas, vazões baixas, pulsos de vazões altas, pequenas inundações e grandes inundações.

Para tanto, utilizou-se a configuração padrão (THE NATURE CONSERVANCY, 2009), ou seja, considerando-se como vazões baixas aquelas entre o percentil 10 e 75, vazões extremamente baixas aquelas abaixo do percentil 10, e vazões altas aquelas acima do percentil 75. Posteriormente, as vazões altas foram reclassificadas. Foram denominadas pequenas inundações aquelas vazões altas iniciais com um pico de vazão entre 2 e 10 anos de intervalo de tempo de recorrência e grandes inundações como vazões altas iniciais com um pico de vazão maior que 10 anos de intervalo de tempo de recorrência. Por fim, as vazões altas que não receberam as reclassificações mencionadas foram denominadas de pulsos de vazões altas.

Entendendo-se que vazões baixas são as condições dominantes na maioria dos cursos de água, que se mantem pela descarga de água subterrânea no rio (POFF *et al.*, 1997), determinou-se as vazões baixas mensais, que são as medianas das vazões classificadas como baixas mês a mês, por meio do EFC. Cabe destacar que na determinação da mediana das vazões baixas mensais são computadas apenas as vazões classificadas como baixas, considerando-se toda a série histórica.

Ainda, por meio do programa *Indicators of Hydrologic Alteration* (THE NATURE CONSERVANCY, 2011) também foram determinadas as medianas das vazões mensais. Como na determinação da mediana das vazões mensais todos os dados diários são computados independente

de sua classificação, nos meses em que as vazões extremamente baixas são mais frequentes, a mediana das vazões mensais tende a ser menor que a mediana das vazões baixas mensais.

O excedente hídrico, ou seja, a vazão máxima a ser retirada mês a mês de forma que as espécies analisadas fossem mantidas e que pulsos hidrológicos continuassem existindo, foi determinado por duas metodologias, a primeira pela diferença entre a vazão baixa mensal e a vazão mínima necessária à manutenção das espécies analisadas, obtidas por meio da modelagem de habitat. E a segunda pela diferença entre a mediana das vazões mensais e a vazão mínima necessária à manutenção das espécies.

7.3. Resultados e discussão

7.3.1. Informações hidrológicas

Ao comparar-se as vazões médias de longo período (Q_{mlp}) e a $Q_{7,10}$ obtidas por meio da equação de regionalização de vazões e aquelas obtidas por meio da transposição de vazões, observou-se que as primeiras foram consideravelmente maiores que as últimas (Tabela 7.1). E ainda, ao comparar-se os dados medidos em campo com parâmetros estatísticos dos dados transpostos da estação fluviométrica Juiz de Fora - jusante, observou-se que para os meses de inverno, os dados pareceram coerentes, enquanto que para os meses de verão esses mostraram-se mais discrepantes (Tabela 7.2).

Ainda assim, os valores obtidos por meio da transposição de vazões parecem mais próximos às condições observadas em campo, uma vez que os valores obtidos por meio da equação de regionalização de vazões são ainda superiores aos obtidos pela transposição de vazões.

Corroboram, também, com as baixas vazões observadas no verão, a baixa pluviosidade, já discutida no Capítulo 5. Porém, valores observados abaixo da Q_{90} mensal nos meses chuvosos, sugerem que, para estes meses, a transposição de vazões esteja superestimando os fluxos, principalmente devido à forte impermeabilização da cidade de Juiz de Fora, gerando maiores fluxos na estação Juiz de Fora - jusante. O que não acontece na BHRES, pois como observado no Capítulo 3, essa possui ocupação predominantemente rural.

Tabela 7.1. Dados gerados a partir da equação de regionalização de vazões e da transposição de vazões.

Seções	Área de drenagem (km ²)	Equação de regionalização de vazões		Transposição de vazões	
		Q _{mlp} (m ³ s ⁻¹)	Q _{7,10} (m ³ s ⁻¹)	Q _{mlp} (m ³ s ⁻¹)	Q _{7,10} (m ³ s ⁻¹)
S3	42,574	1,401	0,390	0,938	0,359
S6	137,433	4,058	1,122	3,029	1,158

Tabela 7.2. Dados obtidos da transposição de vazões e dados observados nas campanhas de campo.

Meses	Trecho I				Trecho II			
	Mediana mensal (m ³ s ⁻¹)	Q ₉₀ mensal (m ³ s ⁻¹)	Vazão baixa mensal ¹ (m ³ s ⁻¹)	Vazão observada (m ³ s ⁻¹)	Mediana mensal (m ³ s ⁻¹)	Q ₉₀ mensal (m ³ s ⁻¹)	Vazão baixa mensal ¹ (m ³ s ⁻¹)	Vazão observada (m ³ s ⁻¹)
Janeiro	1,19	0,67	0,80	0,61	3,84	2,16	2,58	1,72
Fevereiro	1,02	0,59	0,77	0,54	3,29	1,89	2,49	2,36
Julho	0,64	0,44	0,64	0,58	1,89	1,41	1,92	1,80
Agosto	0,58	0,40	0,60	0,59	1,76	1,30	1,91	1,57

Legenda: ¹mediana das vazões classificadas como baixas, ou seja, aquelas entre o percentil 10 e 75, considerando-se todos os dados hidrológicos analisados.

A partir dos resultados observados, apesar da transposição dos dados da estação fluviométrica Juiz de Fora - jusante não ser a ideal, mostrou-se satisfatória nos meses secos. Porém, ressalva-se uma maior atenção às possíveis superestimativas nos meses chuvosos.

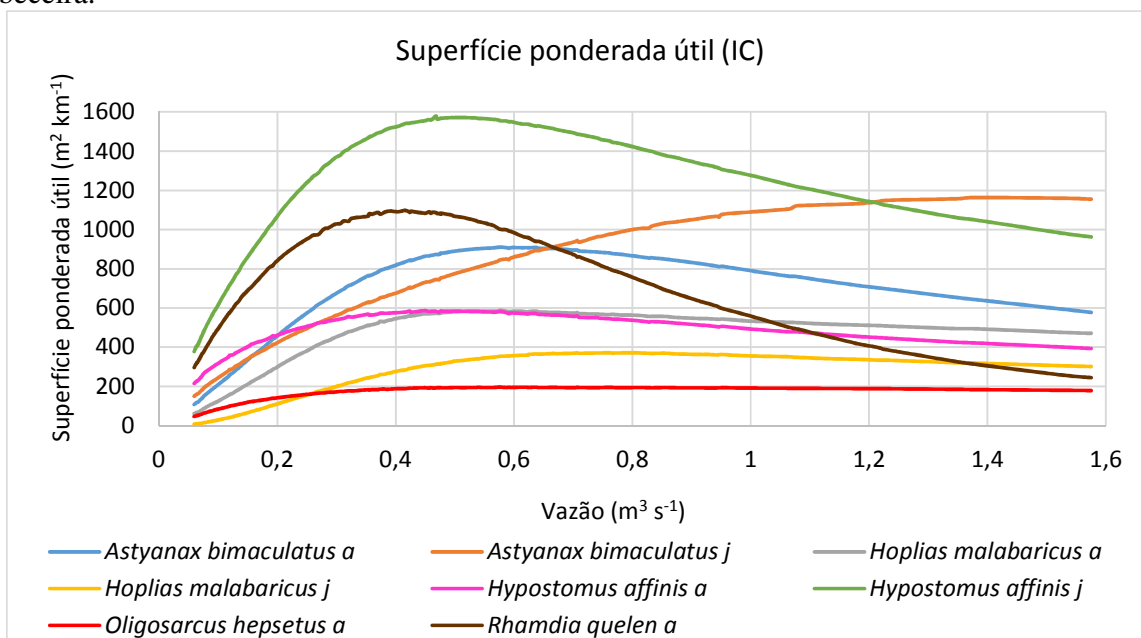
7.3.2. Modelagem de habitat

A seguir são apresentadas a modelagens de habitat para os dois trechos do ribeirão do Espírito Santo estudados.

7.3.2.1. Superfície ponderada útil associada à velocidade, profundidade e índice de canal

No trecho de cabeceira, *Hypostomus affinis* jovem, *Astyanax bimaculatus* jovem e adulto, e *Rhamdia quelen* adulto foram as espécies/estádio de desenvolvimento que apresentaram maior valor de SPU para as vazões simuladas, indicando que as variáveis, velocidade e cobertura/substrato são mais favoráveis para essas espécies/estádio que as demais espécies analisadas (Figura 7.1).

Figura 7.1. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IC no trecho de cabeceira.



Fonte: elaborado pela autora.

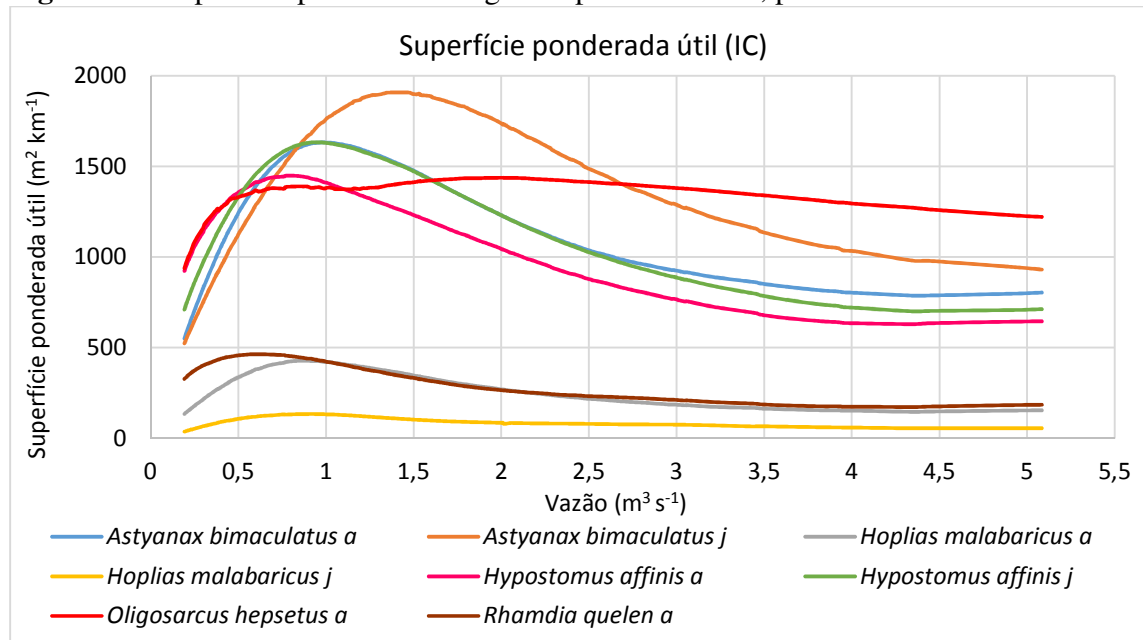
Em contrapartida, pode-se observar que a espécie *Oligosarcus hepsetus* adulto é a que apresenta menores valores de SPU, ou seja, condições de velocidade, profundidade e cobertura/substrato mais severas ao seu desenvolvimento.

Para a espécie *Hypostomus affinis*, que de maneira geral, apresenta SPU alta, observa-se que para o estágio de desenvolvimento adulto, as condições de habitat analisadas são menos favoráveis que para o estágio juvenil. Enquanto para a espécie *Hoplias malabaricus* que, de maneira geral, apresenta SPU inferiores à espécie anteriormente mencionada, observa-se o contrário. E ainda, para vazões médias a altas, no trecho de cabeceira, as condições ambientais analisadas são mais favoráveis para *Hoplias malabaricus* adulto que para *Hypostomus affinis* adulto.

Para o trecho de foz, as espécies mais favorecidas associando-se velocidade, profundidade e IC são *Astyanax bimaculatus* juvenil e adulto, *Oligosarcus hepsetus* adulto e *Hypostomus affinis* juvenil (Figura 7.2). Observa-se que as espécies com menor SPU no trecho de cabeceira não se mantêm no trecho de foz. Pelo contrário, *Oligosarcus hepsetus*, a espécie com menor adequação de habitat no trecho 1, passa a ser uma das espécies mais favorecidas no trecho 2. Entretanto,

Hoplias malabaricus juvenil e adulto se mantêm em ambos trechos como as espécies cujo habitat é menos favorável.

Figura 7.2. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IC no trecho de foz.



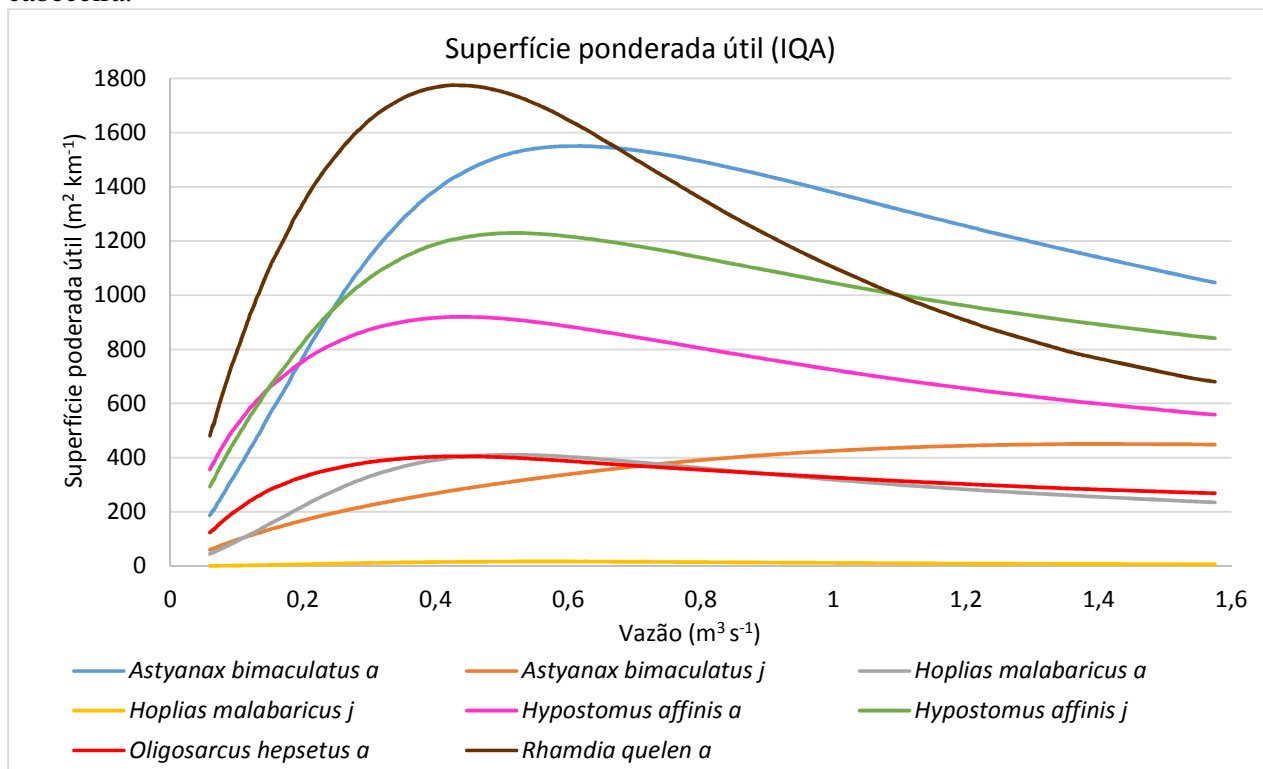
Fonte: elaborado pela autora.

Rhamdia quelen adulto se destaca por apresentar severa redução de SPU do trecho de cabeceira para o trecho de foz, o que pode ser explicado pela drástica alteração do IC, com menor concentração de troncos no leito, e diminuição da mata ciliar.

7.3.2.2. Superfície ponderada útil associada à velocidade, profundidade e índice de Qualidade da Água

Ao determinar-se a SPU associando-se velocidade, profundidade e IQA para o trecho de cabeceira (Figura 7.3), *Rhamdia quelen* adulto se torna a espécie mais favorecida para vazões em torno de $0,6 m^3 s^{-1}$, e a diminuição das condições de habitat para vazões menores se torna menos acentuada do que quando se relaciona as variáveis hidráulicas com IC. *Hypostomus affinis* juvenil sofre diminuição da SPU para todas as vazões, mas para vazões acima de $0,5 m^3 s^{-1}$ observam-se diminuição de SPU para quase todas as espécies, exceto *Astyanax bimaculatus* e *Hoplias malabaricus* juvenil, sendo que esta última apresenta valores de SPU mínimos independente da vazão.

Figura 7.3. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IQA no trecho de cabeceira.

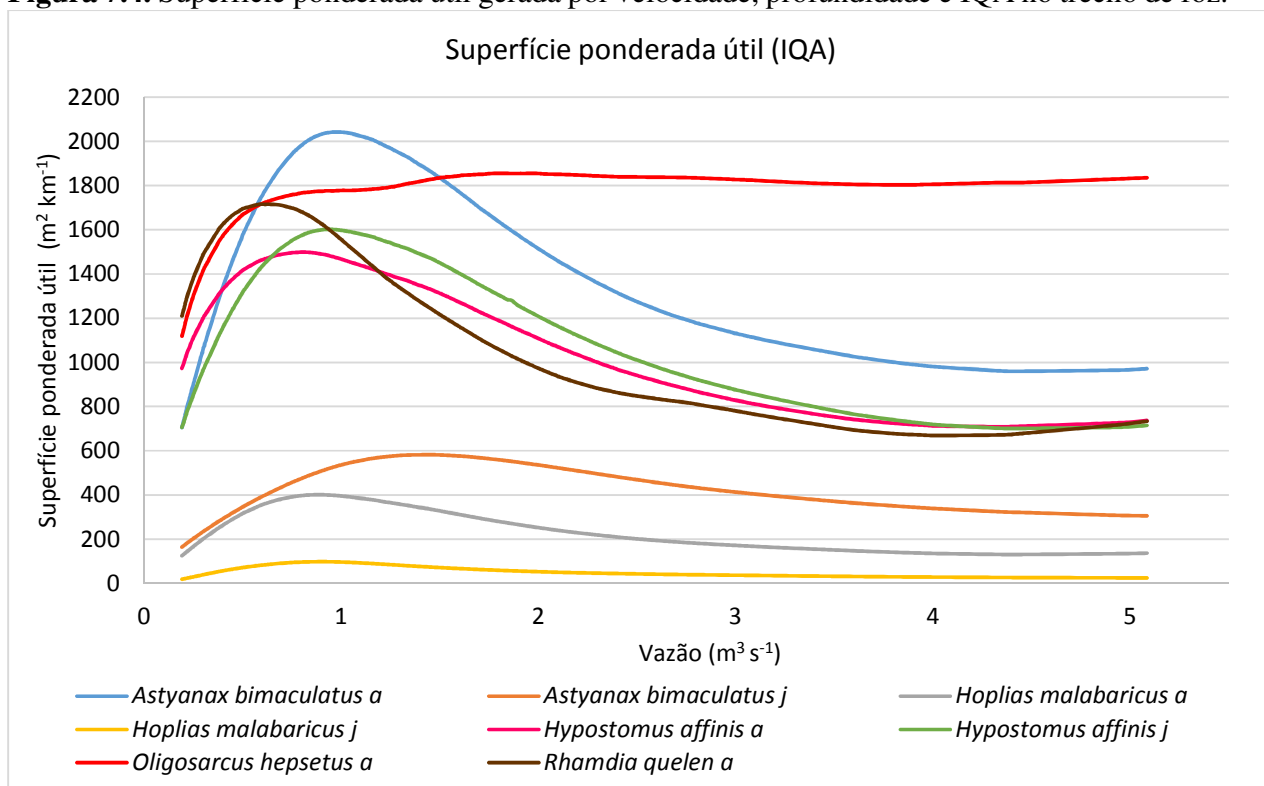


Fonte: elaborado pela autora.

No trecho de cabeceira, considerando-se IC, *Hoplias malabaricus* e *Hypostomus affinis* adulto apresentam curvas de SPU próximas, contudo ao considerar-se IQA, *Hypostomus affinis* adulto passa a ter curva mais favorável e *Hoplias malabaricus* adulto se aproxima de *Oligosarcus hepsetus* adulto.

Ao comparar-se a SPU gerada utilizando-se IC ou IQA (Figuras 7.2 e 7.4) para o trecho de foz observa-se que a espécie que sofreu maior alteração na SPU foi *Astyanax bimaculatus* juvenil, que em relação ao IC foi uma das espécies mais favoráveis no trecho de foz, passou a ser uma das mais desfavoráveis em relação ao IQA. Enquanto o *Oligosarcus hepsetus* adulto se mantém favorável tanto em relação ao IC, quanto ao IQA.

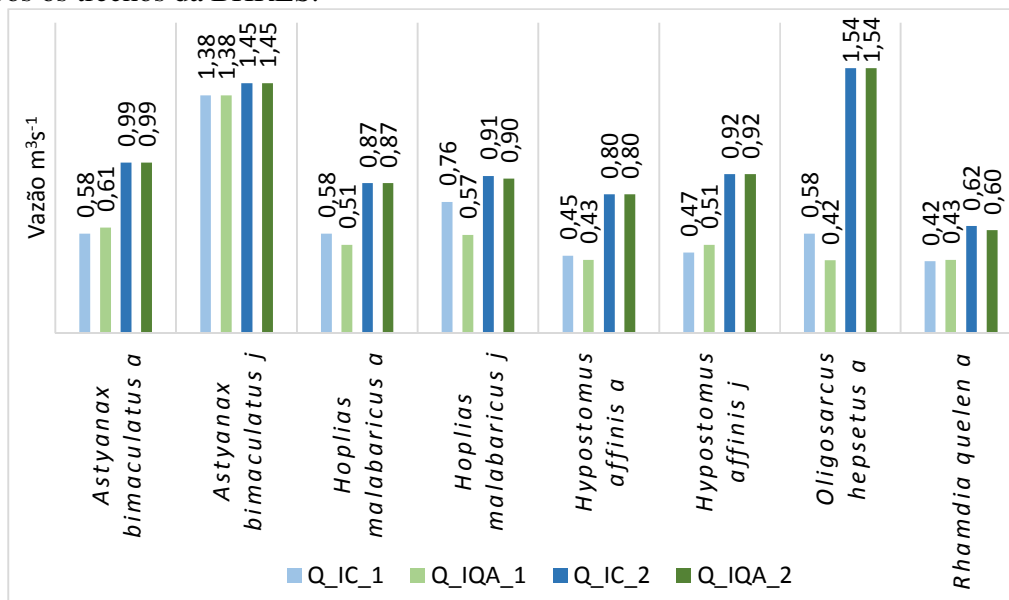
Figura 7.4. Superfície ponderada útil gerada por velocidade, profundidade e IQA no trecho de foz.



Fonte: elaborado pela autora.

As Figuras 7.1, 7.2, 7.3 e 7.4 indicam que as vazões que geram SPU máximas para cada espécie/estádio de desenvolvimento, em cada trecho estudado, tanto aplicando-se o IC quanto o IQA, são muito próximas como pode observado na Figura 7.5. O que indica que as variáveis velocidade e profundidade são preponderantes à terceira variável utilizada.

Figura 7.5. Vazões capazes de gerar SPU máxima para cada espécie/estádio de desenvolvimento em ambos os trechos da BHRES.



Legenda: Q_IC_1: vazão que gera SPU máxima aplicando-se o índice de canal no trecho 1 (cabeceira); Q_IQA_1: vazão que gera SPU máxima aplicando-se o índice de qualidade da água no trecho 1 (cabeceira); Q_IC_2: vazão que gera SPU máxima aplicando-se o índice de canal no trecho 2 (foz); Q_IQA_2: vazão que gera SPU máxima aplicando-se o índice de qualidade da água no trecho 2 (foz).

Fonte: elaborado pela autora.

Observa-se que, no trecho de foz, que possui seções mais largas, as vazões requeridas também aumentam, para que sejam mantidas condições de profundidade e velocidade. Contudo, ao se analisar as vazões que geram SPU máxima, essas são relativamente baixas, principalmente, no segundo trecho, condição igualmente observada por outros autores (GUEDES, 2013; PELISSARI; SARMENTO; TEXEIRA, 2001).

7.3.3. Determinação da vazão ecológica

As SPU associadas às vazões expressas nas Figuras 7.1, 7.2, 7.3 e 7.4 são apresentadas nas matrizes de otimização, Tabelas 1, 2, 3 e 4 do Apêndice J, cujos valores de SPU foram determinados utilizando-se tanto IC quanto IQA para ambos os trechos estudados.

A matriz de otimização de SPU gerada a partir das variáveis velocidade profundidade e IC (Apêndice J, Tabela 1) indicou que a espécie que possui habitat mais restritivo no primeiro trecho é *Oligosarcus hepsetus* adulto, apresentado menores valores de SPU, ou seja, condições de velocidade, profundidade e cobertura/substrato mais severas ao seu desenvolvimento nos 12 meses do ano. Guedes (2013), em estudo também em trecho de cabeceira do Rio Formoso (MG),

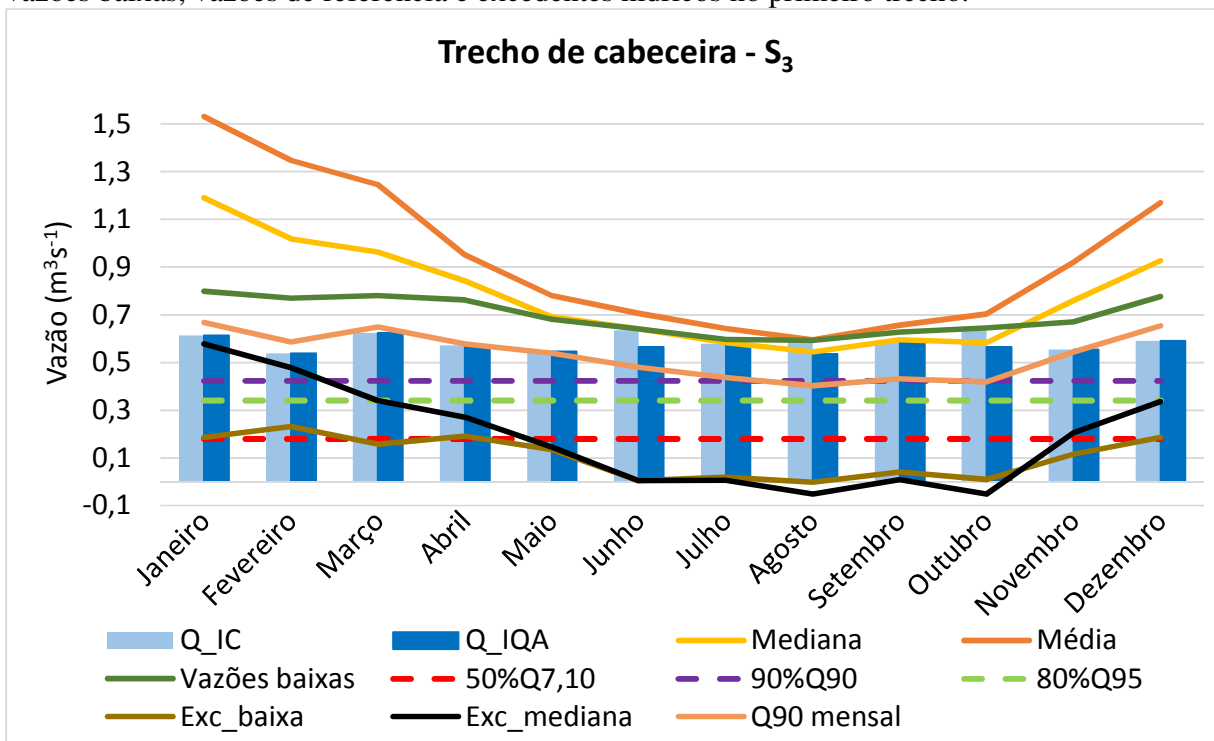
identificou duas espécies mais sensíveis, *Hypostomus auroguttatus* (cascudo) juvenil e *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro) adulto, sendo este último mais sensível nos meses de março, maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro.

Já ao se gerar a matriz de otimização de SPU a partir das variáveis velocidade profundidade e IQA, também para o primeiro trecho, (Apêndice J, Tabela 2) observou-se que a espécie com habitat mais restritivo foi *Hoplias malabaricus* juvenil, o que também foi observado nas matrizes de otimização do segundo trecho tanto para IC (Apêndice J, Tabela 3) quanto para IQA (Apêndice J, Tabela 4).

A capacidade de sobrevivência a longos períodos de jejum (RIOS; KALININ; RANTIN, 2002) e a ambientes pouco oxigenados (AZEVEDO; GOMES, 1943; BARBIERI, 1989), fazem da *Hoplias malabaricus* uma espécie com boa capacidade adaptativa. Contudo, ao se analisar a aptidão dos ambientes à espécie, observa-se que ainda que a espécie tenha desenvolvido recursos capazes de sobreviver a uma diversidade de ambientes, o segundo trecho estudado é menos favorável à sua presença pois independente da vazão a SPU para ambas as fases de vida da espécie é relativamente baixa.

As matrizes de otimização (Apêndice J) indicaram que, para o trecho de cabeceira, as vazões necessárias às condições de habitat tanto associadas ao IC quanto ao IQA apresentaram-se muito semelhantes, com pequenas variações nos meses de junho, agosto e outubro (Figura 7.6).

Figura 7.6. Vazões relacionadas à adequação de habitat, mediana das vazões, vazões médias, vazões baixas, vazões de referência e excedentes hídricos no primeiro trecho.

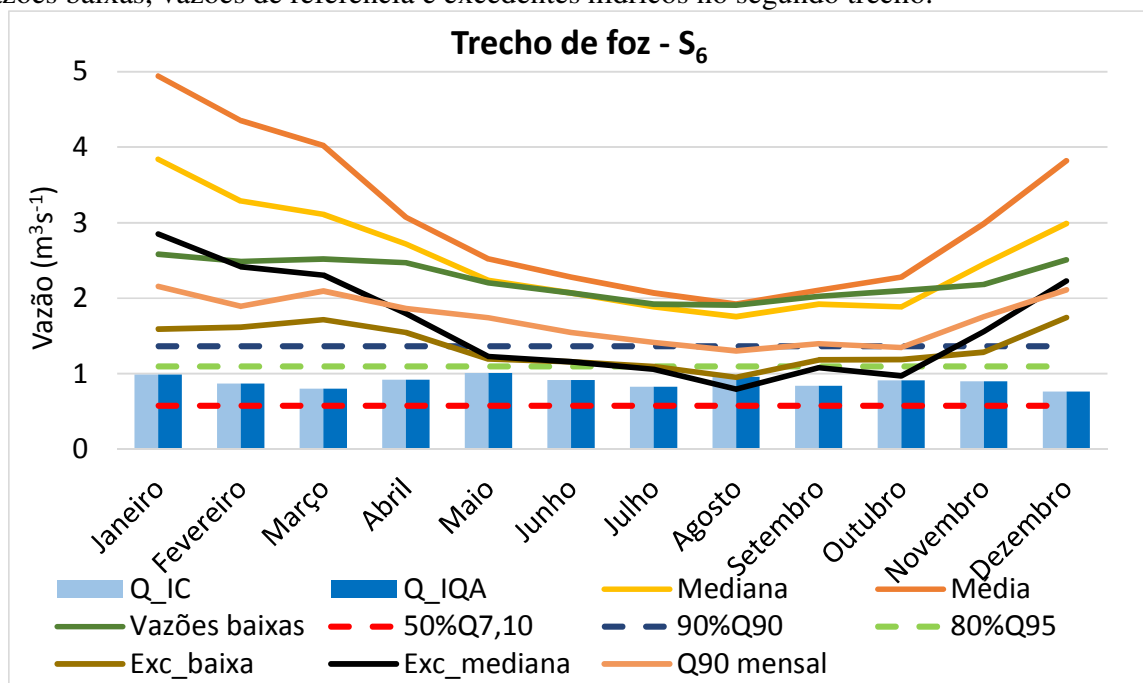


Legenda: Q_IC: vazão necessária à manutenção das espécies associando-se velocidade, profundidade e índice de canal; Q_IQA: vazão necessária à manutenção das espécies associando-se velocidade, profundidade e índice de qualidade da água; Exc_baixa: excedente hídrico calculado a partir da vazão baixa mensal; Exc_mediana: excedente hídrico calculado a partir da mediana das vazões mensais.

Fonte: elaborado pela autora.

No segundo trecho, foz, as SPU, considerando IC ou IQA, geradas a partir das disponibilidades de habitat, apesar de diferirem nominalmente indicaram vazões mensais idênticas a serem mantidas no curso de água (Figura 7.7).

Figura 7.7. Vazões relacionadas à adequação de habitat, mediana das vazões, vazões médias, vazões baixas, vazões de referência e excedentes hídricos no segundo trecho.



Legenda: Q_IC: vazão necessária à manutenção das espécies associando-se velocidade, profundidade e índice de canal; Q_IQA: vazão necessária à manutenção das espécies associando-se velocidade, profundidade e índice de qualidade da água; Exc_baixa: excedente hídrico calculado a partir da vazão baixa mensal; Exc_mediana: excedente hídrico calculado a partir da mediana das vazões mensais.

Fonte: elaborado pela autora.

Cabe destacar que as vazões obtidas por meio das matrizes de otimização indicaram apenas vazões mínimas necessárias a manutenção de habitat para as espécies analisadas. Entretanto, como preconizado por Poff *et al.* (1997), e amplamente defendido (LYTLE; POFF, 2004; POFF *et al.*, 2010, 2011; RICHTER *et al.*, 2003), a questão fundamental para a gestão de rios e córregos é que se mantenha uma dinâmica de fluxo mais próxima do natural, de maneira a criar no canal e áreas de várzea, habitats que são essenciais para as espécies aquáticas e ribeirinhas. Modelos de habitat, como o River 2D, e a SPU gerada são importantes ferramentas de apoio a decisão aliados à avaliação de requisitos de fluxo (JOWETT; HAYES; DUNCAN, 2008; MATHEWS; RICHTER, 2007), de maneira que se preserve o mosaico de habitat criado e mantido pela variabilidade hídrica. Uma vez que o fomento a adaptação de espécies ribeirinhas ao dinamismo ambiental permite que as espécies aquáticas e de várzea persistam em face às condições aparentemente adversas, tais como inundações e secas, que regularmente destroem e recriam elementos do habitat (POFF *et al.*, 1997).

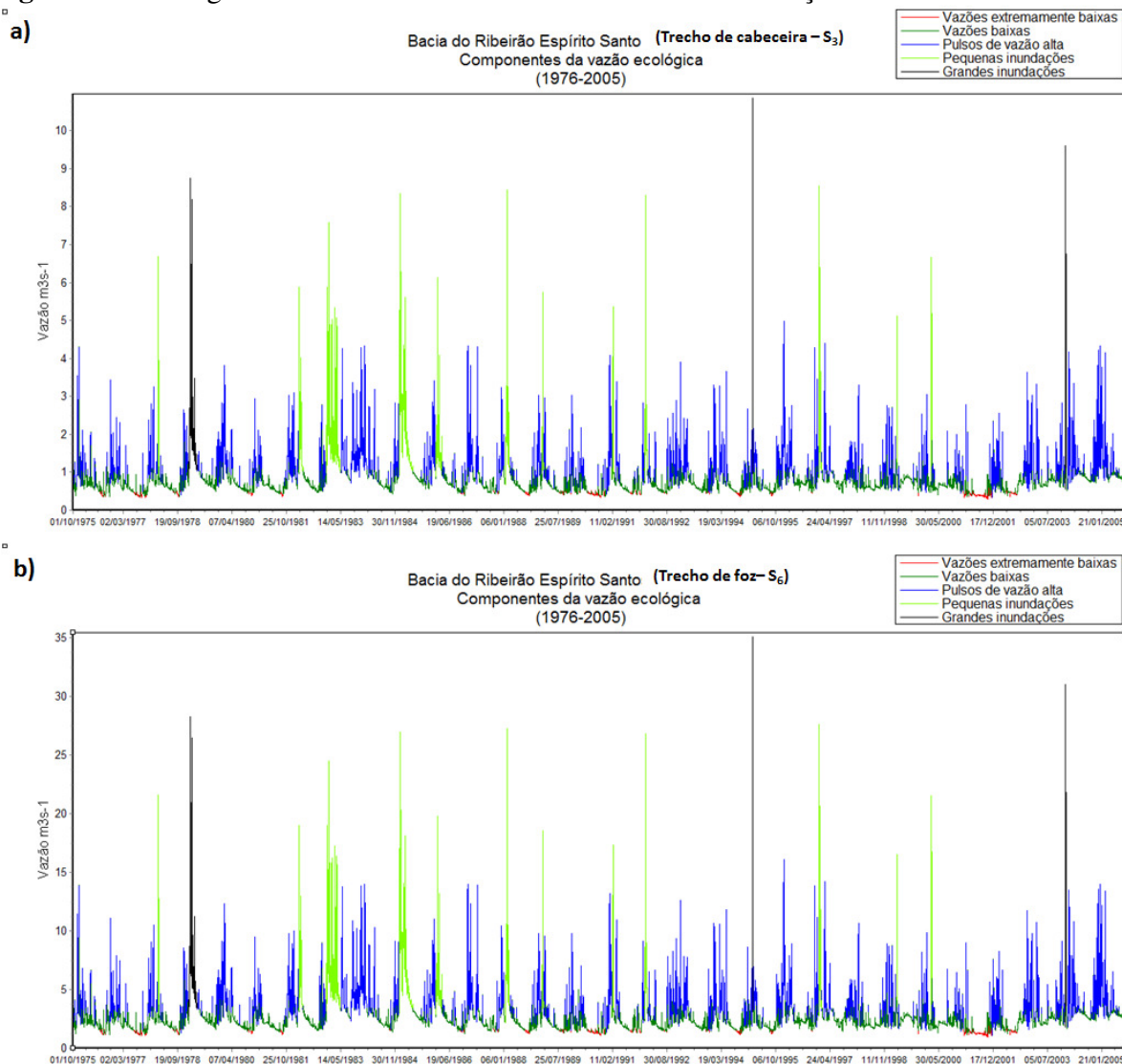
Neste contexto, a adoção de hidrogramas ecológicos baseados apenas nas espécies alvo, se apresentam insuficientes para a manutenção da biodiversidade, mas podem ser utilizados como ferramentas balizadoras para a determinação de excedentes hídricos de forma que se mantenha uma dinâmica de fluxo mais próxima possível do natural.

Nesse sentido, o EFC permitiu a identificação de vazões baixas, vazões extremamente baixas, pulsos de vazão alta, pequenas inundações e grandes inundações no hidrograma das áreas de estudo (Figura 7.8), permitindo identificar as características das alterações de fluxo que são essenciais para que se cumpram importantes funções ecológicas (THE NATURE CONSERVANCY, 2009).

Considerando-se que as vazões baixas foram classificadas como aquelas entre o percentil 10 e 75, no primeiro trecho, os valores destas variaram entre 0,47 e 1,03 m³ s⁻¹ e no segundo trecho entre 1,52 e 3,33 m³ s⁻¹. Tomando-se por base as vazões observadas, os limites inferiores propostos nos hidrogramas da Figura 7.8 parecem coerentes, porém os limites superiores parecem superestimados.

A partir das Figuras 7.6 e 7.7 pode-se depreender que os meses de verão (dezembro, janeiro, fevereiro e março) apresentaram os maiores picos de vazão, pois foram neles que se observaram maiores diferenças entre a mediana e a média mensal. E ainda, observou-se maior diferença entre a mediana e a vazão baixa. As vazões baixas mensais variaram relativamente pouco, mês a mês, se comparadas aos outros parâmetros analisados, ou seja, o que causa maior impacto sazonalmente nas médias e medianas das vazões são picos de vazão e vazões extremamente baixas.

Figura 7.8. Hidrograma dos dois trechos estudados com a classificação da vazão.



Legenda: a) Hidrograma da seção 3 (trecho de cabeceira). b) Hidrograma da seção 6 (trecho de foz).

Fonte: elaborado pela autora.

Nos meses de inverno e primavera, julho, agosto, setembro e outubro, as vazões extremamente baixas parecem ter maior peso, pois a mediana mensal foi inferior à vazão baixa mensal, já que esta é determinada pela mediana das vazões diárias classificadas como baixas. Assim, o excedente hídrico calculado a partir da mediana é mais restritivo no período de seca que aquele calculado a partir das vazões baixas mensais (Tabela 7.3).

Tabela 7.3. Excedentes hídricos mensais para o trecho de cabeceira e foz gerados a partir das vazões baixas e das medianas das vazões mensais.

Mês	Trecho de cabeceira (m ³ s ⁻¹)		Trecho de foz (m ³ s ⁻¹)	
	Exc_baixa	Exc_mediana	Exc_baixa	Exc_mediana
Janeiro	0,19	0,58	1,59	2,85
Fevereiro	0,23	0,48	1,62	2,42
Março	0,16	0,34	1,72	2,31
Abril	0,19	0,27	1,55	1,80
Mai	0,14	0,15	1,19	1,23
Junho	0,00	0,00	1,16	1,16
Julho	0,02	0,01	1,09	1,06
Agosto	0,00	-0,05	0,95	0,79
Setembro	0,04	0,01	1,18	1,08
Outubro	0,01	-0,05	1,19	0,97
Novembro	0,12	0,21	1,28	1,56
Dezembro	0,19	0,34	1,74	2,23

Legenda: Exc_baixa: excedente hídrico calculado a partir da vazão baixa mensal; Exc_mediana: excedente hídrico calculado a partir da mediana das vazões mensais.

No trecho de foz (Tabela 7.3), no mês de outubro, o excedente hídrico calculado utilizando-se a mediana foi 22% inferior aquele calculado com as vazões baixas. Em contrapartida, no período de cheias o excedente hídrico calculado a partir das medianas é mais permissivo. Para esse mesmo trecho, no mês de janeiro, chegou a ser 44% superior ao excedente hídrico calculado a partir das vazões baixas.

Com relação a vazão de referência, utilizada no estado de Minas Gerais (50% Q_{7,10}), observa-se que para o primeiro trecho (Figura 7.6 e Tabela 7.3), adotando-se o excedente hídrico a partir das vazões baixas, apenas os meses de janeiro, fevereiro, abril e dezembro são compatíveis com a vazão de outorga no estado (0,18 m³s⁻¹). Enquanto se comparado com a vazão de outorga dos estados mais permissivos do país, Alagoas, Ceará, Paraíba, Rio Grande do Norte, Sergipe (90% da Q₉₀, 0,42 m³s⁻¹) e Piauí (80% da Q₉₅, 0,34 m³s⁻¹), em nenhum mês do ano a vazão excedente, calculada pela diferença da vazão baixa e os requisitos de habitat alcançariam a vazão outorgável.

Ainda no trecho de cabeceira (Figura 7.6 e Tabela 7.3), ao considerar-se o excedente hídrico como a diferença entre a mediana mensal e os requisitos de habitat, observa-se que nos meses de maio a outubro, o excedente hídrico não é compatível com a vazão outorgável no estado de Minas Gerais. Nos meses de agosto e outubro, observa-se inclusive que a mediana mensal dos fluxos

naturais é estressante para algumas espécies, apresentando déficit em relação aos requisitos de habitat.

No trecho de foz, o excedente hídrico é maior, havendo disponibilidade hídrica para outorga de 50% da $Q_{7,10}$ ($0,58 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) em todos os meses do ano. Contudo, observa-se que nos meses secos, mesmo o excedente hídrico considerável deste trecho estudado seria insuficiente para atender a vazão outorgável permitida pelos estados nordestinos citados (Figura 7.7).

Contudo, considera-se a maior fragilidade das legislações relativas a outorga a determinação de fluxos mínimos remanescentes. No estado de Minas Gerais admite-se a garantia de fluxos residuais mínimos equivalentes a 50% da $Q_{7,10}$ a jusante de cada derivação. Entretanto, pode-se observar nas Figuras 7.6 e 7.7 que 50% da $Q_{7,10}$ está aquém dos requisitos de habitat requeridos para as espécies analisadas, principalmente no primeiro trecho, além de não permitir as variações de fluxo necessárias à manutenção da biota.

Outra questão que os resultados apontam é que em uma mesma bacia, trechos de cabeceira podem apresentar excedentes hídricos bem diferentes de trechos de foz. No caso, as peculiaridades do trecho de cabeceira, apresentadas no Capítulo 5, já apontavam para um maior cuidado nas alterações de vazão neste trecho.

