

IARA DE CASTRO E OLIVEIRA

**MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA UNI E BIDIMENSIONAL
DO RIO FORMOSO (MG)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

O48m
2013

Oliveira, Iara de Castro e, 1988-

Modelagem ecohidrológica uni e bidimensional do rio Formoso (MG) / Iara de Castro e Oliveira. – Viçosa, MG, 2013.

xvi, 121 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Inclui apêndices.

Orientador: Demetrius David da Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 87-96.

1. Hidrologia. 2. Hidrologia - Modelos matemáticos.
3. Recursos naturais - Conservação. 4. Formoso, Rio (MG).
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.7

IARA DE CASTRO E OLIVEIRA

**MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA UNI E BIDIMENSIONAL
DO RIO FORMOSO (MG)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 16 de julho de 2013.

Prof. Michel Castro Moreira

Prof. Silvio Bueno Pereira

Prof. Demetrius David da Silva
(Orientador)

Aos meus pais,
meus maiores amores,
dedico.

"A nossa recompensa está no esforço, não no resultado. Um esforço total é uma vitória completa." (Gandhi)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por tornar essa jornada possível, concedendo-me luz e serenidade sempre.

Aos meus pais, Wagner Herbert Oliveira e Mariângela de Castro e Oliveira, pelo amor incondicional e por me ensinarem a perseverar em todos os desafios e obstáculos. Vocês são meus maiores exemplos!

Ao meu irmão, Otávio, pelo amor e companheirismo ao longo dos anos.

Ao Marcus Vinícius, meu maior e melhor companheiro em Viçosa, agradeço pelos momentos de alegria e tantas risadas, pela atenção e carinho de sempre.

Às minhas lindas irmãs do Cublico e agregadas de coração, e à parentada d'O Bloco, amigos pra vida toda, que compartilharam comigo tantos momentos de alegria e ensinamentos.

Ao professor Demetrius David da Silva, pela valiosa orientação na condução desse trabalho, bem como ao longo dos anos de graduação. Agradeço pela gentileza, atenção e confiança ao longo destes anos.

Aos professores e coorientadores Celso Bandeira de Melo Ribeiro e Jorge Abdala Dergam dos Santos, pelas ideias, críticas e sugestões no desenvolvimento deste trabalho.

Aos membros da banca, professores Michel Castro Moreira e Silvio Bueno Pereira pelas valiosas contribuições ao trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste curso.

Aos professores e aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, pela dedicação e excelência de ensino.

Aos amigos de pós-graduação e estagiários do Centro de Referência em Recursos Hídricos: Hugo, Luana, Abrahão, Camila, André, Bruno, Vitor, Bárbara Porto, Gabriela e Bárbara Silva.

A toda a equipe que participou das quatro campanhas de campo, meu enorme agradecimento, pois sem vocês este trabalho não seria realizado. Obrigado pelo companheirismo e profissionalismo de todos vocês.

A Maria Aparecida, proprietária da fazenda em Tabuleiro (MG), por fornecer espaço e apoio logístico durante os experimentos de campo.

BIOGRAFIA

Iara de Castro e Oliveira, filha de Wagner Herbert Oliveira e Mariângela de Castro e Oliveira, nasceu no dia 23 de janeiro de 1988, em Belo Horizonte, Minas Gerais.

Em maio de 2006, iniciou o curso de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), graduando-se em julho de 2011.

Durante a graduação, entre os anos de 2008 e 2010, foi bolsista de iniciação científica da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e, posteriormente, do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Ainda em 2010, foi bolsista do programa de graduação sanduíche CAPES/FIPSE, cursando um período letivo na *Iowa State University* (ISU), em Ames, Iowa (EUA).

Em agosto de 2011, iniciou os estudos no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em nível de Mestrado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais. Em julho de 2013, submeteu-se à defesa da dissertação.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. VAZÃO ECOLÓGICA	5
3.2. METODOLOGIA IFIM	11
3.2.1. Determinação de vazões ecológicas por meio da aplicação da IFIM	13
3.3. MODELAGENS HIDRÁULICA E DE HABITAT	20
3.3.1. Modelagem unidimensional	21
3.3.2. Modelagem bidimensional	30
3.4. MODELAGEM UNIDIMENSIONAL X MODELAGEM BIDIMENSIONAL	35
4. MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1. ÁREA DE ESTUDO	40
4.2. MONITORAMENTO EM CAMPO	43
4.2.1. Variáveis hidráulicas: velocidade, profundidade e vazão	44
4.2.2. Substrato e cobertura	47
4.2.3. Coleta de peixes	47
4.2.4. Levantamento topobatimétrico	48
4.3. DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE CANAL	49
4.4. DETERMINAÇÃO DOS ÍNDICES DE APTIDÃO DE HABITAT	50
4.5. DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES-ALVO	51
4.6. MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA	52
4.6.1. Modelagem unidimensional: PHABSIM	52
4.6.2. Modelagem bidimensional: <i>River2D</i>	53
4.6.3. Avaliação de desempenho da modelagem hidráulica dos modelos PHABSIM e <i>River2D</i>	54
4.7. CARACTERIZAÇÃO DO REGIME FLUVIAL E VAZÕES DE SIMULAÇÃO	55
4.8. DETERMINAÇÃO DAS VAZÕES ECOLÓGICAS	56
4.9. DETERMINAÇÃO DAS VAZÕES MÍNIMAS DE REFERÊNCIA	56
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1. MODELAGEM HIDRÁULICA	57
5.1.1. Avaliação de desempenho	57
5.1.2. Simulação hidráulica	61
5.2. MODELAGEM DE HABITAT	64
5.3. DETERMINAÇÃO DO REGIME DE VAZÕES ECOLÓGICAS	72

5.4. COMPARAÇÃO COM AS VAZÕES MÍNIMAS REMANESCENTES.....	83
6. CONCLUSÕES.....	86
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	87
ANEXOS.....	97
APÊNDICES.....	108

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Vazões de referência e percentuais outorgáveis no Brasil pelos respectivos órgãos gestores em níveis estaduais e federal.	7
Figura 2 – Configuração das curvas de aptidão de habitat nas formas univariada e binária.....	15
Figura 3 – Composição do índice de aptidão de habitat composto para uma célula.	18
Figura 4 – Representação do trecho do rio na modelagem unidimensional do PHABSIM, discretizado em células de cálculo.....	23
Figura 5 – Diagrama do funcionamento das modelagens hidráulica e de habitat do PHABSIM.	24
Figura 6 – Representação da regressão linear utilizada pelo modelo STGQ.	25
Figura 7 – Representação de um trecho de rio e da variação de energia entre duas de suas seções transversais (S1 e S2).....	27
Figura 8 – Localização da bacia hidrográfica do rio Formoso.	40
Figura 9 – Localização dos trechos de monitoramento no rio Formoso.	41
Figura 10 – Caracterização do primeiro trecho de monitoramento do rio Formoso – Trecho 1.	42
Figura 11 – Caracterização do segundo trecho de monitoramento do rio Formoso – Trecho 2.	42
Figura 12 – Localização das seções transversais de monitoramento no Trecho 1.....	44
Figura 13 – Localização das seções transversais de monitoramento no Trecho 2.....	44
Figura 14 – Medição da velocidade utilizando-se o micromolinetete hidráulico.....	46
Figura 15 – Medição de vazão com o equipamento ADCP.	46
Figura 16 – Posicionamento de rede de captura em uma seção de monitoramento (a) e coleta e identificação de espécies de peixe capturadas (b).....	48

Figura 17 – Comparação entre os dados observados e simulados obtidos pelos modelos PHABSIM (a, c) e <i>River2D</i> (b, d) para o Trecho 1 do rio Formoso.	57
Figura 18 – Comparação entre os dados observados e simulados obtidos pelos modelos PHABSIM (a, c) e <i>River2D</i> (b, d) para o Trecho 2 do rio Formoso.	58
Figura 19 – Representação gráfica das variações transversal e longitudinal de profundidade (célula a célula) para o Trecho 1, obtida pelo PHABSIM, considerando uma vazão de 5,91 m ³ /s (vista longitudinal).	62
Figura 20 – Representação gráfica das variações transversal e longitudinal da profundidade (célula a célula) para o Trecho 1, obtida pelo <i>River2D</i> , considerando uma vazão de 5,91 m ³ /s (vista longitudinal).	62
Figura 21 – Distribuição de profundidade (a) e velocidade (b) do Trecho 1 simuladas pelo PHABSIM e <i>River2D</i> para uma vazão de 5,91m ³ /s.	63
Figura 22 – Distribuição de profundidade (a) e velocidade (b) do Trecho 2 simuladas pelo PHABSIM e <i>River2D</i> para uma vazão de 8,76 m ³ /s.	64
Figura 23 – Curvas de % SPU _{Máx} versus vazão, para o Trecho 1, produzidas pelo modelo unidimensional PHABSIM.	66
Figura 24 – Curvas de % SPU _{Máx} versus vazão, para o Trecho 1, produzidas pelo modelo bidimensional <i>River2D</i>	66
Figura 25 – Curvas de % SPU _{Máx} versus vazão, para o Trecho 2, produzidas pelo modelo unidimensional PHABSIM.	67
Figura 26 – Curvas de % SPU _{Máx} versus vazão, para o Trecho 2, produzidas pelo modelo bidimensional <i>River2D</i>	67
Figura 27 – Distribuição temporal dos regimes de vazões ecológicas propostos pelos modelos PHABSIM e <i>River2D</i> e das porcentagens não outorgáveis da Q _{7,10} , da Q ₉₀ e da Q ₉₅ para o Trecho 1.	84
Figura 28 – Distribuição temporal dos regimes de vazões ecológicas propostos pelos modelos PHABSIM e <i>River2D</i> , e das porcentagens não outorgáveis da Q _{7,10} , da Q ₉₀ e da Q ₉₅ para o Trecho 2.	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características ecológicas associadas a diferentes componentes do regime hidrológico	8
Tabela 2 – Principais trabalhos elaborados no Brasil sobre vazões ecológicas	10
Tabela 3 – Altitude e coordenadas geográficas das seções de monitoramento dos Trechos 1 e 2 do rio Formoso	43
Tabela 4 – Relação entre tipos de substrato, D_{50} , k_s e Código correspondente ao primeiro dígito do Índice de Canal (IC)	49
Tabela 5 – Valores máximos de SPU produzidos pelos modelos PHABSIM e <i>River2D</i> para os trechos monitorados do rio Formoso	65
Tabela 6 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m^2/km , correspondente ao período seco, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos <i>River2D</i> e PHABSIM	73
Tabela 7 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m^2/km , correspondente ao período normal, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos <i>River2D</i> e PHABSIM	74
Tabela 8 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m^2/km , correspondente ao período chuvoso, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos <i>River2D</i> e PHABSIM	75
Tabela 9 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m^2/km , correspondente ao período seco, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos <i>River2D</i> e PHABSIM	76
Tabela 10 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m^2/km , correspondente ao período normal, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos <i>River2D</i> e PHABSIM	77

Tabela 11 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m²/km, correspondente ao período chuvoso, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos *River2D* e PHABSIM 78

Tabela 12 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva percentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico no Trecho 1, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo PHABSIM 79

Tabela 13 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva percentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico no Trecho 1, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo *River2D*..... 79

Tabela 14 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva percentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico remanescente no Trecho 2, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo PHABSIM 81

Tabela 15 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva percentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico remanescente no Trecho 2, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo *River2D* 81

RESUMO

OLIVEIRA, Iara de Castro e, M. Sc. Universidade Federal de Viçosa, julho de 2013. **Modelagem ecohidrológica uni e bidimensional do rio Formoso (MG).** Orientador: Demetrius David da Silva. Coorientadores: Celso Bandeira de Melo Ribeiro e Jorge Abdala Dergam dos Santos.