A BHRES apresenta um número considerável de usos que não dependem de outorga já cadastrados no Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), além de outros outorgáveis, apresentados nos Capítulo 3. Portanto, dados hidrológicos da própria bacia hidrográfica seriam essenciais para embasar a gestão dos recursos e fornecer maior precisão na determinação de excedentes hídricos.

Os excedentes hídricos propostos por este trabalho, ainda que determinados considerando-se uma ampla gama de informações devem ser de acompanhados, avaliados e revisados, caso seja necessário, pois como enfatizado por DAVIES *et al.* (2014), grande parte do esforço científico tem sido direcionado ao desenvolvimento de métodos para determinação de vazões ambientais, com menor atenção a avaliação da eficácia e da aplicação prática desses métodos. Uma vez que vazões ambientais eficazes precisam ter uma relação clara com a ecologia da área estudada.

7.4. Conclusão

As incertezas suscitadas pelos hidrogramas gerados a partir da transposição de vazões sinalizam para uma maior cautela na adoção de excedentes hídricos. Portanto, propõem-se que, nos meses de novembro a maio, se adote o excedente hídrico gerado pela diferença entre as vazões baixas mensais e a vazão mínima necessária à manutenção das espécies analisadas. Entretanto, de junho a outubro, o excedente hídrico deve ser dado pela diferença entre a mediana das vazões mensais e a vazão mínima necessária à manutenção das espécies.

Outro aspecto a ser destacado é relacionado à atenção necessária na outorga de recursos hídricos em pequenos cursos de água de cabeceira, pois, no caso em estudo, este só possui excedente hídrico nos meses úmidos.

Para finalizar, reitera-se a importância da implementação de estações fluviométricas em bacias hidrográficas de cabeceira, tais como a BHRES, com ampla divulgação dos dados apurados. Essa medida viabilizará conhecer o hidrograma da bacia hidrográfica com maior precisão, como também permitirá a identificação de alterações hidrológicas causadas tanto pelas intervenções consideradas significantes, quanto por aquelas consideradas insignificantes, mas que, para trechos de cabeceira, podem ser suficientes para gerar impacto.

CAPÍTULO 8. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

8.1. Conclusões

- De acordo com os estudos teóricos e resultados práticos alcançados neste trabalho, no que concerne às vazões mínimas remanescentes adotadas por todas as legislações brasileiras, tanto no nível estadual quanto federal, evidencia-se a necessidade de rever o conceito com relação ao seu caráter ambiental, quer pelas vazões de referência adotadas, que tem se mostrado aquém das necessidades bióticas, quer pela determinação de fluxos mínimos constantes, amplamente rejeitados pela comunidade científica.
- As características de declividade da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES) apontam para alta vulnerabilidade à erosão, o que aliado ao seu padrão de drenagem dendrítico, com grande quantidade de afluentes e subafluentes, pode implicar alto risco de assoreamento dos corpos de água caso não se adotem medidas mitigadoras direcionadas para a preservação das áreas de regeneração da vegetação arbórea, bem como um plano de manejo de plantações florestais e pastagens.
- O estudo da topobatimetria e a modelagem hidráulica permitiram a ampliação da percepção das particularidades dos dois trechos estudados, indicando destacada função ecológica das áreas marginais do trecho de cabeceira.
- Dados bióticos e abióticos sinalizaram para a necessidade da adoção de medidas mitigadoras relacionadas à conservação dos corpos hídricos, uma vez que os resultados indicam que o uso antrópico tem comprometido a qualidade da água e a biodiversidade aquática.
- A BHRES apresenta características físico-químicas e de composição da ictiofauna que permitem a adoção de curvas univariadas de adequação de habitat por espécie para toda a bacia hidrográfica. Contudo as associações da ictiofauna com as características de habitat não permitiram apontar espécies mais sensíveis, mas a composição da assembleia de peixes e sua estrutura trófica indicam que a proteção de cada espécie só pode ser garantida por meio da proteção de toda a comunidade. Sendo assim, as curvas de adequação de habitat, indispensáveis em modelos para determinação de vazões ecológicas, precisam ser aplicadas para toda a comunidade píscea e não apenas para uma espécie considerada alvo.

- Por fim, o objetivo principal desta tese de identificar as características bióticas e abióticas da BHRES, a fim de propor vazões ecológicas para um trecho localizado na cabeceira e outro na foz, transformou-se na proposição de excedentes hídricos, uma vez que as vazões denominadas ecológicas baseadas no estabelecimento de valores fixos, ainda que mensais, implicam perda da biodiversidade. Portanto, propõe-se que se pense em “excedente hídrico ecológico” para que a vazão continue apresentando as características de máximos e mínimos extremos tão importantes no controle da distribuição e abundância da biota ribeirinha.

8.2. Recomendações

- Dada as limitações geradas pela metodologia adotada na coleta da ictiofauna utilizando redes de espera, caberia a recomendação para trabalhos futuros abarcarem outros sistemas de amostragem, tais como pesca elétrica, arrastão etc. E ainda, em locais com presença de depressões e lagoas marginais como observado no primeiro trecho, um estudo específico para conhecer as interrelações entre esses ambientes e a calha principal do rio em muito enriqueceria o entendimento do ecossistema.
- É fundamental que, nos neotrópicos, os olhares se ampliem para o melhor entendimento das relações, não só da ictiofauna com a dinâmica dos rios, mas da vegetação, insetos, aves, répteis, roedores e outros animais com alguma dependência dos cursos de água.
- Considerando-se que a transposição de vazões não é a solução ideal para bacias hidrográficas com áreas de drenagem e características tão distintas quanto a bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo e toda a área que contribui para a seção onde se localiza a estação Juiz de Fora - jusante, recomenda-se a utilização de modelo chuva-vazão que incorpore características de cobertura do solo, topografia, tipo de solo e dados climáticos, tais como, chuva, temperatura, radiação solar e umidade relativa.
- E por fim, a ampliação de conhecimento produzido por meio de pesquisas sobre abordagens ecológicas/ambientais no manejo de recursos hídricos poderá gerar importantes subsídios para a construção de estratégias eficientes de gestão, mas é fundamental que se amplie a iteração tanto entre as áreas do conhecimento quanto entre os órgãos gestores e a academia.

REFERÊNCIAS

- ABDON, M. M. **Os impactos ambientais no meio físico - erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária**. 2004. 302 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, 2004.
- ABILHOA, V. *et al.* Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: GRILLO, Oscar; VENORA, Gianfranco (Orgs.). **Changing Diversity in Changing Environment**. Rijeka, Croatia: InTech, 2011. p. 259–282.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 7181/84: Solo - Análise granulométrica*. Rio de Janeiro, Brasil: [s.n.], 1984
- AHMADI-NEDUSHAN, B. *et al.* A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. **River Research and Applications**, v. 22, p. 503–523, 2006.
- ALBRECHT, J. Periphyton (Aufwuchs) communities of ciliated protozoa in salt-polluted running waters of the Weser river basin — Their Structure and Indicator Value (Including Model Ecosystems). **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 71, n. 2, p. 187–224, 1986.
- ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, n. 2, p. 117–127, 2003.
- ANA, Agência Nacional de Águas. **Caderno de recursos hídricos 4. Diagnóstico. Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no Brasil. Fiscalização dos usos de recursos hídricos no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2007. 165 p.
- ANA, Agência Nacional de Águas. **Caderno de recursos hídricos. Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos nos países: diretrizes e prioridades**. Brasília, DF: ANA, 2005. 153 p.
- ANA, Agência Nacional de Águas. *HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas*. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso: 17 set. 2014
- ANDRIAN, I. F.; SILVA, H. B. R.; PERETTI, D. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 2, p. 435–440, 2001.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Relationship between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 113, p. 716–726, 1984.
- ANNEAR, T. C. *et al.* **Instream flows for riverine resource stewardship**. Revised ed. Cheyenne, WY: Instream Flow Council, 2004. 268 p.

ANNENBERG, T. C.; CONDER, A. L. Relative bias of several fisheries instream flow methods. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 4, p. 531–539, 1984.

APHA, American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, D. C: APHA, 1995.

APHA, American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, D. C.: APHA, 2005.

AQUINO, I. H. V. **Requisitos de vazão mínima na transição de corpos de água de domínio estadual para os de domínio federal: aplicação na bacia do rio Preto (DF/GO/MG)**. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, 2012.

ARAÚJO, F. G *et al.* Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 1, p. 1–8 , fev. 2005.

ARTHINGTON, A. H. *et al.* Development of an holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems. In: INTERNATIONAL SEMINAR AND WORKSHOP ON WATER ALLOCATION FOR THE ENVIRONMENT, 1992, Armidale, USA, Centre for Water Policy Research. *Anais...* University of New England: J.J. Pigram & B.P. Hooper eds, 1992. p.69–76.

ARTHINGTON, A. H. *et al.* Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies. In: SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2004, Bangkok. *Anais...* Bangkok: FAO & MRC, 2004. p.37–66.

ARTHINGTON, A. H.. **Environmental flows saving rivers in the third millennium**. Los Angeles, CA: University of California Press, 2012. 424 p.

ARTHINGTON, A. H. *et al.* The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. **Ecological Applications**, v. 16, n. 4, p. 1311–1318, 2006.

ASSUMPÇÃO, A. M. *et al.* Análise do conteúdo estomacal de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* (espécies introduzidas) e *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax bimaculatus* (espécies nativas) de lagos do Vale do Rio Doce-MG e suas implicações. In: ROCHA, O *et al.* (Orgs.). **Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo**. [S.l: s.n.], 2005. 416 p.

AZEVEDO, P.; GOMES, A. L. Contribuição ao estudo da biologia da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794). **Boletim da Indústria Animal**, v. 5, n. 4, p. 15–64, 1943.

BALDISSEROTTO, B.; RADÜNZ NETO, J. **Criação de Jundiá**. Santa Maria.: UFSM, 2004. 232 p.

- BAN, X *et al.* Applying instream flow incremental method for the spawning habitat protection of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*). **River Research and Applications**. v. 27, n. 1, p. 87–98, 2011.
- BAPTISTA, M. B.; COELHO, M. M. L. P. **Fundamentos de Engenharia Hidráulica**. 3^a. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2010. 480 p.
- BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da Represa do Monjolinho, São Carlos/SP. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, n. 2, p. 225–233, 1989.
- BARBOUR, M. T. *et al.* **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: peryphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. Second Edition, ed. Washington, D. C.: EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999.
- BARRY, S.; ELITH, J. Error and uncertainty in habitat models. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 413–423, 2006.
- BASTOS, I. C. O. *et al.* Use of biological indicators in different hydrosystems of an industry of recycled papers in Governador Valadares - MG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 203–211, 1 set. 2006.
- BEECH, C. D.; LANDERS, S. C. Ciliated protozoan colonization of substrates from Dauphin Island, Alabama. **European Journal of Protistology**, v. 38, n. 1, p. 83–89, jan. 2002.
- BELTRAME, A. V. **Diagnóstico do meio físico com fins conservacionista de pequenas bacias hidrográficas - modelo e aplicação**. Florianópolis: Editora da UFSC, 1994. 132 p.
- 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.
- BEZERRA, N. R. **Metodologias para definição de vazões mínimas garantidas em cursos d'água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, 2001.
- BISSON, P. A. *et al.* Best management practices, cumulative effects, and long-term trends in fish abundance in Pacific Northwest river systems. In: NAIMAN, R. J. (Org.). **Watershed Management**. New York: Springer, 1992. p. 189–232.
- BOAVIDA, I.; PINHEIRO, A. N. Modelo River 2D. Análises de sensibilidade à discretização da malha e à rugosidade. In: 10º CONGRESSO DA ÁGUA - MARCAS D'ÁGUA, 2010. Algarve. *Anais... Algarve*: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2010.
- BOTELHO, M. L. L. A.; GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Feeding of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) in the Serra do Mar state park - Santa Virgínia Unit, São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 741–748, nov. 2007.

- BOVEE, K. D. **Data collection procedures for the physical habitat simulation system**. Fort Collins, Colorado: U.S. Geological Survey, 1997. 146 p.
- BOVEE, K. D. *et al.* **Stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology**. Fort Collins, Colorado: U. S. Geological Survey, 1998. 130 p.
- BOVEE, K. D. **A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology**. Fort Collins, Colorado: Instream Flow and Aquatic Systems Group Western Energy and Land Use Team U.S. Fish and Wildlife Service, 1982. 248 p.
- BOVEE, K. D. **Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper #21 FWS/OBS-86/7**. Washington, DC: USDI Fish and Wildlife Service, 1986. 235 p.
- BRAAK, C. J. R. T.; ŠMILAUER, P. *Canoco for Windows Version 4.5*. Wageningen: Copyright Biometris Plant Research International, 2002
- BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. 5.ed. São Paulo: Central de Concursos; Rio de Janeiro: Degrau Cultural, [2008].
- BRASIL. Decreto nº 89.817, de 20 de junho de 1984. Estabelece as Instruções Reguladoras das Normas Técnicas da Cartografia Nacional. (Casa Civil, Org.). Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, 1984.
- BRASIL. Lei nº 10.406, de 10 de janeiro de 2002, art. 99, I. Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, 2002.
- BRASIL. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, 1997.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, 2005.
- BRITO, R. P. **Limitações do critério de vazão ecológica no Estado do Tocantins: o caso das PCHs Agrotrafo e Palmeiras**. 94 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.
- BROWN, C.; KING, J. M. **Water resources and environment technical note C.1. Environmental flows: concepts and methods**. Washington, D.C.: The World Bank, 2003. 28 p.
- BROWN, M. B.; FORSYTHE, A. B. Robust tests for the equality of variances. **Journal of the American Statistical Association**, v. 69, p. 264–267, 1974.
- BROWN, M. M.; MULLIGAN, R. P.; MILLER, R. L. Modeling the transport of freshwater and dissolved organic carbon in the Neuse river estuary, NC, USA following hurricane Irene (2011). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 139, p. 148–158, 2014.

BRUNNER, G. W. **HEC-RAS River Analysis System. Hydraulic reference manual.** Washington, DC: [s.n.], 2010.

BUENO, C. R. P. *et al.* Análise multivariada na determinação do risco de erosão em solos sob irrigação. **Irriga**, v. 15, n. 1, p. 23–35, 2010.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465–473, 2003.

CALDER, I. R. Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 110–120, 2007.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 203–214, jun. 2006.

CASATTI, L.; ROCHA, F. C.; PEREIRA, D. C. Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern Brazilian streams. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 157–165, 2005.

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. **Brazilian Journal of Biology** v. 73, n. 4, p. 775–782, nov. 2013.

CASTRO, E. R. R. S. *et al.* Caracterização de ambientes aquáticos no rio de Ondas, cerrado baiano. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 1, p. 207–220, 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. In: XII SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. 2014, Natal. *Anais...* Natal: ABRH, 2014.

CBH PRETO E PARAIBUNA. *Deliberação do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Preto e Paraibuna (CBH Preto e Paraibuna) - PS1 Nº02 de 10 de abril de 2014.* Juiz de Fora: CBH Preto e Paraibuna, 2014.

CBH PRETO E PARAIBUNA. *Deliberação do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Preto e Paraibuna, CBH – Preto e Paraibuna Nº 07/2007.* Juiz de Fora: CBH Preto e Paraibuna, 2007.

CEAA, Canadian Environmental Assessment Agency. **Kitsault Mine Project. Comprehensive Study Report.** Ottawa: CEAA, 2013.

CEHIDRO-MT, Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Mato Grosso. *Resolução nº27 de 09 de junho de 2009.* Cuiabá: Diário Oficial do Estado de Mato Grosso, 18 ago. 2009.

CEIVAP. *Deliberação do Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) de N.º 65/2006*. Resende: CEIVAP, 2006.

CERH/GO, Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Legislação de Recursos Hídricos do Estado de Goiás**. 1ª. ed. Goiânia: Conselho Estadual de Recursos Hídricos, Secretaria Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Superintendência de Recursos Hídricos, 2012. 314 p.

CERH/MG. *Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH-MG nº 09, de 16 de junho de 2004*. Brasil: Diário do Executivo de Estado de Minas Gerais, 2004

CERH/MS. *Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 25/2014*. Brasil: Diário Oficial do Estado de Mato Grosso do Sul nº 8.784 de 22 out. 2014, 2014

CERH/PA. *Alteração da Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará CERH nº 9, de 12/02/2009*. Brasil: Diário Oficial do Estado do Pará nº 31.775 de 18 Out 2010, 2010

CESAMA, Companhia de Saneamento Municipal - Juiz de Fora. *Mananciais: Ribeirão Espíriro Santo*. Disponível em: <<http://www.cesama.com.br/?>>. Acesso em: 20 dez. 2014.

CHOU, W.; CHUANG, M. Habitat evaluation using suitability index and habitat type diversity: a case study involving a shallow forest stream in central Taiwan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 172, n. (1-4), p. 689–704, 2011.

CHOW, V. T. **Open-channel Hydraulic**. Tokyo: McGraw-Hill Book Company Inc., 1959. 680 p.

CHRISTOFOLETTI, A. A análise de bacias hidrográficas. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. p. 102–127.

CLAUSEN, B. *et al.* Stream ecology and flow management. In: TALLAKSEN, L. M.; LANEN, H. A. J. Van (Orgs.). **Developments in water science**. [S.l.]: Elsevier, 2004. p. 411–453.

COLLISCHONN, W. *et al.* Em busca do hidrograma ecológico. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2005. João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: ABRH, 2005.

COLWELL, R. K. *EstimateS, Version 8.2: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. [S.l.: s.n.], 2011.

CONERH/SE, Conselho Estadual de Recursos Hídricos. *Resolução nº 01/2001 de 19 de abril de 2001. Dispõe sobre Critérios para a Outorga de Uso de Recursos Hídricos*. Aracaju: Diário Oficial do Estado de Sergipe, 2001.

COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental. *Deliberação Normativa nº 16/86*. Belo Horizonte: [s.n.], 1986.

COPATTI, C. E.; COPATTI, B. R. Variação sazonal e diversidade de peixes do rio Cambará, Bacia do rio Uruguai. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 265–271, 2011.

CORVALÁN, S. B.; GACIA, G. J. Avaliação ambiental da APA Corumbataí segundo critérios de erodibilidade do solo e cobertura vegetal. **Geociências**, v. 30, n. 2, p. 269–283, 2011.

CREPANI, E. *et al.* **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: Ministério da Ciência e Tecnologia - INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2001. 124 p.

CRUMPTON, W. G.; ISENHART, T. M.; MITCHELL, P. D. Nitrate and organic N analyses with second-derivative spectroscopy. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 4, p. 907–913, 1992.

CURADO, L. C. **Indicadores de vazões mínimas de referência em sub bacias do Rio Miranda**. 75 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2003.

DAEE, Departamento de Águas e Energia Elétrica. *Portaria DAEE nº 2292 de 14 de dezembro de 2006. Reti-ratificada em 03 de agosto de 2012*. São Paulo: Autos DAEE nº 49.559, prov. 1, 2012

DAVIES, P. M. *et al.* Flow-ecology relationships: closing the loop on effective environmental flows. **Marine and Freshwater Research**, v. 65, p. 133–141, 2014.

DE KERCKHOVE D. T.; SMOKOROWSKI, K. E.; RANDALL R. G. **A Primer on Fish Habitat Models**. Toronto: Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2817, 2008. 65p.

DIAS, R. J. P.; WIELOCH, A. H.; D'AGOSTO, M. The influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an urban stream of southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 287–295, 2008.

DISTRITO FEDERAL. *Decreto N° 22.359, de 31 de agosto de 2001*. Brasília: Diário Oficial do Distrito Federal, 03 set. 2001a. p. 42.

DISTRITO FEDERAL. *Lei N° 2.725, de 13 de Junho de 2001. Institui a Política de Recursos Hídricos do Distrito Federal, cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal e dá outras providências*. Brasília: Diário Oficial do Distrito Federal, 19 jun. 2001b.

DUARTE, S.; ARAÚJO, F. G. Fecundity of the *Hypostomus affinis* (Siluriformes, Loricariidae) in the Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 50, n. 1, p. 193–197, 2002.

DUARTE, S.; ARAÚJO, F. G.; BAZZOLI, N. Reproductive plasticity of *Hypostomus affinis* (Siluriformes: Loricariidae) as a mechanism to adapt to a reservoir with poor habitat complexity. **Zoologia**, Curitiba, v. 28, n. 5, p. 577–586, out. 2011.

DUDGEON, D. *et al.* Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Freshwater biodiversity**, v. 81, p. 163–182, 2006.

DUFECH, A. P. S. **Uso de assembleia de peixes como indicadores de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos do delta do rio Jacuí, RS**. 196 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

DUNCAN, M. J.; CARTER, G. C. Two-dimensional hydraulic modelling of New Zealand Rivers: the NIWA experience. In: 24TH HYDROLOGY & WATER RESOURCES SYMPOSIUM PROCEEDINGS, 1997. Auckland, N.Z. *Anais...* Auckland, N.Z.: The Symposium, 1997. p.493–497.

DYSON, M.; BERGKAMP, G.; SCANLON, J. **Flow - The Essentials of Environmental Flows**. 2nd ed. Gland, Switzerland: IUCN, 2008. 118 p.

ELETROBRÁS. **Diretrizes para estudos e projetos de pequenas centrais hidrelétricas**. Rio de Janeiro: Centrais Elétricas Brasileiras S.A e Ministério das Minas e Energia, 2000. 458 p.

EMBRAPA. **Centro nacional de pesquisa de solos. Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2^a. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2006. 306 p.

ESRI, Environmental Systems Research Institute. *The new ArcGIS at 10.1*. Redlands: ESRI, 2013

ESTADO DA BAHIA. *Decreto nº 6.296 de 21 de março de 1997. Dispõe sobre a outorga de direito de uso de recursos hídricos, infração e penalidades e dá outras providências*. Salvador: [s.n.], 1997.

ESTADO DA BAHIA. *Lei nº 11.612 de 08 de outubro de 2009. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências*. Salvador: [s.n.], 2009.

ESTADO DE ALAGOAS. *Decreto nº 6, de 23 de janeiro de 2001. Regulamenta a outorga de direito de uso de recursos hídricos prevista na Lei nº 5.965 de 10 de novembro de 1997, que dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos, institui o sistema estadual de gerenciamento*. Maceió: [s.n.], 2001

ESTADO DE ALAGOAS. *Lei nº 5.965 de 10 de novembro de 1997. Dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos. Institui o sistema estadual de gerenciamento integrado de recursos hídricos e dá outras providências*. Maceió: Diário Oficial do Estado de Alagoas, 1997

ESTADO DE MINAS GERAIS. *Lei nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências*. Belo Horizonte: Diário do Executivo de Estado de Minas Gerais, 30 jan. 1999.

ESTADO DE PERNAMBUCO. *Decreto nº 20.423, de 26 de março de 1998. Regulamenta a Lei nº 11.427 de 17/01/97 dá outras providências*. Recife: [s.n.], 1998.

ESTADO DE RORAIMA. *Decreto Nº 8.123-E de 12 de Julho de 2007*. Boa Vista: Diário Oficial do Estado de Roraima, 2007.

ESTADO DE RORAIMA. *Lei nº 547, de 23 de junho de 2006. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências*. Boa Vista: Diário Oficial de Roraima, 2006.

ESTADO DE SANTA CATARINA. *Lei nº 9.748, de 30 de novembro de 1994. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências*. Florianópolis: Diário Oficial do Estado de Santa Catarina nº 15.073, 06 Dez. 1994.

ESTADO DE SÃO PAULO. *Lei nº 7.663 de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos*. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo nº 101 (247), 31 dez 1991.

ESTADO DE SÃO PAULO. *Lei Nº 9.034 de 27 de dezembro de 1994. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, que instituiu normas de orientação à Política Estadual*. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo nº 104 (241), 28 dez 1994.

ESTADO DO ACRE. *Lei nº 1500 de 15 de julho de 2003. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Acre, dispõe sobre infrações e penalidades aplicáveis e dá outras providências*. Rio Branco: [s.n.], 2003.

ESTADO DO AMAPÁ. *Lei 686 de 07 de junho de 2002. Dispõe sobre a política de gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado do Amapá e dá outras providências*. Macapá: [s.n.], 2002.

ESTADO DO CEARÁ. *Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a política estadual Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos - SIGERH, e dá outras providências*. Fortaleza: [s.n.], 2010.

ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. *lei nº 5.818, de 29 de dezembro de 1998. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gerenciamento e Monitoramento dos Recursos Hídricos, do Estado do Espírito Santo - SIGERH/ES, e dá outras providências*. Vitória: [s.n.], 1998

ESTADO DO MARANHÃO. *Decreto nº 27.845, de 18 de novembro de 2011. Regulamenta a Lei nº 8.149, de 15 de junho de 2004, que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos, com relação às águas superficiais, e dá outras providências*. São Luís: Diário Oficial do Estado do Maranhão nº. 222, 18 nov. 2011.

ESTADO DO MARANHÃO. *Lei nº 8.149 de 15 de junho de 2004. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos, e dá outras providências.* São Luís: Diário Oficial do Estado do Maranhão nº. 120, 23 jun. 2004.

ESTADO DO MATO GROSSO DO SUL. *Lei nº 2.406, de 29 de janeiro de 2002. Institui a Política Estadual dos Recursos Hídricos, cria o Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos e dá outras providências.* Campo Grande: Diário Oficial do Mato Grosso do Sul nº 5682, 30 jan 2002.

ESTADO DO PARANÁ. *Decreto nº 4.646, de 31 de agosto de 2001. Dispõe sobre o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos e adota outras providências.* Curitiba: Diário do Executivo de Estado do Paraná nº 6062, 31 ago 2001.

ESTADO DO PARANÁ. *Lei 12.726 de 26 de novembro de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências.* Curitiba: Diário do Executivo de Estado do Paraná nº 5628, 29 nov 1999.

ESTADO DO PIAUÍ. *Lei nº 5.165 de 17 de agosto de 2000. Dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos, institui o sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos e dá outras providências.* Teresina: [s.n.], 2000.

ESTADO DO RIO DE JANEIRO. *Lei 3239, de 02 de agosto de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos; cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos; regulamenta a Constituição Estadual, em seu artigo 261, parágrafo 1º, inciso VII; e dá outras providências.* Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, 03 ago. 1999.

ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. *Regulamentação Outorgas e Licenças. Decreto nº 13.283, de 22/03/1997. Regulamenta os incisos III do art. 4º da Lei nº 6.908, de 01 de julho de 1996, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, e dá outras providências.* Natal: [s.n.], 1997.

ESTADO DO SERGIPE. *Lei nº 3.870 de 25 de setembro de 1997. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, cria o Fundo Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências.* Aracaju: [s.n.], 1997.

ESTADO DO TOCANTINS. *Decreto nº 2.432, de 6 de junho de 2005. Regulamenta a outorga do direito de uso de recursos hídricos de que dispõe os artigos 8º, 9º e 10º da Lei no 1.307, de 22 de março de 2002.* Palmas: Diário Oficial do Estado do Tocantins nº 1.935, 07 jun. 2005.

ESTADO DO TOCANTINS. *Lei nº 1.307, de 22 de março de 2002. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, e adota outras providências.* Palmas: Diário Oficial do Estado do Tocantins nº 1.156, 2002

ESTEVES, K. E.; GALETTI JR., P. M. Food partitioning among some characids of a small Brazilian floodplain lake from the Parana River Basin. **Environmental Biology of Fishes**, v. 42, p. 375–389, 1995.

EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; FARIA FILHO, R. F. R. *Atlas digital das águas de Minas*. Viçosa: RURALMINAS/UFV-DEA, 2007.

FARIA, A. L. L.; SILVA, J. X.; GOES, M. H. B. Análise ambiental por geoprocessamento em áreas com susceptibilidade à erosão no solo da bacia do ribeirão do Espírito Santo, Juiz de Fora (MG). **Caminhos de Geografia**, v. 4, n. 9, p. 50–65, 2003.

FARIA, M. M.; FERNANDES FILHO, E. I. Avaliação dos algoritmos SVM e Maxver para a classificação de sistemas florestais monodominantes de candeia (*Eremanthus sp.*). In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2013. Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p.3222–3229.

FERNEDA, E. Redes neurais e sua aplicação em sistemas de recuperação de informação. **Ciência da Informação**, v. 35, n. 1, p. 25–30, 2006.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642–651, set. 2006a.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L.. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, 2006b.

FOISSNER, W.; BERGER, H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. **Freshwater Biology**, v. 35, n. 2, p. 375–482, 1 abr. 1996.

FOISSNER, W.; BERGER, H.; KOHMANN, F. **Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida**. Deggenndorf, Germany: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1992. 1-502 p.

GAN, K. C.; MCMAHON, T. A. **Comparison of two computer models for assessing environmental flow requirements**. Victoria: Centre for Environmental Applied Hydrology, University of Melbourne, 1990. 104 p.

GARAVELLO, J. C.; GARAVELLO, J. P. Spatial distribution and interaction of four species of the catfish genus *Hypostomus* Lacépède with bottom of rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe, Brazil (Pisces, Loricariidae, Hypostominae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3b, p. 103–141, ago. 2004.

GÉRY, J. **Characoids of the world**. [S.l.]: Tfh Pubns Inc., 1977. 672 p.

GHANEM, A.; STEFFLER, P.; HICKS, F. Two dimensional hydraulic simulation of physical habitat conditions in flowing streams. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 12, p. 185–200, 1996.

- GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Supplemental Water Releases for Fisheries Restoration in a Brazilian Floodplain River: a Conceptual Model. **River Research and Applications**, v. 23, p. 947–962, 2007.
- GOMES, C. R. **Modelagem ecohidrológica usando o PHABSIM como suporte para a gestão de recursos hídricos, com foco na outorga de uso da água**. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2011.
- GOMES, L. C. *et al.* Biologia do Jundiá *Rhamdia quelen* (Teleostei, Pimelodidae). **Ciência Rural**, v. 30, n. 1, p. 179–185, mar. 2000.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Uso do grau de preferência alimentar para a caracterização da alimentação de peixes na APA de São Pedro e Analândia. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 27, n. 3, p. 265–270, 2005.
- GOMIERO, L. M.; GARUANA, L.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiforms) in the Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 187–192, fev. 2008.
- GONÇALVES, M. V. C. **Metodologia para determinação de vazões mínimas garantidas em cursos d'água**. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, 2003.
- GONG, J.; SONG, W.; WARREN, A. Periphytic ciliate colonization: annual cycle and responses to environmental conditions. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 39, p. 159–170, 2005.
- GPRH, Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos. *SisCAH - Sistema Computacional para Análises Hidrológicas*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2008.
- GRANZIERA, M. L. M. 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**, v. 18, n. 70, p. 127–148, 2013.
- GUAY, J. C. *et al.* Assessment of the transferability of biological habitat models for Atlantic salmon parr (*Salmo salar*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p. 1398–1431, 2003.
- GUEDES, H. A. S. *et al.* Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 558–563, 2012.
- GUEDES, H. A. S. *et al.* 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.

- GUEDES, H. A. S. **Modelagem hidrodinâmica do ecossistema aquático visando a determinação do hidrograma ecológico no Rio Formoso - MG**. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.
- GURGEL, H. C. B. Estrutura populacional e época de reprodução de *Astyanax fasciatus* (Cuvier) (Characidae, Tetragonopterinae) do Rio Ceará Mirim, Poço Branco, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 131–135, mar. 2004.
- HAIR, J. F. **Multivariate data analysis**. 5th ed. New Jersey: Prentice Hall, 1998.
- HAMMER, Ø; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. Oslo: Palaeontologia Electronica, 2001.
- HAYKIN, S. **Redes Neurais Princípios e prática**. Porto Alegre: Bookman, 2001. 898 p.
- HERING, D. *et al.* Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - An introduction to the MARS project. **The Science of the total environment**, v. 503, p. 10–21, 10 jul. 2014.
- HIRT, L. M.; ARAYA, P. R.; FLORES, S. A. Population structure, reproductive biology and feeding of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) in an Upper Paraná River tributary, Misiones, Argentina. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, p. 1–12, 2011.
- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, p. 807–813, 1945.
- HUBERT, W. A.; POPE, K. L.; DETTMERS, J. M. Passive capture techniques. In: ZALE A. V.; PARRISH D. L.; SUTTON T. M. (Org.). **Fisheries techniques**. 3rd ed. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2012. p. 223–265.
- IAP, Instituto das Águas do Paraná. *Portaria 006/2011*. Curitiba: Diário do Executivo do Estado do Paraná nº 8.398, 03 fev. 2011.
- IEMA. *Instrução Normativa do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) N° 010/2007*. Cariacica, ES: [s.n.], 2007.
- IGAM. *Portarias do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) n° 007/99*. Belo Horizonte: [s.n.], 1999.
- IGAM. *Portarias do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) n° 010/98*. Belo Horizonte: [s.n.], 1998.
- IGAM. *Resolução Conjunta SEMAD-IGAM n° 1548, de 29 de março 2012*. Belo Horizonte: Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais, 2012.
- INEA, Instituto Estadual do Ambiente. *Resolução INEA n° 63 DE 27/11/2012. Aprova a normatização e os procedimentos para abertura de processos, análise e emissão de certidão*

ambiental de uso insignificante de recursos hídricos. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, 30 nov. 2012.

IPPOLITI R., G. A. *et al.* Análise digital do terreno: ferramenta na identificação de pedoformas em microbacia na região de “Mar de Morros” (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 269–276, 2005.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, n. 11, p. 1593–1600, 1988.

JOWETT, I. G. **RHYHABSIM - River Hydraulics and Habitat Simulation**. Christchurch, New Zealand: [s.n.], 2004.

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

JOWETT, I. G.; HAYES, J. W.; DUNCAN, M. J. **A guide to instream habitat survey methods and analysis**. Wellington, New Zealand: [s.n.], 2008.

JOWETT, I. G.; PAYNE, T. R.; MILHOUS, R.T. **SEFA - System for Environmental Flow Analysis. Software Manual. Version 1.21**. [S.l: s.n.], 2014. 208 p.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches, and Application - an update. In: SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2004. Bangkok. *Anais...* Bangkok, Thailand: Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission, 2004. p.117–149.

KAHL, A. Peritrichia und Chonotricha. In **Urtiere oder Protozoa**. Deutschlands: G. Fischer, 1935. p. 651–885.

KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological Perspective on Water Quality Goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, p. 55–68, 1981.

KARR, J. R.; CHU, E. W. **Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring**. Washington, D. C.: Island Press, 1998. 220 p.

KATOPODIS, C. Case studies of instream flow modelling for fish habitat in Canadian Prairie rivers. **Canadian Water Resources Journal**, v. 28, n. 2, p. 199–216, 2003.

KING, I. *et al.* **Users guide to RMA2 WES version 4.5**. Valhalla, NY: WexTech Systems, Inc., 2011.

KING, J. M. *et al.* **Development of DRIFT, a Scenario-Based Methodology for Environmental Flow Assessments**. WRC Report No: 1159/1/04. Cape Town: WRC, 2004.

- 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 Report No. 295/1/94.** Pretoria: WRC, 1994.
- KING, J. M.; THARME, R. E.; VILLIERS, M. S. **Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology.** Cape Town: WRC, 2008.
- KOVÁCS, Z. L. **Redes neurais artificiais: fundamentos e aplicações.** 4ª ed. São Paulo: Editora Livraria da Física, 2006. 174 p.
- LEAL, C. G.; JUNQUEIRA, N. T.; POMPEU, P. S. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 90, n. 2, p. 143–157, 2011.
- LEATHWICK, J. R.; AUSTIN, M. P. Competitive interactions between tree species in New Zealand's old-growth indigenous forests. **Ecology**, v. 82, p. 2560–2573, 2001.
- LECLERC, M. *et al.* Hydrodynamic Modeling: A Neglected Tool in the Instream Flow Incremental Methodology Two-Dimensional. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 124, p. 645–662, 1995.
- LEPŠ, J.; ŠMILAUER, P. **Multivariate Analysis of Ecological Data.** České Budějovice: Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, 1999. 110 p.
- LI, J. *et al.* Colonization of periphytic ciliated protozoa on an artificial substrate in mariculture waters with notes on responses to environmental factors. **Progress in Natural Science**, v. 19, n. 10, p. 1235–1240, out. 2009.
- LIMA, W. D. P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas e desafios.** Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 2010. 54 p.
- LONGHI, E. H.; FORMIGA, K. T. M. Metodologias para determinar vazão ecológica em rios. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 20, p. 33–48, 2011.
- LOUKMAS, J. J.; HALBROOK, R. S. A test of the mink habitat suitability index model for riverine systems. **Wildlife Society Bulletin**, v. 29, p. 821–826, 2001.
- LYTLE, D. A.; POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, p. 94–100, 2004.
- MACHADO, P. J. O. **Diagnóstico ambiental e ordenamento territorial – instrumentos para a gestão da bacia de contribuição da Represa de Chapéu d’Uvas/MG.** 242 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2010.
- MAIA, J. L. **Estabelecimento de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Alto Sapucaí, com a utilização de sazonalidade.** 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) - Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, 2003.

- MARONEZE, D. M. *et al.* Effects of flow reduction and spillways on the composition and structure of benthic macroinvertebrate communities in a Brazilian river reach. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 639–651, ago. 2011.
- MARTINS, J. M. E. **Biologia de *Hoplias malabaricus* (Bloch,1794) (Caraciformes, Erythrinidae) na represa de Capim Branco I, Rio Araguari, MG.** 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2009.
- MATHEWS, R.; RICHTER, B. D. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 6, p. 1400–1413, 2007.
- MATOS, M. M. **A gestão de recursos hídricos no Ceará.** Fortaleza: Comitê de Bacias Hidrográficas da Região Metropolitana de Fortaleza – CBH RMF, 2012.
- MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P. Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus*. **Journal of Fish Biology**, v. 47, n. 5, p. 841–849, 1995.
- MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P. Spawning season, ovarian development and fecundity of *Hypostomus affinis* (Osteichthyes, Loricariidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, p. 455–462, 1997.
- MAZZONI, R.; REZENDE, C. F.; MANNA, L. R. Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a costal stream from Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 569–574, ago. 2010.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 5.10.* Glenden Beach, Oregon, USA: MjM Software, 2006.
- MEDEIROS, P. R. P. *et al.* Changes in nutrient loads (N, P and Si) in the São Francisco estuary after the construction of dams. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 54, n. 2, p. 387–397, abr. 2011.
- MENEZES, N. A. *et al.* **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais.** São Paulo: Museu de Zoologia - Universidade de São Paulo, 2007. 408 p.
- MENNI, R. C.; GÓMEZ, S. E.; ARMENGOL, F. L. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. **Hydrobiologia**, v. 328, n. 3, p. 173–197, 1996.
- MILHOUS, R. T.; UPDIKE, M. A.; SCHNEIDER, D. M. **Physical habitat simulation system reference manual -- version II. Biological Report 89(16).** Washington, DC: U.S. Fish and Wildlife Service, 1989. 403 p.
- MILHOUS, R. T.; WADDLE, T. J. *Physical Habitat Simulation (PHABSIM) Software for Windows (v.1.5.1).* Fort Collins, CO: USGS Fort Collins Science Center, 2012.

- MISSIO, D.; GASTALDINI, M. C. C. Vazão ecológica - Revisão e discussão para a Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2007. São Paulo. *Anais...* São Paulo: ABRH, 2007.
- MITCHELL, M. S.; ZIMMERMAN, J. W.; POWELL, R. A. Test of a habitat suitability index for black bears in the southern Appalachians. **Wildlife Society Bulletin**, v. 30, p. 794–808, 2002.
- MORISAWA, M. E. Quantitative geomorphology of some watersheds in the Appalachian Plateau. **Geological Society of America Bulletin**, v. 73, n. 9, p. 1025–1046, 1962.
- MORTARI, D. Uma abordagem geral sobre a vazão em trechos “curto circuitados” de usinas hidrelétricas. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997. Vitória. *Anais...* Vitória: ABRH, 1997.
- MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama - Distrito Federal. **Química Nova**, v. 33, n. 1, p. 97–103, 2010.
- NAIMAN, R. J. *et al.* Fundamental Elements of Ecologically Healthy Watersheds in the Pacific Northwest Coastal Ecoregion. In: NAIMAN, R. J. (Org.). **Watershed Management**. New York: Springer, 1992. p. 127–188.
- NARDINI, R. C. *et al.* Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma micobacia hidrográfica. **Irriga** v. 18, n. 4, p. 687–699, 2013.
- NAVARRO-ORTEGA, A. *et al.* Managing the effects of multiple stressors on aquatic ecosystems under water scarcity. The GLOBAQUA project. **The Science of the total environment**, v. 503-504, p. 3–9, 15 jan. 2015.
- NICHOLAS, A. P. *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**, v. 169-170, p. 192–201, 2012.
- NORMANDO, F. T. *et al.* Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish *Astyanax bimaculatus* and *A. fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, p. 309–319, 2014.
- OLIVEIRA, F. P. *et al.* Mapeamento de fragmentos florestais com monodominância de aroeira a partir da classificação supervisionada de imagens RapidEye. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 1, p. 151–161, 2013.
- OLIVEIRA, I. C. *et al.* Calibração do modelo hidrodinâmico River2D visando à modelagem ecohidrológica do Rio Formoso (MG). In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013. Bento Gonçalves. *Anais...* Bento Gonçalves: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.

- OLIVEIRA, I. C. **Modelagem ecohidrológica uni e bidimensional do rio Formoso (MG)**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2013.
- OLSEN, N. R. B.; STOKSETH, S. Three-dimensional modeling of water flow in a river with large bed roughness. **Journal of Hydraulic Research**, v. 33, n. 4, p. 571–581, 1995.
- OTERO, M. E. B. *et al.* O uso de atributos das assembléias de peixes para avaliar a integridade biótica em habitats rasos da Baías de Antoninas e Paraguá, Paraná. **Acta Biológica Paranaensis**, v. 35, n. 1-2, p. 69–82, 2006.
- PASTERNAK, G. B. *et al.* Error propagation for velocity and shear stress prediction using 2D models for environmental management. **Journal of hydrology**, v. 328, n. 1-2, p. 227–241, 2006.
- 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**. 97 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.
- PAYNE, T. R.; ASSOCIATES. **User's manual: RHABSIM [Riverine Habitat Simulation software] 2.0 for DOS and Windows User's Manual**. Arcata, CA: T. R. Payne & Associates, 1998.
- PAYNE, T. R.; JOWETT, I. G. SEFA - System for Environmental Flow Analysis. Computer Software Based on the Instream Flow Incremental Methodology. In: AWRA ENVIRONMENTAL FLOW CONFERENCE, 2012. Hartford, Connecticut. *Anais...* Hartford, Connecticut: American Water Resources Association, 2012.
- PEASE, A. A. *et al.* Habitat and resource use by larval and juvenile fishes in an arid-land river (Rio Grande, New Mexico). **Freshwater Biology**, v. 51, p. 475–486, 2006.
- PELISSARI, V. B. **Vazão ecológica de rios. Rio Timbuí, Santa Teresa, ES**. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2000.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEIXEIRA, R. L. Índices de preferência de habitat para peixes na determinação da vazão residual do Rio Timbuí. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999. Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 1999.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEXEIRA, R. L. Vazão ecológica a ser considerada no licenciamento ambiental dos sistemas de abastecimento de água. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001. João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: ABES, 2001.
- PEREIRA, P. S. *et al.* Avaliação da integridade ecológica de rios em áreas do zoneamento ecológico econômico do complexo hidrográfico Guapiaçu-Macacu, RJ, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 1, p. 157–168, 30 abr. 2012.

- PEREIRA, P. S. *et al.* Ecological water quality assessment in the Guapiaçu-Macacu hydrographic complex (Rio de Janeiro, Brazil) using multiple indicators. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science** v. 9, n. 3, p. 409–423, 1 set. 2014.
- PINTO, V. G. *et al.* Diagnóstico físico-ambiental como subsídio a identificação de áreas vulneráveis à erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 9, n. 4, p. 632–646, 17 out. 2014.
- PINTO, V. G. *et al.* Identificação de abordagem ecológica em metodologias para determinação de vazão ecohidrológica de rios. In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013. Bento Gonçalves. Anais... Bento Gonçalves: ABRH, 2013.
- POFF, N. L. *et al.* **Ecological Limits of Hydrologic Alteration. Environmental Flows for Regional Water Management.** Arlington, VA: The Nature Conservancy, 2011. 4 p.
- 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, p. 147–170, 2010.
- POFF, N. L. *et al.* The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, p. 769–784, 1997.
- POLETO, L. J. C. *et al.* Validação de Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC). In: II SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 2008. Recife. *Anais...* Recife: UFPE, 2008.
- POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 4, p. 427–433, dez. 2006.
- POORE, M. E. D.; FRIES, C. **The ecological effects of eucalyptus.** Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nation, 1985. 88 p.
- PRADO, P. S. *et al.* Reproductive disruption in lambari *Astyanax fasciatus* from a Southeastern Brazilian reservoir. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 1879–1887, 2011.
- PUSEY, B. J. Methods addressing the flow requirements of fish. In: ARTHINGTON, A. H.; ZALUCKI, J. M. (Orgs.). **Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods.** Nathan: Land and Water Resources Research and Development Corporation, 1998. p. 66–105.
- QUIST, M. C.; SCHULTZ, R. D. Effects of management legacies on stream fish and aquatic benthic macroinvertebrate assemblages. **Environmental management**, v. 54, n. 3, p. 449–464, 2014.

- RATHA, D.; AGRAWAL, V. P. A digraph permanent approach to evaluation and analysis of integrated watershed management system. **Journal of Hydrology**, v. 525, p. 188–196, jun. 2015.
- REASH, R. J.; BERRA, T. M. Comparison of fish communities in a clean-water stream and an adjacent polluted stream. **American Midland Naturalist**, v. 118, n. 2, p. 301–322, 1987.
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR., C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 742 p.
- REMPEL, L. L.; HEALEY, K.; LEWIS, F. J. A. **Lower fraser river juvenile fish habitat suitability criteria. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2991** Vancouver: Ecosystem Management Branch Fisheries and Oceans Canada, 2012.
- RICHTER, B. D. *et al.* A method for assessing hidrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1163–1174, 1996.
- RICHTER, B. D. *et al.* Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v. 13, n. 1, p. 206–224, 2003.
- RICHTER, B. D.; RICHTER, H. E. Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. **Conservation Biology**, v. 14, n. 5, p. 1467–1478, 2000.
- RIOS, F. S.; KALININ, A. L.; RANTIN, F. T. The effects of long-term food deprivation on respiration and haematology of the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. **Journal of Fish Biology**, v. 61, n. 1, p. 85–95, 2002.
- ROCHA, J. S. M.; KURTZ, S. M. J. M. **Manual de Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas**. 4ª ed. Santa Maria/RS: CCR/UFSM, 2001. 302 p.
- RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de Avaliação Rápida: Instrumentos Complementares no Monitoramento dos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 161–170, 2008.
- RONDINELLI, G. *et al.* Diet of fishes in Passa Cinco stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo state, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 157–167, 2011.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. 488 p.
- SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, p. 23–36, 1990.
- SANTOS, A. H. M. *et al.* Vazão remanescente no trecho de vazão reduzida de pequenas centrais hidrelétricas. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2003. Curitiba. *Anais...* Curitiba: ABRH, 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, I. D. *et al.* Medição de vazão líquida. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: LATEC, 2001. p. 119–198.
- SANTOS, P. V. C. J.; CUNHA, A. C. Outorga de recursos hídricos e vazão ambiental no Brasil: perspectivas metodológicas frente ao desenvolvimento do setor hidrelétrico na Amazônia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 81–95, 2013.
- SARMENTO, R. **Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo**. Brasília, DF: UNESCO/ANA/CBHSF, 2007. 38 p.
- SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999. Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 1999.
- SCHEIDEGGER, K. J.; BAIN, M. B. Larval distribution and microhabitat use in free-flowing and regulated rivers. **Copeia**, p. 125–135, 1995.
- SCHNEIDER, M. *et al.* **CASIMIR - Handbook for the module habitat simulation**. Stuttgart: Institut für Wassebau, Universität Stuttgart, 2010. 52 p.
- SCHULZ, U. H.; LEUCHTENBERGER, C. Activity patterns of South American silver catfish (*Rhamdia quelen*). **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2a, p. 565–574, maio 2006.
- SCHULZ, U. H.; MARTINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 4, p. 615–622, nov. 2001.
- SCHUMM, S. A. Sinuosity of alluvial rivers on the great plains. **Geological Society of America Bulletin**, v. 64, n. 9, p. 1089–1100, 1963.
- SDS/SC, Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável de Santa Catarina. *Portaria SDS nº 36, de 29 de julho 2008. Alterado pela Portaria SDS 051/2008 Estabelece os critérios de natureza técnica para outorga de direito de uso de recursos hídricos para captação de água superficial, em rios de domínio do Estado de Santa Catarina e dá outras providências*. Curitiba: Diário Oficial do Estado de Santa Catarina nº 18.414, 31 jul. 2008.
- SEMA/PA, Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Pará. *Instrução Normativa nº55/2010. Dispõe sobre os procedimentos referentes aos requerimentos de concessão de Outorga Preventiva e de Direito de Uso*. Belém: Diário Oficial do Estado do Pará nº. 31770, 11 out. 2010.
- SEMAD/IGAM, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável/Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Informativo - Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Belo Horizonte: SEMAD/IGAM, 2015.

SEMAD/IGAM, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável/Instituto Mineiro de Gestão das Águas. *Resolução Conjunta da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD) e Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) N.º 1844, de 12 de abril de 2013*. Belo Horizonte: Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais, 2013

SEMAD/MG, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável/Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA)**. Belo Horizonte: SEMAD/IGAM, 2005.

SERLA, Superintendência Estadual de Rios e Lagoas. *Portaria SERLA n.º 567, de 07 de maio de 2007. Estabelece critérios gerais e procedimentos técnicos e administrativos para cadastro, requerimento e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos de domínio do estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências*. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 2007.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B.; CHEN, H. J. A comparative study of various tests of normality. **Journal of the American Statistical Association**, v. 63, p. 1343–1372, 1968.

SONTEK. **Manual do sistema River Surveyor S5/M9. Versão de software 1.0**. San Diego: Sontek/YSI, 2009a.

SONTEK. **Manual do Usuário do ADV de Mão FlowTracker. Versão Firmware 3.7**. San Diego: SonTek/YSI, 2009b. 34 p.

SOUZA, C. R. G. Suscetibilidade morfométrica de bacias de drenagem ao desenvolvimento de inundações em áreas costeiras. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 6, n. 1, p. 45–61, 2005.

SOUZA, C. F. **Vazões ambientais em hidrelétricas: Belo Monte e Manso**. 148 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SOUZA, K. R. *et al.* Classificação automática de imagem do satélite RapidEye para o mapeamento de áreas cafeeiras em Carmo de Minas, MG. In: VII SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 2011. Araxá. *Anais...* Araxá: Consórcio Pesquisa Café, 2011.

SPARKS, R. E. Need for ecosystem management of large rivers and floodplains. **BioScience**, v. 45, p. 168–182, 1995.

STALNAKER, C. B. *et al.* **The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM**. Fort Collins, CO, USA: National Ecology Research Center, Internal Publication. National Biological Survey: Global Perspectives, 1995. 425 p.

STATSOFT, I. *STATISTICA for Windows [Computer program manual]*. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2002

STEFFLER, P.; BLACKBURN, J. **River2D. Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat. Introduction to depth averaged modelling and user's manual.** Canada: University of Alberta, 2002. 119 p.

STÖSSEL, F. Effect of the coefficients of discharge on ciliate populations of a running water contaminated by municipal wastewater. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 108, p. 483–497, 1987.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117–1141, 1952.

SÚAREZ, Y. R. *et al.* Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 177–188, jun. 2011.

SUEN, J.; EHEART, J. W. Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime. **Water Resources Research**, v. 42, n. 3, 18 mar. 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2005WR004314>>. Acesso em: 25 jan. 2015.

TAYLOR, W. D. A comparative study of the sessile, filter-feeding ciliates of several small streams. **Hidrobiologia**, v. 98, n. 2, p. 125–133, 1983.

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, 18 jun. 2013.

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, p. 397–441, 2003.

THARME, R. E. **Review of the International Methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of Rivers.** Cape Town: Freshwater Research Unit, University of Cape Town, 1996. 116 p.

THE NATURE CONSERVANCY. *Indicators of Hydrologic Alteration.* Arlington, VA: The Nature Conservancy, 2011.

THE NATURE CONSERVANCY. **Indicators of Hydrologic Alteration. Version 7.1. User's Manual.** Arlington, VA: The Nature Conservancy, 2009. 76 p.

THOMAS, J. A.; BOVEE, K. D. Application and testing of a procedure to evaluate transferability of habitat suitability criteria. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 8, n. 3, p. 285–294, 1993.

THOMAZ, E. L.; ANTONELI, V. Erosão e degradação do solo em área cultivada com erva-mate (*Ilex paraguariensis*), Guarapuava - PR. **Geociências**, v. 27, n. 1, p. 21–30, 2008.

- U. S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR. **Report on Red River Valley Water Supply. Project Needs and Options. Aquatic Needs Assessment. Instream Flows for Aquatic Life and Riparian Maintenance.** Dakota: U. S. Department of the Interior. Bureau of Reclamation. Dakotas Area Office, 2003. 41 p.
- UFV, Universidade Federal de Viçosa *et al.* **Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais: legenda expandida.** Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49 p.
- UIEDA, V. S. **Comunidade de peixes de um rio litorâneo: composição, habitat e hábitos.** 229 f. Tese (Doutorado) - Unicamp, Campinas, 1995.
- USACE, United States Army Corps of Engineers. **Engineering and Design: hydraulic design of flood control channels.** Washington, DC: U.S. Army Corps of Engineers, 1991. 183 p.
- USFWS, United States Fish and Wildlife Service. **Habitat Evaluation Procedures. Report No.ESM 102 Release.** Washington, DC: United States Fish and Wildlife Service, Department of the Interior, 1980. 130 p.
- USGS, United States Geological Survey. **PHABSIM for Windows User's Manual and Exercises Midcontinent Ecological Science Center. Open File Report 01-340.** [S.l.]: U.S. Department of the Interior, 2001.
- UTZ, L. R. P. Attachment of the peritrich epibiont *Zoothamnium intermedium* Precht, 1935 (Ciliophora, Peritrichia) to artificial substrates in a natural environment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 795–798, nov. 2008.
- VADAS JR., R. L.; ORTH, D. J. Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds: do the standard methods work? **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, p. 217–235, 2001.
- VALLADARES, Gustavo Souza *et al.* Modelo multicritério aditivo na geração de mapas de suscetibilidade à erosão em área rural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 9, p. 1376–1383, 2012.
- VAZZOLER, A.E.A.M.; MENEZES, N.A. Síntese do conhecimento sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 4, p. 627–640, 1992.
- VERÍSSIMO, M. E. Z.; NOVO, E. M. L. M.; VERÍSSIMO, C. U. V. Estudo da bacia hidrográfica do Rio Passaúna-PR, através de parâmetros morfométricos da rede de drenagem. **Revista de Geologia**, v. 9, p. 97–109, 1996.
- VESTENA, L. R. *et al.* Vazão ecológica e disponibilidade hídrica na bacia das Pedras, Guarapuava-PR. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 3, p. 212–227, 2012.

- VILLAS BOAS, M.; OLIVEIRA, F.; AZEVEDO, J. P. S. A water quality index model using stepwise regression and neural networks models for the Piabanha River Basin in Rio de Janeiro, Brasil. In: AMERICAN GEOPHYSICAL UNION, FALL MEETING, 2013. San Francisco. *Anais...* San Francisco, CA: American Geophysical Union, 2013.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: Mc Graw Hill, 1975. 245 p.
- VÖRÖSMARTY, C. J. *et al.* Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, n. 7315, p. 555–561, 2010.
- WADDLE, T. *et al.* Comparison of one and two dimensional hydrodynamic models for a small habitat stream. **Rivers**, v. 7, n. 3, p. 205–220, 2000.
- WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **J. Geology**, v. 30, p. 377 – 392, 1922.
- WINEMILLER, K. O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Collections**, v. 241, p. 225–241, 1989.
- WU, R S; MAO, C T. The assessment of river ecology and habitat using a two-dimensional hydrodynamic and habitat model. **Journal of Marine Science and Technology**, v. 15, p. 322–330, 2007.
- ZALEWSKI, M.; ROBARTS, R. Ecohydrology – a new paradigm for integrated water resources management. **Sil News**, v. 40, p. 1–5, 2003.
- ZĂVOIANU, I. **Morphometry of drainage basins. Developments in Water Science**. 2^a. ed. [S.l.]: Elsevier, 1985. 250 p.
- ZHANG, X. *et al.* Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, p. 17–27, 2011.

APÊNDICE A. Diagnóstico físico-ambiental como subsídio a identificação de áreas vulneráveis à erosão na bacia hidrográfica do ribeirão Do Espírito Santo, Juiz De Fora (MG), Brasil¹

Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science

Vívian Gemiliano Pinto^{1*}; Ricardo Neves de Souza Lima²; Celso Bandeira de Melo Ribeiro³; Pedro José de Oliveira Machado³

¹Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais, Juiz de Fora, MG, Brasil ²Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RJ, Brasil ³Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG, Brasil *Autor correspondente: e-mail: viviangemiliano@gmail.com, riksou@yahoo.com.br, celso.bandeira@ufjf.edu.br, pjomachado@gmail.com

RESUMO

Um diagnóstico físico-ambiental pode auxiliar no entendimento dos mecanismos que atuam nas áreas naturais e antropizadas, permitindo orientar as atividades a serem desenvolvidas, de maneira a subsidiar ações preservacionistas e conservacionistas, evitando-se intervenções irreversíveis e conservando os recursos naturais da região. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi estudar a bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES), em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil, através de um diagnóstico físico ambiental para identificação da vulnerabilidade à erosão superficial, utilizando como ferramentas parâmetros morfométricos, declividade do terreno, uso/cobertura do solo e tipo de solo na região. Apesar de a BHRES ser eminentemente rural, suas características morfométricas, declividade, uso/cobertura e tipo de solo indicam alta vulnerabilidade à erosão superficial, demandando que se adotem ações mitigadoras para preservação das áreas de regeneração da vegetação arbórea, bem como planejamento do manejo de plantações florestais e pastagens, de forma a conservar os corpos hídricos, controlar o crescimento da silvicultura na região, minimizar áreas de solo exposto e gerenciar o crescimento urbano e industrial, uma vez que esta bacia abriga um dos mais importantes mananciais de abastecimento de Juiz de Fora.

Palavras-chave: morfometria, cobertura do solo, zoneamento ambiental

¹ Capítulo publicado na Revista Ambiente & Água vol. 9 n. 4 Taubaté - Oct. / Dec 2014, cujas normas de citação e referências seguem as recomendações da revista.

ABSTRACT

A physical environmental diagnosis may help understand the mechanisms that operate in natural and disturbed areas, allowing guidance of the activities to be developed in order to subsidize preservationist and conservationist actions. Thereby, avoiding irreversible interventions and conserving the region's natural resources. In this context, the aim of this work is to study the Espírito Santo River Watershed (ESRW), in Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil, by doing a physical environmental assessment to identify vulnerability to surface erosion. In order to achieve that, morphometric parameters, terrain slope, use/land cover and soil type in the region were used. Although ESRW is predominantly rural, its morphometric characteristics, slope, use/cover and soil type indicate high vulnerability to surface erosion. Our findings show a demand by the adoption of mitigation measures for the preservation of regenerating wooded areas, as well as planning the management of forest plantations and pastures. Hence conserving water bodies, controlling the growth of forestry in the region, minimizing areas of exposed soil and managing urban and industrial growth, since this basin is home to one of the most important sources of supply to Juiz de Fora.

Keywords: morphometry, land cover, environmental zoning

Introdução

A esculptação do modelo terrestre é fortemente influenciada pelas bacias hidrográficas e suas redes de drenagem, uma vez que as direções preferenciais dos fluxos superficiais definem os mecanismos erosivo-depositivos preponderantes e são resultados da interação do uso e ocupação do solo, clima, aspectos geológicos, tipo de solo, relevo e cobertura vegetal (Bueno et al., 2010; Veríssimo et al., 1996).

A erosão é um problema ambiental crítico para os ecossistemas terrestres em todo o mundo (Pimentel, 2006). A vegetação mantém uma relação com o processo de erosão natural, atenuando a ação das chuvas no solo. Porém, quando essa vegetação é removida, pode se instalar um processo erosivo, que é considerado acelerado quando ocorre de forma mais rápida do que os processos de formação do solo, não permitindo que esse se regenere (Abdon, 2004; Thomaz e Antoneli, 2008). A erosão tem, como principais consequências, o assoreamento de cursos de água, degradação do solo, maior frequência e intensidade de enchentes e alterações ecológicas que afetam fauna e flora.

Inúmeros parâmetros podem subsidiar um estudo de vulnerabilidade ambiental. Beltrame (1994) utiliza vegetação, clima, características geológicas, pedológicas e relevo. Ross (1994) considera a declividade, tipos de solos, clima, dissecação do relevo e a proteção dos solos dada pela cobertura vegetal. Crepani et al. (2001), Nascimento & Dominguez (2009) e Melo & Santos (2010) promovem o cruzamento entre geologia, morfometria, formas de relevo, declividade, tipos de solos, vegetação e clima.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi estudar a bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES), em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil, através de um diagnóstico físico-ambiental para identificação da vulnerabilidade à erosão superficial, utilizando como ferramentas parâmetros morfométricos, declividade do terreno, uso/cobertura do solo e tipo de solo na região.

Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo compreende a BHRES localizada na região noroeste do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil, compreendida na área delimitada pelas coordenadas 21°36'41" a 21°44'48" Sul e 43°26'30" a 43°37'46" Oeste com uma área de drenagem de 151,49 km² (Figura 1).

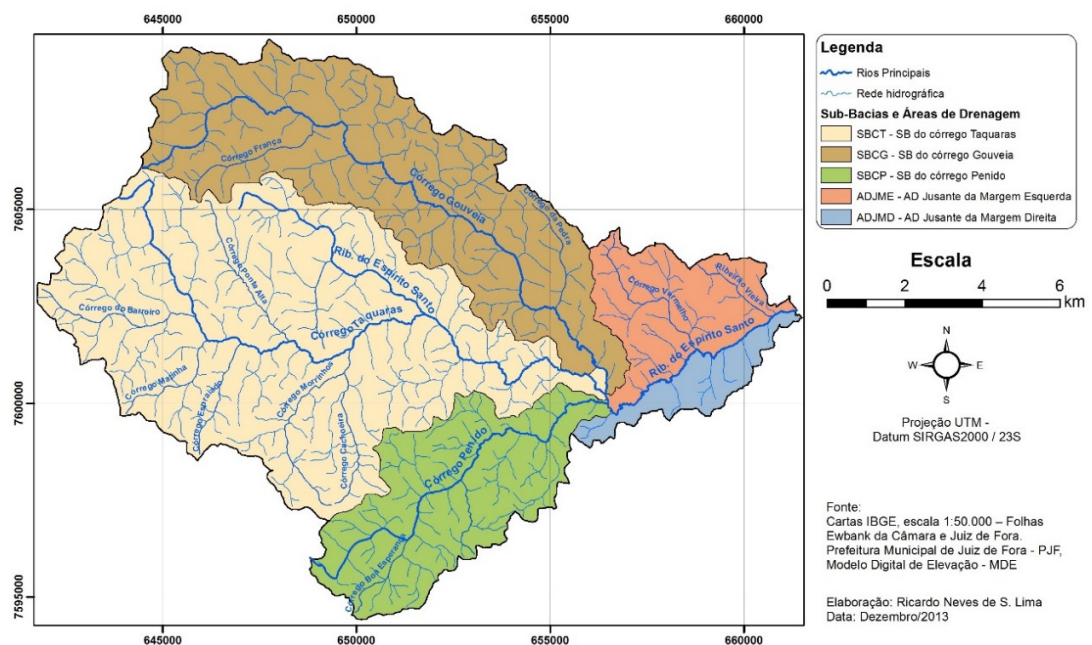


Figura 1. Distribuição espacial das três sub-bacias e das duas áreas de drenagem na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.

O Ribeirão Espírito Santo, afluente da margem direita do Rio Paraíba, que por sua vez é afluente da margem esquerda do Rio Paraíba do Sul, é um importante manancial da cidade de Juiz de Fora, responsável pelo abastecimento de água de cerca de 40% da população, produzindo 620 litros de água tratada por segundo, conforme indicado pela Companhia de Saneamento Municipal (CESAMA, 2010).

No século XIX, a BHRES era ocupada por lavouras de café, o que fez com que boa parte da cobertura vegetal arbórea fosse retirada. Com o abandono das plantações, em virtude dos baixos preços e da intensa industrialização pela qual a cidade passou, essas áreas foram ocupadas por pastagens, em sua maioria, e por áreas de regeneração da vegetação arbórea. Atualmente identificam-se outros sinais das atividades antrópicas, como abertura de estradas, granjeamentos, silvicultura e expansão do distrito industrial da cidade (Faria et al., 2003).

Individualização das bacias de drenagem

O Modelo Digital de Elevação (MDE) da BHRES foi gerado em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica), utilizando o software ArcGIS Desktop, versão 10.1 (ESRI, 2013). As informações topográficas para a geração do MDE foram provenientes de levantamento por LIDAR (*Light Detection and Ranging*) e restituição aerofotogramétrica realizados pela Prefeitura de Juiz de Fora. Em razão da escala de estudo e para melhor desempenho computacional, a resolução espacial do MDE foi degradada de 1m para 5m.

O Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC) foi gerado a partir do MDE, utilizando ferramentas de geoprocessamento disponíveis no pacote *Hydrology*, no módulo *Spatial Analyst* do SIG ArcGIS, versão 10.1 (ESRI, 2013). Foi aplicado inicialmente a função *Fill* para preenchimento das depressões espúrias no MDE, ou seja, nivelamento de áreas para permitir a determinação do sentido do escoamento superficial de modo coerente. Em seguida foi utilizada a função *Flow Direction* para determinar em cada pixel a direção do escoamento superficial conforme o método desenvolvido por (Jenson e Domingue, 1988).

Como alguns autores (Crepani et al., 2001; Oliveira et al., 2009) sugerem a divisão da área a ser estudada para identificação de áreas vulneráveis, na sequência foi aplicada a função *Watershed*, para definir em um modelo *raster*, as áreas de drenagem de interesse. Nesse caso foram utilizados como parâmetros de entrada o *raster* da direção do escoamento (*Flow*

Direction) e pontos para representar os exutórios de cada sub-bacia. Considerou-se como exutório as confluências dos córregos Taquaras, Gouveia e Penido com o Ribeirão do Espírito Santo, como mostra a Figura 1, enquanto que para a Área de Drenagem de Jusante da Margem Esquerda (ADJME) e Área de Drenagem de Jusante da Margem Direita (ADJMD) foi considerada a foz do Ribeirão Espírito Santo no Rio Paraibuna. Por fim as áreas de drenagem geradas em SIG no formato *raster* foram convertidas para o formato vetorial.

O MDEHC foi validado segundo o Padrão de Exatidão Cartográfica Altimétrica (PEC) estabelecido pelo Decreto nº. 89.817 de 20 de Junho de 1984 (Brasil, 1984). Para a validação foram levantados 31 pontos na BHRES, utilizando-se GPS, e a altitude desses pontos foram comparadas às altitudes determinadas pelo MDEHC, seguindo metodologia descrita por Poletto et al. (2008). O MDEHC se enquadrou no padrão de exatidão cartográfica classe A, mostrando-se consistente e apresentando precisões compatíveis para a realização de análises hidrológicas apesar de apresentar tendências e erros sistemáticos na imagem referente à altitude.

Para a identificação dos corpos d'água foram utilizados dados vetoriais digitais referentes à hidrografia das cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), folhas Ewbank da Câmara (SF-23-X-C-VI-2) e Juiz de Fora (SF-23-X-D-IV-1), ambas na escala de 1:50.000.

A BHRES foi dividida em três sub-bacias (Figura 1): Sub-Bacia do Córrego Taquaras (SBCT), que contém a nascente do Ribeirão Espírito Santo, contudo foi utilizada a nomenclatura do Córrego Taquaras, uma vez que este é o maior curso em extensão da sub-bacia e para distingui-la da BHRES propriamente dita; Sub-Bacia do Córrego Gouveia (SBCG); Sub-Bacia do Córrego Penido (SBCP); e duas áreas de drenagem, ADJME e ADJMD, mais próximas ao exutório.

A maior sub-bacia da BHRES é a SBCT, com área de drenagem de 68,7 km², correspondendo a 45,35% da área da bacia; seguida da SBCG, com área de 42,73 km² (28,2% da BHRES); SBCP, com área de 22,71 km² (14,99% da BHRES); ADJME com 12,37 km² (8,17% da BHRES); e ADJMD com 4,98 km² (3,29% da BHRES).

Para o diagnóstico físico-ambiental da BHRES, sub-bacias e áreas de drenagem foram considerados os parâmetros de morfometria, declividade, uso e cobertura do solo e classificação

dos solos. Esses parâmetros foram escolhidos por serem fundamentais ao estudo da erosão superficial, e conseqüentemente, ao processo de assoreamento (Machado, 2012).

A vulnerabilidade de cada sub-bacia e área de drenagem foi calculada em função de cada um dos parâmetros considerados no estudo, estabelecendo-se uma escala de vulnerabilidade: variável de um (muito baixa) a cinco (muito alta), segundo os diferentes intervalos, conforme o parâmetro analisado. Os valores da escala de vulnerabilidade funcionaram como “pesos”, a serem atribuídos às diferentes áreas de cada sub-bacia ou área de drenagem.

Morfometria

A caracterização morfométrica de bacias hidrográficas é uma ferramenta importante para subsidiar o planejamento territorial visando a preservação ambiental e a manutenção da produção de água em quantidade e qualidade (Nardini et al., 2013). A combinação de dados morfométricos auxiliam na diferenciação de áreas homogêneas, revelando indicadores físicos específicos de forma a qualificarem as alterações ambientais.

Neste estudo, os parâmetros morfométricos utilizados foram: Densidade de Drenagem, Comprimento de Rampa Médio do Escoamento Superficial e Índice de Rugosidade, descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Descrição dos parâmetros morfométricos utilizados na área de estudo, fórmulas e seu significado.

Parâmetro	Fórmula	Descrição	Significado
Densidade de Drenagem (Dd)	$Dd = \frac{L_t}{A}$	Lt é comprimento total de todos os canais (km); A é a área de drenagem total (km ²).	Está relacionada com declividade do relevo, cobertura vegetal, resistência e permeabilidade do solo (Rocha e Kurtz, 2001).
Comprimento de Rampa Médio do Escoamento Superficial (Cr)	$Cr = \frac{1}{4Dd}$	Dd é a densidade de drenagem (km km ⁻²).	É definido como sendo a distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre o terreno de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta desde onde a chuva cai até o ponto mais próximo do leito de um curso d'água da bacia (Vilela e Mattos, 1975).
Índice de Rugosidade (Ir)	$Ir = H * Dd$	H é a amplitude altimétrica da bacia (km); Dd é a densidade de drenagem (km km ⁻²).	Em uma mesma região, Ir elevado implica em maior potencial de erosão por processos hídricos (Rocha e Kurtz, 2001).

Para cada parâmetro morfométrico calculado, para cada sub-bacia ou área de drenagem, atribuiu-se peso 5 ao maior valor, uma vez que representava a condição mais favorável à erosão; e peso 1 para o menor, condição menos favorável à erosão. Dividindo-se o intervalo entre os valores extremos em cinco classes, obteve-se uma escala de vulnerabilidade, que recebeu pesos variando de 1 a 5, correspondendo, respectivamente, à: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta vulnerabilidade.

Após a determinação do peso para cada um dos parâmetros morfométricos (Densidade de Drenagem, Comprimento de Rampa Médio do Escoamento Superficial e Índice de Rugosidade), estes foram somados para cada sub-bacia ou área de drenagem, cujo somatório poderia variar de 3 a 15, uma vez que foram utilizados três parâmetros cujos pesos variavam de 1 a 5. Dividindo-se o intervalo gerado pelo somatório dos pesos relativos aos parâmetros morfométricos em cinco classes obteve-se o intervalo de domínio das classes de vulnerabilidade para morfometria, apresentada na coluna um da Tabela 2.

Tabela 2. Intervalos de domínio das classes de vulnerabilidade para morfometria, declividade, tipo de solo e para determinação da vulnerabilidade ambiental da área de estudo.

Intervalo de domínio das classes de vulnerabilidade			Vulnerabilidade à erosão superficial	Escala de vulnerabilidade
Morfometria	Declividade, Uso e cobertura do solo e Tipo de solo	Diagnóstico Físico-ambiental		
De 3 até 5,4	Entre 1 e 1,8	Entre 4 e 7,2	Muito baixa	1
> 5,4 até 7,8	> 1,8 até 2,6	> 7,2 até 10,4	Baixa	2
> 7,8 até 10,2	> 2,6 até 3,4	> 10,4 até 13,6	Média	3
> 10,2 até 12,6	> 3,4 até 4,2	> 13,6 até 16,8	Alta	4
> 12,6 até 15	> 4,2 até 5	> 16,8 até 20	Muito Alta	5

Declividade

A declividade é uma característica topográfica diretamente relacionada à erosão superficial, pois tem influência na infiltração das águas das chuvas e na velocidade de escoamento superficial (Valladares et al., 2012). A influência desse parâmetro pode ser hierarquizada, como o fizeram diversos pesquisadores (Beltrame, 1994; Crepani et al., 2001; Klais et al., 2012; Ross, 1994). No presente trabalho adotou-se, para as classes de relevo preconizadas pela EMBRAPA (2006), a escala de vulnerabilidade utilizada por Machado (2012), dada as semelhanças entre as áreas de estudo (primeira, quarta e quinta colunas da Tabela 3).

Tabela 3. Escala de vulnerabilidade para os parâmetros declividade, uso e cobertura do solo e tipos de solos.

Intervalos de declividade	Uso e Cobertura do solo	Tipos de solos	Vulnerabilidade à erosão superficial	Escala de vulnerabilidade
0 a 3%	Floresta	-	1	Muito baixa
> 3 a 8%	Agrossilvicultura	Latossolos Vermelhos e Vermelhos-amarelos	2	Baixa
> 8 a 20%	Silvicultura	Latossolos Amarelos	3	Média
> 20 a 45%	Pastagem	Cambissolos	4	Alta
> 45%	Área construída Solo exposto	-	5	Muito Alta

Para obter-se a vulnerabilidade à erosão superficial relativa à declividade, multiplicou-se os pesos das respectivas classes de declividade indicados na Tabela 3 pelas áreas correspondentes, somou-se as áreas ponderadas de cada unidade de estudo e dividiu-se pela área real de cada uma delas. Os quocientes gerados para cada sub-bacia e áreas de drenagem variaram de 1 a 5, cujo

intervalo foi dividido em 5 classes apresentadas na Tabela 2 (segunda, quarta e quinta colunas), para identificação da vulnerabilidade à erosão superficial devido à declividade, associada à sua respectiva escala de vulnerabilidade.

Uso e cobertura do solo

Para o mapeamento dos principais tipos de uso e cobertura do solo na BHRES foi realizada a classificação de imagens do satélite *RapidEye*, com resolução espacial de 5m e data de passagem de 27/04/2010. O mapeamento das classes de uso/cobertura do solo foi executado por intermédio de uma classificação automática supervisionada utilizando o método de máxima verossimilhança Gaussiana (Maxver), disponível no software ENVI[®] versão 4.8.

Faria e Fernandes Filho (2013), Oliveira et al. (2013) e Souza et al. (2011) destacaram o bom desempenho do método Maxver em imagens do *RapidEye* quando o processo de seleção das amostras de treinamento representa a diversidade espectral da classe a ser mapeada. No caso específico deste trabalho, este treinamento foi realizado com as classes corpos de água, pastagem, floresta, solo exposto e área construída.

Contudo, para distinguir superfícies com características espectrais similares, como áreas de regeneração da vegetação arbórea e silvicultura, que inicialmente haviam sido classificadas como floresta, utilizou-se imagens de alta resolução do aplicativo *Google Earth*, versão gratuita, e procedeu-se identificação manual de áreas cobertas por plantios de eucalipto e áreas de agrossilvicultura, eucalipto e pasto, as quais foram posteriormente vetorizadas e incluídas no mapa final de uso e cobertura do solo.

A hierarquização do tipo de uso do solo e/ou cobertura vegetal associada à erosão superficial é bastante diversa, conforme as características específicas do local de estudo (Crepani et al., 2001; Ribeiro e Campos, 2007). A densidade de cobertura vegetal do terreno é um fator de proteção contra os processos morfogenéticos que se traduzem na forma de erosão. Dessa forma para altas densidades de cobertura, os valores atribuídos na escala de vulnerabilidade se aproximam da estabilidade (Crepani et al., 2001). Na tentativa de ponderar a densidade de cobertura vegetal associada à vulnerabilidade à erosão, adotou-se uma escala de vulnerabilidade (segunda, quarta e quinta colunas da Tabela 3), idêntica àquela adotada por Machado (2012).

Para o cálculo da vulnerabilidade à erosão superficial relativa ao uso/cobertura do solo, multiplicaram-se os pesos dos respectivos uso/cobertura do solo indicados na Tabela 3 pelas áreas correspondentes, somou-se as áreas ponderadas de cada unidade de estudo e dividiu-se pela área real de cada uma delas. Em seguida, utilizando-se metodologia análoga àquela adotada para declividade, associou-se a vulnerabilidade à erosão superficial gerada pelo uso e cobertura do solo à sua respectiva escala de vulnerabilidade (segunda, quarta e quinta colunas da Tabela 2).

Classificação de solos

A classificação de solos na BHRES foi realizada a partir da vetorização, em SIG, das Unidades de Mapeamento apresentadas no Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais, Folha 4, na escala 1:650.000 (FEAM, 2010).

Tomando-se por base os trabalhos de Crepani et al. (2001), Machado (2012) e Ross (1994), estabeleceu-se a escala de vulnerabilidade para os solos da BHRES, segundo sua erodibilidade, com valores de 1 a 5, como apresentados na Tabela 3 (terceira, quarta e quinta colunas).

Para se determinar a vulnerabilidade à erosão superficial relacionada às classes de solo, multiplicou-se os pesos dos respectivos tipos de solo, indicados na Tabela 3, pelas áreas correspondentes. Somaram-se as áreas ponderadas de cada unidade de estudo e dividiu-se pela área real de cada uma delas. Em seguida, utilizando-se metodologia idêntica àquelas adotadas para declividade e uso e cobertura do solo associou-se a vulnerabilidade à erosão superficial gerada pela classificação dos solos à sua respectiva escala de vulnerabilidade (segunda, quarta e quinta colunas da Tabela 2).

Diagnóstico de vulnerabilidade físico-ambiental

Para a determinação da vulnerabilidade físico-ambiental à erosão superficial, somaram-se os valores obtidos na escala de vulnerabilidade para os quatro parâmetros analisados: morfometria, declividade, uso/cobertura do solo e classificação do solo em cada sub-bacia e área de drenagem da BHRES. Como o valor obtido para cada uma das unidades de estudo poderia variar de 4 (mínimo) a 20 (máximo), uma vez que foram utilizados quatro parâmetros cujos pesos variavam de 1 a 5, dividindo-se o intervalo gerado pelo somatório dos pesos relativos em cinco classes obteve-se o intervalo de domínio das classes de vulnerabilidade apresentadas na terceira coluna da Tabela 2.

Resultados e discussão

Características morfológicas

A BHRES possui padrão de drenagem dendrítico, com grande quantidade de afluentes e subafluentes. Villela e Mattos (1975) classificam bacias com valores de densidade de drenagem entre 0,5 e 1,5 km.km⁻² como drenagem regular, entre 1,5 e 2,5 km.km⁻² como boa drenagem, entre 2,5 e 3,5 km.km⁻² como muito boa e acima de 3,5 km.km⁻² como excepcionalmente bem drenadas. A BHRES e suas sub-bacias são muito bem drenadas com densidades de drenagem variando de 2,67 (SBCG) a 3,08 km.km⁻² (SBCP). Também consideradas com alta capacidade de drenagem, de acordo com a classificação proposta por Beltrame (1994).

Estudos em outras bacias da região sudeste do Brasil também identificaram boa densidade de drenagem. Silva e Tonello (2014) identificaram densidade de drenagem de 2,72 km.km⁻² na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Pinheirinhos em Brotas, São Paulo; Lima et al. (2011) estimaram em 2,37 km.km⁻² na bacia hidrográfica do Rio Preto, Minas Gerais; Santos et al. (2012) identificaram 3,49 e 4,10 km.km⁻², respectivamente, nas sub-bacias hidrográficas de Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP. Em contrapartida, na região nordeste brasileira, Rocha et al. (2014) estudando a sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, encontraram densidade de drenagem de 1,82 km.km⁻², valor mais próximo àqueles encontrados na ADJME (2,32 km.km⁻²) e ADJMD (1,43 km.km⁻²).

Altas densidades de drenagem podem indicar solos pouco permeáveis (Christofolletti, 1980) ou pequena cobertura vegetal ou relevo acidentado, ou ainda situações concomitantes, que favorecem o escoamento superficial e conseqüentemente o maior carreamento de partículas do solo (Rocha e Kurtz, 2001).

O Comprimento de Rampa Médio do Escoamento Superficial (Cr) também influi diretamente na perda de solo, uma vez que quanto maior for a sua extensão maior tenderá a ser a velocidade do escoamento superficial (Villela e Mattos, 1975). O Cr não apresenta muita discrepância entre as sub-bacias, variando de 0,0811(SBCP) a 0,0936 (SBCG). Porém, são nas áreas de drenagem que se identificam os maiores valores de Cr, principalmente na ADJMD (0,1751), o que pode influenciar a perda de solo.

O Índice de Rugosidade (Ir) combina a qualidade de declividade e comprimento das vertentes, com a densidade de drenagem (Christofolletti, 1980), seus valores máximo e mínimo indicam, respectivamente, os maiores e menores potenciais de erosão por processos hídricos na BHRES. As três sub-bacias apresentam Ir variando de 0,717 (SBCG) a 0,775 (SBCT) e a ADJMD apresenta o menor Ir (0,293).

Após a atribuição de pesos a cada parâmetro morfométrico, tornou-se possível hierarquizar as áreas de estudo por parâmetro. Somando-se o peso atribuído a cada parâmetro, de cada unidade de estudo e comparando-os com a Tabela 2, identificou-se que as SBCT, SBCTP e a BHRES apresentam alta vulnerabilidade à erosão superficial em relação aos parâmetros morfométricos analisados. Enquanto a SBCG apresenta média vulnerabilidade, e a ADJMD e ADJME apresentam baixa vulnerabilidade, devido principalmente a contribuição da Densidade de Drenagem e do Índice de Rugosidade.

Declividade

Todas as unidades de estudo possuem mais de 40% de sua área com declividade entre 20 e 45% (Figura 2a), e mais de 20% de área com declividade acima de 45%, exceto a ADJMD que possui 17% de área com declividade acima de 45%, e quase 13% de sua área com declividade entre 0 e 3%.

Em terrenos mais íngremes, a água tende a escoar com maior velocidade, dificultando a infiltração e favorecendo o processo erosivo (Valladares et al., 2012). A BHRES e todas as unidades de estudo, isoladamente, apresentaram alta vulnerabilidade à erosão superficial devido à declividade (Tabela 4), inclusive a ADJMD, ou seja, o maior percentual de área com declividade entre 0 e 3% não foi suficientemente relevante para fazer com que essa apresentasse vulnerabilidade à erosão superficial devido à declividade inferior as demais áreas estudadas.

Tabela 4. Determinação da vulnerabilidade à erosão superficial devido à declividade

Unidade de estudo	Classes de Declividade - Área (km ²)					Área real total (km ²)	Área Total Ponderada (km ²)	Área Total Ponderada ÷ Área real total	Escala de vulnerabilidade	Vulnerabilidade à erosão superficial
	0 a 3%	3 a 8%	8 a 20%	20 a 45%	Acima de 45%					
	Peso									
	1	2	3	4	5					
SBCT	2,50	5,84	10,82	33,46	16,09	68,70	260,90	3,80	4	Alta
SBCG	1,49	3,54	6,39	21,01	10,30	42,73	163,26	3,82	4	Alta
SBCP	1,16	2,57	3,89	9,44	5,64	22,71	83,96	3,70	4	Alta
ADJME	0,72	1,25	1,84	5,26	3,30	12,37	46,29	3,74	4	Alta
ADJMD	0,64	0,49	0,87	2,13	0,85	4,98	17,00	3,41	4	Alta
BHRES	6,51	13,70	23,80	71,31	36,18	151,49	571,41	3,77	4	Alta

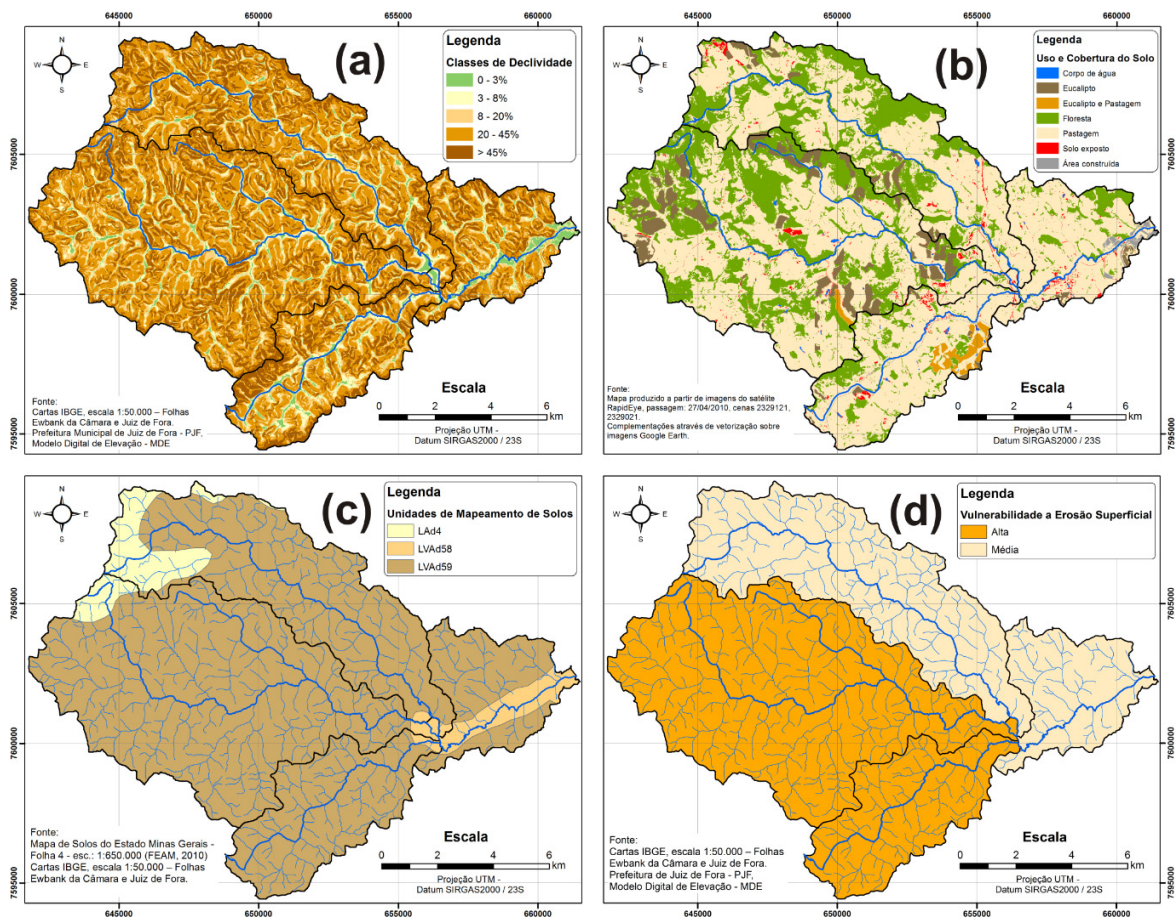


Figura 2. Mapas de declividade, uso e cobertura do solo, classificação do solo e vulnerabilidade à erosão superficial nas sub-bacias e áreas de drenagem da BHRES.