Objetivou-se, neste trabalho, avaliar as abordagens unidimensional e bidimensional na modelagem ecohidrológica do rio Formoso (MG). Foram avaliados os resultados das simulações hidráulicas, bem como das simulações de habitat e de vazão ecológica para as espécies de peixe de interesse, produzidos pelo modelo unidimensional PHABSIM e pelo modelo bidimensional *River2D*. Para tanto, foi necessário quantificar, *in situ*, diversas variáveis hidráulicas, hidrológicas e biológicas em dois trechos de monitoramento de 1 km de extensão do rio Formoso (Trechos 1 e 2). Foram realizadas quatro campanhas de campo, duas em período seco (Julho de 2011 e Junho de 2012) e duas em período chuvoso (Março de 2011 e Fevereiro de 2012). As espécies *Hypostomus auroguttatus* (Cascudo), *Oligosarcus hepsetus* (Lambari-cachorro) e *Leporinus mormyrops* (Timburé) foram consideradas as espécies-alvo do estudo, sendo, portanto, utilizadas na caracterização do ecossistema aquático do rio Formoso em sua modelagem de habitat. Os resultados obtidos com as modelagens uni e bidimensional revelaram que os modelos PHABSIM e *River2D* se mostraram aptos a serem utilizados nas simulações hidráulicas e de habitat nos dois trechos estudados no rio Formoso. A avaliação do desempenho da modelagem hidráulica dos modelos em questão indicou que o PHABSIM apresentou melhores ajustes entre os dados observados e simulados para as variáveis hidráulicas profundidade e velocidade. Todavia, a modelagem de habitat realizada por este modelo, quando comparada com aquela realizada pelo *River2D*, mostrou-se incapaz de avaliar, com precisão, as características reais do habitat físico nos segmentos do rio localizados entre as seções transversais de monitoramento. As vazões ecológicas propostas com base nos modelos PHABSIM e *River2D* foram equivalentes para o Trecho 1, variando entre 3,15 e 5,17 m³/s. Já para o Trecho 2, os valores de vazões ecológicas propostos com base no modelo PHABSIM ficaram entre 4,27 e 5,01 m³/s e, com base no modelo *River2D*, entre 3,74 e 5,01 m³/s. Tais vazões apresentaram valores expressivamente maiores que aqueles correspondentes aos percentuais não outorgáveis de vazões mínimas de referência previstos nas

legislações vigentes em níveis estaduais e federal (50% $Q_{7,10}$, 50% Q_{90} e 30% Q_{95}), revelando a necessidade de se avaliar os resultados obtidos mediante a utilização dos modelos em questão em associação com os aspectos socioeconômicos envolvidos na gestão hídrica, a fim de se determinar regimes de vazão, para ambos os trechos de estudo do rio Formoso, que sejam capazes de cumprir, da melhor maneira possível, suas funções ecológica, sanitária, social e econômica

ABSTRACT

OLIVEIRA, Iara de Castro e, M. Sc. Universidade Federal de Viçosa, July, 2013. **One and two dimensional ecohydrologic modeling of Formoso River (MG)**. Advisor: Demetrius David da Silva. Co-Advisors: Celso Bandeira de Melo Ribeiro and Jorge Abdala Dergam dos Santos.

The objective of this study was to evaluate the one and two-dimensional approaches on the ecohydrologic modeling of Formoso River (MG). The study evaluated the results of the hydraulic simulations, as well as of the available habitat simulations and of instream flows for fish species, produced by the one-dimensional model PHABSIM and the two-dimensional model River2D. Thus, it was necessary to quantify, *in situ*, several hydraulic, hydrologic and biological variables on two monitoring sections (Sections 1 and 2) of 1 km long. Four field campaigns were held, two on drought seasons (July 2011 and June 2012) and two on rainy seasons (March 2011 and February 2012). The fish species *Hypostomus auroguttatus*, *Oligosarcus hepsetus* and *Leporinus mormyrops* were considered target species of this study, therefore, used to characterize the aquatic ecosystem of Formoso River on its habitat modeling. The results of one and two-dimensional modeling revealed that both models PHABSIM and River2D proved to be suitable for use in hydraulic and habitat simulations of the two studied stretches of Formoso River. The performance evaluation of the hydraulic modeling indicated that PHABSIM presented better adjustment between observed and predicted data for the hydraulic variables depth and speed. However, habitat modeling conducted by PHABSIM, when compared to that performed by River2D, was found to be unable to accurately assess the actual characteristics of the physical habitat in the river segments located between the monitoring cross sections. The instream flow regimes proposed by both models were equivalents for Section 1, which ranged between 3.15 and 5.17 m³/s. For Section 2, the proposed flows, based on PHABSIM modeling, ranged from 4.27 to 5.01 m³/s, and from 3.74 to 5.01 m³/s, based on River2D modeling. Those instream flows presented values that were significantly higher than those of the non-granted percentage of minimum reference flows, which are under the laws in force on state and federal levels (50% Q_{7,10}, 50% Q₉₀ and 30% Q₉₅) in Brazil, revealing the need to

evaluate these results in association with the socioeconomic aspects involved on water resources management, in order to determine flow regimes, for both studied stretches of Formoso River, that would be able to meet, in the best way possible, their ecological, sanitary, social and economic functions.

1. INTRODUÇÃO

As últimas décadas foram marcadas pela crescente preocupação com as ações antropogênicas sobre o meio ambiente. Em várias regiões do mundo os recursos hídricos estão se tornando fator limitante não apenas ao desenvolvimento, mas até mesmo à manutenção de algumas comunidades. O crescimento exponencial da população humana e de suas necessidades cria e amplifica os numerosos impactos sobre os ecossistemas hídricos, resultando na perda de muitas das suas funções originais, bem como da biodiversidade e da integridade ecológica de tais ambientes (ZALEWSKI, 2000).

A situação da poluição hídrica tem se agravado no Brasil devido ao aumento das cargas poluidoras urbanas e industriais, uso inadequado do solo e de insumos agrícolas, erosão hídrica, desmatamento e mineração. Esses fatores vêm degradando os recursos hídricos e os ecossistemas aquáticos, diminuindo a disponibilidade de água para os múltiplos usos e conduzindo os habitats naturais ao estresse.

No que diz respeito à gestão de recursos hídricos, os estudos hidrológicos eram estritamente focados no controle de eventos extremos, como cheias e estiagens prolongadas, e no suprimento de água, procurando-se reduzir a variabilidade natural da vazão dos rios, de forma a garantir a regularização ao longo do ano para irrigação, abastecimento, geração de energia e navegação. No entanto, a tendência atual é que se busque, cada vez mais, o conhecimento da relação hidrologia-biota, visando entender fatores e processos interativos que ocorrem nos ecossistemas para a conservação integrada dos recursos hídricos (MORAES, 2009). Surgiu, dentro desta perspectiva, a Ecohidrologia, um estudo das inter-relações funcionais entre hidrologia e biota, utilizando os ecossistemas aquáticos como ferramenta base de gestão sustentável dos recursos hídricos (UNEP-IETC, 2004).

No Brasil, todavia, pouco ainda tem sido feito na consideração dos fatores bióticos sobre os processos hidrológicos, particularmente no que diz respeito à outorga de uso de água, instrumento de gestão de recursos hídricos vigente no país, implementado pela Lei nº 9.433/1997 (BRASIL, 1997). A preocupação se dá, preponderantemente,

com relação ao manejo inadequado das quantidades de água e à redução da biodiversidade das espécies aquáticas, sendo essa limitada à noção de que são necessárias vazões mínimas remanescentes que devem ser mantidas no rio durante as épocas de estiagem (COLLISCHONN *et al.*, 2005), denominadas equivocadamente de vazões ecológicas.

No entanto, a qualidade ambiental de um rio e dos ecossistemas associados é fortemente dependente do comportamento natural do regime hidrológico, incluindo a magnitude das vazões mínimas, médias e máximas, o tempo de duração das estiagens, o tempo de ocorrência das cheias, entre outros (CHANG *et al.*, 2008). Nesse sentido, a gestão hídrica focada estritamente na manutenção de vazões superiores a um valor único de vazão mínima remanescente não se apresenta como ferramenta eficaz na manutenção da qualidade dos ecossistemas aquáticos, na medida em que a determinação das vazões ditas “ecológicas” em nada considera os processos biológicos associados a tais ecossistemas.

Assim, a restauração e a revitalização do habitat de um rio para as espécies de peixes locais e para as comunidades ribeirinhas se tornou um importante aspecto na condução de estudos ecohidrológicos (LEE *et al.*, 2010) e, por conseguinte, algumas pesquisas têm sido conduzidas para avaliar as necessidades do habitat aquático, buscando-se compreender, de forma mais aprofundada, a relação existente entre o habitat de determinada espécie e o regime de vazões do curso de água, por meio da modelagem dos ecossistemas aquáticos (HAUER *et al.*, 2008; JALÓN & GORTÁZAR, 2007).

Segunda Boavida (2007), os modelos baseados na relação entre o habitat e o regime de vazões, usualmente denominados modelos de simulação de habitat, ou ainda, modelos ecohidráulicos, são vantajosos na medida em que se baseiam em uma análise conjunta de dados hidrológicos, hidráulicos e biológicos. Isto porque, nesses modelos, a determinação das vazões ecológicas se fundamenta nas condições hidráulicas do curso de água que estão de acordo com as exigências biológicas, e não somente em parâmetros hidráulicos. Neste âmbito, têm sido desenvolvidos diversos

modelos uni e bidimensionais para a modelagem do habitat de espécies aquáticas e, em especial, visando à determinação do regime de vazões ecológicas.

O desenvolvimento de estudos ecohidrológicos que abordam esse tipo de modelagem é de extrema importância, na medida em que tais modelos apresentam-se como ferramentas promissoras para a definição de políticas e o planejamento de informações sobre os recursos hídricos, auxiliando os tomadores de decisão a deliberarem sobre questões conflitantes, como a retirada ou não de barramentos em cursos de água (TOMSIC *et al.*, 2007), intervenções em corpos hídricos (BROOKER e DUNBAR, 2004) ou a prescrição de vazões ecológicas (THARME, 2003).

No Brasil, registros de estudos envolvendo a modelagem ecohidrológica em bacias hidrográficas são ainda escassos, com destaque para as aplicações da modelagem unidimensional nos rios Timbuí e Santa Maria da Vitória (ES) (PELISSARI, 2000; PELISSARI e SARMENTO, 2003), no rio Paraíba do Sul (RJ) (SARMENTO, 2005), no rio das Velhas (MG) (SANTOS *et al.*, 2009) e no rio Formoso (MG) (GOMES, 2011). Em relação à modelagem bidimensional, encontram-se apenas dois registros de uso, na bacia do rio das Velhas (MG) (CHAVES, 2009) e na bacia do rio Formoso (MG) (GUEDES, 2013). Destaca-se, entretanto, que apenas os estudos de Pelissari (2000), Gomes (2011) e Guedes (2013) obtiveram, de fato, valores de vazões ecológicas para os cursos de água estudados.

Nesse sentido, destaca-se a importância do desenvolvimento de trabalhos que confrontem as abordagens unidimensional e bidimensional para a modelagem de habitats, cuja aplicação em rios brasileiros mostra-se ainda bastante incipiente, visando à busca pela composição de uma ferramenta de modelagem ecohidrológica eficaz e exequível de ser aplicada em nível de bacias hidrográficas brasileiras, fundamental para a formulação de uma gestão mais eficiente e sustentável dos recursos hídricos no país.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar as abordagens unidimensional e bidimensional na modelagem ecohidrológica do rio Formoso (MG).

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Realizar simulações hidráulica e de habitat para dois trechos do rio Formoso utilizando os modelos unidimensional *Physical Habitat Simulation System* (PHABSIM) e bidimensional *River2D*.
- II. Determinar e comparar os valores de Superfície Ponderada Utilizável (SPU) para as espécies de peixe estudadas e de vazões ecológicas resultantes das modelagens uni e bidimensional.
- III. Comparar as predições para as variáveis hidráulicas profundidade e velocidade, obtidas por meio das modelagens uni e bidimensional, com os valores medidos em campo de tais variáveis, em diferentes seções transversais dos trechos em estudo do rio Formoso.
- IV. Comparar as vazões ecológicas com percentuais não outorgáveis de vazões mínimas de referência previstos nas legislações vigentes em níveis estaduais e federal.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O presente trabalho é fundamentado na ecohidrologia, conceito estabelecido na Conferência Internacional sobre Águas e Meio Ambiente (Dublin, Irlanda), em 1992, em virtude da constatação da inadequação das práticas já existentes de gestão de recursos hídricos para a garantia da sustentabilidade das águas e da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (ZALEWSKI, 2002). Segundo Zalewski e Robarts (2003), a ideia geral desse conceito é que o aumento da capacidade de absorção dos ecossistemas frente aos impactos negativos oriundos de ações antrópicas se dá por meio da aplicação de técnicas que consideram a associação entre hidrologia e biota. Tais técnicas fazem uso das propriedades dos ecossistemas como ferramenta para a gestão integrada dos recursos hídricos, complementando as soluções hidrotécnicas já existentes, garantindo condições ambientalmente favoráveis aos ecossistemas e produzindo, de forma simultânea, benefícios socioeconômicos.

Nesse sentido, a garantia de vazões remanescentes potenciais em quantidade, qualidade e variabilidade se torna elemento fundamental à gestão hídrica, surgindo, assim, o conceito de vazões ecológicas, em termos quantitativos e qualitativos, associadas, naturalmente, à variabilidade espacial e temporal das vazões na bacia hidrográfica (GUEDES, 2013).

3.1. VAZÃO ECOLÓGICA

O conceito de vazão ecológica surgiu ao longo da segunda metade do século XX (COLLISCHON *et al.* 2006), quando os problemas associados ao manejo dos recursos hídricos começaram a ser percebidos no meio ambiente, sobretudo com relação aos problemas desencadeados pela regularização fluvial – implantada visando o atendimento das demandas hídricas de atividades como a irrigação, o abastecimento público e industrial e a geração de energia elétrica –, intensificando-se, assim, os estudos sobre a quantidade de água que deve permanecer no curso de água após as retenções e retiradas para o uso, a fim de não comprometer a biodiversidade aquática (AMORIM, 2009).

No Brasil, após a promulgação da Lei nº 9.433/97, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, a primeira resposta aos impactos crescentes das atividades antrópicas foi a busca por restrições à quantidade de água que poderia ser retirada de um rio, especificando-se, para tanto, um valor de vazão mínima que deveria permanecer no rio mesmo considerando-se todas as retiradas de água para usos consuntivos, usualmente denominada vazão mínima residual, remanescente ou “ecológica” (GUEDES, 2013).

A fixação de vazões remanescentes no Brasil tem sido realizada principalmente por meio da legislação nos níveis estadual e federal, principalmente para uso nos procedimentos de licenciamento ambiental e de concessão de outorga de uso da água (SARMENTO, 2007). Nesse sentido, a vazão remanescente é entendida como uma vazão mínima, de valor invariável, correspondente a um percentual fixo da vazão de referência, sendo estabelecida como o limite para o total das outorgas (GUEDES, 2013).

Atualmente, cada estado tem utilizado critérios próprios para o estabelecimento das vazões mínimas de referência para fins de outorga, adotando diferentes vazões de referência e percentuais outorgáveis sem, entretanto, apresentar justificativas para a adoção de tais valores. Na Figura 1 apresentam-se as principais vazões de referência e percentuais outorgáveis no Brasil, destacando-se, entretanto, que em alguns estados não existe um critério único para fins de outorga.

Observa-se, assim, que as vazões remanescentes nos rios têm-se mostrado, em sua maioria, insuficientes para a preservação das funções ecossistêmicas dos rios. Nesse sentido, ressalta-se o uso equivocado da equivalência entre os termos vazão ecológica e vazão remanescente, na medida em que o estabelecimento da última não tem considerado, na prática, as reais necessidades de água para a manutenção dos ecossistemas e, portanto, não pode ser considerada como vazão ecológica.



Figura 1 – Vazões de referência e percentuais outorgáveis no Brasil pelos respectivos órgãos gestores em níveis estaduais e federal.

Collischonn *et al.* (2005) criticam, ainda, a visão tradicional de que os problemas ambientais relacionados à quantidade de água está limitada à noção de que é necessária a permanência de vazões mínimas remanescentes nos rios durante os períodos de estiagem. Isto porque, apesar de importante fundamento à legislação brasileira pertinente, na medida em que tal visão busca evitar o consumo de toda a água do rio nos períodos de escassez hídrica, o período de estiagem é apenas uma das fases do regime hidrológico e as vazões mínimas têm, portanto, influência limitada sobre os processos ecológicos.

A sustentabilidade ambiental de um curso de água é fortemente dependente da qualidade da água escoada e da magnitude não somente das vazões mínimas, mas também das vazões médias e máximas, além de características do regime hidrológico, como a frequência e a duração dos eventos extremos (AGRA *et al.*, 2007; POSTEL e RICHTER, 2003; REIS 2007), como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Características ecológicas associadas a diferentes componentes do regime hidrológico

Vazões mínimas	Vazões altas	Cheias
Suficientemente baixas para concentrar presas em áreas limitadas e, assim, favorecer os predadores durante um período limitado do tempo;	Determinam o tipo de sedimento do fundo do rio;	Modificam a calha do rio, criando curvas, bancos de areia, ilhas, praias, áreas de maior ou menor velocidade de água, e diversidade de ambientes;
suficientemente baixas para eliminar ou reduzir a densidade de espécies invasoras;	evitam a invasão do leito do rio por plantas terrestres;	inundam as planícies, depositando sedimentos e nutrientes necessários para a vegetação terrestre;
suficientemente altas para manter o habitat das espécies nativas;	renovam a água armazenada em lagos marginais, braços mortos do rio e em regiões de estuários.	inundam e criam lagoas marginais na planície, criando oportunidades de reprodução e alimentação para peixes e aves;
suficientemente altas para manter a qualidade da água, especialmente a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido;		indicam o início do período de migração ou de reprodução para algumas espécies de peixes;
suficientemente altas para manter o nível do lençol freático na planície;		eliminam ou reduzem o número de espécies invasoras ou exóticas;
suficientemente baixas para expor bancos de areia e praias que são utilizadas para reprodução de répteis ou aves.		controlam a abundância de plantas nas margens e na planície.

Fonte: Adaptado de Postel e Richter (2003).

Assim, após o surgimento das reflexões sustentadas pela Ecohidrologia, a determinação de vazões remanescentes focada exclusivamente em uma vazão mínima passou a ser encarada como superficial e limitada. A preocupação em abordar outros

aspectos do regime hidrológico criou um descompasso entre as atuais vazões remanescentes e as vazões que deveriam ser de fato ecológicas, isto é, capazes de sustentar e aperfeiçoar os processos naturais dos ecossistemas hídricos (RICHTER *et al.*, 2003).

Reis (2007) associa a capacidade de um regime de escoamento em preservar uma determinada comunidade ecológica a três componentes principais: variabilidade de escoamento, qualidade da água e disponibilidade de habitat.

Nesse sentido, alternativas recentemente desenvolvidas consideram a manutenção de um regime de vazões variadas ao longo do tempo no curso de água, buscando atender tanto as necessidades humanas quanto do ecossistema aquático. Essa variação sazonal da vazão, com o propósito de proteção ambiental, denominada de regime de vazões ecológicas ou, ainda, hidrograma ecológico, propõe substituir as práticas tradicionais de aplicação de vazões mínimas constantes ao longo do ano pela adoção de regimes hidrológicos que permitam a preservação de processos ecológicos (AMORIM, 2009; COLLISCHON *et al.*, 2005; SOUZA *et al.*, 2008).

No Brasil, as técnicas utilizadas para determinação de vazões remanescentes em rios resumem-se aos métodos da vazão $Q_{7,10}$, adotando-se como vazão remanescente uma fração deste valor referencial, e da curva de permanência, no qual a vazão remanescente é uma fração das vazões associadas às permanências de 90% (Q_{90}) ou 95% (Q_{95}). Ressalta-se, todavia, que tais técnicas apresentam abordagens destituídas de significado ecológico (GUEDES, 2013).

A partir do ano de 1999, algumas pesquisas científicas associadas ao estudo de vazões ecológicas em bacias hidrográficas brasileiras começaram a ser desenvolvidas, especificamente com a utilização da *Instream Flow Incremental Methodology* - IFIM. São apresentados, na Tabela 2, os principais trabalhos elaborados no Brasil sobre vazões ecológicas e a IFIM, em ordem cronológica, segundo revisão de Galvão (2008), atualizada até o ano de 2013.

Tabela 2 – Principais trabalhos elaborados no Brasil sobre vazões ecológicas

Referência	Trabalho realizado
Pelissari <i>et al.</i> (1999)	Desenvolveram estudos de Índice de Preferência de Habitat – IPH para peixes na determinação de vazão residual no Rio Timbuí (ES).
Sarmiento e Pelissari (1999)	Apresentam revisão do estado da arte em vazões ecológicas.
Pelissari (2000)	Realizou o primeiro trabalho de pesquisa formal no Brasil sobre vazões ecológicas, utilizando os métodos IFIM, Tennant, Perímetro Molhado e $Q_{7,10}$ para determinação da vazão ecológica no Rio Timbuí (ES).
Pelissari e Sarmiento (2001)	Determinação da demanda ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória (ES).
Pelissari <i>et al.</i> (2001)	Vazão ecológica a ser considerada no licenciamento ambiental dos sistemas de abastecimento de água.
Benetti <i>et al.</i> (2003)	Apresentam uma revisão dos métodos empregados para definição de vazões residuais agrupando-os em: hidrológicos, hidráulicos, de regressões múltiplas, de classificação de habitat, holísticos e informais.
Pelissari e Sarmiento (2003)	Determinação da vazão ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória (ES).
Luz <i>et al.</i> (2004)	Traz discussão sobre aspectos da ecologia de rios, enfatizando fundamentos e a importância dos processos hidrológicos e biogeoquímicos, das cabeceiras à foz, como também em áreas úmidas adjacentes à calha do rio.
Pelissari e Sarmiento (2004)	Determinação de vazão ecológica do Rio Santa Maria da Vitória, para caracterização da disponibilidade hídrica atual e futura da Grande Vitória (ES).
Collischonn <i>et al.</i> (2005)	Apresentam algumas reflexões acerca dos critérios utilizados para definir as vazões remanescentes em rios, procurando demonstrar a necessidade de um hidrograma ecológico.
Luz <i>et al.</i> (2006)	Empregaram o modelo <i>Indicators of Hydrologic Alteration – IHA</i> para analisar as alterações ocorridas no regime fluvial do baixo trecho do Rio São Francisco.
Galvão (2008)	Desenvolveu um método de determinação de vazões ambientais mínimas em rios não regulados por meio de enfoque multidisciplinar, considerando aspectos ecológicos, hidrológicos, sociais, econômicos e culturais da região do Ribeirão Pipiripau (DF/GO).