(a) Declividade (b) Uso e cobertura do solo (c) Classificação do solo (d) Vulnerabilidade à erosão superficial.

Uso e cobertura do solo

A BHRES é caracterizada por predominante ocupação rural (Figura 2b), com 98,24% da sua área ocupada por pastagens, silvicultura e mata. Sendo que nas SBCT e SBCG não foram identificadas áreas construídas, pois as construções nessas áreas se restringiram a pequenas edificações rurais dificultando seu reconhecimento no nível de resolução utilizado. Nessas duas sub-bacias, apesar do predomínio de pastagens, acima de 60%, identificam-se as maiores áreas de mata da BHRES, porém na SBCT cerca de 10% da área já é ocupada pela silvicultura, sendo 6,68 km² (9,72%) de plantações de eucalipto e 0,24 km² (0,35%) de agrossilvicultura (eucalipto e pastagem).

Cabe considerar que plantações florestais de crescimento rápido como o Eucalipto consomem mais água do que a vegetação de menor porte e culturas agrícolas não irrigadas, podendo em algumas situações levar à uma redução significativa do deflúvio na escala de microbacias (Lima, 2010; Poore e Fries, 1985). Neste contexto, Calder (2007) alerta que o percentual de ocupação da área da microbacia pelas plantações florestais é um fator muito importante para a ocorrência ou não de redução de deflúvio, uma vez que alguns trabalhos em microbacias experimentais indicaram alteração no deflúvio em situações em que as plantações florestais ocupavam apenas até 20% da área da microbacia hidrográfica. Sendo assim, talvez seja o momento para a criação de políticas públicas que: possam controlar o uso e ocupação da BHRES pela silvicultura, de forma a manter a disponibilidade hídrica, uma vez que a bacia contém um dos mais importantes mananciais da cidade de Juiz de Fora; e, de forma simultânea, corrobore para a minimização da erodibilidade do solo por meio da agrossilvicultura, evitando situações de solo exposto, comuns na época do corte do eucalipto.

A BHRES possui 28,95% de sua área coberta por floresta, ou seja, áreas de regeneração da vegetação arbórea. Com maiores concentrações na SBCG (34,70%) e SBCT (33,85%), porém na SBCP (15,12%), ADJME (17,54%) e principalmente ADJMD (3,25%) estes percentuais caem expressivamente.

Já as áreas de solo exposto correspondem a 1,17% da BHRES, sendo uma parte delas correspondente às estradas vicinais, sem pavimentação. Contudo, merecem atenção algumas áreas

de solo exposto concentradas, uma em área de cabeceira na SBCG, e outra em área central da SBCT (Figura 2b).

A SBCP é a sub-bacia com menor área de solo exposto, porém maior percentual (1,45%), o que é justificado pelo avanço do processo de ocupação, principalmente granjeamentos. Além disto, entre as sub-bacias, foi a única onde foi possível mensurar a área construída, 0,09 km² (0,39%). Possui 75,77% de sua área ocupada por pastagens e apenas 15,12% de área de regeneração da vegetação arbórea.

Porém, a área mais antropizada da BHRES é a ADJMD, com 0,34 km² de área construída, seguida pela ADJME, com 0,20 km². A área construída corresponde a apenas 0,42% da BHRES, concentrada próxima ao exutório, especialmente em uma área que abrange parte do distrito industrial de Juiz de Fora.

Apesar da predominante cobertura vegetal, a BHRES, SBCT e SBCG apresentaram média vulnerabilidade à erosão superficial (Tabela 5). Entretanto a SBCP, ADJME e ADJMD, todas mais próximas ao exutório, apresentaram alta vulnerabilidade dada as características de ocupação já descritas.

Tabela 5. Determinação da vulnerabilidade à erosão superficial devido ao uso/cobertura do solo.

Unidade de estudo	Uso/cobertura do solo - Área (km ²)						Área real total (km ²)	Área total ponderada (km ²)	Área total ponderada ÷ Área real total	Escala de vulnerabilidade	Vulnerabilidade à erosão superficial
	A	B	C	D	E	F					
	Peso										
	5	3	2	1	4	5					
SBCT	0,00	6,68	0,24	23,26	37,83	0,59	68,59	198,03	2,89	3	Média
SBCG	0,00	1,16	0,00	14,82	26,19	0,50	42,67	125,55	2,94	3	Média
SBCP	0,09	0,35	1,22	3,43	17,20	0,33	22,63	77,83	3,44	4	Alta
ADJME	0,20	0,00	0,00	2,17	9,87	0,12	12,36	43,24	3,50	4	Alta
ADJMD	0,34	0,24	0,00	0,16	3,98	0,24	4,97	19,73	3,97	4	Alta
BHRES	0,63	8,43	1,46	43,85	95,08	1,77	151,22	464,38	3,07	3	Média

A: Área construída; B: Silvicultura; C: Agrossilvicultura; D: Floresta; E; Pastagem; F: Solo exposto.

Classificação dos solos

Tomando-se por base o mapeamento de solos do Estado de Minas Gerais (FEAM, 2010), a BHRES é predominantemente composta de latossolo vermelho-amarelo, LVAd59; as cabeceiras dos Córregos Taquaras e Gouveia são compostas por latossolo amarelo, LAd4; e as áreas próximas

ao exutório, nas sub-bacias, e regiões marginais ao Ribeirão do Espírito Santo, nas áreas de drenagem, são compostas por latossolo vermelho-amarelo, LVAd58 (Figura 2c). Cabe destacar que perfis de solos localizados em áreas muito declivosas tendem a ser menos espessos, pois tal posição favorece a morfogênese, levando estes solos a um constante rejuvenescimento por erosão (Ippoliti R. et al., 2005).

As sub-bacias e áreas de drenagem da BHRES não se distinguem em relação à vulnerabilidade à erosão superficial devido às classes de solo (Tabela 6), todas apresentando média vulnerabilidade.

Tabela 6. Determinação da vulnerabilidade à erosão superficial devido ao tipo de solo.

Unidade de estudo	Tipos de solo – Área (km ²)										Área real total (km ²)	Área total ponderada (km ²)	Área total ponderada ÷ Área real total	Escala de vulnerabilidade	Vulnerabilidade à erosão superficial
	LVAd58 ¹			LVAd59 ¹				LAd4 ¹							
	LVA ²	LA ³	C ⁵	LV ⁴	LVA ²	LA ³	C ⁵	LA ³	LVA ²	C ⁵					
	40%	30%	20%	10%	60%	20%	20%	40%	40%	20%					
Peso															
	2	3	4	2	2	3	4	3	2	4					
SBCT	0,23	0,17	0,11	0,06	1,28	0,43	0,43	26,40	26,40	13,20	68,70	191,88	2,79	3	Média
SBCG	0,16	0,12	0,08	0,04	4,10	1,37	1,37	14,20	14,20	7,10	42,73	118,22	2,77	3	Média
SBCP	0,15	0,11	0,07	0,04	-	-	-	8,93	8,93	4,47	22,71	63,54	2,80	3	Média
ADJME	1,03	0,77	0,51	0,26	-	-	-	3,92	3,92	1,96	12,37	34,39	2,78	3	Média
ADJMD	0,72	0,54	0,36	0,18	-	-	-	1,28	1,28	0,64	4,98	13,76	2,76	3	Média
BHRES	2,29	1,71	1,14	0,57	5,38	1,79	1,79	54,72	54,72	27,36	151,49	421,80	2,78	3	Média

¹ Tipos de latossolos que apresentam suas composições discriminadas na tabela; ² Latossolo vermelho-amarelo; ³ latossolo amarelo; ⁴ latossolo vermelho; ⁵ cambissolo.

Diagnóstico físico-ambiental da BHRES

De maneira geral a BHRES é altamente vulnerável à erosão superficial, fortemente impactada pela declividade acentuada e grande cobertura de pastagens. O tipo de solo e a declividade do terreno, não auxiliaram na distinção entre as áreas mais e menos favoráveis à erosão, uma vez que toda a bacia indicou média suscetibilidade a erosão devido ao tipo de solo e alta suscetibilidade devido à declividade. Os parâmetros morfometria e uso e cobertura do solo foram os fatores preponderantes.

A SBCP e SBCT possuem as densidades de drenagem e os índices de rugosidade mais favoráveis à erosão superficial. Com relação ao uso e cobertura do solo, a SBCP é a sub-bacia que

apresenta maiores sinais da intervenção antrópica, com menor percentual de cobertura florestal e maior percentual de cobertura por pastagens, o que culminou em alta vulnerabilidade à erosão superficial (Figura 2d). Enquanto a SBCT, apesar de um uso/cobertura medianamente vulnerável, dada a morfometria altamente vulnerável, conduziu também ao diagnóstico final de altamente vulnerável.

Contudo, a área mais antropizada da BHRES, a ADJMD que possui o maior percentual de área construída, pastagem, eucalipto e solo exposto, e, conseqüentemente, o menor percentual de floresta (3,25%), foi classificada como de média vulnerabilidade dadas suas características morfométricas, assim como a ADJME (Figura 2d). A SBCG também foi classificada de média vulnerabilidade, uma vez que possui características morfométricas um pouco menos severas que as demais sub-bacias.

Conclusão

A metodologia utilizada, com implementação de parâmetros morfométricos, declividade do terreno, uso/cobertura do solo e tipo de solo, em ambiente SIG, mostrou-se adequada para realizar um diagnóstico físico-ambiental visando a identificação da vulnerabilidade à erosão superficial na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo.

Os resultados indicaram alta vulnerabilidade das unidades hidrográficas à erosão nas sub-bacias do Córrego Taquaras (SBCT) e Sub-Bacia do Córrego Penido (SBCP) e média na Sub-Bacia do Córrego Gouveia (SBCG) e Área de Drenagem de Jusante da Margem Esquerda e Direita (ADJME e ADJMD).

A predominância de alta susceptibilidade à erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo sugere a necessidade de se implementarem medidas mitigadoras direcionadas para a preservação das áreas de regeneração da vegetação arbórea, bem como um plano de manejo de plantações florestais e pastagens, de forma a conservar os corpos hídricos, controlar o crescimento da silvicultura na região, minimizar áreas de solo exposto, principalmente na SBCP e SBCT, que abrigam um manancial estratégico para a cidade de Juiz de Fora – MG.

O estudo realizado indicou a potencialidade à erosão nas bacias, e teve como vantagem a necessidade de utilização de um pequeno número de parâmetros representativos (pedológicos, fisiográficos e de uso do solo), especializados em ambiente SIG. Entretanto, recomenda-se que em

estudos futuros, sejam utilizadas metodologias que levem em consideração outros parâmetros relacionados aos processos erosivos do solo, tais como: climáticos (precipitação), manejo do solo e técnicas conservacionistas (edáficas, vegetativas e mecânicas).

Referências

- Abdon, m. D. M. **Os impactos ambientais no meio físico - erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do rio taquari, ms, em decorrência da pecuária**. 2004. 302f. (doutorado). Engenharia ambiental, universidade de são paulo, são carlos.
- Beltrame, â. D. V. **Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação**. Florianópolis: ed. Da ufsc, 1994. 111p.
- Brasil. **Estabelece as instruções reguladoras das normas técnicas da cartografia nacional**. Decreto nº 89.817, de 20 de junho de 1984. Civil, c. Brasília: diário oficial da união 1984.
- Bueno, c. R. P.; arraes, c. L.; pereira, g. T.; cora, j. E.; campos, s. Análise multivariada na determinação do risco de erosão em solos sob irrigação. **Irriga**, botucatu, v. 15, n. 1, p. 23-35, 2010.
- Calder, i. R. Forests and water-ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest ecology and management**, v. 251, n. 1-2, p. 110-120, 2007.
- Cesama. Companhia de saneamento municipal. Mananciais: ribeirão espírito santo., juiz de fora, 2010. Disponível em: < <http://www.cesama.com.br/?pagina=resanto> >. Acesso em: 10 dez. 2013.
- Christofoletti, a. A análise de bacias hidrográficas. In: (ed.). **Geomorfologia**. São paulo: edgard blücher, 1980. Cap. 4, p.102-127.
- Crepani, e.; medeiros, j. S. D.; filho, p. H.; florenzano, t. G.; duarte, v.; barbosa, c. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São josé dos campos: ministério da ciência e tecnologia - inpe instituto nacional de pesquisas espaciais, 2001. 124p.
- Embrapa. Centro nacional de pesquisa de solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2ª. Rio de janeiro: embrapa, 2006. 306p.
- Esri. **Environmental systems research institute. The new arcgis at 10.1**. Redlands: esri 2013.
- Faria, a. L. L. D.; silva, j. X. D.; goes, m. H. D. B. Análise ambiental por geoprocessamento em áreas com susceptibilidade à erosão no solo da bacia do ribeirão do espírito santo, juiz de fora (mg). **Caminhos de geografia**, uberlândia, v. 4, n. 9, p. 50-65, jun 2003.
- Faria, m. M.; fernandes filho, e. I. Avaliação dos algoritmos svm e maxver para a classificação de sistemas florestais monodominantes de candeia (*eremanthus sp.*) In:xvi simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, 13-18 abr., foz do iguaçu. **Proceedings ...** foz do iguaçu: inpe 2013. P.3222-3229.

- Feam. Fundação estadual do meio ambiente. **Mapa de solos do estado de minas gerais: legenda expandida**. Belo horizonte: feam - fundação estadual do meio ambiente, 2010. 49p.
- Ippoliti r., g. A.; costa, l. M. D.; schaefer, c. E. G. R.; fernandes filho, e. I.; gaggero, m. R. Análise digital do terreno: ferramenta na identificação de pedoformas em microbacia na região de "mar de morros" (mg). **Revista brasileira de ciência do solo**, viçosa, v. 29, p. 269-276, 2005.
- Jenson, s. K.; domingue, j. O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. **Photogrammetric engineering and remote sensing**, v. 54, n. 11, p. 1593-1600, 1988.
- Klais, t. B. A.; dalmas, f. B.; morais, r. P.; atique, g.; lastoria, g.; filho, a. C. P. Vulnerabilidade natural e ambiental do município de ponta porã, mato grosso do sul, brasil **revista ambiente & água**, taubaté, v. 7, n. 2, p. 277-290, 2012.
- Lima, c. D. S.; corrêa, a. C. D. B.; nascimento, n. R. D. Analysis of the morphometric parameters of the rio preto basin, serra do espinhaço (minas gerais, brazil). **Geociências**, são paulo, v. 30, n. 1, p. 105-112, 2011.
- Lima, w. D. P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas e desafios**. Rio de janeiro: instituto bioatlântica, 2010. 54p.
- Machado, p. J. D. O. **Diagnóstico ambiental e ordenamento territorial – instrumentos para a gestão da bacia de contribuição da represa de chapéu d’uvas/mg** 2012. 243f. (doutorado). Geografia, universidade federal fluminense, niterói.
- Melo, o. A. G. D.; santos, m. L. D. Análise comparativa da vulnerabilidade ambiental potencial ou emergente da bacia hidrográfica do rio baiano - assis chateaubriand/pr. **Boletim de geografia**, maringá, v. 28, n. 2, p. 17-27, 2010.
- Nardini, r. C.; pollo, r. A.; campos, s.; barros, z. X. D.; cardoso, l. G.; gomes, l. N. Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma micobacia hidrográfica. **Irriga**, botucatu, v. 18, n. 4, p. 687-699, 2013.
- Nascimento, d. M. C.; dominguez, j. M. L. Avaliação da vulnerabilidade ambiental como instrumento de gestão costeira nos municípios de belmonte e canavieiras, bahia. **Revista brasileira de geociências**, são paulo, v. 39, p. 395-408, 2009.
- Oliveira, f. P. D.; filho, e. I. F.; soares, v. P.; souza, a. L. D. Mapeamento de fragmentos florestais com monodominância de aroeira a partir da classificação supervisionada de imagens *rapideye*. **Revista árvore**, viçosa, v. 37, n. 1, p. 151-161, 2013.
- Oliveira, p. T. S. D.; rodrigues, d. B. B.; sobrinho, t. A.; elóipanachuki. Processo analítico hierárquico aplicado a vulnerabilidade natural a erosão. **Geociências**, são paulo, v. 28, p. 417-424, 2009.
- Pimentel, d. Soil erosion: a food and environmental threat. **Environment, development and sustainability**, v. 8, p. 119-137, 2006.

- Poleto, I. J. D. C.; silva, c. H. C. D.; júnior, s. R.; vieira, c. A. O.; santos, a. D. P. D. Validação de modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (mdehc) in: ii simpósio brasileiro de ciências geodésicas e tecnologias da geoinformação, 8-11 set., recife. **Proceedings ...** recife: ufpe, 2008. Cd-rom
- Poore, m. E. D.; fries, c. **The ecological effects of eucalyptus**. Roma: food and agriculture organization of the united nation, 1985. 88p.
- Ribeiro, f. L.; campos, s. Vulnerabilidade à erosão do solo da região do alto rio pardo, pardinho, sp. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, campina grande, v. 11, n. 6, p. 628-636, 2007.
- Rocha, j. S. M. D.; kurtz, s. M. D. J. M. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. 4. Santa maria/rs: ccr/ufsm, 2001. 302p.
- Rocha, r. M.; lucas, a. A. T.; almeida, c. A. P. D.; neto, e. L. M.; netto, a. D. O. A. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio poxim-açu, sergipe, brasil. **Revista ambiente & água**, taubaté, v. 9, n. 2, p. 276-287, apr. / jun. 2014.
- Ross, j. L. S. Análises e sínteses na abordagem na abordagem geográfica da pesquisa para o planejamento ambiental. **Rdg revista do departamento de geografia da universidade de são paulo**, são paulo, v. 8, p. 65-75, 1994.
- Santos, a. M. D.; targa, m. D. S.; batista, g. T.; dias, n. W. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas perdizes e fojo no município de campos do jordão, sp, brasil. **Revista ambiente & água**, taubaté, v. 7, n. 3, 2012.
- Silva, j. L.; tonello, k. C. Morfometria da bacia hidrográfica do ribeirão dos pinheirinhos, brotas - sp. **Irriga**, botucatu, v. 19, n. 1, p. 103-114, jan. / mar. 2014.
- Souza, k. R.; vieira, t. G. C.; alves, h. M. R.; alves, m. L. V.; anjos, l. A. P. D.; souza, c. G.; andrade, l. N. Classificação automática de imagem do satélite *rapideye* para o mapeamento de áreas cafeeiras em carmo de minas, mg. In: vii simpósio de pesquisa dos cafés do brasil, 22-25 ago., araxá. **Proceedings ...** araxá: consórcio pesquisa café, 2011. Cd-rom
- Thomaz, e. L.; antoneli, v. Erosão e degradação do solo em área cultivada com erva-mate (*ilex paraguariensis*), guarapuava - pr. **Geociências**, são paulo, v. 27, p. 21-30, 2008.
- Valladares, g. S.; gomes, a. D. S.; torresan, f. E.; rodrigues, c. A. G.; gregó, c. R. Modelo multicritério aditivo na geração de mapas de suscetibilidade à erosão em área rural. **Pesquisa agropecuária brasileira**, brasília, v. 47, n. 9, p. 1376-1383, set. 2012.
- Veríssimo, m. E. Z.; novo, e. M. L. M.; veríssimo, c. U. V. Estudo da bacia hidrográfica do rio passaúna-pr, através de parâmetros morfométricos da rede de drenagem. **Revista de geologia**, fortaleza, v. 9, p. 97-109, 1996.
- Villela, s. M.; mattos, a. **Hidrologia aplicada**. São paulo: mc graw hill, 1975. 245p.

APÊNDICE B. Avaliação de diferentes métodos de agrupamento para determinação da suscetibilidade morfométrica à inundação na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo em Juiz de Fora (MG) Brasil²

Revista *Árvore* - Journal of Brazilian Forest Science

Vívian Gemiliano Pinto^{1*}; Ricardo Neves de Souza Lima²; Ricardo Costa Pinto e Santos¹; Celso Bandeira de Melo Ribeiro³

¹Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais, Juiz de Fora, MG, Brasil ²Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RJ, Brasil ³Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG, Brasil *Autor correspondente: e-mail: viviangemiliano@gmail.com, riksou@yahoo.com.br, ricardo.santos@ifsudestemg.edu.br, celso.bandeira@ufjf.edu.br.

RESUMO

A morfometria da bacia hidrográfica é um importante instrumento de diagnóstico da suscetibilidade à inundação e seus resultados podem nortear o planejamento e a implementação de medidas mitigadoras para se evitarem os prejuízos causados pelos alagamentos. O objetivo deste trabalho foi estudar a suscetibilidade à inundação da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo (BHRES), localizada no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil, por meio de sua caracterização morfométrica utilizando-se duas, três e cinco classes de vulnerabilidade. Para isso a bacia foi subdividida considerando dois níveis de detalhamento: no primeiro, menos detalhado, foram geradas três sub-bacias e no segundo, mais detalhado, foram geradas 65 microbacias. Nessas unidades de estudo foi avaliada a suscetibilidade morfométrica à inundação e os resultados foram comparados utilizando-se as técnicas de agrupamento K-means e Fuzzy C-means. Os resultados demonstraram que o número de classes de vulnerabilidade adotada influi na classificação das áreas, sugerindo que a utilização de critérios de validação de cluster possa balizar tal escolha. E ainda, os agrupamentos formados apenas por semelhanças morfométricas se distinguem daqueles obtidos pela metodologia utilizada para classificação de áreas suscetíveis à inundação, visto que a metodologia para análise de suscetibilidade transforma os valores numéricos de cada parâmetro morfométrico em uma classe de suscetibilidade, ponderando-o conforme sua implicação na inundação e as metodologias de agrupamento utilizam os parâmetros brutos.

² Capítulo submetido a Revista *Árvore* em 02/04/2014, revisado em 18/09/2014, aguardando parecer da revista quanto ao aceite. Normas de citação e referências seguem as recomendações do referido periódico.

Palavras-chave: microbacias, classes de vulnerabilidade, técnicas de agrupamento

ABSTRACT

The watershed morphometry is an important tool for susceptibility diagnosis to flooding and their results can guide the planning and implementation of mitigation measures to avoid the damage caused by flooding. The objective of this work was to study the susceptibility to flood in Espírito Santo Stream Basin (ESSB), located in Juiz de Fora municipality, Minas Gerais, Brazil, through its morphometric characterization using two, three and five classes of vulnerability. For this the basin was subdivide considering two detail levels: the first, less detailed, three sub-basins were generated and the second, more detailed, 65 watersheds were generated. Morphometric susceptibility to flooding was evaluated in these study units and the results were compared using the clustering techniques K-means and Fuzzy C-means. The results showed that the number of classes adopted affects the classification vulnerability, suggesting that the use of cluster validation criteria can delimit the choice of the number of classes to be adopted. And yet, the groups formed only by morphometric similarities differ from those obtained by the methodology for classification of areas susceptible to flooding, since the methodology for susceptibility analysis transforms the numerical values of each morphometric parameter in a class of susceptibility, pondering it as their involvement in flood and methodology for clustering using the raw parameters.

Keywords: watershed, classes of vulnerability, clustering techniques

Introdução

A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos considera a bacia hidrográfica como unidade de gestão dos recursos hídricos. Entretanto, desde os anos 1980, tendo como precursores os estados do Paraná (“Paraná Rural”) e Santa Catarina (“Microbacias”), alguns programas de manejo e conservação dos recursos naturais têm como foco a escala de microbacias (NEVES NETO e HESPANHOL, 2009). Prática que é defendida por vários autores, pois as microbacias são as grandes alimentadoras dos rios e dos grandes sistemas fluviais (MACHADO e STIPP, 2003; LIMA, 2010; MACHADO, 2012).

Contudo os termos sub-bacia e microbacia hidrográfica, apesar de incorporados na literatura técnico-científica, não apresentam a convergência conceitual observada para o termo bacia hidrográfica (TEODORO et al., 2007). Neste estudo, adotou-se, como sub-bacias, as áreas

de drenagem dos tributários do curso de água principal e, como microbacias, as áreas formadas por canais de 2^a, 3^o e, em alguns casos, de 4^a ordem.

Num contexto de gestão de bacias e microbacias, a morfometria fornece ferramentas para mensuração e análise matemática da configuração da superfície terrestre e da forma e dimensões de sua paisagem (COOKE e DOORNKAMP, 1974; PISSARRA et al., 2010). Devido à estreita correspondência entre as características morfométricas das bacias hidrográficas e o comportamento hidrológico, aquelas corroboram para o entendimento do regime hidrológico (FRITZSONS et al., 2009).

A esculturação do modelo terrestre é fortemente influenciada pelas bacias hidrográficas e suas redes de drenagem (HORTON, 1945; STRAHLER, 1958), uma vez que as direções preferenciais dos fluxos superficiais definem os mecanismos erosivo-depositivos preponderantes e são o resultado da interação do uso e ocupação do solo, clima, aspectos geológicos, tipo de solo, relevo e cobertura vegetal (VERÍSSIMO et al., 1996).

A grande variabilidade espacial das características físicas dos componentes do ciclo hidrológico, em sua fase terrestre, e a complexidade na geração de informações de variáveis morfométricas evidencia a importância pela utilização das ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), enquanto, bancos de dados espaciais e técnicas de sensoriamento remoto vêm apoiar o entendimento da dinâmica espacial, temporal e na manipulação de informações especializadas em sistemas de bacias hidrográficas.

Verifica-se que a morfometria da microbacia hidrográfica é um importante instrumento de diagnóstico da susceptibilidade à inundação e que seus resultados podem nortear o planejamento e a implementação de medidas mitigadoras para evitar os prejuízos causados pelos alagamentos (RODRIGUES e STARZYNSKI, 2003).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi aplicar diferentes métodos de agrupamento, na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo (BHRES) em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil, na perspectiva de suas sub-bacias e microbacias, para determinação da suscetibilidade morfométrica à inundação. Além disso, comparou-se os grupos formados pelas classes de suscetibilidade à inundação com aqueles obtidos analisando-se apenas as semelhanças morfométricas entre as microbacias.

por LIDAR (*Light Detection and Ranging*) e restituição aerofotogramétrica da bacia realizados pela prefeitura Municipal de Juiz de Fora. Para a identificação dos corpos de água, foram utilizados dados vetoriais digitais referentes à hidrografia das cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), folhas Ewbank da Câmara (SF-23-X-C-VI-2) e Juiz de Fora (SF-23-X-D-IV-1), ambas na escala de 1:50.000 (IBGE, 1980b; a).

Para a determinação da morfometria da bacia, além de considerá-la como um todo, esta também foi dividida em três sub-bacias principais (Figura 1): sub-bacia do córrego Gouveia (SBCG); sub-bacia do córrego Taquaras (SBCT), que contém a nascente do ribeirão Espírito Santo; e sub-bacia do córrego Penido (SBCP).

Além da divisão em sub-bacias, a bacia BHRES também foi subdividida em 65 microbacias. As microbacias foram delimitadas a partir dos afluentes de segunda ordem dos principais cursos de água da BHRES, que são: Córrego Gouveia, Córrego Penido, Córrego Taquaras e Ribeirão do Espírito Santo. Cabe ressaltar que, apesar do Ribeirão do Espírito Santo emprestar o nome à BHRES, o Córrego Taquaras possui maior extensão a montante que o Ribeirão Espírito Santo, ao se unir a este (Figura 1).

A delimitação das áreas foi realizada automaticamente no módulo *Spatial Analyst* do SIG ArcGIS a partir do MDE, sobre o qual havia sido determinado em SIG a direção do escoamento superficial pelo método desenvolvido por Jenson e Domingue (1988).

Os parâmetros morfométricos utilizados para a caracterização das unidades hidrográficas, objetivando identificar áreas mais suscetíveis à inundações, foram: Área de Drenagem, Perímetro, Fator de Forma, Índice de Circularidade, Coeficiente de Compacidade, Ordem Hierárquica da Bacia, Frequência de Canais de Primeira Ordem, Declividade Média do Canal Principal, Densidade de Drenagem, Densidade Hidrográfica, Densidade de Confluência e Índice de Sinuosidade do Canal Principal, descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Descrição dos parâmetros morfométricos utilizados na área de estudo.

Características geométricas da bacia	
Parâmetro	Descrição
Área de Drenagem (A)	Área em projeção horizontal delimitada por seus divisores topográficos (km ²).
Perímetro (P)	Comprimento da linha divisora de águas que limita a bacia hidrográfica (km).
Fator de Forma (F)	É a razão entre a área de drenagem (km ²) e quadrado do comprimento do eixo da bacia (km). Uma bacia com F baixo indica que a mesma é menos susceptível a enchentes que outra, de mesmo tamanho, porém com fator de forma maior (VILLELA e MATTOS, 1975).
Índice de Circularidade (IC)	É função da razão entre a área de drenagem (km ²) e o quadrado do perímetro (km). Bacias com IC maiores que 0,51 indicam tendência a formas circulares, com maior susceptibilidade a enchente, enquanto valores inferiores a 0,51 indicam uma tendência à formas alongadas que favorecem a translação e maior tempo de armazenamento do fluxo nos canais (ALVES e CASTRO, 2003).
Coefficiente de Compacidade (Kc)	É função da razão entre o perímetro (km) e a raiz da área de drenagem (km ²). Quanto maior o valor deste coeficiente mais irregular é a forma da bacia, sendo que valores próximos da unidade correspondem a bacias circulares, enquanto acima de 1,47 indicam bacias com forma alongada (VILLELA e MATTOS, 1975).

Características da rede de drenagem	
Parâmetro	Descrição
Ordem Hierárquica da Bacia (O)	Consiste na classificação de determinado curso d'água conforme o número de tributários que recebe (CHRISTOFOLETTI, 1981). Neste trabalho foi utilizada a classificação proposta por Strahler (1952). Indica o grau de ramificação da bacia, mantendo relação direta com a área da bacia, descarga e capacidade de escoamento. Sendo que a descarga aumenta exponencialmente em função da ordem hierárquica do canal (HORTON, 1945).
Frequência de Canais de Primeira Ordem (Fc)	Frequência de canais que não possuem tributários, considerando a classificação proposta por Strahler (1952) em relação ao número total de canais. Um elevado número de canais de primeira ordem está relacionado a um rápido fluxo de água para fora da bacia, indicando mais água sendo escoada do que infiltrada (MORISAWA, 1962).
Declividade Média do Canal Principal (Dmcp)	É a razão entre a amplitude altimétrica do curso d'água principal (m) e o comprimento do canal principal (m). É um fator importante na formação do escoamento superficial e conseqüentemente na modelagem e evolução da rede de drenagem, implicando nos processos de inundação/enchente (ZÁVOIANU, 1985).
Densidade de Drenagem (Dd)	É a razão entre o comprimento total de todos os canais (km) e a área de drenagem total (km ²) (HORTON, 1945). É controlada por inúmeras variáveis: relevo, cobertura vegetal, volume de chuvas, infiltração de água no solo, resistência à erosão entre outras (SOUZA, 2005).
Densidade Hidrográfica (Dh)	É a relação existente entre o número de canais e a área da bacia hidrográfica (km ²) (HORTON, 1945). Indica a resposta da bacia ao processo de escoamento superficial, seu comportamento hidrográfico e a capacidade de geração de novos cursos de água (SOUZA, 2005).
Densidade de Confluência (Dc)	É a razão entre o número total de confluências de canais e à área total da bacia (km ²). É um parâmetro diretamente relacionado à capacidade de escoamento das águas (ZÁVOIANU, 1985).
Índice de Sinuosidade do Canal Principal (Is)	É a razão entre o comprimento do rio principal (km) e a distância vetorial entre os pontos extremos do talvegue (km). Is igual a um, revela que o canal de drenagem tende a ser retilíneo, superior a dois, canal tortuoso e valores intermediários indicam formas transicionais (ALVES e CASTRO, 2003).

Definição das faixas de suscetibilidade à inundação na BHRES

Para identificar as áreas mais suscetíveis a inundação na BHRES, avaliou-se a bacia e suas principais sub-bacias (Figura 1).

Inicialmente, atribuiu-se valor 5 para a condição mais favorável à inundação e valor 1 a condição menos favorável. Dividindo-se o intervalo entre os valores extremos em cinco classes obteve-se uma escala de suscetibilidade variando de 1 a 5, correspondendo, respectivamente, à: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta suscetibilidade à inundação.

Após a determinação da suscetibilidade para cada um dos parâmetros morfométricos, estes foram somados tanto para a BHRES quanto para cada sub-bacia. Como se utilizou 12 parâmetros, cuja escala variava de um a cinco, o somatório para cada unidade de estudo variou de 12 a 60. Sendo assim, estabeleceram-se cinco novos intervalos de domínio de classe: entre 12 e 21,6; maior que 21,6 e 31,2; maior que 31,2 e 40,8; maior que 40,8 e 50,4 e; maior que 50,4 e 60, correspondendo, respectivamente, à suscetibilidade à inundação muito baixa, baixa, média, alta e muito alta, identificando-se assim, a suscetibilidade da BHRES e de suas principais sub-bacias.

A fim de observar se ocorreria variação na classificação realizada conforme a quantidade de intervalos de classe criados, aplicou-se a mesma metodologia para três e duas classes, adotando-se, respectivamente, a classificação alta, média e baixa e; alta e baixa suscetibilidade.

Avaliação da suscetibilidade à inundação das microbacias pertencentes à BHRES

Posteriormente, com a finalidade de precisar dentro da BHRES as áreas com características morfométricas mais vulneráveis à inundação, esta foi subdividida em 65 microbacias e os 12 parâmetros, descritos na Tabela 1, foram calculados para cada uma delas. Para cada parâmetro foi determinado o valor médio entre as microbacias e o desvio padrão. Todas as microbacias que possuíam valor de parâmetro fora do intervalo: média mais ou menos duas vezes o desvio padrão, foram considerados valores anômalos, e receberam valor máximo ou mínimo de acordo com a implicação do parâmetro na suscetibilidade à inundação. Por exemplo, uma microbacia que possuísse declividade média do canal principal (D_{mcp}) acima do intervalo considerado aceitável, receberia classificação 1, uma vez que altos valores de D_{mcp} são desfavoráveis à inundação. Em contrapartida, valores extremamente elevados de densidade hidrográfica (D_h) são favoráveis a inundação e receberiam classificação 5.

Feito isto, aplicou-se a mesma metodologia de identificação de áreas mais suscetíveis à inundação, descrita para a BHRES e suas sub-bacias utilizando-se cinco, três e duas classes de suscetibilidade.

Identificação da similaridade morfométrica das microbacias

A identificação da similaridade morfométrica entre as microbacias foi obtida por meio de análise de agrupamento, que é uma técnica multivariada amplamente utilizada em diversas áreas do conhecimento (ALBUQUERQUE et al., 2006).

Uma questão importante em análise de agrupamento é a definição do número de grupos a serem divididos. Para tanto, procedeu-se a validação dos grupos, ou seja, submetem-se os dados morfométricos das microbacias a alguns testes para identificar o número ideal de grupos. No caso, como não havia informação *a priori* sobre a forma de uma solução de agrupamento esperada ou conhecida, utilizaram-se os seguintes critérios de validação: PBM (PAKHIRA et al., 2004), VPC (DAVE, 1996) e Xie-Beni (XIE e BENI, 1991), que foram implementados no programa Matlab 2012.

Neste estudo utilizaram-se duas técnicas de agrupamento: *K-means* e *Fuzzy C-means* (FCM) para agrupar as microbacias conforme suas características morfométricas. O método *K-means* é um algoritmo de agrupamento rígido, enquanto o FCM gera um padrão probabilístico de pertinência (SINGH et al., 2011).

O *K-means* é um dos algoritmos de agrupamento mais utilizados mundialmente devido à sua simplicidade e eficiência computacional (SINGH et al., 2011). Por outro lado, a técnica *fuzzy* permite estimar ou atribuir participações parciais de qualquer área estudada para um conjunto definido por uma classe morfométrica, conseqüentemente, representar melhor a continuidade espacial de superfícies de terreno. Ela tem a vantagem de permitir que uma microbacia possa ser membro de mais de um conjunto de características morfométricas, e que a definição desses conjuntos (classes) não precisam ser mutuamente excludentes (WANG et al., 2010).

O algoritmo FCM utilizado foi desenvolvido por Santos (2006) e implementado no programa Matlab 2012. E o agrupamento pelo método *K-means* foi obtido utilizando o programa Estatística 6.0.

Resultados

Morfometria da BHRES e sub-bacias

A BHRES possui altitude máxima de 952,5 m, dentro da SBCG, e altitude mínima de 678,4 m próxima ao exutório. A altitude média da BHRES é de 771,7 m, sendo que a sub-bacia com maior altitude média é a SBCT (781,8 m), seguida pela SBCG (776,3 m) e SBCP (759 m).

A BHRES possui padrão de drenagem dendrítico, com grande quantidade de afluentes e subafluentes. A maior sub-bacia da BHRES é a SBCT, com área de drenagem de 68,7 km², correspondendo a 45,35% da área da bacia; seguida da SBCG, com área de 42,73 km² (28,2% da BHRES); SBCP, com área de 22,71 km² (14,99% da BHRES); totalizando 88,54% da BHRES.

Tanto a BHRES, quanto suas sub-bacias apresentam características geométricas de baixa suscetibilidade à inundação, com fator de forma variando entre 0,20 e 0,39, índice de circularidade entre 0,18 e 0,24 e índice de compacidade entre 2,01 e 2,35, indicando formas alongadas segundo Villela e Mattos (1975). Sendo que os índices mais desfavoráveis à inundação pertencem a SBCG e os mais favoráveis pertencentes à BHRES.

Quanto às características da rede de drenagem, a BHRES é de 6ª ordem, as SBCT e SBCG de 5ª ordem e a SBCP de 4ª ordem. O rio principal da BHRES possui 28,93 km, abarcando o rio principal da SBCT que mede 20,8 km (Figura 1), enquanto os rios principais da SBCG e SBCP medem respectivamente, 20 e 12,2 km. A altitude máxima do talvegue na BHRES é 946,82 m e a mínima 678,44 m, com amplitude altimétrica de 268,38 m.

A BHRES e suas sub-bacias possuem alta capacidade de drenagem de acordo com a classificação proposta por Beltrame (1994), com densidades de drenagem próximas a três. A sub-bacia com maior densidade de drenagem, densidade hidrográfica e densidade de confluências é a SBCP (3,08 km⁻¹, 5,11 Km⁻², 3,70 Km⁻²), seguida da SBCT (2,93 km⁻¹, 4,15 km⁻², 3,16 Km⁻²) e SBCG (2,63 km⁻¹, 3,83 km⁻², 2,74 Km⁻²). A densidade de drenagem, densidade hidrográfica e densidade de confluências da BHRES, como um todo, são respectivamente, 2,83 km⁻¹, 4,09 km⁻² e 3,07 km⁻².

Os índices de sinuosidade da BHRES (1,63), da SBCT (1,54) e SBCG (1,5) são iguais ou superiores a 1,5, o que segundo Christofolletti (1981) caracteriza os canais como meandrosos. Apenas o índice de sinuosidade da SBCP é 1,41, ligeiramente inferior.

Suscetibilidade à inundação na BHRES e sub-bacias

Após a classificação de todos os parâmetros morfométricos, de acordo com o intervalo de classe que os mesmos se enquadravam, somou-se os valores determinados para cada parâmetro para cada sub-bacia e para a BHRES. A partir desse somatório, estabeleceram-se novos intervalos de classe, conforme a quantidade de classes adotadas, duas (Apêndice C, Tabela 1), três (Apêndice C, Tabela 2) e cinco (Apêndice C, Tabela 3) classificadas, respectivamente, como: baixa e alta; baixa, média e alta, e; muito baixa, baixa, média, alta e muito alta.

A sub-bacia que se mostrou menos suscetível a inundação foi a SBCG (Apêndice C, Tabela 4), que foi classificada como de muito baixa vulnerabilidade, quando foram adotadas cinco classes, e de baixa vulnerabilidade quando se adotaram duas e três classes. A SBCP foi considerada de média suscetibilidade quando se adotaram três e cinco classes, mas foi classificada como de baixa suscetibilidade ao se adotar apenas duas classes. Enquanto a SBCT, apesar de receber a classificação de média suscetibilidade ao se adotarem três e cinco classes, passou a ser considerada de alta suscetibilidade na classificação utilizando-se duas classes (Figura 2). Já a BHRES foi classificada como de alta vulnerabilidade independente do número de classes adotadas.

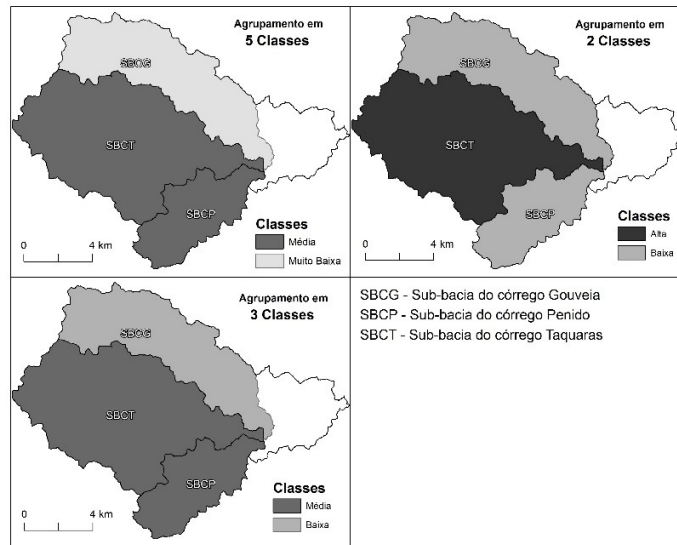


Figura 2. Suscetibilidade à inundação nas sub-bacias da BHRES, classificando-as em duas, três e cinco classes de vulnerabilidade.

Morfometria das microbacias

Entre as 65 microbacias contidas na BHRES, 19 delas estão localizadas na SBCG, 25 na SBCT e 15 estão localizadas na SBCP, havendo ainda seis microbacias localizadas na área à jusante das três sub-bacias.

A maior microbacia é a 11TD, localizada na margem direita do Córrego Taquaras com 10,68 Km² e perímetro de 20,11 km, enquanto a menor microbacia é a 09PE, localizada na margem esquerda do Córrego Penido com 0,14 km² de área e perímetro de 2,55 km. A média das áreas das microbacias é 1,65 km², com desvio padrão de 1,89 km².

A menor microbacia (09PE) apresenta a maior densidade de drenagem (8,31 km⁻¹), densidade hidrográfica (21,25 km⁻²), densidade de confluência (7,05 km⁻²) e declividade média do canal principal (0,16 m.m⁻¹).

A menor densidade de drenagem (2,06 km⁻¹), densidade hidrográfica (2,76 km⁻²) e densidade de confluência (0,92 km⁻²) são identificadas na microbacia 01GE que possui 1,09 km² de área.

A microbacia 05GD apresenta o menor fator de forma (0,17), menor índice de circularidade (0,18) e maior coeficiente de compacidade (2,32), enquanto a microbacia 10GE apresenta maior

fator de forma (0,61), maior índice de circularidade (0,63) e menor coeficiente de compacidade (1,36). A média e desvio padrão para o fator de forma, índice de circularidade e coeficiente de compacidade são, respectivamente, 0,39, 0,09; 0,36, 0,07; 1,69, 0,17.

Entre as 65 microbacias, 44 são de 2ª ordem, 18 de 3ª ordem e apenas três de 4ª ordem, uma na SBCG (13GE) e duas na SBCT (04TD e 11TD), sendo a microbacia 04TD a que apresenta menor declividade média do canal principal (0,02 m.m⁻¹). Com relação a frequência de canais de primeira ordem (Fc), as microbacias 05GD e 07TD apresentam as maiores frequências (89%), enquanto a microbacia 07PE apresenta a menor frequência (64%). A média de Fc é 73% e o desvio padrão 6,7%.

Suscetibilidade à inundação das microbacias pertencentes à BHRES

A partir dos dados morfométricos calculados para os 12 parâmetros (Apêndice D, Tabela 1), apresentados na Tabela 1, classificou-se todos os parâmetros morfométricos conforme descrito na metodologia.

Para a classificação, utilizando-se apenas duas classes (Apêndice E, Tabela 1), 25 microbacias foram classificadas como de alta e 40 como de baixa suscetibilidade a inundação. Na SBCG, 14 microbacias foram classificadas como de baixa e cinco como de alta; na SBCT 13 como de baixa e 12 de alta; na SBCP oito de baixa e sete de alta e; na área de drenagem à jusante das sub-bacias, cinco foram classificadas como de baixa e uma como de alta (Figura 3).