Tabela 2 – Continuação...

Horta <i>et al.</i> (2009)	Desenvolveu Índices de Aptidão de Habitat, segundo a IFIM, para macroinvertebrados bentônicos de três diferentes rios pertencentes à bacia do Rio das Velhas (MG).
Leal <i>et al.</i> (2009)	Caracterizou as preferências de habitat de 16 diferentes espécies de peixes encontradas na bacia do Rio das Velhas (MG), segundo dados de velocidade, profundidade e substrato.
Santos <i>et al.</i> (2009)	Aplicou a metodologia IFIM por meio do modelo PHABSIM em um trecho do Rio das Velhas (MG) para fins de revitalização de cursos de água.
Gomes (2011)	Propôs uma faixa de vazão ecológica para a bacia do rio Formoso (MG) visando à outorga de uso de água.
Longhi e Martins Formiga (2011)	Apresentam uma revisão atualizada dos métodos empregados para definição de vazões ecológicas agrupando-os em: hidrológicos, hidráulicos, de classificação de habitats e holísticos.
Guedes (2013)	Propôs um regime de vazão ecológica com variação mensal (hidrograma ecológico mensal) para o rio Formoso (MG).

Fonte: Adaptado de Galvão (2008).

3.2. METODOLOGIA IFIM

A *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM) foi desenvolvida com o intuito de auxiliar órgãos gestores de bacias hidrográficas no processo de tomada de decisão no que diz respeito à gestão hídrica (BOVEE *et al.*, 1998). Foi criada, na década de 70, pelo *U.S. Fish and Wild Life Service* (unidade do Departamento do Interior dos EUA) em conjunto com uma equipe multidisciplinar de cientistas e agentes de bacias hidrográficas federais e estaduais estadunidenses.

A IFIM teve origem em uma época em que muitas pequenas centrais hidrelétricas estavam sendo construídas nesse país e os agentes de bacia começaram a se atentar para a necessidade de avaliar os reais benefícios incrementais ao meio ambiente associados ao aumento de vazão (STALNAKER *et al.*, 1995), já que os métodos até então utilizados para a determinação do regime de vazões a jusante de reservatórios

destinados à geração de energia elétrica não promoviam proteção suficiente para a manutenção da vida aquática (BENETTI *et al.*, 2003).

A metodologia incremental baseia-se no princípio de que a distribuição longitudinal e lateral dos organismos aquáticos é determinada, entre outros fatores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos de água, na medida em que cada organismo tende a selecionar no rio as condições que lhe são mais favoráveis (PELLISSARI e SARMENTO, 2003). Diz-se, assim, que a dinâmica da população pífcea está diretamente relacionada à disponibilidade de habitat favorável a sua manutenção no curso de água (BOAVIDA, 2007).

O caráter incremental dessa metodologia resulta do modo como cada problema associado à gestão hídrica é encarado, permitindo que a solução seja encontrada a partir de variações incrementais de vazão, com base numa solução inicial e considerando, a partir de então, diferentes alternativas (SARMENTO, 2007).

A IFIM permite aos gestores de recursos hídricos quantificarem a disponibilidade do regime de escoamento, natural ou modificado, para as espécies de interesse, sendo que, em condições adequadas de aplicação, é considerada a metodologia mais eficiente para a determinação de vazões ecológicas (STALNAKER *et al.*, 1995).

A metodologia pode ser aplicada não só a estudos associados à prescrição de vazões ecológicas, mas também a estudos de avaliação do impacto ambiental nos ecossistemas decorrente de qualquer tipo de perturbação no curso de água (LONGHI e FORMIGA, 2011).

A relação entre o habitat físico e a produtividade pífcea (ou de qualquer outro organismo aquático) utilizada pela IFIM assume que os benefícios a esta produtividade é limitada estritamente pela disponibilidade de habitat físico. Essa hipótese, no entanto, nem sempre é verdadeira. A produtividade pífcea pode ser limitada pela qualidade da água – por sua composição natural ou em detrimento de atividades antrópicas –, bem como devido a eventos e condições que ocorram em escalas temporal ou espacial fora do âmbito de tal modelagem. O habitat físico é necessário, no entanto, insuficiente para a produção e sobrevivência de organismos aquáticos em um curso de água (USGS, 2001).

Assim, os resultados propostos pela metodologia IFIM devem ser vistos como indicadores do potencial da população onde as condições de habitat físico sejam, de fato, as maiores limitações para a sua manutenção. A utilização da IFIM pode ser inapropriada caso se ateste o contrário, isto é, caso os demais fatores caracterizem-se como as principais restrições para a manutenção das populações aquáticas de interesse em um curso de água (STALNAKER *et al.*, 1995).

Segundo ANA (2004), a grande quantidade de informações requeridas na utilização dessa metodologia praticamente inviabiliza seu uso de forma extensiva. Os inconvenientes mais evidentes estão relacionados aos custos inerentes a um trabalho de campo muito intenso, ao fato de se destinarem apenas a espécies estritamente aquáticas e ao fato de os resultados não serem extrapoláveis para condições ambientais distintas (PAULO, 2007).

Uma das ferramentas computacionais mais utilizadas para a aplicação da metodologia IFIM é o PHABSIM (*Physical Habitat Simulation System*), o qual é utilizado na fase de implementação do estudo. No entanto, muitas vezes o PHABSIM tem sido a única parte da metodologia utilizada, e muitos autores acabam adotando o modelo e a metodologia IFIM como sinônimos durante o estudo (GUEDES, 2013).

Outra ferramenta computacional disponível na comunidade científica para a simulação de habitat em rios através da aplicação da metodologia IFIM é o *River2D* (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

3.2.1. Determinação de vazões ecológicas por meio da aplicação da IFIM

3.2.1.1. Índice de Aptidão de Habitat

A variável de decisão gerada pela IFIM é a área de habitat disponível para as espécies selecionadas para o estudo, denominadas espécies-alvo, determinada em função da vazão (PELLISSARI, 2000).

Nesse sentido, para estimar a variação do habitat disponível em função da vazão, a metodologia recorre a critérios de preferência de habitat (BOAVIDA, 2007) os quais

compõem, para fins de modelagem computacional, os Índices de Aptidão de Habitat (IAHs).

Os IAHs atribuem a cada variável de habitat considerada um grau de preferência que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie considerada (PELISSARI e SARMENTO, 2003). Tais índices são produzidos em função da espécie, fase de seu ciclo de vida (alevino, juvenil ou adulto) ou, ainda, atividade a qual ela está exercendo (desova, migração, alimentação), devido à exigência de mudanças na utilização de habitat segundo tais variações (BOAVIDA, 2007).

Os principais atributos físicos de habitat utilizados para a composição desses índices são a geomorfologia do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento. Dentre as características geomorfológicas do leito são consideradas a composição granulométrica do material aluvionar (substrato) e a cobertura das margens e leito do canal, as quais compõem o Índice de Canal (BOVEE *et al.*, 1998). O Índice de Canal (IC) é um código numérico composto por dois dígitos que inter-relaciona as características de substrato e cobertura, o qual permite transformar a descrição do leito do canal e da cobertura de cada segmento do curso de água em um número (PELISSARI, 2000).

Entende-se por cobertura qualquer estrutura presente no curso de água e nas margens (vegetação aquática e das margens, objetos submersos ou localizados nas margens) que, diminuindo a intensidade luminosa, reduzindo a velocidade do escoamento ou aumentando o isolamento visual, permite ao peixe refugiar-se e proteger-se dos predadores (PELISSARI, 2000).

Os IAHs variam entre 0 e 1, onde um índice equivalente a 1 indica a condição mais favorável do atributo para a espécie. A variação dos índices em função da variação quantitativa dos atributos produz as curvas de aptidão de habitat (*habitat suitability curves*).

Segundo Bovee *et al.* (1998), as curvas de aptidão de habitat são classificadas segundo seu formato ou sua categoria. O formato se refere à maneira como tais curvas são apresentadas graficamente. Em termos práticos, existem apenas duas formas: binária ou univariada.

Na forma binária são atribuídos ao atributo considerado valores de IAH equivalentes a 0 ou 1, estritamente. Já a curva univariada apresenta-se como uma alternativa à curva binária dita mais robusta, sendo o formato de curva mais usado atualmente na modelagem de habitat. As caudas da curva univariada são concebidas para abranger toda a gama de valores encontrados do atributo considerado, atribuindo, a esses, valores de IAH entre 0 e 1 (Figura 2). Dessa forma, a curva univariada apresenta uma abordagem mais inclusiva, possibilitando valorar condições correspondentes a habitats intermediários, entre o ideal e o não utilizado (correspondentes a IHAs equivalentes 1 e 0, respectivamente) por uma determinada espécie aquática de interesse (REIS, 2007).

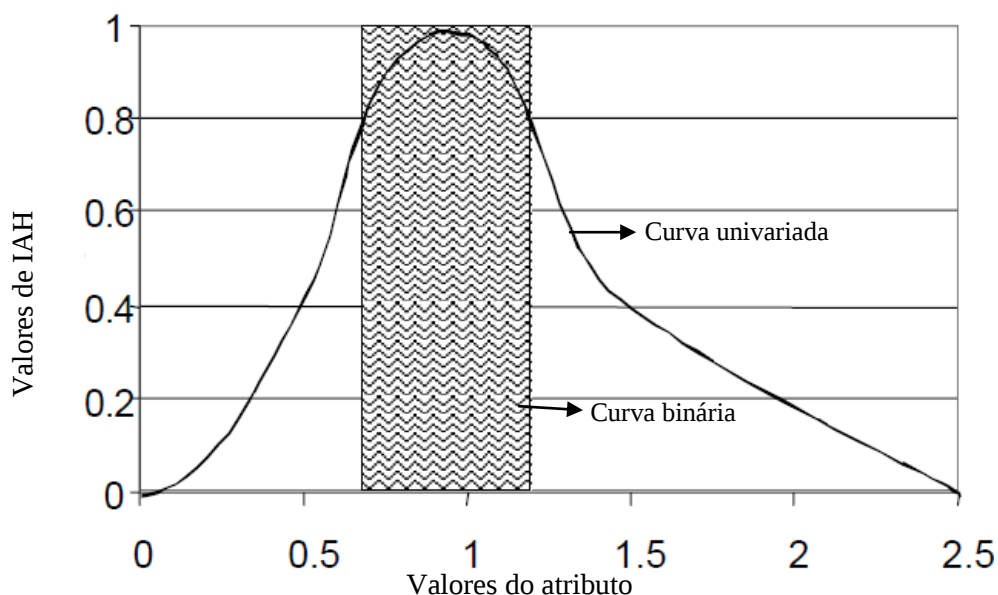


Figura 2 – Configuração das curvas de aptidão de habitat nas formas univariada e binária.
Fonte: Adaptado de USGS (2001).

Já a categoria se refere à maneira como foram coletadas as informações necessárias à produção dos IAHs e, por conseguinte, das curvas de aptidão de habitat, bem como o tratamento dado àqueles. Pelissari (2000) descreve as três categorias existentes como:

- Categoria I: índices e curvas criados com base em experiências profissionais, opinião pericial ou definidos através de negociações de comitês de órgãos

gestores e agentes de bacias hidrográficas. Esse tipo de dado pode ser desenvolvido de forma relativamente rápida e com mínimo custo. No entanto, a falta de dados de campo na base de seu desenvolvimento constitui uma das principais falhas atribuídas a essa categoria.