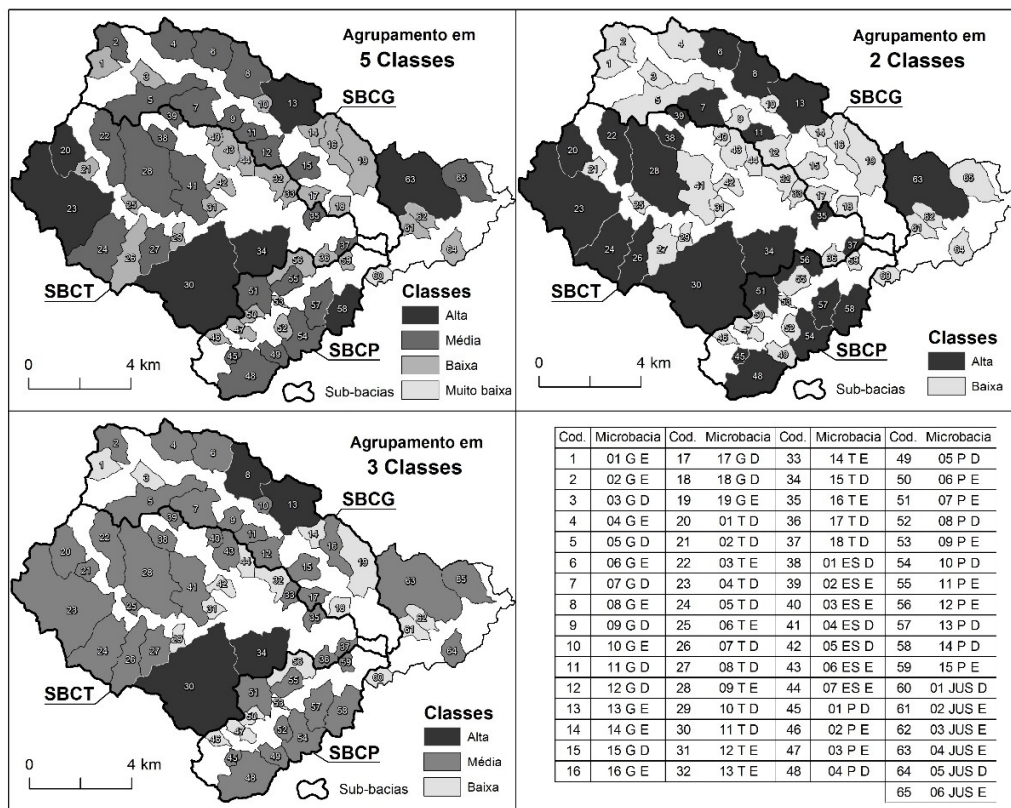


Figura 3. Suscetibilidade à inundação nas microbacias da BHRES, classificando-as em duas, três e cinco classes de vulnerabilidade.

Utilizando-se três classes de vulnerabilidade (Apêndice E, Tabela 2), 18 microbacias foram classificadas como de baixa, 43 como de média e quatro, como de alta vulnerabilidade. Na SBCG, cinco microbacias foram classificadas como de baixa, 12 como de média e duas como de alta (08GE e 13 GE); na SBCT, cinco foram classificadas como de baixa, 18 como de média e duas como de alta (11TD e 15TD); na SBCP, cinco foram classificadas como de baixa e dez como de média; na área de drenagem à jusante das sub-bacias, três foram classificadas como baixa e três como média suscetibilidade à inundação (Figura 3).

Na classificação utilizando-se cinco classes (Apêndice E, Tabela 3), uma foi classificada como de muito baixa (01JUSD), 30 como de baixa, 27 como de média e sete como de alta suscetibilidade. Na SBCG, oito foram classificadas como de baixa, 10 como de média e uma de alta (13GE); na SBCT, doze foram classificados como de baixa, nove como de média e quatro como de alta; na SBCP, sete de baixa, sete de média e uma de alta (14PD); na área de drenagem à jusante das sub-bacias, uma foi classificada como de muito baixa (01JUSE), três foram

Independente do número de classes adotadas observa-se que o maior percentual e área de microbacias altamente suscetível à inundação concentram-se na SBCT. As microbacias localizadas na SBCP só apresentam alto percentual de área altamente vulnerável (74%) quando são utilizadas apenas duas classes de suscetibilidade, pois com três classes, o percentual altamente vulnerável é zero e para cinco classes é 11,7% (Figura 3).

Esta categorização, variável conforme as quantidades de classes adotadas, observada na avaliação das microbacias, tendeu a variar entre média e baixa, média e alta ou muito baixa e baixa, contudo, observaram-se duas microbacias onde a classificação foi antagônica. Estes foram os casos da microbacia 07TD, que foi classificada como baixa, com cinco classes, média, com três classes, e alta com duas classes; e a microbacia 12PE, que foi classificada como baixa com cinco e três classes e alta com duas classes. Sendo assim, o número de classes resultou em evidente variação dos resultados obtidos.

Confrontando-se as duas técnicas de agrupamento utilizadas (Figura 4), observa-se que ambas agruparam as microbacias de forma muito semelhante, apenas as microbacias 07GD, 12PE, 13PD e 14PD receberam classificações antagônicas.

Uma ferramenta de padronização a ser adotada, em análises de suscetibilidade com a utilização de intervalos de classe, seria o emprego de técnicas de validação de cluster para identificar, pelas características dos dados utilizados, o número de agrupamentos a serem adotados conforme a semelhança dos mesmos. No caso, as três técnicas de validação de cluster utilizadas apontaram para dois agrupamentos.

Comparando-se os grupos determinados pela análise de suscetibilidade utilizando-se duas classes, com os dois grupos gerados pela técnica de agrupamento *K-means*, observa-se que das 47 microbacias agrupadas em um dos grupos, 35 foram classificadas como de baixa suscetibilidade à inundação. No outro grupo gerado pelo *K-means*, das 18 microbacias agrupadas, 13 são classificadas como de alta suscetibilidade, ou seja, apesar de um dos grupos parecerem agrupar microbacias de baixa e outro de alta suscetibilidade à inundação, 17 microbacias (26,15%) apresentaram-se em grupos diversos daqueles apontados pela metodologia de análise de suscetibilidade à inundação (Apêndice E, Tabela 4).

Os agrupamentos gerados pela metodologia FCM mostraram-se um pouco mais próximos que o *K-means*, em relação aos resultados encontrados utilizando-se a análise de suscetibilidade, divergindo em 24,61% das microbacias. Das 44 microbacias agrupadas em um dos grupos pelo FCM, 34 foram classificadas na análise de suscetibilidade como de baixa e das 21 microbacias, agrupadas no outro grupo, 15 foram classificadas na análise de suscetibilidade como de alta.

Comparando-se os dois grupos gerados pelas técnicas de agrupamento FCM e *K-means* observa-se que 6,15% das microbacias foram agrupadas de forma distinta pelas duas técnicas.

Embora a metodologia FCM tenha se aproximado um pouco mais dos resultados obtidos por meio da análise de suscetibilidade que a *K-means*, observa-se que ambas as técnicas de agrupamento divergiram da análise de suscetibilidade para algumas microbacias.

Como a metodologia para análise de suscetibilidade transforma os valores numéricos de cada parâmetro morfométrico em uma classe de suscetibilidade, classificando-os conforme sua implicação na inundação e ambas as metodologias de agrupamento utilizam os parâmetros brutos, a análise de suscetibilidade pareceu lançar luz sobre as implicações dos parâmetros na ocorrência de inundações. Apesar, de maneira geral, das microbacias com parâmetros semelhantes terem sido distribuídas dentro da mesma classe, a análise de suscetibilidade distinguiu-as, valorando as implicações com foco no objeto da análise.

Conclusões

A SBCT, seguida pela SBCP são as sub-bacias mais suscetíveis à inundação na BHRES. Contudo, uma análise mais pormenorizada permitiu localizar microbacias mais vulneráveis e destacar também a ocorrência de unidades hidrográficas que merecem atenção também na SBCG e na área de drenagem à jusante das sub-bacias.

A metodologia utilizada para identificação de áreas mais suscetíveis à inundação mostrou-se influenciável pela quantidade de classes de suscetibilidade adotada. Neste contexto, os critérios de validação de cluster parecem fornecer uma alternativa à definição da quantidade de classes, uma vez que, por meio deles, é possível inferir a quantidade de grupos similares que podem ser gerados a partir dos dados brutos.

As técnicas de agrupamento *K-means* e FCM, apesar de excelentes ferramentas para identificação de grupos de dados semelhantes, mostraram-se ferramentas auxiliares à classificação de áreas vulneráveis à inundação, enquanto a metodologia de análise de suscetibilidade ressaltou as diferenças nos parâmetros morfométricos, que implicam suscetibilidade à inundação. Especificamente, neste estudo, a análise de suscetibilidade, com duas classes, como indicado pelos critérios de validação de cluster pareceu fornecer informações mais objetivas quanto à vulnerabilidade das microbacias.

Referências

- Albuquerque, M. A. D. Et Al. Estabilidade Em Análise De Grupamento: Estudo De Caso Em Ciência Florestal. **Revista Árvore**, V. 30, N. 2, P. 257-265, 2006.
- Alves, J. M. P.; Castro, P. T. A. Influência De Feições Geológicas Na Morfologia Da Bacia Do Rio Tanque (Mg) Baseada No Estudo De Parâmetros Morfométricos E Análise De Padrões De Lineamentos. **Revista Brasileira De Geociências**, V. 33, N. 2, P. 117-127, 2003.
- Beltrame, Â. D. V. **Diagnóstico Do Meio Físico De Bacias Hidrográficas: Modelo E Aplicação**. Florianópolis: Ed. Da Ufsc, 1994. 111 P.
- Christofolletti, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blücher, 1981. 313 P.
- Cooke, R. U.; Doornkamp, J. C. **Geomorphology In Environmental Management: An Introduction**. Oxford University Press, 1974. 427 P.
- Dave, R. N. Validating Fuzzy Partition Obtained Through C-Shells Clustering. **Pattern Recognition**, V. 17, P. 613-623, 1996.
- Fritzsons, E.; Mantovani, L. E.; Rizzi, N. E. **Relação Entre Índices Morfométricos De Bacias Hidrográficas E Índices De Integridade De Floresta Ciliar Na Bacia Do Alto Capivari, Primeiro Planalto Paranaense**. Colombo: Embrapa Florestas, 2009. 58 P.
- Horton, R. E. Erosional Development Of Streams And Their Drainage Basins; Hydrophysical Approach To Quantitative Morphology. **Geological Society Of America Bulletin**, V. 56, P. 807-813, 1945.
- Ibge. Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. **Ewbank Da Câmara - MG, Folha Sf-23-X-C-Vi-2, (Carta Topográfica). Escala: 1:50.000**. Rio De Janeiro: Ibge 1980a.
- Ibge. Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. **Juiz De Fora - MG, Folha Sf-23-X-D-Iv-1 (Carta Topográfica). Escala: 1:50.000**. Rio De Janeiro: Ibge 1980b.
- Jenson, S. K.; Domingue, J. O. Extracting Topographic Structure From Digital Elevation Data For Geographic Information System Analysis. **Photogrammetric Engineering And Remote Sensing**, V. 54, N. 11, P. 1593-1600, 1988.
- Lima, W. D. P. **A Silvicultura E A Água: Ciência, Dogmas E Desafios**. Rio De Janeiro: Instituto Bioatlântica, 2010. 54 P.

- Machado, P. J. D. O. **Diagnóstico Ambiental E Ordenamento Territorial – Instrumentos Para A Gestão Da Bacia De Contribuição Da Represa De Chapéu D’uvas/MG** 2012. 243p. (Doutorado). Geografia, Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- Machado, W.; Stipp, N. A. F. Caracterização Do Manejo De Solos Na Microbacia Hidrográfica Do Ribeirão Dos Apertados - Pr. **Geografia**, V. 12, N. 2, P. 45-73, Jul./Dez 2003.
- Morisawa, M. E. Quantitative Geomorphology Of Some Watersheds In The Appalachian Plateau. **Geological Society Of America Bulletin**, V. 73, N. 9, P. 1025-1046, 1962.
- Neves Neto, C. D. C.; Hespanhol, A. N. A Atuação do Estado Brasileiro no Processo de Modernização Agrícola e a Incorporação do Conceito de Microbacias Hidrográficas nas Políticas Públicas. **Caderno Prudentino De Geografia**, V. 31, N. 1, P. 94-109, 2009.
- Pakhira, M. K.; Bandyopadhyay, S.; Maulik, U. Validity Index For Crisp And Fuzzy Clusters. **Pattern Recognition**, V. 37, N. 3, P. 487-501, 2004.
- Pissarra, T. C. T. Et Al. Morfometria De Microbacias Do Córrego Rico, Afuente Do Rio Mogi-Guaçu, Estado De São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, V. 34, N. 2, P. P.669-676, 2010.
- Rodrigues, W. A.; Starzynski, R. Análise Morfométrica Da Microbacia Hidrográfica Do Córrego De Água Limpa. In: WORKSHOP EM MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS, 2003, Botucatu. **Anais...** Botucatu: FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS - UNESP, 2003. P.144-163.
- Santos, R. C. P. E. **Avaliação De Métodos Baseados Em Sistemas Fuzzy Para Mineração De Dados Georreferenciados**. 2006. 87p. (Mestrado). Engenharia Civil, Universidade Federal Do Rio De Janeiro, Rio De Janeiro.
- Singh, V. K.; Tiwari, N.; Garg, S. Document Clustering Using K-Means, Heuristic K-Means And Fuzzy C-Means In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPUTATIONAL INTELLIGENCE AND COMMUNICATION SYSTEMS, 2011, Bali. **Anais...** Bali: IEEE, 2011. P.297-301.
- Souza, C. R. D. G. Suscetibilidade Morfométrica De Bacias De Drenagem Ao Desenvolvimento De Inundações Em Áreas Costeiras. **Revista Brasileira De Geomorfologia**, V. 6, N. 1, P. 45-61, 2005.
- Strahler, A. N. Hypsometric (Area-Altitude) Analysis Of Erosional Topography. **Geological Society Of America Bulletin**, V. 63, N. 11, P. 1117-1141, 1952.
- Strahler, A. N. Dimensional Analysis Applied To Fluvially Dissected Landforms. **Geological Society Of America Bulletin**, V. 69, N. 2, P. 279-300, 1958.
- Teodoro, V. L. I. Et Al. O Conceito De Bacia Hidrográfica E A Importância Da Caracterização Morfométrica Para O Entendimento Da Dinâmica Ambiental Local. **Revista Uniara**, V. 20, P. 137-156, 2007.
- Veríssimo, M. E. Z.; Novo, E. M. L. M.; Veríssimo, C. U. V. Estudo Da Bacia Hidrográfica Do Rio Passaúna-Pr, Através De Parâmetros Morfométricos Da Rede De Drenagem. . **Revista De Geologia**, V. 9, P. 97-109, 1996.
- Villela, S. M.; Mattos, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: Mc Graw Hill, 1975. 245 P.
- Wang, D. Et Al. Morphometric Characterisation Of Landform From Dems. **International Journal Of Geographical Information Science**, V. 24, N. 2, P. 305-326, 2010. Issn 1365-8816.

Xie, X. L.; Beni, G. B. G. A Validity Measure For Fuzzy Clustering. **Ieee Transactions On Pattern Analysis And Machine Intelligence (Pami)**, V. 13, N. 8, P. 841 - 847, 1991.

Zãvoianu, I. **Morphometry Of Drainage Basins. Developments In Water Science**. 2^aed. Elsevier, 1985. 250 P.

APÊNDICE C. Caracterização morfométrica e classificação quanto à suscetibilidade à inundação da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo e de suas sub-bacias.

Tabela 1. Caracterização morfométrica e classificação quanto à suscetibilidade à inundação da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo e de suas sub-bacias considerando duas classes de suscetibilidade (Baixa, Alta)

Área de Estudo	Area (km ²)	A ¹	Perim (km)	P ¹	F (adm)	F ¹	IC (adm)	IC ¹	Kc (adm)	Kc ¹	O (adm)	O ¹	FC (adm)	Fc ¹	Dmcp (m.m ⁻¹)	Dmcp ¹	Dd (km.km ⁻²)	Dd ¹	Dh (km ⁻²)	Dh ¹	DC (km ⁻²)	Dc ¹	Is Talveg (adm)	Is ¹	Total ²	Classe ³	Classificação
SBCT	68,70	1	61,75	2	0,30	2	0,23	2	2,09	2	5	1	0,78	2	0,01265	1	2,93	2	4,15	1	3,16	1	1,54	2	19	2	Alta
SBCG	42,73	1	54,97	1	0,20	1	0,18	1	2,35	1	5	1	0,76	2	0,01253	1	2,67	1	3,82	1	2,74	1	1,50	1	13	1	Baixa
SBCP	22,71	1	34,81	1	0,29	1	0,24	2	2,05	2	4	1	0,74	1	0,01475	1	3,08	2	5,11	2	3,70	2	1,41	1	17	1	Baixa
BHRES	151,49	2	88,52	2	0,39	2	0,24	2	2,01	2	6	2	0,77	2	0,00928	2	2,83	1	4,09	1	3,07	1	1,63	2	21	2	Alta

A: área; P: perímetro; F: fator de forma; IC: índice de circularidade; Kc: coeficiente de compacidade; O: ordem; Fc: frequência de canais de primeira ordem; Dmcp: declividade média do canal principal; Dd: densidade de drenagem; dh: densidade hidrográfica; Dc: densidade de confluência; Is: índice de sinuosidade do canal principal; ¹Classe na qual a área de estudo se enquadra para o referido parâmetro; ²Somatório das classificações dos 12 parâmetros para cada área de estudo; ³Classe na qual se enquadra cada área de estudo.

Tabela 2. Caracterização morfométrica e classificação quanto à suscetibilidade à inundação da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo e de suas sub-bacias considerando três classes de suscetibilidade (Baixa, Média, Alta)

Área de Estudo	Area (km ²)	A ¹	Perim (km)	P ¹	F (adm)	F ¹	IC (adm)	IC ¹	Kc (adm)	Kc ¹	O (adm)	O ¹	FC (adm)	Fc ¹	Dmcp (m.m ⁻¹)	Dmcp ¹	Dd (km.km ⁻²)	Dd ¹	Dh (km ⁻²)	Dh ¹	Dc (km ⁻²)	Dc ¹	Is Talveg (adm)	Is ¹	Total ²	Classe ³	Classificação
SBCT	68,70	2	61,75	2	0,30	2	0,23	3	2,09	3	5	2	0,78	3	0,01265	2	2,93	2	4,15	1	3,16	2	1,54	2	26	2	Média
SBCG	42,73	1	54,97	2	0,20	1	0,18	1	2,35	1	5	2	0,76	2	0,01253	2	2,67	1	3,82	1	2,74	1	1,50	2	17	1	Baixa
SBCP	22,71	1	34,81	1	0,29	2	0,24	3	2,05	3	4	1	0,74	1	0,01475	1	3,08	3	5,11	3	3,70	3	1,41	1	23	2	Média
BHRES	151,49	3	88,52	3	0,39	3	0,24	3	2,01	3	6	3	0,77	3	0,00928	3	2,83	2	4,09	1	3,07	2	1,63	3	32	3	Alta

A: área; P: perímetro; F: fator de forma; IC: índice de circularidade; Kc: coeficiente de compacidade; O: ordem; Fc: frequência de canais de primeira ordem; Dmcp: declividade média do canal principal; Dd: densidade de drenagem; dh: densidade hidrográfica; Dc: densidade de confluência; Is: índice de sinuosidade do canal principal; ¹Classe na qual a área de estudo se enquadra para o referido parâmetro; ²Somatório das classificações dos 12 parâmetros para cada área de estudo; ³Classe na qual se enquadra cada área de estudo.

Tabela 3. Caracterização morfométrica e classificação quanto à suscetibilidade à inundação da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo e de suas sub-bacias considerando cinco classes de suscetibilidade (Muito Baixa, Baixa, Média, Alta, Muito Alta)

Área de Estudo	Area (km ²)	A ¹	Perim (km)	P ¹	F (adm)	F ¹	IC (adm)	IC ¹	Kc (adm)	Kc ¹	O (adm)	O ¹	FC (adm)	Fc ¹	Dmcp (m.m ⁻¹)	Dmcp ¹	Dd (km.km ⁻²)	Dd ¹	Dh (km ⁻²)	Dh ¹	Dc (km ⁻²)	Dc ¹	Is Talveg (adm)	Is ¹	Total ²	Classe ³	Classificação
SBCT	68,70	2	61,75	3	0,30	3	0,23	4	2,09	4	5	3	0,78	5	0,01265	2	2,93	4	4,15	2	3,16	3	1,54	3	38	3	Média
SBCG	42,73	1	54,97	2	0,20	1	0,18	1	2,35	1	5	3	0,76	3	0,01253	3	2,67	1	3,82	1	2,74	1	1,50	3	21	1	Muito Baixa
SBCP	22,71	1	34,81	1	0,29	3	0,24	5	2,05	5	4	1	0,74	1	0,01475	1	3,08	5	5,11	5	3,70	5	1,41	1	34	3	Média
BHRES	151,49	5	88,52	5	0,39	5	0,24	5	2,01	5	6	5	0,77	5	0,00928	5	2,83	2	4,09	2	3,07	2	1,63	5	51	4	Alta

A: área; P: perímetro; F: fator de forma; IC: índice de circularidade; Kc: coeficiente de compacidade; O: ordem; Fc: frequência de canais de primeira ordem; Dmcp: declividade média do canal principal; Dd: densidade de drenagem; dh: densidade hidrográfica; Dc: densidade de confluência; Is: índice de sinuosidade do canal principal; ¹Classe na qual a área de estudo se enquadra para o referido parâmetro; ²Somatório das classificações dos 12 parâmetros para cada área de estudo; ³Classe na qual se enquadra cada área de estudo.

Tabela 4. Classificação quanto à suscetibilidade à inundação da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo e de suas sub-bacias considerando duas, três e cinco classes de suscetibilidade

Área de Estudo	2 Classes	Classificação	3 Classes	Classificação	5 Classes	Classificação
SBCT	2	Alta	2	Média	3	Média
SBCG	1	Baixa	1	Baixa	1	Muito Baixa
SBCP	1	Baixa	2	Média	3	Média
BHRES	2	Alta	3	Alta	4	Alta

APÊNDICE D. Caracterização morfométrica das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.

Tabela 1. Caracterização morfométrica das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo

Código da MicroBacia	A (km ²)	P (km)	F (adm)	IC (adm)	Kc (adm)	O	Fc	Dmcp (m.m ⁻¹)	Dd (km.km ⁻²)	Dh (km ⁻²)	Dc (km ⁻²)	Is Talvege (adm)
01 G E	1,09	6,02	0,48	0,38	1,62	2	0,67	0,08	2,06	2,76	0,92	1,51
02 G E	1,30	6,92	0,37	0,34	1,70	2	0,83	0,07	2,81	4,63	3,09	2,03
03 G D	0,80	5,29	0,38	0,36	1,66	2	0,75	0,08	2,69	5,01	2,50	1,19
04 G E	1,93	7,71	0,50	0,41	1,55	3	0,70	0,09	2,84	5,18	3,11	1,16
05 G D	3,11	14,62	0,17	0,18	2,32	2	0,89	0,04	2,56	2,89	2,25	1,38
06 G E	2,07	7,73	0,53	0,43	1,51	3	0,67	0,06	2,62	4,35	2,42	1,76
07 G D	2,09	8,27	0,46	0,38	1,60	2	0,83	0,06	2,27	2,87	1,92	1,82
08 G E	2,68	9,61	0,43	0,36	1,64	3	0,71	0,06	2,88	5,22	3,36	1,82
09 G D	0,69	4,62	0,45	0,40	1,56	2	0,80	0,10	3,01	7,27	4,36	1,20
10 G E	0,39	3,04	0,61	0,53	1,36	2	0,67	0,12	2,79	7,66	2,55	1,40
11 G D	0,76	4,73	0,40	0,43	1,52	2	0,83	0,08	3,61	7,87	5,25	1,29
12 G D	1,27	6,80	0,45	0,35	1,69	3	0,63	0,06	3,30	6,30	3,15	1,38
13 G E	3,51	11,29	0,47	0,35	1,69	4	0,67	0,06	3,27	6,83	3,99	1,33
14 G E	0,69	4,96	0,44	0,35	1,68	2	0,67	0,09	2,72	4,37	1,46	1,10
15 G D	1,04	5,50	0,50	0,43	1,51	2	0,75	0,07	3,09	3,85	1,93	1,69
16 G E	1,42	8,99	0,21	0,22	2,11	2	0,80	0,05	2,74	3,52	2,11	1,42
17 G D	0,73	5,02	0,39	0,36	1,65	2	0,75	0,08	2,94	5,50	2,75	1,40
18 G D	0,61	3,82	0,44	0,52	1,37	2	0,67	0,10	2,25	4,93	1,64	1,40
19 G E	2,66	10,97	0,26	0,28	1,88	3	0,70	0,03	2,22	3,76	2,26	1,18
01 T D	1,95	7,64	0,41	0,42	1,53	3	0,73	0,07	3,01	5,64	3,08	1,63
02 T D	0,54	3,97	0,50	0,43	1,51	2	0,67	0,08	2,37	5,55	1,85	1,16
03 T E	2,44	10,18	0,25	0,30	1,83	3	0,75	0,05	2,75	4,93	3,28	1,17
04 T D	8,65	19,58	0,40	0,28	1,86	4	0,74	0,02	2,96	4,51	3,24	1,57
05 T D	3,44	11,99	0,39	0,30	1,81	3	0,76	0,04	2,86	4,94	3,49	1,25
06 T E	0,37	3,57	0,39	0,36	1,64	2	0,67	0,10	2,90	8,11	2,70	1,24
07 T D	2,25	10,81	0,20	0,24	2,02	2	0,89	0,04	2,81	3,99	3,11	1,12
08 T D	1,61	7,49	0,34	0,36	1,65	3	0,63	0,06	2,90	4,97	2,49	1,34
09 T E	5,52	15,82	0,28	0,28	1,89	3	0,78	0,03	3,02	4,17	3,08	1,14
10 T D	0,47	3,86	0,30	0,40	1,58	2	0,67	0,10	3,35	6,37	2,12	1,33
11 T D	10,68	20,11	0,50	0,33	1,72	4	0,76	0,03	2,92	4,31	3,09	1,38
12 T E	0,48	3,97	0,42	0,38	1,61	2	0,67	0,09	3,18	6,31	2,10	1,38
13 T E	1,02	6,43	0,40	0,31	1,78	2	0,67	0,05	2,61	2,93	0,98	1,67
14 T E	0,51	4,45	0,31	0,33	1,74	2	0,75	0,09	3,70	7,78	3,89	1,15
15 T D	3,44	10,40	0,47	0,40	1,57	3	0,78	0,04	3,25	5,24	3,78	1,44
16 T E	0,53	4,26	0,38	0,36	1,64	2	0,75	0,07	4,05	7,60	3,80	1,31

Continuação Tabela 1. Caracterização morfométrica das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo

Código da MicroBacia	A (km ²)	P (km)	F (adm)	IC (adm)	Kc (adm)	O	Fc	Dmcp (m.m ⁻¹)	Dd (km.km ⁻²)	Dh (km ⁻²)	Dc (km ⁻²)	Is Talvege (adm)
17 T D	0,55	4,18	0,50	0,39	1,58	2	0,67	0,08	2,87	5,49	1,83	1,37
18 T D	0,41	3,75	0,32	0,36	1,65	2	0,75	0,08	3,87	9,83	4,91	1,77
01 ES D	0,71	4,70	0,40	0,40	1,56	2	0,83	0,09	4,05	8,44	5,63	1,32
02 ES E	0,50	4,02	0,40	0,39	1,59	2	0,80	0,10	4,30	9,94	5,96	1,54
03 ES E	0,43	3,59	0,53	0,42	1,53	2	0,67	0,11	3,07	6,91	2,30	1,31
04 ES D	2,99	11,62	0,30	0,28	1,88	3	0,73	0,04	2,46	3,68	2,34	1,33
05 ES D	0,55	4,70	0,36	0,31	1,77	2	0,67	0,09	2,80	5,44	1,81	1,17
06 ES E	1,12	5,77	0,42	0,42	1,52	2	0,75	0,07	2,60	3,56	1,78	1,22
07 ES E	0,69	4,79	0,31	0,38	1,61	2	0,75	0,06	3,16	5,79	2,90	1,29
01 P D	0,32	2,98	0,51	0,46	1,46	2	0,67	0,08	3,71	9,24	3,08	1,53
02 P E	0,40	3,69	0,30	0,37	1,63	2	0,67	0,14	3,90	7,46	2,49	1,14
03 P E	0,60	4,76	0,31	0,33	1,72	2	0,75	0,13	3,28	6,67	3,33	1,50
04 P D	2,98	10,23	0,40	0,36	1,66	3	0,73	0,06	3,08	5,04	3,36	1,27
05 P D	0,74	5,10	0,37	0,36	1,66	2	0,80	0,10	3,82	6,73	4,04	1,32
06 P E	0,43	4,10	0,39	0,32	1,76	2	0,67	0,13	3,09	7,02	2,34	1,29
07 P E	1,72	7,66	0,41	0,37	1,63	3	0,64	0,05	2,79	6,39	3,48	1,45
08 P D	0,50	3,76	0,42	0,44	1,49	2	0,67	0,06	2,29	6,03	2,01	1,20
09 P E	0,14	2,55	0,19	0,27	1,90	2	0,67	0,16	8,31	21,25	7,08	1,25
10 P D	1,90	9,53	0,44	0,26	1,94	3	0,73	0,04	3,06	5,79	3,68	1,89
11 P E	0,85	5,24	0,42	0,39	1,59	2	0,80	0,10	3,43	5,90	3,54	1,28
12 P E	1,22	8,46	0,29	0,21	2,14	2	0,83	0,06	3,33	4,91	3,27	1,54
13 P D	1,46	7,46	0,31	0,33	1,73	3	0,70	0,05	3,24	6,84	4,10	1,54
14 P D	1,81	8,22	0,41	0,34	1,71	3	0,73	0,04	3,34	6,08	3,87	1,57
15 P E	0,34	3,10	0,49	0,44	1,50	2	0,67	0,13	2,87	8,93	2,98	1,33
01 JUS D	0,59	4,85	0,41	0,32	1,77	2	0,67	0,10	2,40	5,09	1,70	1,23
02 JUS E	0,72	5,47	0,25	0,30	1,81	2	0,75	0,05	3,26	5,59	2,79	1,15
03 JUS E	0,65	4,97	0,25	0,33	1,73	2	0,67	0,05	3,05	4,63	1,54	1,22
04 JUS E	6,38	16,27	0,39	0,30	1,80	3	0,81	0,03	2,68	4,07	3,13	1,73
05 JUS D	0,87	5,20	0,38	0,41	1,56	2	0,80	0,11	2,55	5,72	3,43	1,15
06 JUS E	2,02	8,33	0,33	0,37	1,64	2	0,86	0,05	2,49	3,47	2,48	1,42

A: área; P: perímetro; F: fator de forma; IC: índice de circularidade; Kc: coeficiente de compacidade; O: ordem; Fc: frequência de canais de primeira ordem; Dmcp: declividade média do canal principal; Dd: densidade de drenagem; Dh: densidade hidrográfica; Dc: densidade de confluência; Is: índice de sinuosidade do canal principal.

APÊNDICE E. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação e agrupamento por semelhança morfométrica das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo.

Tabela 1. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando duas classes de suscetibilidade (Baixa, Alta).

Código Microbacia	P	A	F	IC	Kc	O	Fc	Dmcp	Dd	Dh	Dc	Is	Total	Classe	Classificação
01 GE	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
02 GE	1	1	1	1	2	1	2	2	1	1	1	2	16	1	Baixa
03 GD	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
04 GE	1	1	2	2	2	2	1	2	1	1	1	1	17	1	Baixa
05 GD	2	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
06 GE	1	1	2	2	2	2	1	2	1	1	1	2	18	2	Alta
07 GD	1	1	2	2	2	1	2	2	1	1	1	2	18	2	Alta
08 GE	1	1	2	2	2	2	1	2	1	1	1	2	18	2	Alta
09 GD	1	1	2	2	2	1	2	1	1	1	2	1	17	1	Baixa
10 GE	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
11 GD	1	1	2	2	2	1	2	2	1	1	2	1	18	2	Alta
12 GD	1	1	2	1	2	2	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
13 GE	1	1	2	1	2	2	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
14 GE	1	1	2	1	2	1	1	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
15 GD	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	2	17	1	Baixa
16 GE	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	14	1	Baixa
17 GD	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
18 GD	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
19 GE	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	14	1	Baixa
01 TD	1	1	2	2	2	2	1	2	1	1	1	2	18	2	Alta
02 TD	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
03 TE	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
04 TD	2	2	2	1	1	2	1	2	1	1	1	2	18	2	Alta
05 TD	2	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	17	1	Baixa
06 TE	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
07 TD	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	14	1	Baixa
08 TD	1	1	1	2	2	2	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
09 TE	2	2	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	17	1	Baixa
10 TD	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	14	1	Baixa
11 TD	2	2	2	1	2	2	2	2	1	1	1	1	19	2	Alta
12 TE	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
13 TE	1	1	2	1	2	1	1	2	1	1	1	2	16	1	Baixa
14 TE	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	14	1	Baixa

Continuação Tabela 1. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando duas classes de suscetibilidade (Baixa, Alta)

Código MicroBacia	P	A	F	IC	Kc	O	Fc	Dmcp	Dd	Dh	Dc	Is	Total	Classe	Classificação
15 T D	1	1	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	18	2	Alta
16 T E	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
17 T D	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
18 T D	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	2	2	17	1	Baixa
01 E S D	1	1	2	2	2	1	2	2	1	1	2	1	18	2	Alta
02 E S E	1	1	2	2	2	1	2	1	1	1	2	1	17	1	Baixa
03 E S E	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
04 E S D	2	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
05 E S D	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	14	1	Baixa
06 E S E	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
07 E S E	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	15	1	Baixa
01 P D	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
02 P E	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	14	1	Baixa
03 P E	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	13	1	Baixa
04 P D	1	1	2	1	2	2	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
05 P D	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1	2	1	16	1	Baixa
06 P E	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	13	1	Baixa
07 P E	1	1	2	2	2	2	1	2	1	1	1	1	17	1	Baixa
08 P D	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	16	1	Baixa
09 P E	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	15	1	Baixa
10 P D	1	1	2	1	1	2	1	2	1	1	1	2	16	1	Baixa
11 P E	1	1	2	2	2	1	2	1	1	1	1	1	16	1	Baixa
12 P E	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	14	1	Baixa
13 P D	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1	2	1	16	1	Baixa
14 P D	1	1	2	1	2	2	1	2	1	1	1	2	17	1	Baixa
15 P E	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
01 J U S D	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	14	1	Baixa
02 J U S E	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	14	1	Baixa
03 J U S E	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	14	1	Baixa
04 J U S E	2	2	2	1	2	2	2	2	1	1	1	2	20	2	Alta
05 J U S D	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
06 J U S E	1	1	1	2	2	1	2	2	1	1	1	1	16	1	Baixa

A: área; P: perímetro; F: fator de forma; IC: índice de circularidade; Kc: coeficiente de compacidade; O: ordem; Fc: frequência de canais de primeira ordem; Dmcp: declividade média do canal principal; Dd: densidade de drenagem; dh: densidade hidrográfica; Dc: densidade de confluência; Is: índice de sinuosidade do canal principal.

Tabela 2. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando três classes de suscetibilidade (Baixa, Média, Alta)

Código Microbacia	P	A	F	IC	Kc	O	Fc	Dmcp	Dd	Dh	Dc	Is	Total	Classe	Classificação
01 GE	2	1	3	2	2	1	1	2	1	1	1	2	19	1	Baixa
02 GE	2	2	2	2	2	1	3	2	2	1	2	3	24	2	Média
03 GD	1	1	2	2	2	1	2	2	1	1	2	1	18	1	Baixa
04 GE	2	2	3	3	3	2	1	2	2	2	2	1	25	2	Média
05 GD	3	3	1	1	1	1	3	3	1	1	1	2	21	2	Média
06 GE	2	2	3	3	3	2	1	2	1	1	2	3	25	2	Média
07 GD	2	2	3	2	2	1	3	3	1	1	1	3	24	2	Média
08 GE	3	3	3	2	2	2	2	3	2	2	2	3	29	3	Alta
09 GD	1	1	3	3	3	1	3	2	2	2	3	1	25	2	Média
10 GE	1	1	3	3	3	1	1	1	1	3	2	2	22	2	Média
11 GD	1	1	2	3	3	1	3	2	3	3	3	1	26	2	Média
12 GD	2	2	3	2	2	2	1	2	2	2	2	2	24	2	Média
13 GE	3	3	3	2	2	3	1	2	2	2	3	2	28	3	Alta
14 GE	1	1	3	2	2	1	1	2	1	1	1	1	17	1	Baixa
15 GD	1	1	3	3	3	1	2	2	2	1	1	3	23	2	Média
16 GE	3	2	1	1	1	1	3	3	1	1	1	2	20	2	Média
17 GD	1	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	21	2	Média
18 GD	1	1	3	3	3	1	1	1	1	1	1	2	19	1	Baixa
19 GE	3	3	1	1	1	2	1	3	1	1	1	1	19	1	Baixa
01 TD	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	3	27	2	Média
02 TD	1	1	3	3	3	1	1	2	1	2	1	1	20	2	Média
03 TE	3	3	1	1	1	2	2	3	1	1	2	1	21	2	Média
04 TD	3	3	2	1	1	3	2	3	2	1	2	3	26	2	Média
05 TD	3	3	2	1	1	2	2	3	2	1	2	1	23	2	Média
06 TE	1	1	2	2	2	1	1	2	2	3	2	1	20	2	Média
07 TD	3	2	1	1	1	1	3	3	2	1	2	1	21	2	Média
08 TD	2	2	2	2	2	2	1	3	2	1	2	2	23	2	Média
09 TE	3	3	1	1	1	2	3	3	2	1	2	1	23	2	Média
10 TD	1	1	1	3	3	1	1	1	2	2	1	2	19	1	Baixa
11 TD	3	3	3	2	2	3	2	3	2	1	2	2	28	3	Alta
12 TE	1	1	2	2	2	1	1	2	2	2	1	2	19	1	Baixa
13 TE	2	1	2	1	2	1	1	3	1	1	1	3	19	1	Baixa
14 TE	1	1	2	2	2	1	2	2	3	3	3	1	23	2	Média
15 TD	3	3	3	3	3	2	2	3	2	2	2	2	30	3	Alta
16 TE	1	1	2	2	2	1	2	2	3	3	2	1	22	2	Média

Continuação Tabela 2. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando três classes de suscetibilidade (Baixa, Média, Alta)

Código MicroBacia	P	A	F	IC	Kc	O	Fc	Dmcp	Dd	Dh	Dc	Is	Total	Classe	Classificação
17 T D	1	1	3	3	2	1	1	2	2	2	1	2	21	2	Média
18 T D	1	1	2	2	2	1	2	2	3	3	3	3	25	2	Média
01 ES D	1	1	2	3	3	1	3	2	3	3	3	1	26	2	Média
02 ES E	1	1	2	3	2	1	3	1	3	3	3	2	25	2	Média
03 ES E	1	1	3	3	3	1	1	1	2	2	1	1	20	2	Média
04 ES D	3	3	1	1	1	2	2	3	1	1	1	2	21	2	Média
05 ES D	1	1	2	1	2	1	1	2	1	2	1	1	16	1	Baixa
06 ES E	2	1	2	3	3	1	2	2	1	1	1	1	20	2	Média
07 ES E	1	1	1	2	2	1	2	2	2	2	2	1	19	1	Baixa
01 P D	1	1	3	3	3	1	1	2	3	3	2	2	25	2	Média
02 P E	1	1	1	2	2	1	1	1	3	2	2	1	18	1	Baixa
03 P E	1	1	1	2	2	1	2	1	2	2	2	2	19	1	Baixa
04 P D	3	3	2	2	2	2	2	2	2	1	2	1	24	2	Média
05 P D	1	1	2	2	2	1	3	1	3	2	3	1	22	2	Média
06 P E	1	1	2	2	2	1	1	1	2	2	1	1	17	1	Baixa
07 P E	2	2	2	2	2	2	1	3	1	2	2	2	23	2	Média
08 P D	1	1	3	3	3	1	1	2	1	2	1	1	20	2	Média
09 P E	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	3	1	18	1	Baixa
10 P D	3	2	3	1	1	2	2	3	2	2	2	3	26	2	Média
11 P E	1	1	3	3	2	1	3	1	2	2	2	1	22	2	Média
12 P E	2	1	1	1	1	1	3	2	2	1	2	2	19	1	Baixa
13 P D	2	2	1	2	2	2	1	3	2	2	3	2	24	2	Média
14 P D	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	3	3	27	2	Média
15 P E	1	1	3	3	3	1	1	1	2	3	2	1	22	2	Média
01 JUS D	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	15	1	Baixa
02 JUS E	1	1	1	1	1	1	2	3	2	2	2	1	18	1	Baixa
03 JUS E	1	1	1	2	2	1	1	3	2	1	1	1	17	1	Baixa
04 JUS E	3	3	2	1	1	2	3	3	1	1	2	3	25	2	Média
05 JUS D	1	1	2	3	3	1	3	1	1	2	2	1	21	2	Média
06 JUS E	2	2	2	2	2	1	3	3	1	1	2	2	23	2	Média

A: área; P: perímetro; F: fator de forma; IC: índice de circularidade; Kc: coeficiente de compacidade; O: ordem; Fc: frequência de canais de primeira ordem; Dmcp: declividade média do canal principal; Dd: densidade de drenagem; dh: densidade hidrográfica; Dc: densidade de confluência; Is: índice de sinuosidade do canal principal.

Tabela 3. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando cinco classes de suscetibilidade (Muito Baixa, Baixa, Média, Alta, Muito Alta)

Código MicroBacia	P	A	F	IC	Kc	O	Fc	Dmcp	Dd	Dh	Dc	Is	Total	Classe	Classificação
01 GE	2	2	5	4	4	1	1	3	1	1	1	4	29	2	Baixa
02 GE	2	2	3	3	3	1	5	3	2	2	3	5	34	3	Média
03 GD	1	2	3	4	3	1	3	3	2	2	2	1	27	2	Baixa
04 GE	3	3	5	5	4	3	2	3	2	2	3	1	36	3	Média
05 GD	5	5	1	1	1	1	5	5	2	1	2	3	32	3	Média
06 GE	3	3	5	5	4	3	1	4	2	2	2	5	39	3	Média
07 GD	3	3	4	4	4	1	5	4	1	1	2	5	37	3	Média
08 GE	4	3	4	4	3	3	2	4	2	2	3	5	39	3	Média
09 GD	1	1	4	5	4	1	4	2	3	4	4	1	34	3	Média
10 GE	1	1	5	5	5	1	1	1	2	4	2	3	31	2	Baixa
11 GD	1	1	3	5	4	1	5	3	4	4	5	2	38	3	Média
12 GD	2	2	4	3	3	3	1	4	3	3	3	3	34	3	Média
13 GE	5	4	4	3	3	5	1	4	3	3	4	2	41	4	Alta
14 GE	1	1	4	4	3	1	1	3	2	2	1	1	24	2	Baixa
15 GD	2	2	5	5	4	1	3	4	3	1	2	5	37	3	Média
16 GE	2	3	1	1	1	1	4	4	2	1	2	3	25	2	Baixa
17 GD	1	2	3	4	3	1	3	3	2	2	3	3	30	2	Baixa
18 GD	1	1	4	5	5	1	1	2	1	2	1	3	27	2	Baixa
19 GE	4	4	1	2	2	3	2	5	1	1	2	1	28	2	Baixa
01 TD	3	3	4	5	4	3	3	3	3	3	3	4	41	4	Alta
02 TD	1	1	5	5	4	1	1	3	1	2	2	1	27	2	Baixa
03 TE	4	4	1	3	2	3	3	4	2	2	3	1	32	3	Média
04 TD	5	5	3	2	2	5	3	5	3	2	3	4	42	4	Alta
05 TD	5	4	3	3	2	3	4	5	2	2	3	2	38	3	Média
06 TE	1	1	3	4	3	1	1	2	2	4	3	2	27	2	Baixa
07 TD	4	4	1	2	1	1	5	5	2	1	3	1	30	2	Baixa
08 TD	3	3	3	4	3	3	1	4	2	2	2	2	32	3	Média
09 TE	5	5	2	2	1	3	4	5	3	1	3	1	35	3	Média
10 TD	1	1	2	4	4	1	1	2	3	3	2	2	26	2	Baixa
11 TD	5	5	5	3	3	5	3	5	2	2	3	3	44	4	Alta
12 TE	1	1	4	4	4	1	1	2	3	3	2	3	29	2	Baixa
13 TE	2	2	3	3	2	1	1	4	2	1	1	5	27	2	Baixa
14 TE	1	1	2	3	3	1	3	3	4	4	4	1	30	2	Baixa
15 TD	5	4	5	4	4	3	4	5	3	2	4	3	46	4	Alta

Continuação Tabela 3. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando cinco classes de suscetibilidade (Muito Baixa, Baixa, Média, Alta, Muito Alta)

Código Microbacia	P	A	F	IC	Kc	O	Fc	Dmcp	Dd	Dh	Dc	Is	Total	Classe	Classificação
16 TE	1	1	3	4	3	1	3	3	5	4	4	2	34	3	Média
17 TD	1	1	5	4	4	1	1	3	2	2	2	3	29	2	Baixa
18 TD	1	1	2	4	3	1	3	3	5	5	5	5	38	3	Média
01 ES D	1	1	3	5	4	1	5	2	5	4	5	2	38	3	Média
02 ES E	1	1	3	4	4	1	4	2	5	5	5	4	39	3	Média
03 ES E	1	1	5	5	4	1	1	1	3	3	2	2	29	2	Baixa
04 ES D	5	4	2	2	2	3	3	5	1	1	2	2	32	3	Média
05 ES D	1	1	3	3	2	1	1	3	2	2	2	1	22	2	Baixa
06 ES E	2	2	4	5	4	1	3	3	2	1	1	1	29	2	Baixa
07 ES E	1	1	2	4	4	1	3	4	3	3	3	2	31	2	Baixa
01 PD	1	1	5	5	5	1	1	3	4	5	3	4	38	3	Média
02 PE	1	1	2	4	3	1	1	1	5	4	2	1	26	2	Baixa
03 PE	1	1	2	3	3	1	3	1	3	3	3	3	27	2	Baixa
04 PD	5	4	4	4	3	3	3	4	3	2	3	2	40	3	Média
05 PD	1	2	3	4	3	1	4	2	4	3	4	2	33	3	Média
06 PE	1	1	3	3	2	1	1	1	3	3	2	2	23	2	Baixa
07 PE	3	3	4	4	3	3	1	4	2	3	3	3	36	3	Média
08 PD	1	1	4	5	4	1	1	4	1	3	2	1	28	2	Baixa
09 PE	1	1	1	2	1	1	1	1	5	5	5	2	26	2	Baixa
10 PD	3	3	4	2	1	3	3	5	3	3	4	5	39	3	Média
11 PE	2	2	4	4	4	1	4	2	4	3	4	2	36	3	Média
12 PE	2	3	2	1	1	1	5	4	3	2	3	4	31	2	Baixa
13 PD	2	3	2	3	3	3	2	4	3	3	4	4	36	3	Média
14 PD	3	3	4	3	3	3	3	5	3	3	4	4	41	4	Alta
15 PE	1	1	5	5	4	1	1	1	2	5	3	2	31	2	Baixa
01 JUS D	1	1	4	3	2	1	1	2	1	2	1	1	20	1	Muito baixa
02 JUS E	1	2	1	3	2	1	3	4	3	2	3	1	26	2	Baixa
03 JUS E	1	2	1	3	3	1	1	4	3	2	1	1	23	2	Baixa
04 JUS E	5	5	3	3	2	3	4	5	2	1	3	5	41	4	Alta
05 JUS D	2	2	3	5	4	1	4	1	2	3	3	1	31	2	Baixa
06 JUS E	3	3	2	4	3	1	5	4	1	1	2	3	32	3	Média

A: área; P: perímetro; F: fator de forma; IC: índice de circularidade; Kc: coeficiente de compacidade; O: ordem; Fc: frequência de canais de primeira ordem; Dmcp: declividade média do canal principal; Dd: densidade de drenagem; dh: densidade hidrográfica; Dc: densidade de confluência; Is: índice de sinuosidade do canal principal.

Tabela 4. Tabela de pertinência da análise de agrupamento utilizando a metodologia *Fuzzy C-means*.

Código Microbacia	Grupo	Pertinência ao Grupo 1	Pertinência ao Grupo 2
01 G E	1	0,020084	0,979916
02 G E	2	0,576214	0,423786
03 G D	1	0,000231	0,999769
04 G E	1	0,009659	0,990341
05 G D	2	0,985356	0,014644
06 G E	1	0,136667	0,863333
07 G D	1	0,477945	0,522055
08 G E	2	0,893713	0,106287
09 G D	1	0,00061	0,99939
10 G E	1	0,002739	0,997261
11 G D	1	0,009656	0,990344
12 G D	1	0,070068	0,929932
13 G E	2	0,928423	0,071577
14 G E	1	0,001818	0,998182
15 G D	1	0,006129	0,993871
16 G E	2	0,985709	0,014291
17 G D	1	6,71E-06	0,999993
18 G D	1	0,001843	0,998157
19 G E	2	0,998506	0,001494
01 T D	1	0,070792	0,929208
02 T D	1	0,000426	0,999574
03 T E	2	0,999422	0,000578
04 T D	2	0,995076	0,004924
05 T D	2	0,999993	7,18E-06
06 T E	1	1,11E-05	0,999989
07 T D	2	0,985328	0,014672
08 T D	1	0,234738	0,765262
09 T E	2	0,999665	0,000335
10 T D	1	6,27E-05	0,999937
11 T D	2	0,976842	0,023158
12 T E	1	1,63E-06	0,999998
13 T E	1	0,406928	0,593072
14 T E	1	0,005344	0,994656
15 T D	2	0,91517	0,08483
16 T E	1	0,000526	0,999474
17 T D	1	8,14E-05	0,999919
18 T D	1	0,03801	0,96199
01 E S D	1	0,018563	0,981437

Continuação Tabela 4. Tabela de pertinência da análise de agrupamento utilizando a metodologia *Fuzzy C-means*.

Código Microbacia	Grupo	Pertinência ao Grupo 1	Pertinência ao Grupo 2
02 ES E	1	0,026138	0,973862
03 ES E	1	6,17E-05	0,999938
04 ES D	2	0,999972	2,81E-05
05 ES D	1	0,004899	0,995101
06 ES E	1	0,001627	0,998373
07 ES E	1	0,000651	0,999349
01 P D	1	0,000505	0,999495
02 P E	1	0,001233	0,998767
03 P E	1	0,003202	0,996798
04 P D	2	0,974128	0,025872
05 P D	1	0,001588	0,998412
06 P E	1	0,000729	0,999271
07 P E	1	0,220842	0,779158
08 P D	1	0,000564	0,999436
09 P E	1	0,282249	0,717751
10 P D	2	0,992866	0,007134
11 P E	1	0,000118	0,999882
12 P E	2	0,981725	0,018275
13 P D	2	0,924386	0,075614
14 P D	2	0,972957	0,027043
15 P E	1	0,000171	0,999829
01 JUS D	1	0,003572	0,996428
02 JUS E	1	0,428236	0,571764
03 JUS E	1	0,102511	0,897489
04 JUS E	2	0,999358	0,000642
05 JUS D	1	0,000668	0,999332
06 JUS E	2	0,792716	0,207284

Tabela 5. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando duas, três e cinco classes de suscetibilidade e o agrupamento das microbacias de acordo com suas semelhanças morfométricas utilizando a técnica *K-means* e *Fuzzy C-means*.

Código Microbacia	2 grupos	3 grupos	5 grupos	Grupo (K-means)	Grupo (Fuzzy C-means)
01 G E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
02 G E	Baixa	Média	Média	1	2
03 G D	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
04 G E	Baixa	Média	Média	1	1
05 G D	Baixa	Média	Média	2	2
06 G E	Alta	Média	Média	1	1
07 G D	Alta	Média	Média	2	1
08 G E	Alta	Alta	Média	2	2
09 G D	Baixa	Média	Média	1	1
10 G E	Baixa	Média	Baixa	1	1
11 G D	Alta	Média	Média	1	1
12 G D	Baixa	Média	Média	1	1
13 G E	Alta	Alta	Alta	2	2
14 G E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
15 G D	Baixa	Média	Média	1	1
16 G E	Baixa	Média	Baixa	2	2
17 G D	Baixa	Média	Baixa	1	1
18 G D	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
19 G E	Baixa	Baixa	Baixa	2	2
01 T D	Alta	Média	Alta	1	1
02 T D	Baixa	Média	Baixa	1	1
03 T E	Alta	Média	Média	2	2
04 T D	Alta	Média	Alta	2	2
05 T D	Alta	Média	Média	2	2
06 T E	Baixa	Média	Baixa	1	1
07 T D	Alta	Média	Baixa	2	2
08 T D	Baixa	Média	Média	1	1
09 T E	Alta	Média	Média	2	2
10 T D	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
11 T D	Alta	Alta	Alta	2	2
12 T E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
13 T E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
14 T E	Baixa	Média	Baixa	1	1
15 T D	Alta	Alta	Alta	2	2
16 T E	Alta	Média	Média	1	1
17 T D	Baixa	Média	Baixa	1	1

Continuação Tabela 5. Classificação quanto à suscetibilidade morfométrica à inundação das microbacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo considerando duas, três e cinco classes de suscetibilidade e o agrupamento das microbacias de acordo com suas semelhanças morfométricas utilizando a técnica *K-means* e *Fuzzy C-means*.

Código Microbacia	2 grupos	3 grupos	5 grupos	Grupo (K-means)	Grupo (Fuzzy C-means)
18 T D	Alta	Média	Média	1	1
01 ES D	Alta	Média	Média	1	1
02 ES E	Alta	Média	Média	1	1
03 ES E	Baixa	Média	Baixa	1	1
04 ES D	Baixa	Média	Média	2	2
05 ES D	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
06 ES E	Baixa	Média	Baixa	1	1
07 ES E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
01 P D	Alta	Média	Média	1	1
02 P E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
03 P E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
04 P D	Alta	Média	Média	2	2
05 P D	Baixa	Média	Média	1	1
06 P E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
07 P E	Alta	Média	Média	1	1
08 P D	Baixa	Média	Baixa	1	1
09 P E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
10 P D	Alta	Média	Média	2	2
11 P E	Baixa	Média	Média	1	1
12 P E	Alta	Baixa	Baixa	1	2
13 P D	Alta	Média	Média	1	2
14 P D	Alta	Média	Alta	1	2
15 P E	Baixa	Média	Baixa	1	1
01 JUS D	Baixa	Baixa	Muito baixa	1	1
02 JUS E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
03 JUS E	Baixa	Baixa	Baixa	1	1
04 JUS E	Alta	Média	Alta	2	2
05 JUS D	Baixa	Média	Baixa	1	1
06 JUS E	Baixa	Média	Média	2	2

APÊNDICE F. Características do modelo hidrodinâmico River 2D

O modelo hidrodinâmico River 2D assume algumas premissas básicas (STEFFLER; BLACKBURN, 2002):

- A distribuição da pressão em relação à vertical é hidrostática. O que, geralmente, limita a precisão em áreas de encostas íngremes e rápidas mudanças na declividade do leito. De maneira geral, leitos com largura inferior a 10 vezes a profundidade e com declividade no sentido do fluxo acima de 10% não são modelados com precisão.
- A distribuição das velocidades horizontais ao longo da profundidade é considerada constante. Uma distribuição de velocidades pode ser utilizada na interpretação da velocidade média associada a uma determinada profundidade, mas para o modelo, a velocidade é tratada como constante pelos cálculos internos. E ainda, informações sobre fluxos secundários e circulações não estão disponíveis.
- O modelo considera as forças de Coriolis e do vento como insignificantes. Contudo, para grandes corpos d'água, principalmente para grandes lagos e estuários, estas forças podem ser significativas.

Modelo de resistência do leito

O modelo considera que o termo relativo ao atrito associado à inclinação do leito depende das tensões de cisalhamento no leito que são assumidas como relacionadas à magnitude e direção da velocidade média (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). A Equação 1 apresenta a equação para o cálculo do coeficiente de atrito devido à declividade na direção x.

$$S_{fx} = \frac{\tau_{bx}}{\rho H g} = \frac{\sqrt{U^2 + V^2}}{g H C_s^2} U \quad \text{Equação 1}$$

Onde τ_{bx} é a tensão de cisalhamento no leito na direção x e C_s é o coeficiente de Chezy, não-dimensional. Este coeficiente está relacionado à altura da rugosidade efetiva, k_s e a profundidade do fluxo, como pode ser observado na Equação 2.

$$C_s = 5,75 \log \left(12 \frac{H}{K_s} \right) \quad \text{Equação 2}$$

Para uma determinada profundidade de fluxo, H, o número de Manning (n) e k_s estão relacionados pelas Equações 3 e 4.

$$K_S = \frac{12H}{e^m} \quad \text{Equação 3}$$

$$m = \frac{H^{\frac{1}{6}}}{2,5 n \sqrt{g}} \quad \text{Equação 4}$$

A altura da rugosidade efetiva foi adotada como parâmetro de resistência, pois tende a manter-se constante ao longo de um leque mais amplo de profundidades do que o número de Manning (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

Para profundidades muito pequenas, com relação $H/K_S < e^2/12$, substitui-se Equação 2 pela Equação 5 que apesar de não ter nenhum fundamento físico, não permite que o coeficiente de Chezy se torne negativo.

$$C_S = 2,5 + \frac{30}{e^2} \left(\frac{H}{K_S} \right) \quad \text{Equação 5}$$

A altura da rugosidade efetiva (em m) é o parâmetro de resistência a ser especificado em cada nó na malha nos arquivos de entrada. Para uma estimativa inicial da resistência devido à rugosidade do material do leito, Steffler e Blackburn, autores do modelo recomendam que se arbitre o valor de k_s de uma a três vezes o maior diâmetro do grão. Contudo, os valores finais devem ser obtidos através da calibração, comparando-se os resultados modelados com as elevações da superfície da água e velocidades medidas (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

Alguns autores atestam que o modelo River2D é sensível à rugosidade, identificando aumento nos valores de profundidade quando aumenta-se a rugosidade (BOAVIDA, 2007; BOAVIDA; PINHEIRO, 2010; GHANEM; STEFFLER; HICKS, 1996; GUEDES, 2013; OLIVEIRA, I. C. *et al.*, 2013). Contudo, Crowder e Diplas (2000) defendem que a calibração de um modelo bidimensional adotando-se valores de rugosidade mais elevados do material do leito, não se traduz em diferenças significativas nos resultados da modelagem, sendo por isso, uma parte do processo a desconsiderar. Boavida e Pinheiro (2010) também ressaltam que as diferenças registradas

considerando-se diferentes rugosidades e discretizações da malha não são significativas para a modelação de habitats no modelo River2D, pois em locais com pouca profundidade, diferenças em torno de 10% são da ordem de 2 cm, valor insignificante considerando-se a superfície livre de escoamento num curso de água natural.

Modelo transversal de cisalhamento

Distribuições de viscosidade turbulenta transversais são importantes para a estabilidade em algumas diferenças finitas e modelos de elementos finitos, e muitas vezes são atribuídos valores exageradamente grandes (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). O modelo hidrodinâmico River2D considera que as tensões de cisalhamento transversal turbulento na profundidade média são modeladas com uma formulação de viscosidade turbulenta tipo Boussinesq, dada pela Equação 6. O conceito de viscosidade turbulenta proposto por Boussinesq em 1877 baseia-se em uma analogia com as tensões viscosas do escoamento laminar, considerando que as tensões turbulentas são proporcionais ao gradiente de velocidades do escoamento principal, onde o coeficiente de proporcionalidade é chamado de viscosidade turbulenta (HINZE, 1959).

$$\tau_{xy} = \nu_t \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) \quad \text{Equação 6}$$

Onde ν_t é o coeficiente de viscosidade turbulenta. O coeficiente de viscosidade turbulenta é assumido como sendo composto por três componentes: uma constante, um termo gerado pelo cisalhamento do leito, e um termo gerado pelo cisalhamento transversal, dado pela Equação 7 (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

$$\nu_t = \varepsilon_1 + \varepsilon_2 \frac{H\sqrt{U^2+V^2}}{C_s} + \varepsilon_3 H^2 \sqrt{2 \frac{\partial U}{\partial x} + \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right)^2 + 2 \frac{\partial V}{\partial y}} \quad \text{Equação 7}$$

Onde ε_1 , ε_2 , e ε_3 são coeficientes definidos pelo usuário. O valor padrão para ε_1 é 0. Este coeficiente pode ser usado para estabilizar a solução para fluxos muito rasos quando o segundo termo da Equação 7 não descreva adequadamente ν_t para o fluxo. Valores razoáveis para ε_1 podem ser calculados através da avaliação do segundo termo da Equação 7, utilizando condições médias de fluxo (vazão e velocidades médias) para o lugar modelado.

O valor padrão para ε_2 é 0,5. Por analogia com os coeficientes de dispersão transversal em rios, os valores de 0,2 a 1,0 são razoáveis. E ainda, como a maior turbulência em rios é gerada pelo cisalhamento do leito, este termo é geralmente o mais importante (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

Em rios mais profundos, ou com fluxos com altos gradientes de velocidade transversal, o cisalhamento transversal pode ser o mecanismo dominante na geração de turbulência. Nestes casos, o terceiro termo, ε_3 , torna-se importante. Contudo, o modelo hidrodinâmico River2D é um modelo 2D horizontal, e o comprimento de mistura é assumido ser proporcional à profundidade de fluxo, adotando-se um valor típico para ε_3 de 0,1, mas este pode ser ajustado por calibração.

Contudo, ao contrário de outros modelos hidrodinâmicos 2D populares que utilizam elementos finitos (RMA2, FESWMS), o River2D não necessita de viscosidade turbulenta artificial para a convergência. Na verdade, o River2D é bastante insensível ao valor da viscosidade turbulenta (VASQUEZ; MILLAR; STEFFLER, 2006).

Tratamento de áreas secas e molhadas

Em um modelo de duas dimensões, a profundidade do fluxo é uma variável dependente, não conhecida previamente, o que implica no desconhecimento da extensão horizontal da cobertura de água. O que gera dificuldades computacionais significativas quando a profundidade é muito pequena ou não há água em toda parte da área modelada (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

O modelo River2D lida com essas ocorrências, alterando as equações de fluxo superficial para equações de fluxo subterrâneo nessas áreas. A profundidade da superfície da água é considerada positiva, acima do solo, e negativa abaixo do solo. Este procedimento permite que os cálculos possam continuar sem alterar ou atualizar as condições de contorno. Além disso, a seleção da área modelada e a especificação das condições de contorno são simplificadas. Especificamente, a equação de conservação de massa de água é substituída pela Equação 8 (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

$$\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{T}{S} \left(\frac{\partial^2}{\partial y^2} (H + Z_b) + \frac{\partial^2}{\partial y^2} (H + Z_b) \right) \quad \text{Equação 8}$$

Onde T é a transmissividade, S é o coeficiente de armazenamento do aquífero artificial e Z_b é a elevação da superfície do solo. A transmissibilidade e o coeficiente de armazenamento do fluxo de

águas subterrâneas podem ser definidos pelo usuário. A transmissibilidade deve ser ajustada para um valor baixo de modo que a descarga real de águas subterrâneas seja insignificante; o padrão é 0,1. Para uma dada área, o coeficiente de armazenamento é uma medida de volume de água que o solo irá liberar por unidade de declividade na camada horizontal da água. O coeficiente de armazenamento padrão é definido como 1 (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

Referências

BOAVIDA, I. **Análise Bidimensional na determinação dos Caudais Ecológicos: Aplicação do Modelo River2D**. Dissertação (Mestrado) - Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2007.

BOAVIDA, I.; PINHEIRO, A. N. Modelo River 2D. Análises de sensibilidade à discretização da malha e à rugosidade. In: 10º CONGRESSO DA ÁGUA - MARCAS D'ÁGUA, 2010. Algarve. *Anais...* Algarve: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2010.

CROWDER, D. W.; DIPLAS, P. Using two-dimensional hydrodynamic models at scales of ecological importance. **Journal of hydrology** v. 230, p. 172–191, 2000.

GHANEM, A.; STEFFLER, P.; HICKS, F. Two dimensional hydraulic simulation of physical habitat conditions in flowing streams. **Regulated Rivers: Research and Management** v. 12, p. 185–200, 1996.

GUEDES, H. A. S. **Modelagem hidrodinâmica do ecossistema aquático visando a determinação do hidrograma ecológico no Rio Formoso - MG**. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

HINZE, J. O. **Turbulence: An Introduction to Its Mechanism and Theory**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1959. 586 p.

OLIVEIRA, I. C. *et al.* Calibração do modelo hidrodinâmico River2D visando à modelagem ecohidrológica do Rio Formoso (MG). In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013. Bento Gonçalves. *Anais...* Bento Gonçalves: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.

STEFFLER, P.; BLACKBURN, J. **River2D. Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat. Introduction to depth averaged modelling and user's manual**. Canada: University of Alberta, 2002. 119 p.

VASQUEZ, J. A.; MILLAR, R. G.; STEFFLER, P. M. Two dimensional morphological simulation in transcritical flow. In: PARKER, G.; GARCIA, M. H. (Orgs.). **River, coastal and estuarine morphodynamics: RCEM 2005**. London, UK: Taylor & Francis Group, 2006. 1 v. p. 253–260.

APÊNDICE G. Sensibilidade do modelo hidrodinâmico River 2D aos parâmetros de entrada que compõe o coeficiente de viscosidade turbulenta: estudo de caso em pequeno curso d'água no município de Juiz de Fora, MG.³

28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

Vívian Gemiliano Pinto¹; Celso Bandeira de Melo Ribeiro²; Demetrius David da Silva³; Ricardo Costa Pinto e Santos¹

¹ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais, Juiz de Fora, MG, Brasil ² Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG, Brasil; ³ Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, Brasil.

RESUMO

O modelo hidrodinâmico River 2D permite a modelagem hidrodinâmica em duas dimensões na horizontal, contexto em que distribuições de viscosidade turbulenta são importantes. Porém, a estabilidade de distribuições de viscosidade turbulenta transversais em soluções numéricas de diferenças finitas e de elementos finitos é, em alguns casos, difícil de ser atingida. O modelo hidrodinâmico River 2D considera que as tensões de cisalhamento transversal turbulento na profundidade média são modeladas com uma formulação de viscosidade turbulenta tipo Boussinesq, que considera que as tensões turbulentas são proporcionais ao gradiente de velocidade do escoamento principal, onde o coeficiente de proporcionalidade é chamado de viscosidade turbulenta. Este é assumido como sendo composto por três componentes: uma constante, um termo gerado pelo cisalhamento do leito e um termo gerado pelo cisalhamento transversal. O River2D permite ao usuário definir os parâmetros ε_1 , ε_2 e ε_3 que compõem o coeficiente de viscosidade turbulenta. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi testar quatro conjuntos de valores para os parâmetros ε_1 , ε_2 e ε_3 em um trecho do Córrego Taquaras, em Juiz de Fora, MG. Os testes realizados indicaram que alterações no parâmetro ε_1 podem refletir diretamente na estabilização do modelo, contudo, ao se determinar ε_1 igual a zero, mesmo alterando-se os coeficientes ε_2 , e ε_3 , o modelo converge para a solução. Já os parâmetros ε_2 e ε_3 não apresentaram sensibilidade nos testes realizados, sugerindo-se que a análise de sensibilidade à viscosidade turbulenta seja associada a

³ Artigo completo aceito no 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental que acontecerá de 04 a 08 de outubro de 2015 no Rio de Janeiro, promovido pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

análise de sensibilidade da rugosidade, a fim de verificar se ao alterar a rugosidade os parâmetros implicam em alterações na estabilização do modelo.

Palavras-chave: coeficiente de proporcionalidade, cisalhamento transversal turbulento, modelagem bidimensional.

Introdução

O modelo hidrodinâmico River 2D é um programa livre, desenvolvido na Universidade de Alberta, Canadá, que permite a modelagem hidrodinâmica de corpos d'água em duas dimensões por meio de uma malha de elementos finitos.

Distribuições de viscosidade turbulenta transversais são importantes para modelagem hidrodinâmica em duas dimensões na horizontal (2DH) e a sua estabilidade, em soluções numéricas de diferenças finitas e de elementos finitos, é em alguns casos, difícil de atingir, sendo atribuídos valores exageradamente grandes para esses parâmetros (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). O modelo hidrodinâmico River 2D considera que as tensões de cisalhamento transversal turbulento na profundidade média são modeladas com uma formulação de viscosidade turbulenta tipo Boussinesq, dada pela Equação 1. O conceito de viscosidade turbulenta proposto por Boussinesq em 1877 baseia-se em uma analogia com as tensões viscosas do escoamento laminar, considerando que as tensões turbulentas são proporcionais ao gradiente de velocidades do escoamento principal, onde o coeficiente de proporcionalidade é chamado de viscosidade turbulenta (HINZE, 1959).

$$\tau_{xy} = \nu_t \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) \quad \text{Equação 1}$$

O coeficiente de viscosidade turbulenta, ν_t , é assumido como sendo composto por três componentes: uma constante, um termo gerado pelo cisalhamento do leito, e um termo gerado pelo cisalhamento transversal, dado pela Equação 2 (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

$$\nu_t = \varepsilon_1 + \varepsilon_2 \frac{H\sqrt{U^2+V^2}}{C_s} + \varepsilon_3^2 H^2 \sqrt{2 \frac{\partial U}{\partial x} + \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right)^2 + 2 \frac{\partial V}{\partial y}} \quad \text{Equação 2}$$

O River2D permite que o usuário defina os parâmetros ε_1 , ε_2 e ε_3 , que compõem o coeficiente de viscosidade turbulenta ν_t . Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi testar quatro conjuntos de valores para os parâmetros ε_1 , ε_2 e ε_3 em um trecho do Córrego Taquaras, em Juiz de Fora, MG.

Material e métodos

A área de estudo está localizada na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo, no Córrego Taquaras, cujas coordenadas são apresentadas na Tabela 1

Tabela 1. Coordenadas Geodésicas e UTM - Datum Planimétrico: SIRGAS2000 das três seções de monitoramento

Seção	Latitude	Longitude	E (m)	N (m)	H (m)
S1	S 21°41'14,3572"	W 43°33'29,7134"	649153,814	7601087,938	714,17
S2	S 21°41'08,6434"	W 43°33'18,8163"	649468,651	7601260,733	713,62
S3	S 21°41'00,2419"	W 43°33'03,4056"	649913,999	7601514,963	712,46

A análise de sensibilidade do modelo aos parâmetros que compõem o coeficiente de viscosidade foi testada para uma vazão de $0,48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, com nível d'água em relação ao nível médio dos mares na seção de entrada de 712,86 m, 711,21 m na seção de saída e coeficientes de transmissividade e armazenamento de 0,1 e 1, respectivamente.

A malha de elementos finitos utilizada possuía 37.715 nós, 73.088 elementos e índice de qualidade igual a 0,42. O coeficiente de rugosidade efetiva K_s entre as seções 1 e 2 foi de 0,15 m, entre a seção 2 e o ponto de coordenadas UTM X igual a 649817,7 m e Y igual a 7601415,8 m (Fuso 23S) foi de 0,30 m e entre este ponto e a seção 3 de 0,50 m. Cabe destacar que a adoção do ponto auxiliar entre a seção 2 e a seção 3 ocorreu devido à existência de uma ponte no local, fazendo com que no trecho a jusante da mesma o córrego se tornasse menos largo e mais fundo, alterando o perímetro molhado e mudando o coeficiente de rugosidade efetiva.

Foram realizados quatro testes com quatro conjuntos de dados: para o teste 1 foi utilizado os valores padrões fornecidos pelo River 2D para os coeficientes ε_1 , ε_2 e ε_3 , 0, 0,5 e 0, respectivamente; para o teste 2, utilizaram-se os valores padrões, porém alterou-se ε_3 para 0,1, valor utilizado em versões anteriores do River 2D; para o teste 3 alterou-se o valor de ε_1 para 0,2, pois tal parâmetro pode ser utilizado para estabilizar a solução em regiões muito rasas (STEFFLER; BLACKBURN, 2002), quando o segundo termo da Equação 2 não for adequado para descrever ν_t para o fluxo; no teste 4 alterou-se apenas o valor de ε_2 para 1, pois segundo Steffler e Blackburn (2002), por analogia com os coeficientes de dispersão transversal em rios, valores para ε_2 entre 0,2 a 1,0 são razoáveis.

Posteriormente, comparou-se as profundidades e velocidades simuladas com aquelas medidas nas três seções e calculou-se o erro médio absoluto (EMA) (CHOU; CHUANG, 2011), por meio da Equação 3.

$$EMA = \frac{100\%}{n} \sum \left| \frac{X_{Sim} - X_{Obs}}{X_{Obs}} \right| \quad \text{Equação 3}$$

Resultados e discussão

A Tabela 2 apresenta as características do processo iterativo para cada uma das quatro condições testadas.

Tabela 2. Características do processo iterativo da modelagem.

Teste	ϵ_1	ϵ_2	ϵ_3	Tempo Presente	Tempo Final	Passo de tempo	Tempo máximo do passo de tempo	Alteração da solução	Vazão de entrada	Vazão de saída	Nº de passos de tempo
Teste 1	0	0,5	0	50.015	50000	100	100	2,48E-04	0,48	0,47893	507
Teste 2	0	0,5	0,1	50.046	50000	100	100	7,28E-04	0,48	0,47882	507
Teste 3	0,2	0,5	0	0,927	50000	2,08E-06	100	7,53-E02	0,48	0,07181	2770
Teste 4	0	1	0	50.055	50000	100	100	5,65E-09	0,48	0,47827	507

Para os quatro testes realizados, apenas no teste 3 não houve convergência entre as vazões de entrada e saída, apesar de um tempo de processamento mais de cinco vezes maior que o dos demais testes. Pelos valores do fluxo de saída e do passo de tempo presente, no Teste 3 pode-se identificar que os valores obtidos ficaram muito distantes da convergência.

A Figura 1 apresenta as profundidades simuladas utilizando-se os parâmetros especificados para o teste 1. Observa-se que se trata de trecho raso, com prevalência de profundidades de até 0,60 m e profundidade máxima igual a 1,47 m.

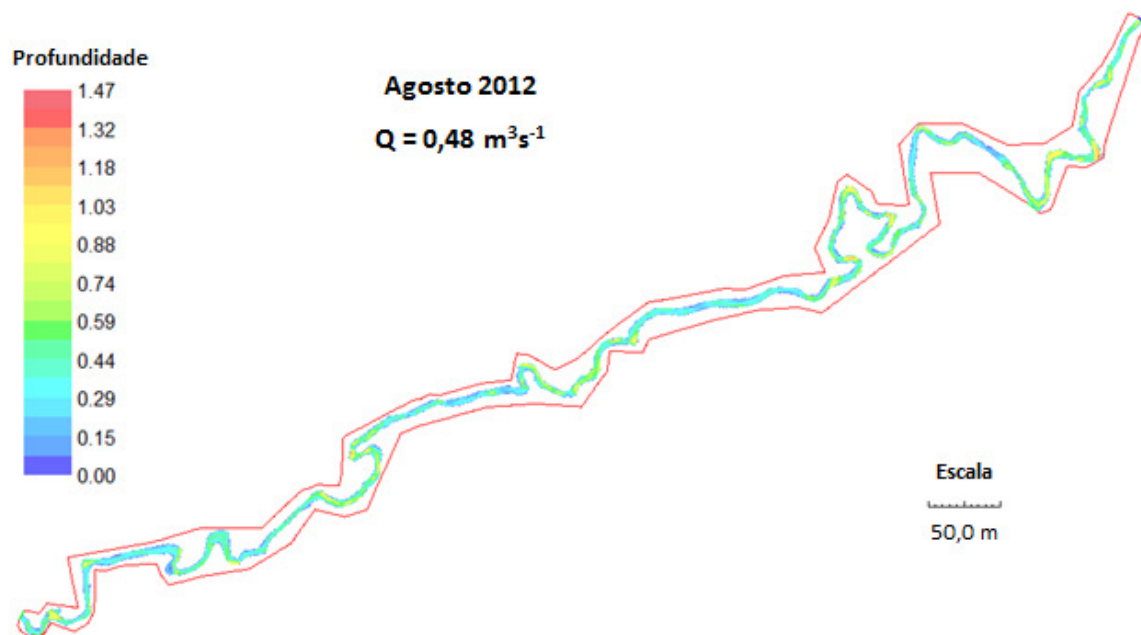


Figura 1. Profundidades simuladas utilizando-se os parâmetros especificados para o teste 1.

Steffler e Blackburn (2002) destacam que a denominada mudança na solução é a alteração global relativa na solução das variáveis sobre o mais recente passo do tempo. O tamanho deste valor relativo regerá a rapidez com que haverá aumento no incremento de tempo, até que o incremento de tempo máximo seja atingido. Neste ponto, a alteração da solução deve diminuir com cada iteração subsequente. Quando esta se torna suficientemente pequena (cerca de $1,0 \text{ E-}05$), a solução pode ser considerada convergente. Apenas o teste 4 atingiu este nível de convergência, apesar dos testes 1 e 2 também terem atingido o tamanho do passo de tempo máximo estabelecido, igual a 100.

Nos testes 1 e 2 a solução atingiu valores relativamente pequenos de mudança na solução (da ordem de $1,0 \text{ E-}04$) e não mais diminuiu, independente do número de intervalos de tempo subsequentes, o que pode indicar uma pequena e persistente oscilação em um (ou às vezes mais) pontos no campo de fluxo. Muitas vezes, a oscilação é associada a um nó superficial que se alterna entre molhado e seco. Outra possibilidade é o desprendimento periódico de vórtices de obstruções. Entretanto, Steffler e Blackburn (2002) admitem alterações da solução da ordem de $1,0 \text{ E-}03$, desde que a variação esteja dentro da precisão desejada, que foi o caso observado.

A Figura 2 apresenta a distribuição das profundidades simuladas e a Figura 3 a distribuição de velocidades nas quatro condições testadas para as seções 1, 2 e 3 respectivamente.

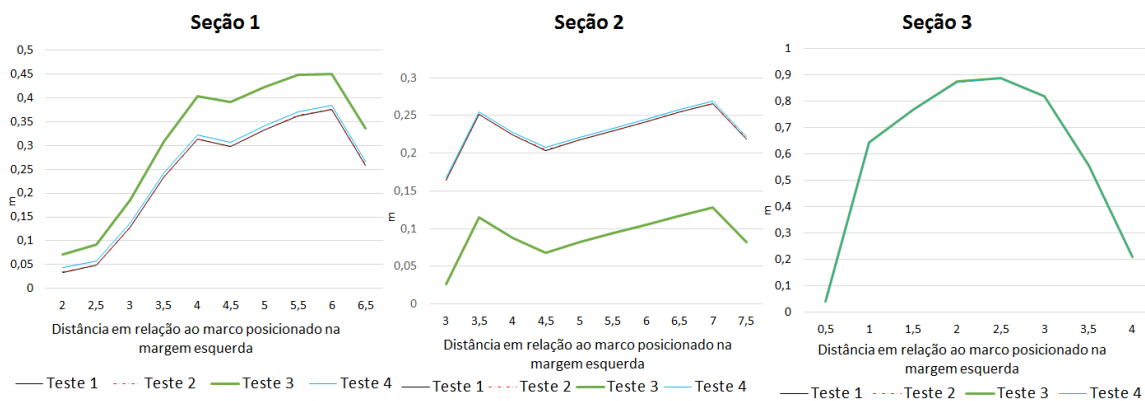


Figura 2. Profundidades simuladas para as três seções transversais de interesse.

Os testes 1 e 2 apresentaram profundidades idênticas para as três seções. O teste 3, não convergente, só apresentou profundidades idênticas às demais hipóteses testadas para a seção 3, provavelmente condicionada às condições de contorno preestabelecidas. Na seção 1 observa-se uma sensível diferença em relação aos valores obtidos com os testes 1, 2 e 4 e o teste 3, mas é na seção 2 que os valores obtidos pelos testes 1, 2 e 4 são realmente discrepantes em relação ao teste 3, o que pode ser explicado pela vazão de saída estar muito aquém da especificada no teste 3. Os testes 1 e 2 apresentaram para as seções 1 e 2 profundidades ligeiramente inferiores àquelas determinadas pelo teste 4, mas sempre muito próximas, e idênticas na seção 3.

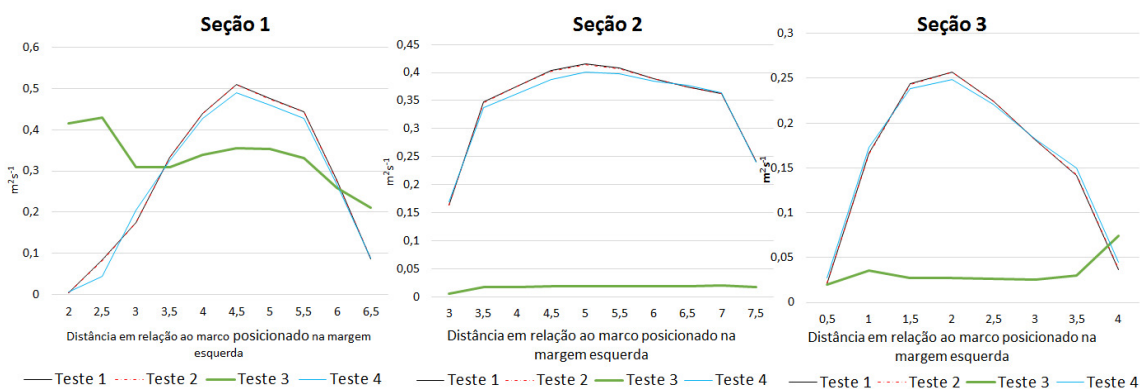


Figura 3. Velocidades simuladas para as três seções transversais de interesse.

Como esperado, o teste 3 apresentou velocidades simuladas bem aquém daquelas obtidas para os demais testes, principalmente nas seções 2 e 3, o que é explicado pela ausência de convergência entre as vazões de entrada e saída.

Também para velocidades, os testes 1 e 2 apresentaram resultados idênticos nas três seções estudadas. Enquanto o teste 4 apresentou velocidades ligeiramente inferiores em alguns pontos das três seções analisadas, compatível com as profundidades, uma vez que estas se apresentaram ligeiramente superiores no teste 4 em relação aos testes 1 e 2.

Apesar do teste 4 apresentar a menor alteração na solução ($5,65E-09$), inferior a $1,0E-05$, os testes 1 e 2 também apresentaram mudanças na solução pequenas, da ordem de $1,0E-04$.

A comparação das profundidades e velocidades simuladas com as medidas nas três seções analisadas e os respectivos erros médios absolutos observados nos quatro testes são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Média das profundidades e velocidades observadas e simuladas nas três seções monitoradas e o erro médio percentual absoluto para os quatro testes.

Seção	Profundidades Observadas	Média das profundidades simuladas (m)			
		Teste 1	Teste 2	Teste 3	Teste 4
S1	0,289	0,261	0,262	0,338	0,270
	Erro médio absoluto	0,096	0,094	0,168	0,066
S2	0,249	0,227	0,227	0,098	0,231
	Erro médio absoluto	0,089	0,088	0,609	0,075
S3	0,660	0,680	0,680	0,680	0,680
	Erro médio absoluto	0,030	0,030	0,031	0,031
Erro Médio absoluto da profundidade		0,072	0,071	0,269	0,057
Seção	Velocidades Observadas	Média das velocidades (m^2s^{-1})			
		Teste 1	Teste 2	Teste 3	Teste 4
S1	0,364	0,314	0,313	0,322	0,304
	Erro médio absoluto	0,136	0,139	0,115	0,165
S2	0,338	0,348	0,348	0,017	0,342
	Erro médio absoluto	0,029	0,027	0,949	0,011
S3	0,153	0,179	0,179	0,035	0,180
	Erro médio absoluto	0,168	0,168	0,771	0,174
Erro Médio absoluto da velocidade		0,111	0,111	0,612	0,116

Na Tabela 3 pode-se observar que os valores de EMA identificados nos testes 1 e 2 são praticamente idênticos e os erros do teste 4 também são pequenos e próximos dos dois anteriores. Contudo, os testes 1 e 2 apresentaram maior EMA em relação às profundidades e o teste 4 apresentou maior EMA em relação às velocidades. Já o teste 3, não convergente, apresentou erros absurdos em relação aos demais.

Conclusões

O modelo hidrodinâmico River 2D não apresentou sensibilidade aos parâmetros de entrada que compõe o coeficiente de viscosidade turbulenta. Os testes realizados indicam que alterações no parâmetro ε_1 podem refletir diretamente na estabilização do modelo, contudo, ao se adotar ε_1 igual a zero, mesmo alterando-se os coeficientes ε_2 , e ε_3 , o modelo converge para a solução. Isto significa que mesmo no trecho raso estudado, a adoção de ε_1 igual a zero permite adequada estabilização.

Os parâmetros ε_2 e ε_3 não apresentaram sensibilidade nos testes realizados. Entretanto, sugere-se que em trabalhos futuros, análises de sensibilidade à rugosidade, considerem variações nos coeficientes que compõem o coeficiente de viscosidade turbulenta (ε_2 , e ε_3) para avaliar se ao se alterar o coeficiente de rugosidade, esses coeficientes podem contribuir para a estabilização do modelo.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG pelo apoio financeiro a execução do projeto (Processo TEC - APQ-02118-12).

Referências

CHOU, W.; CHUANG, M. Habitat evaluation using suitability index and habitat type diversity: a case study involving a shallow forest stream in central Taiwan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 172, n. (1-4), p. 689–704, 2011.

HINZE, J. O. **Turbulence: An Introduction to Its Mechanism and Theory**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1959. 586 p.

STEFFLER, P.; BLACKBURN, J. **River2D. Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat. Introduction to depth averaged modelling and user's manual**. Canada: University of Alberta, 2002. 119 p.

APÊNDICE H. Modelo Hidrodinâmico River 2D: análise de sensibilidade à rugosidade em pequeno curso de água⁴

28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

Vívian Gemiliano Pinto¹; Celso Bandeira de Melo Ribeiro²; Demetrius David da Silva³; Ricardo Costa Pinto e Santos¹

¹ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais, Juiz de Fora, MG, Brasil ² Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG, Brasil; ³ Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, Brasil

RESUMO

O Modelo hidrodinâmico River 2D, fundamentado no método de elementos finitos, baseado na formulação conservadora de Petrov-Galerkin, considera que a rugosidade efetiva é o parâmetro de resistência a ser especificado em cada nó da malha de elementos finitos nos arquivos de entrada. O objetivo deste trabalho foi determinar a sensibilidade do Modelo Hidrodinâmico River 2D em pequeno curso d'água com considerável quantidade de obstruções e sinuosidade. Para tanto, testou-se quatro valores para o coeficiente de Manning ($n=0,02$, $n=0,04$, $n=0,06$ e $n=0,2$ s $m^{-1/3}$). Identificou-se que a seção intermediária do curso d'água apresentou maior sensibilidade a alteração dos coeficientes de rugosidade. Porém, ao analisar-se as variáveis profundidade e velocidade, separadamente, observou-se que a profundidade é mais sensível que a velocidade às mudanças na rugosidade. Para uma rugosidade dez vezes maior que a mínima estabelecida se obteve uma diferença absoluta de 82,3% na profundidade, enquanto que a alteração máxima na velocidade foi de 43,7%. Por fim, o teste de sensibilidade do modelo à rugosidade indicou a necessidade de se incorporar ao coeficiente de rugosidade não só a granulometria de fundo, mas as características de obstruções, variação nas seções, vegetação e sinuosidade, uma vez que se trata de um curso d'água natural com diversos fatores interferindo no escoamento.