Bovee et al. (1998) destacam a necessidade de cautela na utilização de índices e curvas de Categoria I, na medida em que critérios de preferência de habitat formulados por um comitê são, de maneira geral, mais abrangentes que aqueles baseados em dados coletados *in loco*. Assim, é preciso cautela para que tal abrangência não conduza à insensibilidade da modelagem com relação à variação da vazão.

- Categoria II: índices e curvas criados com base na análise de frequência das características do habitat usado pelos indivíduos, no momento em que esses são observados ou capturados, sendo desenvolvidas funções de uso.

As funções de uso representam as características de habitat selecionadas pelas espécies, sendo essa seleção, entretanto, limitada às condições ambientais disponíveis no momento da amostragem, fator denominado por Manly *et al.* (1993) como “viés de disponibilidade ambiental”. Tais autores descrevem que, mesmo que uma condição hidráulica seja altamente favorável a uma espécie, ela não será muito utilizada caso seja difícil de encontrar no curso de água. Da mesma maneira, as condições menos favoráveis serão utilizadas em maior proporção caso sejam as únicas disponíveis. Isto significa que as funções de uso podem não descrever de forma rigorosa a aptidão de uma espécie por um habitat porque as condições ótimas podem não estar presentes no momento da observação/captura e, ao observar apenas as condições utilizadas em um determinado regime hídrico, o investigador pode confundir o habitat ideal com condições meramente toleráveis/disponíveis. As curvas criadas segundo essa categoria têm, por isso, uma aplicação restrita ao curso de água e às condições hidrológicas para as quais foram desenvolvidas.

- Categoria III: foi desenvolvida como mecanismo para eliminar o viés de disponibilidade ambiental inerente à forma de obtenção de dados da Categoria II.

A Categoria III refere-se a critérios denominados eletivos ou, ainda, funções de preferência, baseando-se no fato de que se um organismo encontra-se em proporção elevada num dado habitat, mesmo que não ideal, é porque o selecionou de forma efetiva.

Uma gama extensa de índices matemáticos (índices de eletividade) tem sido desenvolvida para indicar tal seleção. O índice de eletividade usualmente envolve a comparação da proporção do atributo usado com a proporção do atributo disponível.

As curvas de aptidão de habitat correspondentes às funções de uso ou de preferência (Categorias II e III, respectivamente) podem ser obtidas mediante técnicas estatísticas, como a análise de histogramas ou técnicas de regressão (PELISSARI, 2000). Ainda, a amostragem de dados para as Categorias II e III pode ser feita através de métodos diretos, indiretos ou ambos, simultaneamente. Observações diretas são realizadas através de mergulho, da margem do rio ou de barco. Observações indiretas podem ser feitas utilizando-se diversos métodos de captura. O principal problema enfrentado no desenvolvimento dos índices de tais categorias remete-se aos erros associados aos métodos de amostragem e observação, pois cada método possui suas próprias limitações (PELISSARI, 2000).

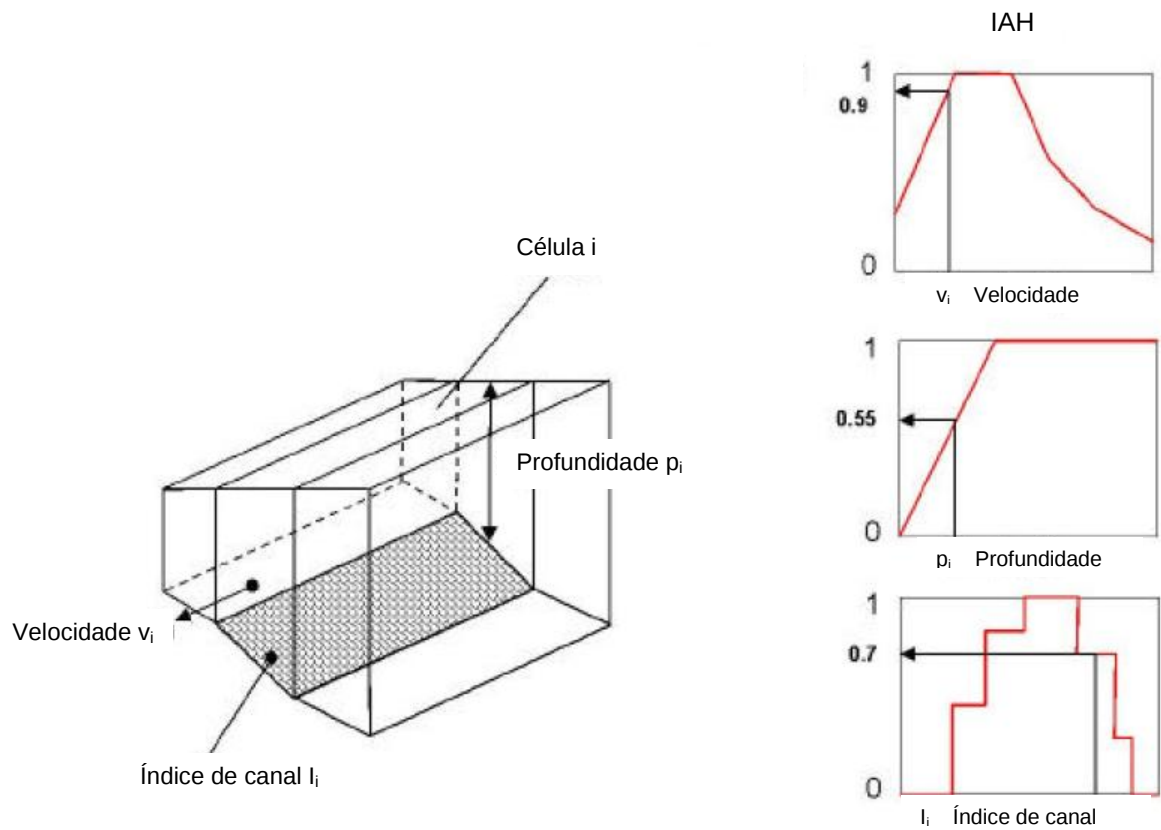
3.2.1.2 Superfície Ponderada Utilizável (SPU)

Segundo a IFIM, a área total de habitat disponível em um segmento do rio é denominada Superfície Ponderada Utilizável (SPU). A SPU de um segmento de rio, correspondente a uma determinada vazão, é computada segundo a equação (PELISSARI e SARMENTO, 2003):

$$SPU = \frac{\sum_{i=1}^n (IAC_i \cdot a_i)}{1 \text{ km}} \quad (1)$$

em que, SPU é a superfície ponderada utilizável do trecho do curso de água (m²/km), IAC_i é o índice de aptidão composto de cada célula i e a_i é a área da célula i (m²).

O índice de aptidão composto de uma célula (IAC_i) é resultado da associação entre os IAHs correspondentes a cada atributo físico avaliado, como ilustra a Figura 3.



$$\begin{aligned} \text{IAC da célula } i &= \text{IAH}(v_i) \cdot \text{IAH}(p_i) \cdot \text{IAH}(I_i) \\ &= 0,9 \cdot 0,55 \cdot 0,7 \\ &= 0,3465 \end{aligned}$$

Figura 3 – Composição do índice de aptidão de habitat composto para uma célula.

Fonte: adaptado de USGS (2001).

Segundo USGS (2001), existem três diferentes maneiras de se calcular o IAC_i de uma célula. O método mais comum, denominado produto triplo, é dado pela seguinte equação (USGS, 2001):

$$IAC_i = IAH(v_i) \cdot IAH(p_i) \cdot IAH(l_i) \quad (2)$$

em que, IAC_i é o índice de aptidão composto da célula i , $IAH(v_i)$ é o índice de aptidão de habitat da espécie para a variável velocidade da célula i , $IAH(p_i)$ é o índice de aptidão de habitat da espécie para a variável profundidade da célula i , e $IAH(l_i)$ é o índice de aptidão de habitat da espécie para a variável substrato/cobertura (índice de canal) da célula i .

Essa é uma multiplicação simples entre os IAHs referentes aos atributos avaliados, a qual implica em uma ação sinérgica entre os mesmos. Um habitat favorável (IAC elevado) só existirá se todas as variáveis apresentarem valores elevados de IAH, enquanto IAHs baixos, por sua vez, implicam em baixos valores de SPU para as células (USGS, 2001).

A segunda forma de determinação do IAC é por intermédio de uma média geométrica, como expresso a seguir (USGS, 2001):

$$IAC_i = \sqrt[3]{IAH(v_i) \cdot IAH(p_i) \cdot IAH(l_i)} \quad (3)$$

A média geométrica implica em um efeito de compensação entre os valores de IAH. Se dois dos três valores de IAH estiverem em uma faixa ótima e apenas um apresentar um valor muito baixo, esse terceiro terá um efeito reduzido sobre o IAC produzido.

Por fim, a terceira maneira de se obter o IAC é selecionando o atributo mais restritivo (isto é, correspondente ao IAH mais baixo) para caracterizar o IAC para a célula (Equação 4). Essa abordagem determina a equivalência entre o IAC e o IAH correspondente ao atributo mais restritivo, o que implica dizer que a qualidade e disponibilidade do habitat são limitadas em função do atributo menos favorável (USGS, 2001):

$$IAC_i = \text{Mín} (IAH(v_i), IAH(p_i), IAH(l_i)) \quad (4)$$

Uma vez que o IAC_i é determinado, então a quantidade de SPU para todas as células do segmento do rio é dada, para cada vazão, segundo a Equação 1. O

processo deve ser então repetido para todas as vazões simuladas de interesse, elaborando-se, por fim, um gráfico relacionando as variáveis SPU e vazão para cada espécie e estágio de seu ciclo de vida/atividade desenvolvida (GOMES, 2011).

É importante frisar que a metodologia em questão dá uma estimativa da quantidade disponível de habitat para diferentes vazões, mas cabe ao gerenciador de recursos hídricos decidir qual é a quantidade aceitável (REIS, 2007) e, por conseguinte, qual o regime de vazões ecológicas a ser estabelecido.

3.3. MODELAGENS HIDRÁULICA E DE HABITAT

A adoção de técnicas de modelagem computacional de ecossistemas aquáticos permite aprofundar o estudo da relação existente entre o habitat de determinada espécie e o regime de vazões do curso de água, possibilitando a complementaridade entre as observações existentes com os resultados do modelo, bem como a avaliação das consequências atribuídas a diferentes cenários para os quais não existam observações (LECLERC *et al.*, 1995).

A IFIM recorre a modelos de simulação hidráulica e de habitat que permitem antever, com as necessárias adaptações simplificadoras, como o sistema se comporta perante diferentes condições do regime hidrológico. Uma vez estimados os parâmetros hidráulicos do curso de água, para uma gama de vazões de interesse, estabelecem-se relações entre as variáveis hidráulicas do rio e a preferência de habitat das espécies selecionadas. Neste âmbito, têm sido desenvolvidos diversos modelos uni e bidimensionais para a modelagem do habitat de espécies aquáticas e, em especial, visando à determinação do regime de vazões ecológicas (BOAVIDA, 2007).

A escolha do tipo de modelagem a ser aplicada em cada estudo deve levar em conta um conjunto de variáveis, tais como o custo, a precisão das variáveis hidráulicas que constituem o habitat e as características morfológicas do curso de água em estudo (HUDSON *et al.*, 2003).

3.3.1. Modelagem unidimensional

3.3.1.1. Princípios gerais

Na modelagem unidimensional (1D), o segmento do rio em estudo é tratado como um conjunto de seções transversais (BECA, 2008). Assume-se que a distribuição de velocidades é uniforme na largura e na profundidade do canal, descrevendo variações espaciais apenas ao longo de uma direção (longitudinal), perpendicular às seções transversais (KONDOLF *et al.*, 2000).