Palavras-chave: modelagem hidráulica, coeficiente de Manning, coeficiente de rugosidade efetiva

⁴ Artigo completo aceito no 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental que acontecerá de 04 a 08 de outubro de 2015 no Rio de Janeiro, promovido pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

Introdução

O Modelo hidrodinâmico River 2D, desenvolvido na Universidade de Alberta, Canadá, é um modelo bidimensional horizontal de simulação hidráulica e de habitat para rios e córregos naturais, fundamentado no método de elementos finitos, baseado na formulação conservadora de Petrov-Galerkin, sendo capaz de apresentar soluções em seções de fluxo subcrítico e supercrítico (OLIVEIRA, I. C. *et al.*, 2013; STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

A ferramenta computacional River2D é composta por quatro módulos (River Bed, River Ice, River Mesh e River2D) que, normalmente, são utilizados em sequência. O processo de modelagem envolve, inicialmente, a criação e edição de dados da topografia do canal e de seu entorno por meio dos módulos River Bed e River Ice; a geração da malha de elementos finitos por meio do módulo River Mesh e, por fim, no módulo River2D, a realização das simulações hidráulica e de habitat para a malha gerada (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

O River 2D considera que o termo relativo ao atrito associado à inclinação do leito depende das tensões de cisalhamento no leito que são assumidas como relacionadas à magnitude e direção da velocidade média (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). A Equação 1 apresenta o cálculo do coeficiente de atrito devido à declividade na direção x.

$$S_{fx} = \frac{\tau_{bx}}{\rho H g} = \frac{\sqrt{U^2 + V^2}}{g H C_s^2} U \quad \text{Equação 1}$$

Onde τ_{bx} é a tensão de cisalhamento no leito na direção x e C_s é o coeficiente de Chezy, adimensional. Este coeficiente está relacionado à rugosidade efetiva, k_s e a profundidade do fluxo, como pode ser observado na Equação 2.

$$C_s = 5,75 \log \left(12 \frac{H}{K_s} \right) \quad \text{Equação 2}$$

Para uma determinada profundidade de fluxo, H, o número de Manning (n) e k_s estão relacionados pelas Equações 3 e 4.

$$K_s = \frac{12H}{e^m} \quad \text{Equação 3}$$

$$m = \frac{H\bar{\epsilon}^{\frac{1}{2}}}{2,5 n \sqrt{g}}$$

A rugosidade efetiva é adotada como parâmetro de resistência, pois tende a manter-se constante ao longo de um leque mais amplo de profundidades do que o número de Manning (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

A rugosidade efetiva (em m) é o parâmetro de resistência a ser especificado em cada nó da malha de elementos finitos utilizada no River 2D, para tanto sua determinação é requerida nos arquivos de entrada do River Bed. Para uma estimativa inicial da resistência devido à rugosidade do material do leito, recomenda-se que se arbitre o valor de ks de uma a três vezes o maior diâmetro do grão do leito. Contudo, os valores finais devem ser obtidos através da calibração, comparando-se os resultados modelados com as elevações da superfície da água e velocidades medidas (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

Alguns autores atestam que o modelo River2D é sensível à rugosidade, identificando aumento nos valores de profundidade quando aumenta-se a rugosidade (BOAVIDA, 2007; BOAVIDA; PINHEIRO, 2010; GHANEM; STEFFLER; HICKS, 1996; OLIVEIRA, I. C. *et al.*, 2013). Contudo, Crowder e Diplas (2000) defendem que a calibração de um modelo bidimensional adotando-se valores de rugosidade mais elevados do material do leito não se traduz em diferenças significativas nos resultados da modelagem, sendo por isso, uma parte do processo a desconsiderar. Boavida e Pinheiro (2010) também ressaltam que as diferenças registradas considerando-se diferentes rugosidades e discretizações da malha não são significativas para a modelação de habitats no modelo River2D, pois em locais com pouca profundidade, diferenças em torno de 10% são da ordem de 2 cm, valor insignificante considerando-se a superfície livre de escoamento num curso de água natural.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar a sensibilidade do Modelo Hidrodinâmico River 2D em pequeno curso de água, com considerável quantidade de obstruções e sinuosidade.

Material e métodos

A área de estudo está localizada na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo (BHRES), no Córrego Taquaras. O trecho do córrego estudado tem 1356,97 m, cujas coordenadas das seções monitoradas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Coordenadas Geodésicas e UTM - Datum Planimétrico: SIRGAS2000 das três seções de monitoramento

Seção	Latitude	Longitude	E (m)	N (m)	H (m)
S1	S 21°41'14,3572"	W 43°33'29,7134"	649153,814	7601087,938	714,17
S2	S 21°41'08,6434"	W 43°33'18,8163"	649468,651	7601260,733	713,62
S3	S 21°41'00,2419"	W 43°33'03,4056"	649913,999	7601514,963	712,46

A análise de sensibilidade do modelo ao coeficiente de rugosidade foi testado para uma vazão de $0,48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, com nível d'água em relação ao nível médio dos mares na seção de entrada de 712,864 m, 711,206 m na seção de saída e coeficientes de transmissividade e armazenamento de 0,1 e 1, respectivamente. A malha de elementos finitos utilizada possuía 37.715 nós, 73.088 elementos e índice de qualidade igual a 0,42. Os valores adotados para os parâmetros que compõem o coeficiente de viscosidade turbulenta foram: ε_1 e ε_3 iguais a zero e testou-se ε_2 igual a 0,5 e 1,0.

O valor do coeficiente de rugosidade efetiva K_s foi calculado utilizando-se a função *Roughness Converter* do River 2D. O valor de K_s foi calculado utilizando-se o raio hidráulico de três seções monitoradas e testou-se quatro valores para o coeficiente de Manning ($n=0,02$, $n=0,04$, $n=0,06$ e $n=0,2 \text{ s m}^{-1/3}$).

No trecho entre a seção 1 e a seção 2, aplicou-se o coeficiente de rugosidade efetiva K_s calculado utilizando-se o raio hidráulico da seção 1. Entre a seção 2 e o ponto de coordenadas UTM X igual a 649817,7 m e Y igual a 7601415,8 m (Fuso 23S) aplicou-se o coeficiente de rugosidade efetiva calculado utilizando-se o raio hidráulico da seção 2 e entre esse ponto e a seção 3, K_s foi calculado em função do raio hidráulico da seção 3.

Para analisar a influência da rugosidade na velocidade e profundidade modeladas, foram determinadas as velocidades e profundidades nas três seções monitoradas para os testes realizados. As variáveis de interesse foram extraídas das três seções transversais, cujas coordenadas UTM (Fuso 23S) das margens são apresentadas na Tabela 2. A orientação de margem direita e esquerda segue a orientação de frente para jusante.

Tabela 2. Coordenadas das seções de monitoramento.

Seção	Margem esquerda		Margem direita	
	Coordenada X	Coordenada Y	Coordenada X	Coordenada Y
1	649139,75	7601103,5	649136,4	7601096,7
2	649468,651	7601260,733	649471,414	7601251,816
3	649914,293	7601514,373	649918,116	7601510,887

Para determinação do perfil de profundidades nas três seções transversais monitoradas considerou-se pontos espaçados de 0,5 em 0,5 m em relação aos marcos assinalados na Tabela 2, desde que possuíssem profundidade igual ou superior a 0,1 m. Nos pontos em que a profundidade alcançava a profundidade mínima estabelecida também eram extraídas as respectivas velocidades.

Para comparação das profundidades e velocidades modeladas nos testes, determinou-se a média de cada variável de interesse, tomando-se por base profundidades e velocidades extraídas, de acordo com a metodologia descrita acima em cada uma das seções de monitoramento, uma vez que essa também foi a metodologia adotada nos trabalhos de campo.

Posteriormente, comparou-se as profundidades e velocidades médias modeladas com as médias medidas nas três seções e calculou-se o erro absoluto em cada seção para cada um dos testes.

Resultados e discussão

As características do processo iterativo para cada uma das oito soluções testadas são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Características do processo iterativo da modelagem.

Teste	ε_1	ε_2	ε_3	Coefficiente de rugosidade de Manning ($s\ m^{-1/3}$)	Alteração da solução	Vazão de entrada ($m^3\ s^{-1}$)	Vazão de saída ($m^3\ s^{-1}$)
1	0	0,05	0	0,02	0,0295434	0,480	0,480
2	0	0,05	0	0,04	0,004598	0,480	0,479
3	0	0,05	0	0,06	0,0028404	0,480	0,479
4	0	0,05	0	0,2	4,798E-07	0,480	0,478
5	0	1	0	0,02	0,0112956	0,480	0,479
6	0	1	0	0,04	0,0007238	0,480	0,478
7	0	1	0	0,06	0,0050932	0,480	0,478
8	0	1	0	0,2	0,050069	0,480	0,512

Como pode ser observado na Tabela 3, apenas o teste 8 ($n=0,2\ s\ m^{-1/3}$ e $\varepsilon_2=1,0$) não atingiu uma convergência satisfatória. Para n igual a $0,02\ s\ m^{-1/3}$, apesar da vazão de entrada e saída terem

convergido, a alteração na solução, da ordem de 10^{-2} , ficou aquém daquela recomendada por Steffler e Blackburn (2002), porém para ε_2 igual a 1,0 foi ligeiramente menor. Para n igual a $0,04 \text{ s m}^{-1/3}$, a alteração da solução é da ordem de 10^{-3} para ε_2 igual a 0,5, mas reduz para a ordem de 10^{-4} para ε_2 igual a 1,0. Enquanto para n igual a $0,06 \text{ s m}^{-1/3}$, a alteração na solução é ligeiramente menor para ε_2 igual a 0,5, porém ambas são da ordem de 10^{-3} . Para n igual a $0,2 \text{ s m}^{-1/3}$ a solução só converge utilizando-se ε_2 igual a 0,5. Sendo assim, o modelo parece alcançar melhor nível de convergência para ε_2 igual a 1,0 em situações de rugosidades menores e ε_2 igual a 0,5 para maiores rugosidades.

A Figura 1 apresenta as profundidades e velocidades modeladas, associados aos valores de “ n ” e ε_2 utilizados, nas três seções de monitoramento, para os testes de um a sete. O teste oito não foi utilizado por não ter apresentado convergência.

A variação no valor de ε_2 , de 0,5 para 1,0, para um mesmo coeficiente de rugosidade “ n ”, não alterou profundidades e velocidades modeladas de forma significativa, gerando profundidades e velocidades médias praticamente idênticas (Tabela 4), contudo alterou o processo de convergência, como comentado anteriormente.

Pode-se observar na Figura 1 e Tabela 4, que nas seções 1 (entrada) e 2 (intermediária) a variação na rugosidade implicou em sensíveis variações nas profundidades e velocidades modeladas. Entretanto, na seção 3 a profundidade não foi alterada e a velocidade sofreu mínimas variações nos perfis transversais nas sete situações apresentadas.

Apesar de ter se adotado uma rugosidade mínima, n igual a $0,02 \text{ s m}^{-1/3}$, e os valores seguintes serem duas, três e dez vezes maiores ($0,04$, $0,06$ e $0,2 \text{ s m}^{-1/3}$, respectivamente), não observou-se qualquer relação de proporcionalidade entre a rugosidade adotada e as profundidades e velocidades modeladas.

A seção intermediária apresentou maior sensibilidade a alteração dos coeficientes de rugosidade. Porém ao analisar-se as variáveis profundidade e velocidade, separadamente, observa-se que a profundidade é mais sensível que a velocidade às mudanças na rugosidade. Para uma rugosidade dez vezes maior que a mínima estabelecida obteve-se uma diferença absoluta de 82,3% na profundidade, enquanto que a alteração máxima na velocidade foi de 43,7%.

Na seção 1, seção de entrada, as variáveis, profundidade e velocidade, apresentaram diferença absoluta semelhante ao se alterar a rugosidade. Contudo a seção de saída, seção 3, mostrou-se insensível às variações na rugosidade.

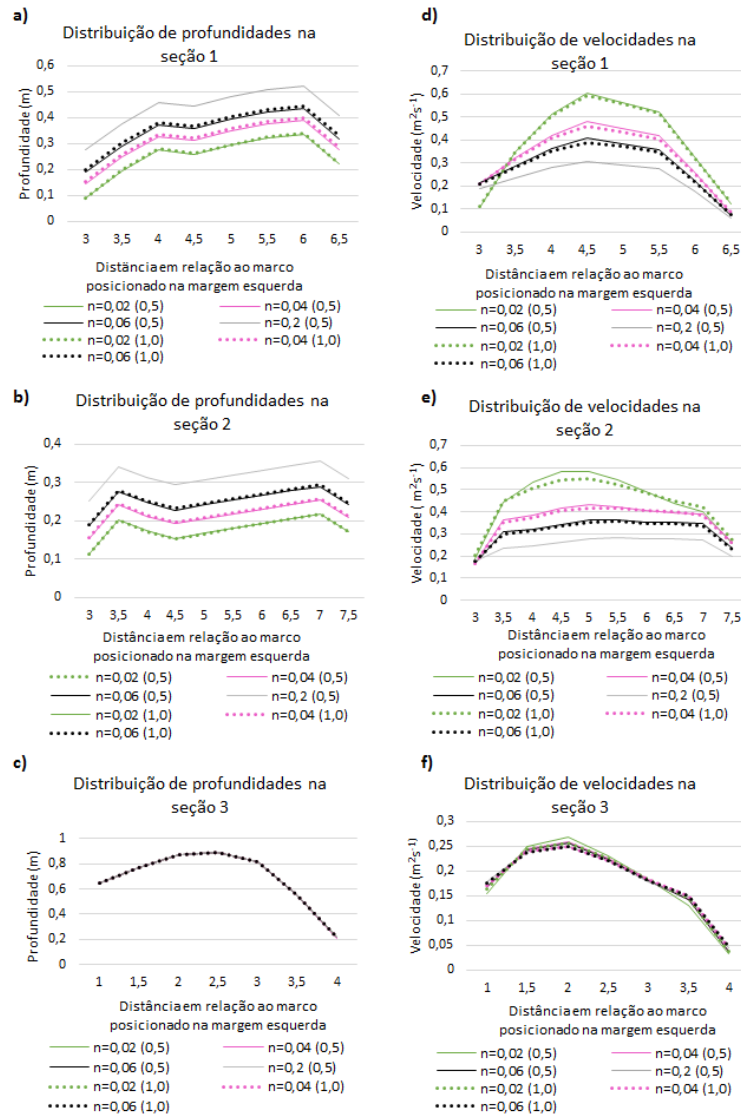


Figura 1. Profundidades e velocidades modeladas nas três seções de monitoramento nos testes de um a sete.

Legenda: “n” corresponde ao número de Manning ($m s^{-1/3}$) e o valor entre parênteses ao valor do coeficiente ϵ_2 .

Tabela 4. Profundidades e velocidades modeladas para quatro situações de rugosidade e duas variações de ϵ_2 .

Seção 1*									
Coeficiente de rugosidade de Maning “n” ($s\ m^{-1/3}$)	Profundidade média modeladas (m)		Diferença absoluta entre as profundidades utilizando a rugosidade mínima simulada e as demais situações testadas		Velocidade média modelada ($m\ s^{-1}$)		Diferença absoluta entre as velocidades utilizando a rugosidade mínima simulada e as demais situações testadas		
	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	
0,02	0,272	0,275	0,000	0,000	0,387	0,384	0,000	0,000	
0,04	0,303	0,312	0,113	0,136	0,329	0,321	0,150	0,166	
0,06	0,347	0,357	0,276	0,301	0,288	0,281	0,255	0,270	
0,2	0,385	-	0,416	-	0,227	-	0,415	-	
Seção 2**									
Coeficiente de rugosidade de Maning “n” ($m\ s^{-1/3}$)	Profundidades média modelada (m)		Diferença absoluta entre as profundidades utilizando a rugosidade mínima simulada e as demais situações testadas		Velocidade média modelada ($m\ s^{-1}$)		Diferença absoluta entre as velocidades utilizando a rugosidade mínima simulada e as demais situações testadas		
	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	
n=0,02	0,178	0,178	0,000	0,000	0,446	0,440	0,000	0,000	
n=0,04	0,216	0,219	0,217	0,230	0,363	0,358	0,186	0,188	
n=0,06	0,258	0,255	0,453	0,432	0,314	0,309	0,295	0,298	
n=0,2	0,324	-	0,823	-	0,251	-	0,437	-	
Seção 3***									
Coeficiente de rugosidade de Maning “n”	Profundidade média modelada (m)		Diferença absoluta entre as profundidades utilizando a rugosidade mínima simulada e as demais situações testadas		Velocidade média modelada ($m\ s^{-1}$)		Diferença absoluta entre as velocidades utilizando a rugosidade mínima simulada e as demais situações testadas		
	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	$\epsilon_2=0,5$	$\epsilon_2=1,0$	
n=0,02	0,680	0,680	0,000	0,000	0,178	0,179	0,000	0,000	
n=0,04	0,680	0,680	0,000	0,000	0,179	0,180	0,002	0,003	
n=0,06	0,680	0,680	0,000	0,000	0,179	0,180	0,002	0,003	
n=0,2	0,680	-	0,001	-	0,179	-	0,004	-	

*Seção 1: profundidade média observada igual a 0,289 m e velocidade média observada igual a 0,364 $m\ s^{-1}$; **Seção 2: profundidade média observada igual a 0,249 m e velocidade média observada igual a 0,338 $m\ s^{-1}$; ***Seção 3: profundidade média observada igual a 0,660 m e velocidade média observada igual a 0,153 $m\ s^{-1}$.

A Tabela 5 apresenta as profundidades e velocidades medidas e simuladas nas três seções monitoradas. Pode-se observar que para a seção 1, obteve-se menor erro absoluto, considerando velocidade e profundidade, para n igual a 0,02 $m\ s^{-1/3}$ e ϵ_2 igual a 1. Para a seção 2, os menores erros absolutos foram identificados para n igual a 0,06 $m\ s^{-1/3}$ e ϵ_2 igual a 1,0. Para a seção 3, os

menores erros foram identificados para $n=0,02 \text{ m s}^{-1/3}$ e ε_2 igual a 0,5. Contudo pode-se observar que os erros para uma mesma rugosidade variam muito pouco ao se alterar apenas ε_2 .

Tabela 5. Profundidades e velocidades medidas e simuladas e o respectivo erro absoluto.

Seção 1											
ε_2	0,5			ε_2	0,5			ε_2	1,0		
Obs. 0,289	PM (m)	Erro abs.	Obs. 0,364	VM (m s ⁻¹)	Erro abs.	Obs. 0,289	PM (m)	Erro abs.	Obs. 0,364	VM (m s ⁻¹)	Erro abs.
n=0,02	0,272	0,059	n=0,02	0,387	0,065	n=0,02	0,275	0,050	n=0,02	0,384	0,057
n=0,04	0,303	0,047	n=0,04	0,329	0,095	n=0,04	0,312	0,079	n=0,04	0,321	0,118
n=0,06	0,347	0,201	n=0,06	0,288	0,207	n=0,06	0,357	0,237	n=0,06	0,281	0,228
n=0,2	0,385	0,333	n=0,2	0,227	0,377	n=0,2	-	-	n=0,2	-	-
Seção 2											
Obs. 0,249	PM (m)	Erro abs.	Obs. 0,338	VM (m s ⁻¹)	Erro abs.	Obs. 0,249	PM (m)	Erro abs.	Obs. 0,338	VM (m s ⁻¹)	Erro abs.
n=0,02	0,178	0,288	n=0,02	0,446	0,317	n=0,02	0,178	0,286	n=0,02	0,440	0,301
n=0,04	0,216	0,134	n=0,04	0,363	0,072	n=0,04	0,219	0,121	n=0,04	0,358	0,056
n=0,06	0,258	0,034	n=0,06	0,314	0,071	n=0,06	0,255	0,023	n=0,06	0,309	0,086
n=0,2	0,324	0,298	n=0,2	0,251	0,259	n=0,2	-	-	n=0,2	-	-
Seção 3											
Obs. 0,660	PM (m)	Erro abs.	Obs. 0,153	VM (m s ⁻¹)	Erro abs.	Obs. 0,660	PM (m)	Erro abs.	Obs. 0,153	VM (m s ⁻¹)	Erro abs.
n=0,02	0,680	0,030	n=0,02	0,178	0,165	n=0,02	0,680	0,069	n=0,02	0,179	0,170
n=0,04	0,680	0,030	n=0,04	0,179	0,168	n=0,04	0,680	0,070	n=0,04	0,180	0,173
n=0,06	0,680	0,031	n=0,06	0,179	0,167	n=0,06	0,680	0,070	n=0,06	0,180	0,173
n=0,2	0,680	0,031	n=0,2	0,179	0,171	n=0,2	-	-	n=0,2	-	-

Legenda: Obs.: variável observada; PM: profundidade modelada; Erro abs.: erro absoluto; VM: velocidade modelada

Conclusões

O modelo hidrodinâmico River 2D mostrou-se sensível à rugosidade, porém tal sensibilidade se reflete de forma mais efetiva nas seções internas do trecho modelado, menos sensível na seção de entrada e insensível na seção de saída, uma vez que tanto a seção de entrada quanto a seção de saída estão atreladas as condições de contorno.

A sensibilidade do modelo à rugosidade é relativa, sendo mais efetiva na profundidade que na velocidade, mas não guardando qualquer relação de proporcionalidade.

O coeficiente de rugosidade ideal para calibração da seção intermediária pareceu indicar a necessidade de incorporar ao coeficiente de rugosidade não só a granulometria de fundo, mas as características de obstruções, variação nas seções, vegetação e sinuosidade, uma vez que se trata de um curso d'água natural com diversos fatores interferindo no escoamento.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG pelo apoio financeiro a execução do projeto (Processo TEC - APQ-02118-12).

Referências

BOAVIDA, I. **Análise Bidimensional na determinação dos Caudais Ecológicos: Aplicação do Modelo River2D**. Dissertação (Mestrado) - Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2007.

BOAVIDA, Isabel; PINHEIRO, António N. Modelo River 2D. Análises de sensibilidade à discretização da malha e à rugosidade. In: 10º CONGRESSO DA ÁGUA - MARCAS D'ÁGUA, 2010. Algarve. *Anais...* Algarve: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2010.

CROWDER, D. W.; DIPLAS, P. Using two-dimensional hydrodynamic models at scales of ecological importance. **Journal of hydrology**, v. 230, p. 172–191, 2000.

GHANEM, A.; STEFFLER, P.; HICKS, F. Two dimensional hydraulic simulation of physical habitat conditions in flowing streams. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 12, p. 185–200, 1996.

GUEDES, H. A. S. **Modelagem hidrodinâmica do ecossistema aquático visando a determinação do hidrograma ecológico no Rio Formoso - MG**. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

HINZE, J. O. **Turbulence: An Introduction to Its Mechanism and Theory**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1959. 586 p.

OLIVEIRA, I. C. *et al.* Calibração do modelo hidrodinâmico River2D visando à modelagem ecohidrológica do Rio Formoso (MG). In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013. Bento Gonçalves. *Anais...* Bento Gonçalves: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.

APÊNDICE I. Formas de cálculo de Índice de Adequação de Habitat Composto

O Índice de Adequação de Habitat Composto (IAHC) pode ser constituído de diversos IAH específicos determinados para um estágio de vida da espécie de interesse, utilizando-se as variáveis independentes que sejam consideradas mais relevantes para o estudo (por exemplo, requisitos relacionados ao substrato, vegetação, velocidade, profundidade, qualidade da água etc). Existem vários tipos de IAHC e diferentes métodos disponíveis para compô-los. No geral, é imperativo que a relação funcional final corresponda com a biologia conhecida das espécies-alvo e o estágio de vida (REMPEL; HEALEY; LEWIS, 2012).

Uma forma de calcular o IAHC é por meio da Equação 1. Este método baseia-se no pressuposto de que os peixes selecionam cada variável particular, independente das outras variáveis. Como a multiplicação de cada IAH é análoga à multiplicação de probabilidades independentes (VADAS JR.; ORTH, 2001), o produto da equação será zero sempre que o IAH for inadequado para uma determinada variável.

$$\text{IAHC} = \text{IAH}_1 \times \text{IAH}_2 \times \dots \times \text{IAH}_n \quad \text{Equação 1}$$

Vários métodos alternativos estão disponíveis para calcular o valor de IAHC. O método da média aritmética de IAH é baseado na suposição de que as boas condições de habitat relativas à uma variável pode compensar as más condições em outras variáveis. Enquanto no método do produtório, o menor valor de IAH, fator mais limitante, determina o limite superior do IAHC, pois valores elevados de IAH em algumas variáveis não podem compensar os valores baixos em outras.

Outra abordagem que contém alguma compensação, mas que também retorna a uma aptidão igual a zero é a média geométrica dada pela Equação 2.

$$\text{IAHC} = \sqrt[n]{\text{IAH}_1 \times \text{IAH}_2 \times \dots \times \text{IAH}_n} \quad \text{Equação 2}$$

Um outro método utilizado é o produto ponderado (VADAS JR.; ORTH, 2001), que considera a importância relativa de cada uma das variáveis de habitat para os organismos aquáticos. A equação do produto ponderado atribui um expoente para cada IAH (Equação 3) antes da multiplicação.

$$\text{IAH} = \text{IAH}_1^{b_1} \times \text{IAH}_2^{b_2} \times \dots \times \text{IAH}_n^{b_n} \quad \text{Equação 3}$$

Os coeficientes b_1, \dots, b_n podem ser obtidos através da utilização e transformação logarítmica de uma regressão linear múltipla (GUAY *et al.*, 2000).

Os modelos de IAH têm sido criticados pelo fato de que eles não consideram a estrutura de inter-relação e correlação das variáveis de habitat (JOWETT; HAYES; DUNCAN, 2008; LECLERC; ST-HILAIRE; BECHARA, 2003). Contudo, os resultados obtidos por Vadas Jr. e Orth (2001) sugerem que as interações estatísticas das variáveis utilizadas para a determinação do IAH não são fortes o suficiente para invalidar a equação do produto tradicionalmente utilizada por pesquisadores para construir modelos IAHC.

Referências

- GUAY, J. C. *et al.* Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 57, p. 2065–2075, 2000.
- JOWETT, I. G.; HAYES, J. W.; DUNCAN, M. J. **A guide to instream habitat survey methods and analysis**. Wellington, New Zealand: NIWA Science and Technology Series n° 54, 2008.
- LECLERC, M.; ST-HILAIRE, A.; BECHARA, J. A. State-of-the-art and perspectives of habitat modelling. **Canadian Water Resources Journal**, v. 28, n. 2, p. 153–172, 2003.
- REMPEL, L. L.; HEALEY, K.; LEWIS, F. J. A. **Lower Fraser River Juvenile Fish Habitat Suitability Criteria**. **Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2991**. Vancouver: Ecosystem Management Branch Fisheries and Oceans Canada, 2012.
- VADAS JR., R. L.; ORTH, D. J. Formulation of Habitat Suitability Models for Stream Fish Guilds: Do the Standard Methods Work? **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, p. 217–235, 2001.

APÊNDICE J. Matrizes de otimização

Tabela 1. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Janeiro	Vazão média nas seções S1 e S2				1,256 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			1,531 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	343,71	686,64	868,14	907,38	877,59	824,69	761,76	699,08	643,25	592,54	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	346,81	569,89	736,42	869,33	977,99	1058,30	1114,33	1147,78	1163,30	1159,52	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	217,27	460,95	572,03	583,83	567,70	545,83	526,38	509,06	494,41	475,16	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	69,50	204,99	308,41	359,44	370,48	362,92	348,88	334,43	319,15	305,17	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	407,35	544,19	583,35	572,19	543,64	512,05	479,47	447,45	422,06	400,26	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	874,11	1379,14	1557,93	1538,82	1445,54	1332,78	1223,04	1125,72	1049,61	979,15	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	121,78	175,17	193,75	196,23	195,04	192,76	190,55	188,63	184,15	180,58	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	699,13	1029,90	1082,77	967,29	792,87	629,87	495,97	389,72	313,64	256,38	
SPU mínima	69,50	175,17	193,75	196,23	195,04	192,76	190,55	188,63	184,15	180,58	
SPU máxima entre as mínimas	196,23 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,502 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,613 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Fevereiro	Vazão média nas seções S1 e S2				1,105 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			1,347 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	294,69	618,89	822,32	902,06	902,28	863,04	812,76	760,11	703,40	653,94	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	311,06	524,89	679,77	808,82	916,40	1004,20	1067,82	1121,16	1142,22	1156,93	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	184,04	413,16	548,53	583,92	577,15	562,98	542,93	525,23	510,73	494,88	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	53,85	175,05	279,30	340,14	367,21	371,44	360,69	348,72	334,52	320,84	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	379,11	524,27	576,76	582,22	564,27	535,62	504,80	478,68	449,80	425,47	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	788,01	1289,39	1526,74	1566,69	1508,49	1415,98	1316,52	1218,63	1135,97	1060,87	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	109,53	166,09	189,13	196,22	194,88	194,50	192,62	190,70	188,47	185,65	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	634,55	974,98	1090,74	1040,44	901,47	746,84	608,65	493,60	400,46	326,62	
SPU mínima	53,85	166,09	189,13	196,22	194,88	194,50	192,62	190,70	188,47	185,65	
SPU máxima entre as mínimas	196,22 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,442 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,539 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 1. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Março	Vazão média nas seções S1 e S2				1,022 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			1,246 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	269,21	572,79	791,22	889,37	907,57	883,32	843,03	791,65	740,16	691,30
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	291,31	494,83	652,30	773,95	876,91	965,41	1038,53	1089,01	1126,28	1150,61
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	165,11	380,33	532,44	582,06	578,18	567,73	552,12	533,59	518,89	506,10
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	44,93	155,49	260,81	329,07	359,49	371,01	366,24	355,87	342,80	332,38
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	361,05	505,54	573,78	584,40	569,40	547,35	523,29	493,75	468,18	443,56
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	739,26	1237,45	1494,89	1570,54	1537,67	1458,53	1367,99	1278,54	1192,68	1115,02
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	103,05	159,60	186,34	194,58	195,94	194,73	193,34	191,87	189,95	188,15
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	596,93	950,57	1078,43	1068,18	958,47	814,62	675,49	561,18	460,99	378,70
SPU mínima	44,93	155,49	186,34	194,58	195,94	194,73	193,34	191,87	189,95	188,15
SPU máxima entre as mínimas	195,94 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,511 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,623 m ³ s ⁻¹
Espécies	Abril	Vazão média nas seções S1 e S2				0,780 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,952 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	197,64	435,85	648,58	798,71	879,74	908,81	903,14	880,73	849,19	812,62
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	234,65	407,81	543,86	656,47	752,82	836,85	911,94	976,62	1033,88	1077,82
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	117,80	281,48	432,87	529,90	574,60	583,82	577,13	566,45	556,90	544,09
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	25,80	102,25	186,65	261,90	316,80	351,50	368,06	372,15	369,50	362,96
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	309,15	453,22	533,87	573,46	585,48	579,56	564,24	545,60	527,57	506,82
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	591,43	1028,06	1334,21	1505,12	1566,95	1559,75	1514,62	1452,32	1376,89	1306,23
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	81,05	139,20	170,10	186,80	194,26	196,11	195,64	194,98	194,65	193,54
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	474,10	813,93	1006,63	1086,99	1078,37	1010,12	908,70	799,17	690,62	597,05
SPU mínima	25,80	102,25	170,10	186,80	194,26	196,11	195,64	194,98	194,65	193,54
SPU máxima entre as mínimas	196,11 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,468 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,571 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 1. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Maio	Vazão média nas seções S1 e S2				0,640 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,780 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	156,67	351,52	539,50	696,96	808,11	873,43	903,51	906,80	895,08	873,79
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	198,46	353,76	475,01	577,96	666,74	745,20	815,26	879,74	937,28	987,88
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	91,38	223,30	358,15	467,65	538,38	573,80	584,67	581,30	573,59	564,63
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	16,19	72,01	142,58	210,55	268,89	313,17	343,96	362,93	369,65	371,06
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	272,90	415,14	494,35	547,15	574,29	583,49	580,83	570,59	557,54	542,10
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	495,37	886,62	1190,61	1397,02	1516,64	1578,91	1566,55	1537,03	1492,26	1438,11
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	66,41	122,91	154,51	174,71	186,42	192,58	194,62	194,48	193,88	193,54
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	389,60	706,40	921,74	1043,83	1094,00	1086,58	1036,82	959,98	870,84	779,77
SPU mínima	16,19	72,01	142,58	174,71	186,42	192,58	194,62	194,48	193,88	193,54
SPU máxima entre as mínimas	194,62 m ² km ⁻¹			Vazão ecológica nas seções 1 e 2		0,448 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,546 m ³ s ⁻¹
Espécies	Junho/Outubro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,579 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,706 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	138,06	312,66	488,53	642,87	765,04	844,81	887,68	906,48	908,69	896,28
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	178,48	325,39	442,60	541,11	630,11	706,00	770,22	830,99	892,83	944,15
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	79,21	196,46	321,43	431,14	512,16	560,88	579,76	584,47	584,51	576,75
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	13,24	59,37	122,55	185,70	244,64	291,79	325,09	349,18	365,69	371,50
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	248,50	389,48	474,40	530,21	568,80	584,61	583,96	579,11	572,72	559,61
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	448,89	823,56	1115,03	1330,54	1466,58	1541,99	1570,80	1561,68	1527,87	1486,00
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	60,12	113,45	146,92	168,24	183,65	191,67	193,57	194,70	196,44	195,73
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	352,21	662,75	872,77	1007,43	1068,27	1087,45	1073,80	1020,45	940,20	860,03
SPU mínima	13,24	59,37	122,55	168,24	183,65	191,67	193,57	194,70	196,44	195,73
SPU máxima entre as mínimas	196,44 m ² km ⁻¹			Vazão ecológica nas seções 1 e 2		0,521 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,636 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 1. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Julho	Vazão média nas seções S1 e S2				0,526 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			0,641 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	123,94	278,90	443,19	587,77	714,41	802,40	863,60	894,81	910,31	905,13	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	164,44	300,55	414,48	505,73	591,79	661,42	730,60	786,72	845,75	892,68	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	69,02	173,06	287,95	392,74	479,52	535,18	570,77	582,86	588,39	580,21	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	10,11	48,72	105,06	162,44	218,90	265,80	305,49	332,79	354,31	364,76	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	232,87	368,48	458,76	511,57	556,03	572,90	586,75	583,16	581,86	567,69	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	412,41	759,79	1036,92	1257,97	1410,68	1511,53	1554,73	1571,34	1553,99	1528,26	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	53,93	105,09	140,59	161,20	178,21	185,87	193,32	194,09	196,73	194,52	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	323,93	612,95	814,87	963,80	1042,26	1092,69	1083,23	1062,15	1000,87	940,54	
SPU mínima	10,11	48,72	105,06	161,20	178,21	185,87	193,32	194,09	196,73	194,52	
SPU máxima entre as mínimas	196,73 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,473 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,577 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Agosto	Vazão média nas seções S1 e S2				0,488 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			0,595 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	112,54	258,48	403,32	547,84	670,85	767,36	835,59	877,92	901,72	908,05	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	152,17	285,69	387,46	480,37	559,79	630,58	694,82	752,31	806,20	856,05	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	62,74	158,52	260,48	364,19	449,97	513,19	554,29	575,57	584,56	582,88	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	8,72	41,82	91,05	145,97	198,30	246,02	284,75	316,41	340,33	356,33	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	218,01	358,73	436,26	497,37	538,86	565,12	579,28	583,88	582,23	575,06	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	380,63	715,95	980,08	1202,54	1365,49	1475,69	1541,01	1567,51	1568,82	1549,87	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	49,73	100,12	132,37	155,68	171,73	182,27	189,11	192,86	194,53	194,80	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	296,12	574,08	780,59	929,22	1027,15	1080,81	1097,79	1083,29	1045,83	990,27	
SPU mínima	8,72	41,82	91,05	145,97	171,73	182,27	189,11	192,86	194,53	194,80	
SPU máxima entre as mínimas	194,80 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,488 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,595 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 1. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Setembro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,535 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,652 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	123,81	284,84	446,80	598,28	719,86	809,41	865,59	897,57	907,94	903,91
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	163,96	305,01	415,90	512,38	594,19	667,93	733,66	794,32	849,33	901,10
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	69,97	177,12	291,46	400,16	482,49	538,97	570,00	583,56	583,80	579,01
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	10,64	50,52	107,16	166,90	221,61	269,54	307,53	335,74	354,85	365,87
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	231,74	372,37	456,26	515,10	553,38	574,45	582,68	582,77	576,36	566,26
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	411,29	771,25	1049,58	1271,64	1423,61	1518,16	1560,79	1570,37	1553,91	1522,27
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	54,35	106,66	140,22	162,56	177,23	186,57	191,81	194,31	194,80	194,38
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	321,40	622,16	829,22	972,00	1057,38	1094,63	1090,48	1055,99	999,25	928,11
SPU mínima	10,64	50,52	107,16	162,56	177,23	186,57	191,81	194,31	194,80	194,38
SPU máxima entre as mínimas	194,80 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,481 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,587 m ³ s ⁻¹
Espécies	Novembro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,758 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,925 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	191,46	422,52	633,04	783,62	869,76	905,10	904,54	885,76	855,90	821,82
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	229,86	399,97	534,67	644,20	739,49	822,65	897,61	962,67	1017,45	1062,06
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	114,52	274,04	424,37	522,91	571,72	584,46	579,53	569,37	557,34	546,20
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	24,53	98,33	181,49	254,69	310,05	346,41	365,39	370,76	368,68	363,81
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	302,42	445,30	526,94	568,86	583,38	580,03	567,05	550,50	530,77	511,26
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	579,67	1010,00	1317,73	1492,75	1563,53	1564,30	1524,81	1467,04	1398,73	1330,17
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	78,45	135,92	167,03	183,95	192,23	194,64	194,42	193,75	193,16	192,31
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	463,15	802,10	999,95	1087,46	1088,95	1029,39	933,50	826,45	720,61	625,66
SPU mínima	24,53	98,33	167,03	183,95	192,23	194,64	194,42	193,75	193,16	192,31
SPU máxima entre as mínimas	194,64 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,455 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,555 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 1. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Dezembro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,970 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			1,183 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	254,01	545,28	763,87	873,14	904,69	890,51	854,95	810,40	761,93	714,21
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	281,78	478,74	627,76	744,41	846,95	935,63	1007,33	1063,26	1104,80	1132,29
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	155,87	362,42	510,69	571,64	581,20	571,23	556,98	542,22	527,11	512,99
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	41,22	145,02	244,11	314,22	355,25	369,29	368,92	362,46	351,49	338,24
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	352,12	496,41	564,18	578,89	571,33	552,72	528,57	503,48	478,59	454,70
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	712,08	1198,83	1472,16	1563,54	1548,73	1485,54	1400,92	1312,55	1228,15	1152,07
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	98,13	155,30	181,92	194,21	196,01	194,75	193,94	192,75	190,99	189,22
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	574,47	926,86	1079,76	1082,53	992,16	860,89	724,77	603,57	501,40	416,59
SPU mínima	41,22	145,02	181,92	194,21	196,01	194,75	193,94	192,75	190,99	189,22
SPU máxima entre as mínimas	196,01 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,485 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,592 m ³ s ⁻¹

Tabela 2. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Janeiro	Vazão média nas seções S1 e S2			1,256 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			1,531 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	575,59	1159,70	1475,59	1550,79	1511,03	1429,36	1334,00	1239,44	1152,20	1069,10
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	137,85	226,91	291,83	342,59	383,66	413,63	434,11	445,89	450,86	449,44
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	160,22	335,61	406,90	401,35	369,95	335,75	305,01	279,06	258,09	239,86
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	4,09	11,58	15,98	16,67	14,95	12,71	10,62	8,89	7,59	6,63
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	667,85	877,45	919,24	880,23	819,06	756,22	697,90	647,39	604,57	567,78
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	675,15	1074,22	1219,78	1213,66	1155,11	1083,40	1013,05	950,92	898,80	852,80
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	285,68	385,68	404,70	385,72	360,60	338,21	317,46	299,59	284,31	271,85
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1122,48	1658,55	1771,13	1630,87	1407,75	1199,22	1025,38	885,36	777,96	698,08
SPU mínima	4,09	11,58	15,98	16,67	14,95	12,71	10,62	8,89	7,59	6,63
SPU máxima entre as mínimas	16,67 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,502 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,613 m ³ s ⁻¹
Espécies	Fevereiro	Vazão média nas seções S1 e S2			1,105 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			1,347 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	491,85	1039,54	1394,88	1537,17	1543,28	1490,24	1414,66	1330,12	1247,86	1169,24
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	123,38	208,43	270,14	319,42	360,20	393,05	417,51	434,66	445,22	450,40
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	134,44	301,92	393,10	410,35	390,15	360,12	330,59	303,87	281,20	262,09
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	3,10	9,98	15,07	16,77	16,12	14,33	12,35	10,53	9,01	7,82
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	620,87	846,18	917,33	904,54	856,86	800,98	746,63	695,83	651,79	612,71
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	605,17	1003,66	1191,21	1228,54	1193,77	1135,11	1071,99	1010,42	956,27	908,89
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	261,30	371,10	403,92	397,08	375,18	354,00	334,79	316,75	301,19	287,11
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1013,61	1572,75	1769,69	1719,05	1543,62	1346,10	1169,35	1019,03	896,53	797,23
SPU mínima	3,10	9,98	15,07	16,77	16,12	14,33	12,35	10,53	9,01	7,82
SPU máxima entre as mínimas	16,77 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,442 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,539 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 2. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Março	Vazão média nas seções S1 e S2				1,022 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			1,246 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	449,82	964,72	1337,14	1513,51	1550,75	1518,87	1455,97	1381,14	1302,78	1227,49
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	116,00	197,44	257,81	305,85	345,94	379,32	405,58	425,08	438,73	446,99
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	121,69	280,07	380,50	410,88	399,64	374,07	345,78	319,41	296,04	276,09
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	2,67	8,99	14,02	16,51	16,61	15,20	13,38	11,60	10,00	8,68
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	594,67	824,16	910,57	914,40	876,28	826,71	774,67	725,66	680,74	641,29
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	568,70	956,85	1165,33	1228,64	1210,74	1163,28	1105,03	1046,53	991,84	943,65
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	246,56	360,46	400,85	401,99	383,84	363,38	344,74	327,44	311,48	297,39
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	953,85	1513,87	1751,88	1752,94	1616,34	1434,22	1258,48	1106,67	976,26	869,19
SPU mínima	2,67	8,99	14,02	16,51	16,61	15,20	13,38	11,60	10,00	8,68
SPU máxima entre as mínimas	16,61 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,511 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,623 m ³ s ⁻¹
Espécies	Abril	Vazão média nas seções S1 e S2				0,780 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,952 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	328,12	730,40	1092,28	1350,33	1492,88	1547,24	1544,59	1513,23	1464,62	1409,53
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	92,45	162,27	216,30	260,47	297,65	329,77	358,20	382,51	402,55	418,81
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	85,58	208,01	317,07	383,53	409,09	407,55	391,54	371,07	349,19	328,83
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	1,53	5,98	10,62	14,22	16,23	16,83	16,22	15,01	13,61	12,23
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	504,10	739,36	860,75	912,43	917,87	894,82	859,65	821,13	781,12	743,30
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	453,77	793,55	1035,58	1171,60	1224,54	1224,21	1196,26	1157,34	1112,31	1068,03
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	197,60	321,50	377,90	401,67	403,87	392,29	376,32	361,37	347,06	333,63
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	758,06	1297,79	1612,48	1756,70	1765,52	1684,25	1554,38	1414,88	1279,30	1159,22
SPU mínima	1,53	5,98	10,62	14,22	16,23	16,83	16,22	15,01	13,61	12,23
SPU máxima entre as mínimas	16,83 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,468 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,571 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 2. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Maio	Vazão média nas seções S1 e S2				0,640 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,780 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	258,86	585,84	909,00	1177,50	1369,47	1485,41	1540,10	1550,23	1535,16	1504,20
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	77,47	139,52	189,17	229,76	264,52	294,97	321,82	346,31	367,99	386,98
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	65,42	163,45	263,32	340,40	387,70	408,25	409,90	399,53	384,01	366,59
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	1,00	4,20	8,25	11,81	14,49	16,10	16,80	16,76	15,81	14,75
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	439,43	672,90	806,56	881,37	914,71	918,82	902,41	875,37	844,92	812,87
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	379,64	683,34	920,40	1083,97	1180,13	1222,74	1227,88	1210,24	1182,20	1148,34
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	163,94	288,26	352,65	387,51	402,71	404,45	396,03	382,76	370,24	358,32
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	629,87	1134,77	1467,11	1669,91	1762,86	1768,74	1711,66	1616,28	1500,72	1386,60
SPU mínima	1,00	4,20	8,25	11,81	14,49	16,10	16,80	16,76	15,81	14,75
SPU máxima entre as mínimas	16,80 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,448 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,546 m ³ s ⁻¹
Espécies	Junho/Outubro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,579 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			0,706 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	229,69	522,96	822,08	1085,36	1289,57	1429,21	1510,62	1545,83	1549,82	1533,92
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	70,73	128,84	176,16	215,33	248,84	278,30	304,56	327,81	349,52	368,93
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	57,05	144,13	236,66	315,03	369,21	399,67	410,76	408,22	397,48	383,13
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	0,83	3,43	7,13	10,57	13,37	15,30	16,48	16,82	16,50	15,73
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	407,79	639,36	776,00	858,81	902,87	919,77	915,05	896,80	871,73	843,48
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	345,75	632,19	860,22	1031,32	1142,28	1204,66	1228,30	1225,30	1206,99	1180,59
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	147,62	270,83	338,57	376,98	397,49	405,20	402,27	393,29	381,84	369,82
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	570,97	1055,48	1388,40	1607,15	1731,52	1775,41	1755,36	1691,21	1599,11	1494,89
SPU mínima	0,83	3,43	7,13	10,57	13,37	15,30	16,48	16,82	16,50	15,73
SPU máxima entre as mínimas	16,82 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,463 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,565 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 2. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Julho	Vazão média nas seções S1 e S2				0,526 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			0,641 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	205,30	465,86	741,10	991,49	1202,68	1359,84	1462,58	1523,88	1548,41	1548,94	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	64,76	118,82	163,95	201,41	233,86	262,48	287,77	310,91	331,70	351,28	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	50,16	126,50	211,39	287,98	347,08	385,62	405,12	411,28	406,75	396,36	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	0,67	2,83	6,13	9,33	12,17	14,35	15,81	16,64	16,80	16,45	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	379,05	605,03	743,91	832,41	886,54	913,51	919,76	911,31	892,95	869,20	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	316,02	582,70	801,63	973,98	1097,47	1175,85	1215,99	1229,76	1222,94	1204,94	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	134,06	252,65	323,63	364,66	389,97	402,10	404,97	400,32	391,68	380,57	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	520,44	977,22	1308,66	1535,66	1684,97	1759,79	1773,97	1742,33	1677,00	1590,01	
SPU mínima	0,67	2,83	6,13	9,33	12,17	14,35	15,81	16,64	16,80	16,45	
SPU máxima entre as mínimas	16,80 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,473 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,577 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Agosto	Vazão média nas seções S1 e S2				0,488 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			0,595 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	187,01	429,15	677,30	923,23	1133,21	1298,56	1417,82	1492,94	1536,14	1550,25	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	60,16	112,24	154,05	191,32	222,70	250,44	275,48	297,64	318,29	337,33	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	45,01	115,39	191,77	267,62	328,27	371,44	397,62	409,14	410,71	404,01	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	0,57	2,45	5,27	8,44	11,23	13,48	15,14	16,23	16,77	16,74	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	356,29	581,32	716,57	811,22	870,99	904,50	919,29	917,90	905,90	886,34	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	292,97	550,19	754,44	929,88	1058,92	1146,83	1200,55	1224,65	1229,33	1218,19	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	123,84	239,38	310,23	354,80	382,78	398,23	404,91	403,85	397,78	388,64	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	481,10	923,28	1240,98	1479,29	1640,82	1735,74	1774,07	1765,45	1723,00	1653,14	
SPU mínima	0,57	2,45	5,27	8,44	11,23	13,48	15,14	16,23	16,77	16,74	
SPU máxima entre as mínimas	16,74 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,488 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,595 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 2. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Setembro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,535 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			0,652 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	205,84	475,92	751,20	1009,31	1216,70	1371,85	1471,27	1528,88	1549,72	1547,18	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	64,89	120,60	165,51	204,02	236,14	265,01	290,48	313,79	334,78	354,41	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	50,29	129,57	214,57	293,17	350,76	388,22	406,28	411,06	405,45	394,22	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	0,68	2,92	6,25	9,57	12,37	14,51	15,93	16,70	16,80	16,37	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	379,69	611,35	748,14	837,48	889,54	915,00	919,37	909,23	889,44	864,92	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	316,63	591,53	809,26	984,98	1105,00	1181,19	1218,43	1229,57	1220,71	1201,13	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	134,57	255,98	325,59	367,07	391,37	402,86	404,75	399,43	389,85	378,62	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	521,44	991,53	1319,12	1549,60	1693,27	1763,59	1772,24	1734,97	1664,73	1574,03	
SPU mínima	0,68	2,92	6,25	9,57	12,37	14,51	15,93	16,70	16,80	16,37	
SPU máxima entre as mínimas	16,80 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,481 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,587 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Novembro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,758 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			0,925 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	318,45	709,82	1068,67	1326,78	1478,50	1542,93	1547,93	1521,77	1477,20	1425,87	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	90,45	159,09	212,79	255,76	292,70	324,63	353,05	377,53	398,00	414,63	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	82,75	201,65	310,29	378,07	407,30	409,14	395,14	375,67	354,44	334,51	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	1,46	5,71	10,36	13,88	16,01	16,83	16,40	15,29	13,97	12,62	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	495,73	730,56	854,25	909,03	919,24	899,70	866,76	829,70	790,56	753,84	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	443,88	778,27	1021,32	1160,34	1220,69	1226,64	1202,77	1166,39	1123,23	1080,65	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	193,33	317,29	374,79	400,27	404,73	394,67	379,42	364,55	350,37	337,35	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	740,84	1276,08	1594,66	1747,86	1770,74	1702,33	1580,95	1444,78	1311,36	1191,76	
SPU mínima	1,46	5,71	10,36	13,88	16,01	16,83	16,40	15,29	13,97	12,62	
SPU máxima entre as mínimas	16,83 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,455 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,555 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 2. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 1 – córrego Taquaras).