Considera-se, ainda, que o regime de escoamento é uniforme, caracterizando-se por não haver variação de velocidade entre as seções transversais, assim como pela declividade do fundo do leito ser uniforme e paralela à da superfície livre de água (BOAVIDA, 2007).

Para estudos de simulação de habitat, a finalidade da modelagem hidráulica em modelos unidimensionais é estimar a profundidade do escoamento e a velocidade média no trecho do rio. Para que esses modelos produzam resultados confiáveis, é necessário que as características geomorfológicas do rio sejam similares às estabelecidas nas premissas da modelagem unidimensional, situação, todavia, bastante atípica para cursos de água naturais (BOAVIDA, 2007; KONDOLF *et al.*, 2000). Dessa forma, modelos unidimensionais devem ser evitados quando os padrões de escoamento variam expressivamente ao longo do canal (BECA, 2008).

Dentre os modelos unidimensionais utilizados na modelagem do habitat de espécies aquáticas, destacam-se os modelos RHYHABSIM (*River Hydraulic and Habitat Simulation*) (JOWETT, 1989), RHABSIM (*Riverine Habitat Simulation*) (PAYNE, 1994), CASIMIR (*Computer Aided Simulation of Habitat in Regulated Streams*) (JORDE, 1996) e SALMOD (*Salmonid Population Model*) (BARTHOLOW *et al.*, 2002). Já para a prescrição de vazões ecológicas, especificamente, destaca-se o modelo PHABSIM (*Physical Habitat Simulation System*) (BOVEE, 1982).

3.3.1.2. PHABSIM

O PHABSIM é um software composto por um conjunto modelos unidimensionais que fazem uso da metodologia IFIM. Tais modelos têm como função realizar as simulações hidráulica e de habitat do curso de água com o objetivo de avaliar a quantidade e qualidade de habitat disponível aos organismos aquáticos de interesse (MILHOUS, 1999).

A teoria que embasa os programas de modelagem do PHABSIM baseia-se no pressuposto de que espécies aquáticas vão reagir às mudanças no ambiente hidráulico, como prediz a IFIM (SANTOS *et al.*, 2009). Essas mudanças são simuladas para cada célula do trecho do rio em estudo através de alterações incrementais na vazão. Atributos de profundidade e velocidade variam de acordo com tais alterações, provocando mudanças na quantidade e na qualidade de habitat disponível (USGS, 2001).

Segundo Pelissari (2000), são necessários às modelagens do PHABSIM três conjuntos de variáveis:

- i) dados da estrutura do canal;
- ii) dados hidráulicos; e
- iii) índices de aptidão de habitat.

Dados da estrutura do canal incluem as dimensões (batimetria) e a configuração (distância) das seções transversais, bem como as características de substrato e cobertura das mesmas. Dados hidráulicos são aqueles que mudam dinamicamente em função da vazão, por exemplo, profundidade e velocidade do escoamento (BOVEE *et al.*, 1998).

O PHABSIM representa o segmento de rio em estudo como um conjunto (mosaico) de células. A dimensão de tais células é determinada em função do número de seções transversais que representam o segmento do rio em estudo, bem como do número de verticais mensuradas em cada seção (Figura 4). Cada célula possui uma

combinação de vazão, profundidade, velocidade, substrato e cobertura (BOVEE *et al.*, 1998).

O usuário deve determinar, através de um índice denominado Fator de Ponderação de Comprimento (*Length Weighting Factor*), a representatividade de cada seção transversal sobre os segmentos do curso de água a montante e a jusante da mesma, delimitando longitudinalmente o tamanho das células que compõem o trecho do curso de água em estudo. Tal fator varia entre 0 e 1 e o seu valor *default* é equivalente a 0,5, o que significa que cada seção transversal monitorada representa cinquenta por cento do comprimento dos segmentos a montante e a jusante da mesma (USGS, 2001).

O número total de seções transversais irá depender da diversidade de habitat a ser descrita, da extensão do segmento do rio em estudo e dos recursos disponíveis para o monitoramento em campo. O número de seções transversais será, usualmente, pequeno, mas se os recursos permitirem, seções transversais devem ser selecionadas para replicar amostras de tipos de habitat de forma a incorporar a variabilidade inerente a um tipo de habitat de forma mais robusta (USGS, 2001).

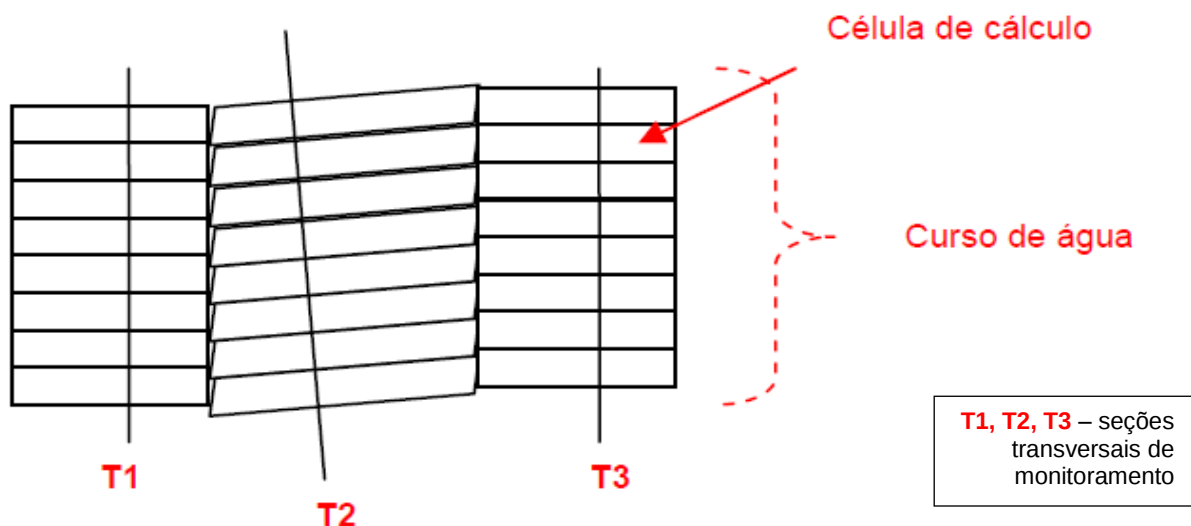


Figura 4 – Representação do trecho do rio na modelagem unidimensional do PHABSIM, discretizado em células de cálculo.

Fonte: BOAVIDA (2007).

Segundo o diagrama composto por USGS (2001), apresentado na Figura 5, o usuário do PHABSIM, de posse dos dados de entrada, deve proceder à etapa de calibração e simulação da profundidade do escoamento. Após a conclusão desta etapa, o usuário deve então calibrar e simular os perfis de velocidade. A seleção da(s) espécie(s)-alvo pode ser feita em paralelo. Finalmente, o usuário irá definir as opções de modelagem de habitat necessárias para produzir os resultados de habitat (em termos de SPU) *versus* vazão.

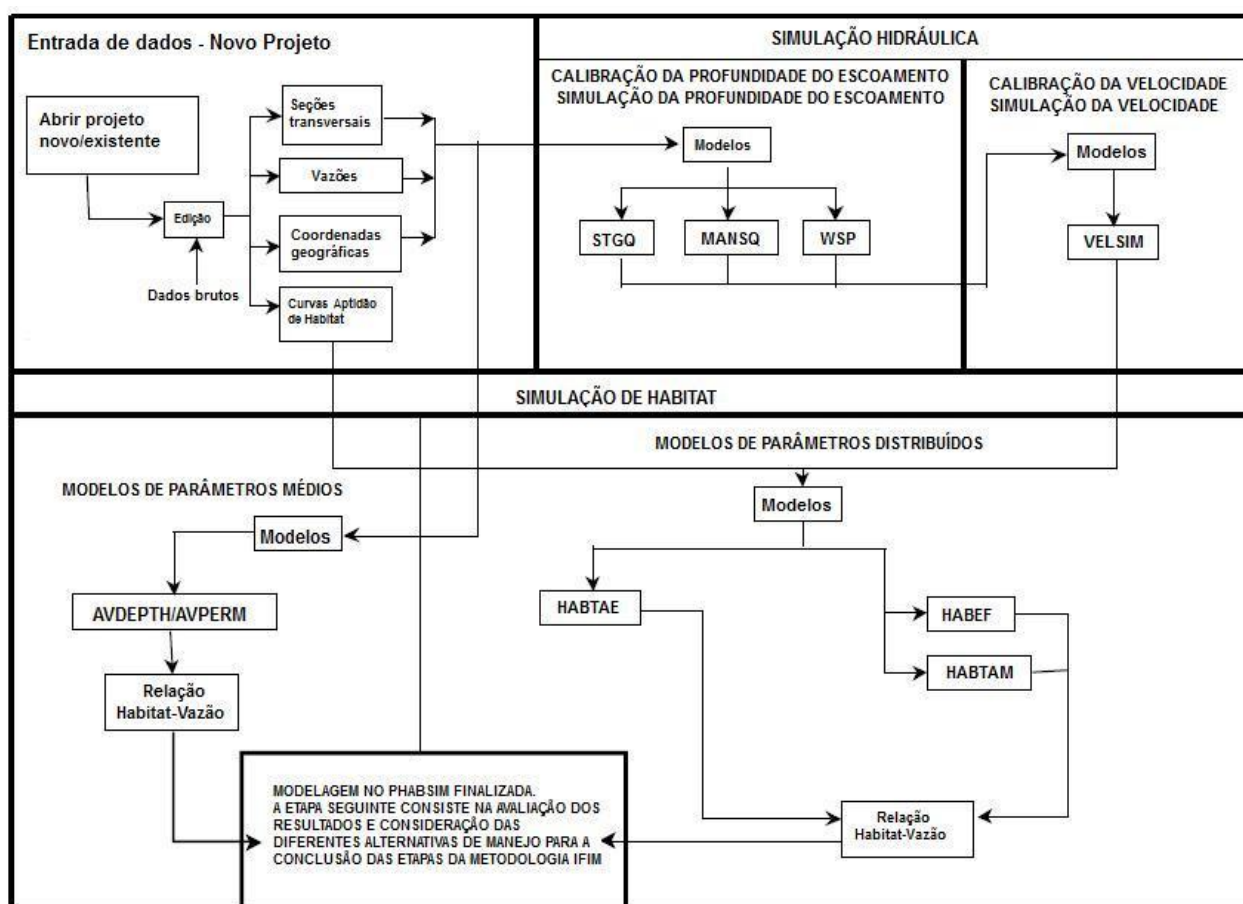


Figura 5 – Diagrama do funcionamento das modelagens hidráulica e de habitat do PHABSIM.

Fonte: Adaptado de USGS (2001).

O primeiro passo na modelagem hidráulica dentro do PHABSIM é a calibração e simulação da profundidade do escoamento. Dependendo da natureza dos dados de

campo disponíveis, os seguintes modelos podem ser utilizados: STGQ, MANSQ e WSP (USGS, 2001).

O modelo STGQ faz uso de uma curva-chave obtida de forma empírica, similar às curvas-chaves de estações fluviométricas, relacionando cota do nível de água e vazão. Para tanto, uma regressão linear é ajustada a três ou mais pares de dados de cota do nível de água e vazão, convertida em escala logarítmica (Figura 6). A cota do nível de água para uma vazão não medida (portanto, simulada) é encontrada através da interpolação ou extrapolação ao longo da linha de regressão. Nesse modelo, cada seção transversal do segmento do curso de água a ser modelado é avaliada de forma independente (BOVEE *et al.*, 1998).

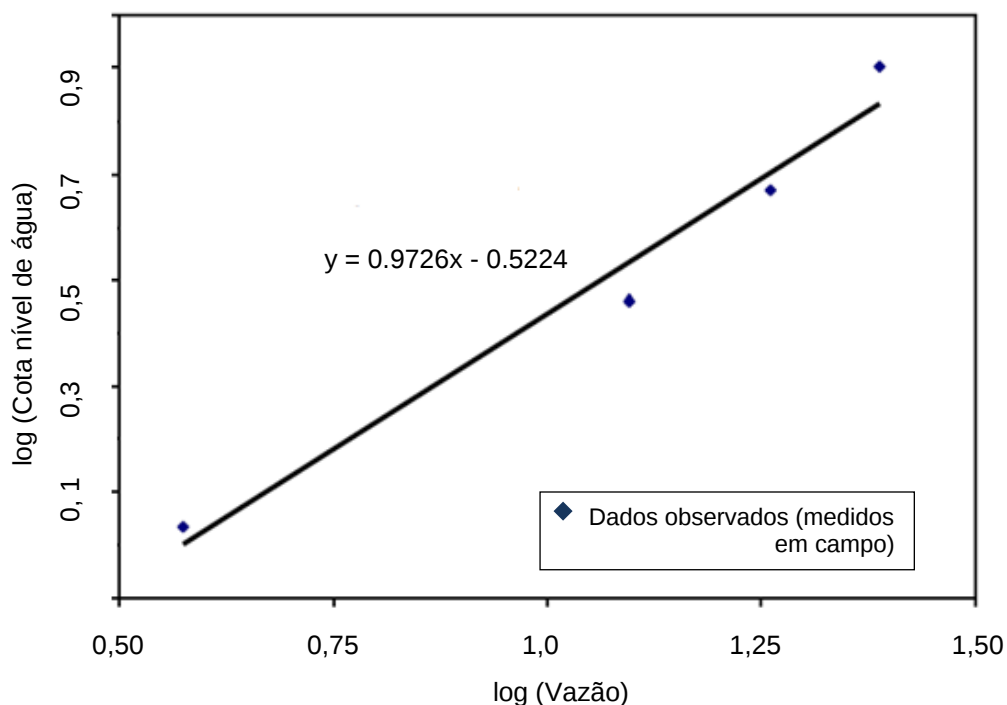


Figura 6 – Representação da regressão linear utilizada pelo modelo STGQ.

Fonte: Adaptado de USGS (2001).

Esse modelo não é restrito a um padrão de escoamento específico, característica a qual, associada à sua simplicidade, são as maiores vantagens da sua utilização. A desvantagem é com relação à utilização exclusiva de regressão linear, geralmente pouco representativa de toda a gama de vazões simuladas, principalmente para canais com seções transversais de perfil complexo (BOAVIDA, 2007).

O modelo MANSQ faz uso da equação de Manning para determinar a cota do nível de água. Neste caso, tal equação é utilizada da seguinte forma (USGS, 2001):

$$Q = C \cdot R^{2/3} \cdot A \quad (5)$$

$$C = \frac{1,49}{n} \cdot \sqrt{S} \quad (6)$$

em que, Q é a vazão (m³/s), R é o raio hidráulico (m), A é a área da seção transversal (m²), n é o coeficiente de rugosidade de Manning (m^{-1/3}.s) e S é a declividade da linha de energia (m/m).

Os dados de entrada de tal modelo incluem o perfil da seção transversal, a declividade da linha de energia, a vazão de calibração e cota do nível de água correspondente calculando-se, assim, o raio hidráulico, a área da seção transversal e o fator de atrito.

A limitação mais relevante do modelo MANSQ é que ele deve ser usado apenas para canais que não sofram fortes influências de efeito de remanso (STALNAKER *et al.*, 1995). Já o modelo WSP foi projetado especialmente para tais condições, empregando fundamentos de balanço de energia para prever a cota do nível de água em um trecho de remanso no curso de água (USGS, 2001).

Nesse modelo, a energia total em uma seção transversal apresenta-se como na Figura 7 e é calculada segundo a equação de Bernoulli (BOVEE *et al.*, 1998):

$$E = (B + D) + \frac{V^2}{2g} \quad (7)$$

em que, E é a energia total, B a cota do leito do canal e D é a profundidade. A soma das variáveis B e D equivale à cota do nível de água da seção, explicitada como “NA” na Figura 7.

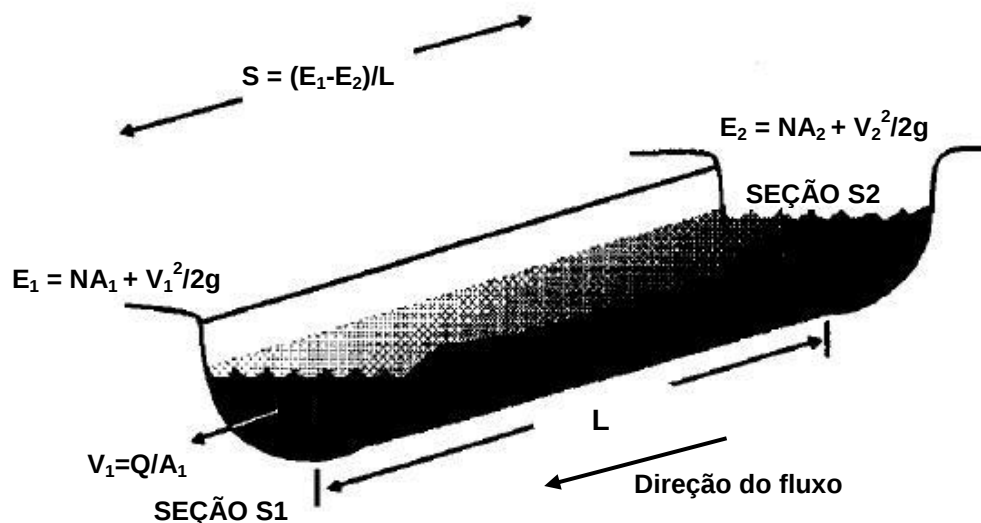


Figura 7 – Representação de um trecho de rio e da variação de energia entre duas de suas seções transversais (S1 e S2).

Fonte: Adaptado de STALNAKER *et al.* (1995).

A declividade da linha de energia pode ser calculada através da razão entre a perda de carga e a distância entre duas seções transversais adjacentes, ou através da equação de Manning por meio do rearranjo das equações 5 e 6, tal como (BOVEE *et al.*, 1998):

$$S = \frac{Q^2 \cdot n^2}{(1,49)^2 \cdot R^{4/3} \cdot A^2} \quad (8)$$

Os dados de entrada para aplicação desse modelo são a vazão de calibração e a cota de nível de água correspondente para a seção transversal mais a jusante (aqui denominada S1, como na Figura 7), e o coeficiente de rugosidade de Manning, estimado pelo usuário, para as seções transversais S1 e S2. O modelo estima, assim, um valor de cota do nível de água para a seção S2 e, conseqüentemente, o raio hidráulico, a área da seção transversal e a velocidade média para tal seção. Esses parâmetros são então usados para calcular a declividade da linha de energia entre as duas seções (1 e 2), utilizando a equação de Manning. Caso a declividade da linha de energia calculada por ambas as equações não sejam equivalentes, então a cota do

nível de água é ajustada na seção S2 e o valor de S recalculado. Esse processo é repetido até que haja a equivalência dos resultados de ambas as equações.

O modelo WSP faz uso da cota do nível de água calculada na seção S2 como valor inicial para repetir os procedimentos para a seção transversal seguinte (seção S3, mais a montante) e, assim, sucessivamente (BOVEE *et al.*, 1998).

No PHABSIM, o modelo VELSIM é a principal ferramenta utilizada para calibrar/simular as distribuições de velocidade correspondentes a uma gama de vazões de interesse em uma seção transversal. A técnica utilizada depende de uma base empírica de observações de velocidade (isto é, dados de velocidade mensurados), que funciona como um padrão para caracterizar a distribuição de velocidades no canal (USGS, 2001).

A simulação dos perfis de velocidade pelo PHABSIM é usualmente realizada segundo uma versão modificada da equação de Manning, fazendo-se uso da velocidade medida em uma vertical, a partir dos dados de uma vazão de calibração (BOVEE *et al.*, 1998):

$$n_i = \frac{1,49}{v_i} \cdot d_i^{2/3} \cdot S^{1/2} \quad (9)$$

em que, n_i é o coeficiente de rugosidade de Manning para a vertical i ($m^{-1/3}.s$), v_i é a velocidade de calibração (medida) para a vertical i (m/s), d_i é a profundidade da vertical (diferença entre cota do leito do rio e cota do nível de água) (m) e S é a declividade da linha de energia na seção de interesse (m/m).

Quando outra vazão é simulada, o modelo obtém a cota de nível de água correspondente a essa nova vazão, a qual resulta em novos valores de profundidade para as verticais da seção ($d_{i'}$). Tais valores são substituídos na equação de Manning para obter estimativas de velocidade para cada vertical correspondente à vazão simulada em questão, como na equação a seguir (BOVEE *et al.*, 1998):

$$v_i = \frac{1,49}{n_i} \cdot d_{i'}^{2/3} \cdot S^{1/2} \quad (10)$$

O VELSIM também pode ser utilizado quando não há perfis de velocidade mensurados. Neste caso, a velocidade é distribuída ao longo da seção em função da profundidade (USGS, 2001).

Por fim, a modelagem de habitat para o PHABSIM é baseada na distribuição de velocidade, profundidade e índice de canal ao longo de toda a seção transversal, também conhecida como modelagem de parâmetros distribuídos. Tal modelagem é baseada nos atributos de profundidade e velocidade, ditos dependentes da vazão, em cada vertical medida, os quais são integrados aos critérios biológicos (sob a forma de curvas de aptidão de habitat). O modelo referente a tal modelagem dentro do PHABSIM é o HABTAE, o qual permite, dentre outras funções, que o habitat seja determinado em termos de volume utilizável (ao invés de superfície utilizável), podendo ser determinado para todo o segmento do rio em estudo, bem como para as seções transversais individualmente (USGS, 2001).

O uso do PHABSIM, bem como de outros modelos unidimensionais, na modelagem de habitat, tem sido criticado por diversas razões (LECLERC *et al.*, 1995), a citar:

- i. O uso do PHABSIM por si só ignora muitos fatores bióticos, como as interações inter e intraespecíficas (STALNAKER *et al.*, 1995). Existem muitas interações entre as espécies, estádios de vida e outros fatores que irão influenciar o estado do ecossistema, os quais não são modelados pelo PHABSIM (MILHOUS, 1999).
- ii. Em cada célula do PHABSIM assumem-se valores uniformes de profundidade e velocidade e parte-se do princípio de que o escoamento é sempre em direção a jusante. Assim, um modelo unidimensional não pode reproduzir/simular os escoamentos mais complexos que variam espacialmente, como redemoinhos, ilhas, gradientes de velocidade e escoamentos transversais (CROWDER *et al.*, 2004; GHANEM *et al.*, 1996).
- iii. Os resultados da modelagem unidimensional variam significativamente dependendo da localização e do número de seções transversais utilizadas para compor a modelagem do curso de água de interesse (KONDOLF *et al.*, 2000).

iv. Os modelos unidimensionais ignoram acelerações convectivas, derivadas de alterações significativas no campo da velocidade, provocadas por alterações na forma do canal (KONDOLF *et al.*, 2000).