Espécies	Dezembro	Vazão média nas seções S1 e S2				0,970 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			1,183 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	423,81	918,87	1292,63	1490,59	1550,15	1532,76	1479,90	1412,53	1338,51	1265,54
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	111,28	190,68	249,37	296,75	336,22	369,90	397,02	418,07	433,32	443,34
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	113,82	266,31	369,95	408,87	404,69	382,38	355,61	329,85	306,32	285,83
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	2,39	8,40	13,41	16,18	16,78	15,70	14,04	12,31	10,70	9,31
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	577,78	809,77	903,44	918,27	887,71	841,97	792,59	745,24	700,43	660,95
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	545,49	927,01	1143,80	1224,08	1219,37	1179,15	1125,62	1070,34	1016,12	967,45
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	237,17	354,14	397,81	404,17	389,19	369,14	351,07	334,30	318,37	304,57
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	915,25	1475,49	1733,04	1766,76	1658,39	1489,74	1318,38	1165,16	1032,76	921,13
SPU mínima	2,39	8,40	13,41	16,18	16,78	15,70	14,04	12,31	10,70	9,31
SPU máxima entre as mínimas	16,78 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica nas seções 1 e 2			0,485 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 3			0,592 m ³ s ⁻¹

Tabela 3. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Janeiro	Vazão média na seção S4				4,641 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6				4,943 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1232,41	1631,48	1483,55	1240,98	1045,35	928,68	859,26	805,31	787,83	798,38	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	1113,20	1746,55	1904,28	1749,03	1499,13	1294,66	1153,52	1035,41	978,17	942,81	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	333,70	421,53	351,03	274,08	220,36	186,45	167,47	152,14	148,20	153,68	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	106,93	133,41	104,79	86,47	80,35	76,27	67,05	60,05	56,28	56,47	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1351,38	1412,16	1238,83	1054,35	885,96	770,16	689,27	636,23	634,97	643,84	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1323,23	1630,31	1480,19	1240,98	1035,85	893,33	795,28	723,64	702,52	707,98	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1327,53	1376,95	1409,70	1436,42	1414,17	1382,35	1341,20	1299,80	1261,63	1228,21	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	456,93	426,47	334,76	267,90	234,23	212,96	190,50	174,46	175,52	183,90	
SPU mínima	106,93	133,41	104,79	86,47	80,35	76,27	67,05	60,05	56,28	56,47	
SPU máxima entre as mínimas	133,41 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,928 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,989 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Fevereiro	Vazão média na seção S4				4,083 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3				4,350 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1123,88	1612,37	1558,18	1355,09	1154,94	1007,11	915,15	854,05	810,28	786,86	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	1010,26	1640,10	1895,31	1841,89	1652,80	1441,08	1268,87	1140,86	1049,92	979,49	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	301,99	428,80	378,77	305,85	250,32	210,87	182,37	164,60	155,28	146,32	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	97,32	134,08	115,64	92,81	83,04	78,61	75,24	66,92	60,60	55,69	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1302,87	1442,72	1300,44	1139,14	982,46	852,76	754,15	682,17	641,20	629,48	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1229,51	1624,55	1549,78	1354,60	1151,56	991,78	875,06	788,43	730,72	700,16	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1294,83	1388,72	1384,39	1430,74	1430,98	1405,56	1376,86	1341,54	1300,70	1271,38	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	447,53	444,06	367,84	295,26	252,10	229,49	208,73	187,69	176,80	172,74	
SPU mínima	97,32	134,08	115,64	92,81	83,04	78,61	75,24	66,92	60,60	55,69	
SPU máxima entre as mínimas	134,08 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,817 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,870 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 3. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Março	Vazão média na seção S4				3,776 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6			4,022 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1059,36	1582,22	1591,25	1421,79	1224,29	1065,63	958,95	888,48	836,70	802,41
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	950,70	1564,59	1876,32	1878,91	1729,09	1533,35	1354,81	1215,16	1105,29	1030,79
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	282,92	424,99	395,51	327,55	268,67	226,39	196,63	173,83	160,46	152,64
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	91,07	132,54	122,23	98,13	85,76	80,87	76,89	71,80	64,75	59,52
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1270,56	1448,51	1337,44	1189,25	1039,48	904,74	804,25	724,15	664,07	634,76
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1172,97	1603,72	1582,07	1419,49	1224,15	1056,97	932,12	838,11	764,85	719,87
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1272,42	1388,06	1378,85	1422,77	1437,01	1416,61	1392,62	1363,48	1328,82	1293,16
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	439,77	452,72	383,44	315,43	264,51	237,92	221,13	200,15	182,05	174,78
SPU mínima	91,07	132,54	122,23	98,13	85,76	80,87	76,89	71,80	64,75	59,52
SPU máxima entre as mínimas	132,54 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,755 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,804 m ³ s ⁻¹
Espécies	Abril	Vazão média na seção S4				2,884 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			3,072 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	846,87	1409,88	1626,65	1583,11	1458,54	1303,70	1164,23	1050,99	968,26	913,39
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	767,93	1304,31	1687,65	1883,08	1898,44	1804,28	1661,09	1511,52	1369,88	1265,99
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	221,88	382,80	426,07	391,76	341,68	291,12	252,27	222,38	199,19	182,39
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	68,46	121,97	134,84	120,76	101,98	89,72	83,55	80,48	77,36	74,64
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1154,95	1412,94	1430,84	1328,33	1219,01	1101,37	989,18	892,39	813,80	753,46
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	987,82	1470,89	1632,21	1574,11	1455,46	1304,96	1161,88	1041,43	945,16	871,22
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1180,92	1360,43	1380,67	1378,73	1418,08	1434,22	1433,30	1415,12	1396,59	1375,22
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	405,18	464,17	438,15	379,19	325,86	281,83	253,08	235,89	223,10	208,67
SPU mínima	68,46	121,97	134,84	120,76	101,98	89,72	83,55	80,48	77,36	74,64
SPU máxima entre as mínimas	134,84 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,865 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,921 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 3. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Maio	Vazão média na seção S4				2,363 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			2,518 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	709,23	1249,51	1550,40	1630,61	1573,95	1471,16	1343,56	1223,65	1119,62	1031,20
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	653,42	1130,32	1500,31	1766,19	1890,85	1897,00	1833,20	1732,36	1607,33	1478,97
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	181,10	338,51	416,42	421,71	387,32	345,06	302,27	269,22	241,04	216,95
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	53,87	108,50	132,01	132,30	118,77	102,91	92,07	79,87	82,16	79,87
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1061,00	1358,30	1442,99	1408,32	1318,53	1226,78	1130,60	1040,08	952,17	873,14
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	864,53	1337,76	1580,27	1628,03	1565,30	1467,41	1343,23	1223,18	1114,36	1020,62
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1087,26	1331,45	1376,35	1381,90	1382,33	1413,50	1432,29	1436,21	1426,53	1412,28
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	375,32	458,19	459,41	421,47	374,12	331,70	292,03	264,53	246,19	232,34
SPU mínima	53,87	108,50	132,01	132,30	118,77	102,91	92,07	79,87	82,16	79,87
SPU máxima entre as mínimas	132,30 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,945 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			1,007 m ³ s ⁻¹
Espécies	Junho/Outubro	Vazão média na seção S4				2,141 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6			2,280 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	648,54	1163,67	1487,54	1624,74	1611,29	1532,22	1428,14	1312,82	1205,65	1113,76
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	601,04	1051,13	1409,59	1677,77	1845,33	1906,47	1887,10	1810,90	1709,33	1599,82
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	161,98	316,22	404,89	426,33	403,72	369,79	330,81	293,63	263,48	239,47
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	48,16	99,85	126,58	134,90	126,75	111,56	98,98	90,19	84,88	82,04
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1006,40	1326,51	1436,42	1432,79	1360,57	1278,18	1195,37	1108,56	1024,35	946,46
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	805,94	1264,74	1532,68	1631,24	1602,82	1525,26	1425,66	1314,00	1205,04	1108,06
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1027,29	1318,77	1378,86	1381,16	1372,83	1395,89	1422,28	1434,59	1436,16	1424,98
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	359,20	450,93	462,13	439,77	397,72	354,51	316,06	284,15	260,90	245,09
SPU mínima	48,16	99,85	126,58	134,90	126,75	111,56	98,98	90,19	84,88	82,04
SPU máxima entre as mínimas	134,90 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,856 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,912 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 3. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Julho	Vazão média na seção S4				1,944 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6				2,071 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	591,12	1082,65	1417,71	1595,34	1629,17	1579,56	1498,88	1397,40	1293,55	1198,26	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	556,80	971,82	1313,89	1593,51	1782,35	1886,39	1907,34	1866,88	1795,13	1704,47	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	146,53	289,66	384,88	426,93	418,77	389,92	356,83	319,77	288,28	261,95	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	41,53	93,39	122,58	133,24	132,01	119,88	106,73	96,06	89,29	84,45	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	960,93	1282,38	1415,28	1447,32	1396,77	1324,57	1250,52	1171,59	1093,44	1019,37	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	750,82	1193,36	1477,34	1613,20	1624,19	1570,84	1495,06	1396,39	1294,86	1197,05	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	980,10	1281,13	1361,45	1388,74	1380,26	1381,07	1407,53	1425,71	1434,40	1435,72	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	341,12	442,62	464,21	449,75	417,69	377,02	340,56	308,03	279,39	259,74	
SPU mínima	41,53	93,39	122,58	133,24	132,01	119,88	106,73	96,06	89,29	84,45	
SPU máxima entre as mínimas	133,24 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,778 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,828 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Agosto	Vazão média na seção S4				1,803 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3				1,921 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	550,67	1020,92	1360,38	1558,91	1630,44	1608,14	1543,28	1458,55	1360,10	1266,81	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	523,51	915,61	1246,67	1521,00	1728,64	1849,88	1905,08	1892,92	1844,82	1775,03	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	134,69	271,47	369,33	420,63	425,79	402,04	374,19	340,46	307,50	281,44	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	37,13	87,07	117,97	131,33	133,48	125,95	113,08	101,71	93,13	87,81	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	923,29	1250,12	1398,18	1447,57	1423,02	1356,22	1288,26	1217,27	1143,10	1074,15	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	710,31	1139,61	1430,09	1586,81	1632,02	1599,63	1536,17	1455,19	1359,55	1267,41	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	938,25	1257,48	1353,44	1385,28	1384,41	1373,24	1393,14	1416,05	1429,66	1435,44	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	327,53	434,44	463,86	456,52	429,78	395,38	359,18	327,32	296,80	273,18	
SPU mínima	37,13	87,07	117,97	131,33	133,48	125,95	113,08	101,71	93,13	87,81	
SPU máxima entre as mínimas	133,48 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,902 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,960 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 3. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Setembro	Vazão média na seção S4				1,976 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S6			2,105 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	602,60	1095,68	1430,03	1601,15	1627,42	1572,19	1488,19	1383,05	1279,30	1183,42	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	565,67	983,98	1329,43	1607,90	1794,20	1892,35	1906,43	1859,26	1782,68	1687,37	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	149,92	293,52	388,04	427,65	415,03	386,53	352,76	314,86	284,22	257,76	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	42,78	94,63	123,56	133,55	131,34	118,52	105,39	94,76	88,59	83,96	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	971,06	1289,07	1418,55	1446,24	1391,20	1316,52	1241,64	1160,97	1082,42	1007,00	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	761,93	1204,93	1487,23	1617,16	1621,46	1563,39	1484,75	1382,32	1280,31	1181,70	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	991,64	1285,49	1362,99	1389,08	1374,12	1381,93	1409,69	1427,48	1434,81	1435,00	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	344,84	444,32	464,19	448,11	414,49	373,36	336,47	303,71	276,05	256,99	
SPU mínima	42,78	94,63	123,56	133,55	131,34	118,52	105,39	94,76	88,59	83,96	
SPU máxima entre as mínimas	133,55 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,790 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,842 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Novembro	Vazão média na seção S4				2,803 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			2,986 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	826,47	1388,05	1620,11	1595,69	1479,87	1329,23	1190,14	1073,09	985,86	927,30	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	748,25	1283,32	1666,83	1866,39	1899,28	1827,83	1695,14	1541,17	1401,87	1294,13	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	214,34	379,72	428,64	395,85	348,29	299,00	259,64	228,16	204,39	186,69	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	67,12	118,79	134,17	123,27	104,06	91,31	84,18	81,37	77,82	75,95	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1136,42	1411,71	1438,21	1340,44	1233,51	1122,03	1012,55	909,90	831,93	769,30	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	969,28	1453,97	1628,56	1586,38	1476,16	1329,70	1188,66	1065,66	967,33	890,60	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1158,54	1367,64	1388,14	1374,41	1410,98	1433,79	1435,97	1419,28	1402,10	1380,81	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	401,56	463,34	440,20	387,31	334,90	287,79	258,17	238,29	226,16	212,91	
SPU mínima	67,12	118,79	134,17	123,27	104,06	91,31	84,18	81,37	77,82	75,95	
SPU máxima entre as mínimas	134,17 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,841 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,896 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 3. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Canal (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Dezembro	Vazão média na seção S4				3,585 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6			3,819 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1016,71	1556,65	1609,94	1462,55	1271,96	1108,26	989,04	916,02	862,32	816,46
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	915,28	1511,07	1847,41	1899,74	1779,71	1589,49	1407,88	1271,81	1159,56	1061,91
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	272,22	417,81	403,01	343,12	283,02	237,67	205,39	183,31	168,23	155,50
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	85,58	132,37	126,45	102,37	88,11	81,89	77,85	74,94	65,93	61,66
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1253,25	1443,74	1358,59	1222,07	1078,40	940,67	834,88	756,40	692,92	646,18
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1136,60	1585,15	1601,43	1459,39	1272,89	1102,98	971,23	874,99	799,46	738,63
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1266,41	1376,84	1372,76	1417,36	1436,24	1425,17	1402,94	1375,42	1344,09	1311,03
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	433,39	458,76	396,64	327,23	274,27	243,52	226,52	209,48	191,67	176,90
SPU mínima	85,58	132,37	126,45	102,37	88,11	81,89	77,85	74,94	65,93	61,66
SPU máxima entre as mínimas	132,37 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,717 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,764 m ³ s ⁻¹

Tabela 4. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Janeiro	Vazão média na seção S4				4,641 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6				4,943 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1562,61	2042,06	1844,82	1527,31	1285,24	1138,74	1048,09	985,20	959,64	964,98	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	343,01	533,39	581,49	538,49	472,78	416,40	374,51	341,81	321,05	307,91	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	313,61	396,59	330,78	255,33	203,78	173,71	152,97	136,86	130,98	134,57	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	70,99	97,01	72,46	53,67	43,47	37,51	32,70	28,93	26,60	25,29	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1412,47	1470,20	1318,90	1117,16	948,38	834,78	758,42	715,74	711,24	726,71	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1308,33	1598,77	1457,40	1218,91	1019,29	883,66	788,54	723,73	701,28	706,62	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1663,85	1777,24	1833,20	1855,20	1839,30	1828,92	1808,58	1804,98	1813,26	1830,05	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1691,94	1563,98	1225,72	982,22	851,61	786,10	712,26	670,97	678,24	718,13	
SPU mínima	70,99	97,01	72,46	53,67	43,47	37,51	32,70	28,93	26,60	25,29	
SPU máxima entre as mínimas	97,01 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,928 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,989 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Fevereiro	Vazão média na seção S4				4,083 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3				4,350 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1428,04	2022,40	1942,95	1674,80	1419,65	1235,25	1121,68	1045,02	988,99	960,97	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	312,10	499,66	579,35	565,28	512,65	455,23	409,15	372,96	344,09	323,80	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	283,37	401,26	357,45	288,99	231,59	193,62	169,98	152,23	137,92	130,97	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	62,71	98,23	81,95	61,62	48,76	41,54	36,79	32,57	29,19	26,95	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1365,03	1494,50	1377,48	1212,80	1042,54	912,64	820,31	755,82	717,92	708,74	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1216,99	1595,63	1523,21	1332,74	1130,73	975,88	866,43	785,19	727,69	701,53	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1611,24	1773,08	1802,33	1853,03	1848,44	1837,80	1825,97	1808,20	1803,38	1813,46	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1655,85	1644,98	1332,52	1087,09	914,38	833,92	773,39	709,46	672,79	672,03	
SPU mínima	62,71	98,23	81,95	61,62	48,76	41,54	36,79	32,57	29,19	26,95	
SPU máxima entre as mínimas	98,23 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,817 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,870 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 4. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Março	Vazão média na seção S4				3,776 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6			4,022 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1347,81	1986,81	1986,78	1763,07	1507,27	1308,77	1174,39	1088,24	1023,45	979,67
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	294,38	477,06	571,21	575,81	534,22	480,50	431,34	394,08	362,60	338,26
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	265,34	397,95	371,10	310,03	250,82	208,67	181,10	162,32	146,88	135,26
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	57,63	96,90	87,34	66,85	52,83	44,48	39,14	35,06	31,33	28,58
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1333,80	1498,85	1406,76	1267,97	1103,30	964,28	864,85	792,32	739,77	712,31
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1162,17	1576,77	1552,71	1397,56	1202,74	1038,90	918,89	831,80	762,76	717,56
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1576,51	1767,27	1788,35	1846,13	1853,93	1839,19	1833,92	1817,59	1804,84	1805,90
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1627,42	1678,80	1398,15	1156,04	968,56	860,64	808,44	746,92	691,91	669,10
SPU mínima	57,63	96,90	87,34	66,85	52,83	44,48	39,14	35,06	31,33	28,58
SPU máxima entre as mínimas	96,90 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,755 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,804 m ³ s ⁻¹
Espécies	Abril	Vazão média na seção S4				2,884 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			3,072 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1081,51	1778,44	2037,69	1976,46	1811,95	1608,18	1432,28	1290,66	1188,37	1116,17
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	238,89	400,09	515,40	573,55	579,90	554,73	516,01	474,61	436,92	406,55
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	206,44	360,88	400,64	367,59	322,10	273,80	234,26	204,93	183,96	168,78
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	40,77	84,29	98,25	86,13	70,04	57,91	49,32	43,79	39,65	36,49
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1212,80	1468,73	1486,68	1399,37	1298,61	1170,98	1051,33	952,05	876,79	815,46
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	980,70	1449,97	1601,52	1545,53	1433,31	1283,14	1141,19	1023,90	932,51	860,68
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1430,06	1724,21	1776,24	1789,88	1839,70	1855,17	1849,34	1839,43	1835,57	1824,96
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1500,29	1714,92	1612,57	1381,60	1196,22	1038,50	921,25	853,97	816,17	769,08
SPU mínima	40,77	84,29	98,25	86,13	70,04	57,91	49,32	43,79	39,65	36,49
SPU máxima entre as mínimas	98,25 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,865 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,921 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 4. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Maio	Vazão média na seção S4				2,363 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			2,518 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	907,14	1583,43	1947,87	2041,02	1964,36	1828,01	1660,03	1505,79	1375,66	1267,74
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	204,21	348,10	459,10	537,65	576,17	580,79	562,98	534,00	500,46	466,98
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	168,37	318,28	392,50	394,98	363,91	326,24	285,49	250,51	222,47	200,30
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	30,06	72,26	95,10	96,55	84,49	71,20	60,72	52,75	47,05	42,90
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1115,63	1419,12	1496,51	1465,38	1391,38	1308,15	1203,54	1102,15	1011,55	936,10
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	858,25	1322,33	1554,46	1596,61	1537,64	1444,79	1321,65	1201,48	1094,58	1004,61
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1305,81	1670,81	1759,52	1777,99	1794,78	1836,82	1854,60	1853,22	1844,91	1838,40
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1385,92	1696,24	1697,05	1550,42	1362,13	1209,95	1075,62	967,68	890,90	845,80
SPU mínima	30,06	72,26	95,10	96,55	84,49	71,20	60,72	52,75	47,05	42,90
SPU máxima entre as mínimas	96,55 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,945 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			1,007 m ³ s ⁻¹
Espécies	Junho/Outubro	Vazão média na seção S4				2,141 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6			2,280 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	830,40	1477,67	1872,74	2035,53	2012,80	1909,81	1771,45	1620,06	1483,88	1368,48
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	189,06	323,22	430,43	512,44	563,20	581,66	576,64	556,68	528,86	498,45
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	151,72	294,52	379,58	400,98	380,44	347,99	312,21	276,53	245,66	221,05
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	25,58	65,77	90,52	98,28	90,90	78,41	67,34	58,48	51,69	46,74
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1064,85	1383,10	1486,64	1488,30	1427,23	1357,49	1272,84	1178,88	1086,98	1006,13
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	801,01	1250,65	1509,25	1600,79	1572,06	1501,22	1403,68	1292,43	1183,71	1088,55
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1240,30	1631,37	1744,06	1774,99	1782,35	1813,19	1843,80	1855,51	1851,47	1843,16
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1325,48	1670,79	1712,43	1619,43	1448,67	1292,98	1162,89	1047,27	953,42	887,21
SPU mínima	25,58	65,77	90,52	98,28	90,90	78,41	67,34	58,48	51,69	46,74
SPU máxima entre as mínimas	98,28 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,856 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,912 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 4. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Julho	Vazão média na seção S4				1,944 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6			2,071 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	757,04	1376,99	1787,92	2002,27	2037,79	1971,70	1865,44	1730,49	1595,04	1473,87
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	174,81	300,79	402,98	485,67	544,22	574,67	582,23	572,42	552,26	526,41
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	136,26	271,85	362,92	399,79	392,34	366,30	336,27	302,42	270,94	243,36
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	21,63	59,48	84,88	97,46	95,60	85,35	74,20	64,84	57,21	51,16
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1012,27	1345,55	1470,74	1498,11	1456,82	1396,32	1331,25	1247,85	1161,96	1080,26
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	745,82	1182,16	1456,26	1585,31	1592,37	1542,73	1472,17	1374,33	1280,33	1175,44
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1171,10	1589,17	1725,70	1769,28	1777,47	1791,89	1827,43	1848,14	1854,21	1851,29
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1259,71	1638,54	1715,31	1667,46	1528,56	1373,38	1245,58	1130,58	1028,87	947,05
SPU mínima	21,63	59,48	84,88	97,46	95,60	85,35	74,20	64,84	57,21	51,16
SPU máxima entre as mínimas	97,46 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,778 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,828 m ³ s ⁻¹
Espécies	Agosto	Vazão média na seção S4				1,803 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S3			1,921 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	705,40	1300,15	1718,55	1958,84	2041,99	2008,70	1924,13	1811,56	1681,34	1560,42
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	164,53	284,06	382,83	463,89	526,33	564,75	581,07	579,83	566,13	545,54
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	125,30	254,77	347,89	394,26	398,75	378,97	352,04	322,11	290,63	262,95
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	18,89	54,58	80,65	95,64	97,75	90,30	79,74	70,00	61,96	55,41
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	972,96	1314,60	1455,66	1497,10	1477,41	1423,60	1366,52	1298,14	1216,80	1138,98
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	705,82	1130,19	1410,86	1560,97	1601,22	1569,05	1511,31	1433,04	1337,70	1245,45
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1118,52	1553,28	1709,38	1760,58	1775,89	1783,06	1809,91	1838,59	1851,62	1854,46
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1209,81	1608,94	1713,97	1693,08	1585,28	1439,74	1309,00	1196,10	1092,22	1004,69
SPU mínima	18,89	54,58	80,65	95,64	97,75	90,30	79,74	70,00	61,96	55,41
SPU máxima entre as mínimas	97,75 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,902 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,960 m ³ s ⁻¹

Continuação Tabela 4. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Setembro	Vazão média na seção S4				1,976 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S6			2,105 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	771,73	1393,04	1802,77	2009,26	2035,09	1961,99	1851,16	1711,32	1576,90	1455,37	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	177,58	304,34	407,63	489,99	547,76	576,63	582,00	570,07	548,87	521,90	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	139,35	275,44	365,94	400,42	390,62	363,28	332,55	297,76	266,80	239,26	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	22,40	60,51	85,89	97,73	94,97	84,25	73,04	63,71	56,26	50,30	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1022,89	1352,01	1473,66	1497,35	1452,04	1389,39	1322,26	1235,94	1149,89	1067,82	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	756,83	1193,20	1465,64	1588,96	1589,61	1535,86	1462,02	1360,09	1258,69	1160,40	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1185,41	1596,24	1729,18	1770,47	1777,80	1793,98	1830,31	1849,91	1854,28	1850,73	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1273,37	1644,29	1715,27	1661,27	1515,89	1359,38	1231,81	1115,67	1016,12	935,26	
SPU mínima	22,40	60,51	85,89	97,73	94,97	84,25	73,04	63,71	56,26	50,30	
SPU máxima entre as mínimas	97,73 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,790 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,842 m ³ s ⁻¹	
Espécies	Novembro	Vazão média na seção S4				2,803 m ³ s ⁻¹		Vazão média na seção S3			2,986 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)										
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1055,92	1752,56	2031,05	1992,17	1839,52	1640,99	1463,77	1319,72	1210,44	1134,05	
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	233,78	392,51	507,66	569,95	581,45	560,06	523,98	483,90	445,66	414,53	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	200,85	355,38	401,17	373,05	329,44	281,24	241,13	210,92	188,53	172,79	
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	39,15	82,76	98,33	88,01	72,12	59,63	50,72	44,89	40,50	37,38	
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1199,38	1463,65	1490,57	1410,56	1315,23	1191,79	1073,34	971,91	894,31	830,73	
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	962,96	1433,49	1598,95	1556,74	1453,55	1307,79	1167,27	1048,03	953,36	879,19	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1412,95	1717,51	1774,01	1786,32	1833,41	1854,77	1851,07	1839,98	1836,91	1827,53	
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1485,30	1715,64	1629,51	1407,78	1220,89	1062,31	940,42	865,19	825,40	782,84	
SPU mínima	39,15	82,76	98,33	88,01	72,12	59,63	50,72	44,89	40,50	37,38	
SPU máxima entre as mínimas	98,33 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,841 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,896 m ³ s ⁻¹	

Continuação Tabela 4. Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Útil (SPU) para a determinação da vazão ecológica associada ao Índice de Qualidade da Água (Trecho 2 – ribeirão Espírito Santo).

Espécies	Dezembro	Vazão média na seção S4				3,585 m ³ s ⁻¹	Vazão média na seção S6			3,819 m ³ s ⁻¹
	% da vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^a	1294,77	1955,31	2011,15	1817,04	1567,03	1362,92	1214,46	1119,55	1051,89	998,77
<i>Astyanax bimaculatus</i> ^j	282,95	462,31	563,96	580,10	546,75	496,76	447,27	408,17	376,20	349,74
<i>Hoplias malabaricus</i> ^a	253,58	393,75	379,82	323,48	264,49	219,80	189,37	169,58	153,91	140,54
<i>Hoplias malabaricus</i> ^j	54,25	95,47	90,64	70,37	55,79	46,54	40,67	36,68	32,93	29,82
<i>Hypostomus affinis</i> ^a	1312,34	1496,85	1425,64	1301,50	1143,41	1002,59	897,19	818,23	761,33	723,60
<i>Hypostomus affinis</i> ^j	1126,54	1558,96	1570,84	1436,99	1250,85	1083,96	957,05	864,25	792,50	737,74
<i>Oligosarcus hepsetus</i> ^a	1550,66	1759,89	1782,65	1838,17	1854,71	1843,64	1836,76	1824,46	1809,00	1803,00
<i>Rhamdia quelen</i> ^a	1606,84	1694,51	1444,74	1200,68	1009,23	884,48	826,54	771,81	715,93	676,47
SPU mínima	54,25	95,47	90,64	70,37	55,79	46,54	40,67	36,68	32,93	29,82
SPU máxima entre as mínimas	95,47 m ² km ⁻¹		Vazão ecológica na seção 4			0,717 m ³ s ⁻¹	Vazão ecológica na seção 6			0,764 m ³ s ⁻¹

ANEXO: Autorizações do Instituto Estadual de Florestas (IEF)



GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS
SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - IEF
GERÊNCIA DE PROTEÇÃO À FAUNA E FLORA
DIRETORIA DE PESQUISA E PROTEÇÃO À BIODIVERSIDADE



00004568 2101 2012 - 98

Anote abaixo o número do SIPRO

8860-137012-0

AUTORIZAÇÃO - FAUNA AQUÁTICA - PARA FINS DE: CIENTÍFICO (X) DESPESCA () PEIXAMENTO ()

Nº DA AUTORIZAÇÃO - 090/12 INÍCIO (X)	RENOVAÇÃO ()	CATEGORIA "D"	PERÍODO DE VALIDADE 20/07/12 A 20/07/13	PROCESSO - IEF / DPBIO / GPFF Nº 97879-1561-2012
OBJETO:				FAVORECIDO:
<input checked="" type="checkbox"/>	COLETA			<input checked="" type="checkbox"/> INSTITUIÇÃO CIENTÍFICA
<input checked="" type="checkbox"/>	CAPTURA			<input checked="" type="checkbox"/> PESQUISADOR
<input checked="" type="checkbox"/>	TRANSPORTE			<input type="checkbox"/> CRIADOR COMERCIAL
<input type="checkbox"/>	SOLTURA			<input type="checkbox"/> OUTROS: CONSULTORIA
<input type="checkbox"/>	OUTROS (ESPECIFICAR):			

FAVORECIDO - ESPECIFICAÇÃO

NOME DO PROJETO: ANÁLISE BIDIMENSIONAL NA DETERMINAÇÃO DE CAUDAIS ECOLÓGICOS: APLICAÇÃO DO MODELO RIVER2D, UMA COMPARAÇÃO ENTRE A UTILIZAÇÃO DE PEIXES E LARVAS DE INSETOS.

RESPONSÁVEL(EIS) TÉCNICO(S): VÍVIAN GEMILIANO PINTO - CREA MG - 67.397/D

INSTITUIÇÃO: INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO E CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO SUDESTE DE MINAS GERAIS

ENDEREÇO: RUA BERNARDO MASCARENHAS, Nº 1.283 - BLOCO H - SALA 203 - BAIRRO: FÁBRICA / JUIZ DE FORA/MG

RESPONSÁVEL PELA EXPEDIÇÃO (COLETA / CAPTURA / TRANSPORTE / SOLTURA): VÍVIAN GEMILIANO PINTO
JORGE ABDALA DERGAM DOS SANTOS - 16532/4-D CRB - 4º REGIÃO / ROBERTO DA GAMA ALVES - RG/UF M-577.443
CELSON BANDEIRA DE MELO RIBEIRO - CREA-MG: 65.010/D

AUXILIAR(ES): MAICOM PETERS XAVIER - RG.: MG-13.301.224 / ILKA DUTRA MATOS - RG: MG-13.874.348
VAGNER GEMILIANO PINTO - CREA MG-90.133/D / FREDERICO FERNANDES PEREIRA - RG: MG-13.988.962
NATÁLIA COUTINHO SANCHES - RG: MG-11.132.573 / LUCAS CAETANO DE BARROS - CRBIO Nº 80.881/04-D
NICHOLAS WALKER CPF.: 01783308680, PRISCILLA CAROLINE SILVA CRBIO 070938/04-D
UDSON SANTOS RG.: MG-13.079.866, VINÍCIOS JOSÉ CARVALHO REIS RG.: 10571463665

TRANSPORTADOR(ES): OS MESMOS

MEIO DE TRANSPORTE: ---

PROCEDÊNCIA (ORIGEM): BACIA DO RIBEIRÃO DO ESPÍRITO SANTO / MUNICÍPIO: JUIZ DE FORA

DESTINO: UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - VIÇOSA/MG

QUANTIDADE	NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM
Indeterminada	CLASSE PEIXES	PEIXES EM GERAL

OBSERVAÇÕES / CONDICIONANTES: ESTA AUTORIZAÇÃO NÃO EXIME O TITULAR E SUA EQUIPE DA NECESSIDADE DE OBTER AS ANUÊNCIAS PREVISTAS EM OUTROS INSTRUMENTOS LEGAIS, BEM COMO DO CONSENTIMENTO DO RESPONSÁVEL PELA ÁREA, PÚBLICA OU PRIVADA, ONDE SERÁ REALIZADA A ATIVIDADE; O PROJETO PODERÁ SER CANCELADO PELO ÓRGÃO, CASO O EXECUTOR NÃO ATENDA AS NORMAS EXIGIDAS PARA CONTROLE DAS PESQUISAS; O RESPONSÁVEL PELA EXPEDIÇÃO DEVERÁ APRESENTAR RELATÓRIO FINAL AO TÉRMINO DA VALIDADE DESTA AUTORIZAÇÃO COM A LISTA DOS ESPÉCIMES COLETADOS, SENDO FATOR CONDICIONANTE PARA OBTENÇÃO DE RENOVACÃO DE AUTORIZAÇÃO; A PRESENTE AUTORIZAÇÃO POSSUI VALIDADE APENAS NO TERRITÓRIO DO ESTADO DE MINAS GERAIS; ESTA AUTORIZAÇÃO NÃO AUTORIZA CAPTURA / COLETA / TRANSPORTE DE ESPÉCIMES AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO SALVO QUANDO ESPECIFICADOS VÁLIDA SOMENTE SEM EMENDAS OU RASURAS.

LOCAL E DATA DE EMISSÃO

BELO HORIZONTE, 20 DE JULHO DE 2012

ASSINATURA E CARIMBO / AUTORIDADE EXPEDIDORA

Paulo Fernandes Scheid
Paulo Fernandes Scheid
Instituto Ambiental
Mg-114715-5

O RESPONSÁVEL DEVERÁ ESTAR SEMPRE ACOMPANHADO DESTA DOCUMENTO PARA APRESENTÁ-LO ÀS AUTORIDADES.

Cidade Administrativa Presidente Tancredo Neves, Rodovia Prefeito Américo Gianetti, s/nº, bairro Serra Verde
Edifício Minas, 1º andar, CEP 31.630-900 - Belo Horizonte - MG
Telefone: (31) 3915-1260 - e-mail: pesca.cientifica@meioambiente.mg.gov.br



GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS
SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS
DIRETORIA DE PESQUISA E PROTEÇÃO À BIODIVERSIDADE
NÚCLEO DA PESCA

SIGED



00002988 2101 2013-66

7774-1370-8013-3
Anote abaixo o número do SIPRO

LICENÇA DE PESCA CIENTÍFICA – CATEGORIA “D”

INVENTARIAMENTO () PEIXAMENTO () MANEJO () PESQUISA CIENTÍFICA (X)

Nº DA LICENÇA – 076/2013		CATEGORIA	PERÍODO DE VALIDADE	PROCESSO - IEF / DPBio / NUPES
INÍCIO () RENOVAÇÃO (X) 090/12		“D”	12/07/13 A 12/07/14	Nº 0130120- 1561-2013
FINALIDADE:			FAVORECIDO:	
<input checked="" type="checkbox"/>	COLETA		<input type="checkbox"/>	CONSULTORIA
<input checked="" type="checkbox"/>	CAPTURA		<input checked="" type="checkbox"/>	PESQUISADOR
<input checked="" type="checkbox"/>	TRANSPORTE		<input type="checkbox"/>	INSTITUIÇÃO CIENTÍFICA
<input type="checkbox"/>	SOLTURA		<input type="checkbox"/>	OUTROS:
<input type="checkbox"/>	OUTROS:			
Favorecido - Especificação				
Nome do Projeto: Análise bidimensional na determinação de caudais ecológicos: aplicação do modelo River2D, uma comparação entre a utilização de peixes e larvas de insetos.				
Responsável pelo projeto: Vivian Gemiliano Pinto – CREA MG nº 67.397/D				
Instituição/Empresa: Instituto Federal de Educação e Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais				
Equipe Técnica: Vivian Gemiliano Pinto – CREA MG nº 67.397/D, Jorge Abdala Dergam dos Santos – CRBio nº 16.532/04-D e Celso Bandeira de Melo Ribeiro - CREA MG nº 65.010/D				
Auxiliares: Roberto da Gama Alves – RG M577.443; Maicom Peters Xavier – RG MG13.301.224, Ilka Dutra Matos – RG MG13.874.348, Vagner Gemiliano Pinto – CREA MG nº 90.133/D, Frederico Fernandes Pereira – RG MG13.988.962, Natália Coutinho Sanches – RG MG11.132.573, Lucas Caetano de Barros – CRBio nº 80.881/04-D, Nicholas Walker CPF nº 01783308680, Priscilla Caroline Silva CRBio nº 70.938/04-D, Udson Santos – RG MG13.079.866 e Vinícios José Carvalho Reis – RG 10571463665				
Procedência (Origem): Ribeirão do Espírito Santo, sub-bacia do rio Paraibuna, bacia do Paraíba do Sul. Município: Juiz de Fora				
Destino: Museu de Zoologia João Moojen, Universidade Federal de Viçosa				
Outras Informações: ---				
	Quantidade	Nome Científico	Nome Comum	
Observações: Esta licença não exige o responsável pelo projeto da necessidade de obter demais autorizações exigidas em outros instrumentos legais, bem como da anuência do responsável pela área privada onde será realizada a atividade, quando for o caso. Ao final do prazo estipulado, o responsável pelo projeto deverá encaminhar à Diretoria de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade o relatório técnico sobre o trabalho realizado. A equipe técnica deverá portar este documento durante o período de validade da licença. A presente licença é válida apenas no território do Estado de Minas Gerais, somente sem emendas ou rasuras.				
Local e Data de Emissão		Assinatura e Carimbo / Autoridade Expedidora		
Belo Horizonte, 12 de julho de 2013.		 Fabiana Castro Morais Zanetti Coordenadora Núcleo de Pesca - DPBio - IEF MASP: 1147274-3		
		 Neluce Maria Avenhart Soares Diretora de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade do IEF MASP: 1.266.716-4		

Administrativa Presidente Cidade Tancredo Neves, Rodovia Prefeito Américo Gianetti, s/nº, bairro Serra Verde
Edifício Minas, 1º andar, CEP 31.630-900 - Belo Horizonte - MG
Telefone: (31) 3915-1260 – e-mail: pesca.ief@meioambiente.mg.gov.br