3.3.2. Modelagem bidimensional

3.3.2.1. Princípios gerais

Os modelos bidimensionais (2D) baseiam-se nas equações da conservação de massa e da conservação do momento, sendo o leito é discretizado numa malha de elementos finitos, definidos pela conexão entre pontos nodais, os quais apresentam valores de profundidade e as duas componentes (horizontais) da velocidade (BOAVIDA, 2007).

Assim, os valores de profundidade e velocidade, em um elemento, são interpolados a partir dos nós pertencentes àquele elemento, de modo a produzir um campo de escoamento contínuo ao longo do curso de água (CROWDER, 2002; GHANEM *et al.*, 1996; LACEY e MILLAR, 2004).

Os modelos bidimensionais são muito úteis em estudos em que é importante a distribuição local detalhada da profundidade e da velocidade, como ocorre na avaliação do habitat das espécies aquáticas (STEFFLER e BLACKBURN, 2002). Ainda, nos casos em que é necessário simular os padrões de escoamento, numa escala ecologicamente relevante, esses modelos são muito importantes porque são capazes de simular os gradientes de velocidade e o escoamento transversal (CROWDER *et al.*, 2004).

A obtenção de uma representação precisa da topografia do leito, por meio da projeção da malha de elementos finitos é, provavelmente, é a etapa mais crítica, complexa e morosa com relação à modelagem bidimensional, na qual é preciso atenção especial a questões como o espaçamento dos nós e a regularidade e forma dos elementos finitos (HANRAHAN *et al.*, 2004).

Waddle *et al.* (1996) referem-se à importância do refinamento da malha, a qual deve ser capaz de reproduzir os padrões espaciais de escoamento criados pelas características topográficas a uma escala importante para os organismos aquáticos em estudo.

Nesse sentido, Crowder e Diplas (2000) referem-se, ainda, à importância de refinar a malha junto às margens, em zonas de declive acentuado e em locais onde existam gradientes de velocidade para aumentar a exatidão das simulações das variáveis hidráulicas de interesse.

Boavida (2007) apresenta uma síntese das potencialidades e vantagens da modelagem bidimensional:

- i. Flexibilidade geométrica associada à modelagem de elementos finitos, os quais podem ter tamanho e forma alterados facilmente, permitindo o refinamento da malha em áreas de maior interesse ou de configuração mais complexa (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).
- ii. São capazes de representar de forma mais acurada os habitats complexos, incluindo escoamentos transversais, gradientes de velocidade e variação da profundidade de escoamento no curso de água (CROWDER e DIPLAS, 2000; GHANEM *et al.*, 1996; HARBY *et al.*, 2004; LACEY e MILLAR, 2004; LECLERC *et al.*, 1995; SHEN *et al.*, 2004; STEWART *et al.*, 2005; WADDLE *et al.*, 1996).
- iii. A resolução espacial é adaptável à escala do habitat da espécie aquática de interesse (KONDOLF *et al.*, 2000; LECLERC *et al.*, 1995), a qual pode ser alterada também em função dos objetivos do estudo e dos recursos disponíveis, aumentando ou diminuindo a discretização da malha (LECLERC *et al.*, 1995).

Para tais modelos, a maior fonte de erro relaciona-se à interpolação de dados, em particular quando existe uma grande variação entre as condições de entorno de um nó, na medida em que o valor nodal em qualquer ponto particular reflete as condições que cercam esse ponto. A solução para tais erros de discretização é a implementação de elementos menores na malha, o que significa mais elementos e mais nós para a mesma área (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

Dentre os modelos bidimensionais desenvolvidos para a modelagem do habitat de espécies aquática e a prescrição de vazões ecológicas, destacam-se os modelos CDG2D (STEFFLER, 1997), *Hydro2d* (BEFFA e CONNELL, 2001), *River2D* (STEFFLER e BLACKBURN, 2002) e R2DM (*River2D-Morphology*) (KWAN, 2009).

3.3.2.2. *River2D*

O *River2D* consiste em um modelo bidimensional hidráulico e de habitat, desenvolvido especificamente para uso em rios e córregos naturais. É um modelo 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, secas ou molhadas, cobertas ou não com neve (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

O *River2D* é de domínio público e foi desenvolvido numa colaboração entre as instituições canadenses *Freshwater Institute*, Divisão de Gestão de Pesca (pertencente ao Governo da Província de Alberta), Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Alberta e a instituição científica estadunidense *U.S. Geological Survey* (KATOPODIS, 2003).

O modelo *River2D* tem sido, nos últimos anos, cada vez mais usado pela comunidade científica e as suas aplicações passaram a ser cada vez mais diversificadas. Esse modelo já foi usado em diversas áreas da ecohidrologia, como restauração de canais, predição de vazões ecológicas, modelagem de massas de gelo e transporte de sedimentos (BOAVIDA, 2007; GÓRTAZAR *et al.*, 2004; JALÓN e GARCÍA-RODRIGUEZ, 2003; KATOPODIS, 2003).

O *River2D* é basicamente um modelo transiente, mas também pode ser usado em condições estacionárias (regime de escoamento permanente). O componente hidráulico do modelo *River2D* é baseado nas Equações de *Saint Venant*, expressas de forma conservativa: equação de conservação de massa (Equação 15) e equações de conservação de momento nas direções x (Equação 16) e y (Equação 17). As variáveis dependentes são solucionadas em função da profundidade e das componentes de velocidade nas direções x e y (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0 \quad (15)$$

$$\frac{\partial q_x}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(Uq_x) + \frac{\partial}{\partial y}(Vq_x) + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial x} H^2 = gH(S_{0x} - S_{fx}) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{xx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{xy}) \right) \quad (16)$$

$$\frac{\partial q_y}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(Uq_y) + \frac{\partial}{\partial y}(Vq_y) + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial y} H^2 = gH(S_{0y} - S_{fy}) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{yx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{yy}) \right) \quad (17)$$

em que, H é a profundidade do escoamento [L], U e V são velocidades médias nas direções x e y , respectivamente [$L T^{-1}$]; q_x e q_y relacionam-se às componentes de velocidade nas direções x e y , respectivamente, tais como $q_x = HU$ e $q_y = HV$ [$L^2 T^{-1}$]; g é a aceleração da gravidade [$L T^{-2}$] e ρ é a massa específica da água [$M L^{-3}$]; S_{0x} e S_{0y} são as declividades de fundo nas direções x e y , respectivamente [$L L^{-1}$]; S_{fx} e S_{fy} são as declividades da linha de energia correspondentes [$L L^{-1}$]; τ_{xx} , τ_{xy} , τ_{yx} e τ_{yy} são as componentes do tensor horizontal turbulento [$L^2 T^{-1}$].

As premissas básicas de tais equações são (STEFFLER e BLACKBURN, 2002):

- i. A distribuição de pressão na vertical é hidrostática, o que geralmente limita a precisão em áreas de encostas muito íngremes e em mudanças rápidas de declividade do leito.
- ii. As distribuições de velocidades horizontais ao longo da profundidade são constantes. Assume-se que a distribuição de velocidades pode ser usada na interpretação da profundidade do escoamento, mas a distribuição é tratada como constante pelos cálculos internos.
- iii. As forças de Coriolis e vento são desprezíveis. No entanto, em ambientes lênticos – especialmente para grandes lagos e estuários – essas forças podem ser importantes na modelagem.

O módulo de modelagem de habitat é baseado no conceito de SPU proposto pela metodologia IFIM, adaptada, todavia, para uma malha composta por pontos e triângulos irregulares. No *River2D* os pontos são os nós computacionais da malha discretizada e

as áreas úteis são os triângulos formados segundo o método dos Polígonos de *Thiessen*. O índice de preferência para cada parâmetro é avaliado por interpolação linear (contínua) ou pelo vizinho mais próximo (discreta), a partir das curvas de preferência de uma determinada espécie, fornecida separadamente.

De forma similar ao PHABSIM, as opções disponíveis no modelo para o cálculo da SPU são o produto triplo, a média geométrica ou o valor mínimo (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

Os dados de entrada do modelo *River2D* assemelham-se àqueles de entrada do modelo unidimensional PHABSIM, a citar: vazão, velocidade, profundidade, substrato e espécies aquáticas de interesse. Além dessas, o modelo requer dados de topografia e batimetria da área de estudo para a composição da modelagem hidráulica.

A ferramenta computacional associada ao *River2D* é formada por quatro módulos: *River Bed*, *River Ice*, *River Mesh* e o *River2D* propriamente dito; os quais são usualmente utilizados em ordem sequencial. Seu processo de modelagem envolve, basicamente, 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 e BLACKBURN, 2002).

Segundo Boavida (2007), o modelo *River2D* apresenta algumas características que fazem dele um dos modelos mais usados, atualmente, para a modelagem de habitat, a citar:

- i. Opera segundo interfaces gráficas de fácil utilização (LACEY e MILLAR, 2004).
- ii. A flexibilidade da malha permite uma simulação mais detalhada do escoamento em zonas de topografia complexa (HUDSON *et al.*, 2003), sendo possível representar zonas de maior variabilidade morfológica.
- iii. Durante a simulação pode-se visualizar a evolução do perfil de escoamento das águas, a inundação progressiva das margens e, o mais

importante, o modo como varia a profundidade e a velocidade da água em cada uma das células estabelecidas pelo modelo (SANZ e JALÓN, 2002).

iv. O programa permite a visualização da distribuição de vários parâmetros hidráulicos para cada célula da malha discretizada do curso de água, como a rugosidade do leito, cota do leito, componentes x e y da velocidade, profundidade de escoamento, entre outros. A velocidade é visualizada através dos respectivos vetores, permitindo a identificação clara de zonas com escoamentos transversais.

v. Permite a representação gráfica da distribuição dos índices de preferência de habitat, bem como dos valores de SPU calculados para determinada vazão, para todas as células que compõem a malha do curso de água.

3.4. MODELAGEM UNIDIMENSIONAL X MODELAGEM BIDIMENSIONAL

A modelagem em duas ou até três dimensões se propõe a aprimorar os resultados finais da modelagem, em comparação àqueles obtidos por modelos unidimensionais, uma vez que tentam representar com maior precisão as variações espaciais, temporais e as combinações dos padrões de fluxo que influenciam as espécies aquáticas (BOAVIDA *et al.*, 2011).

Nesse sentido, há uma tendência em se acreditar que modelos mais sofisticados e mais onerosos produzirão melhores resultados. Em teoria, a física aplicada à modelagem dos padrões de fluxo em modelos bidimensionais é mais eficiente na modelagem de cursos de água que apresentam leito complexo, com obstruções, ilhas e meandros, pois permite variações transversais de velocidade, de modo que as características morfológicas diferenciadas, tais como zonas de corrente e zonas de remanso, possam ser modeladas (JOWETT e DUNCAN, 2011).

Todavia, apesar de serem capazes de predizer variações em situações complexas de escoamento, alguns estudos têm mostrado que modelos bidimensionais não necessariamente predizem valores de profundidade e velocidade de forma mais precisa que modelos unidimensionais (GUAY *et al.*, 2000; JOWETT e DUNCAN, 2011; TARBET

e HARDY, 1996; WADDLE *et al.*, 2000; WILLIAMS, 2001) e, portanto, obtém respostas mais precisas das modelagens de habitat.

A seguir, são apresentados, em ordem cronológica, alguns estudos já realizados na Europa e América do Norte confrontando as abordagens uni e bidimensional de modelagens hidráulica e de habitat em cursos de água.

Ghanem *et al.* (1996) confrontaram os resultados das modelagens uni e bidimensional, comparando os valores de velocidade obtidos pelos modelos hidráulicos de ambas as abordagens com os valores medidos em campo, ao longo de seções transversais de monitoramento a montante e a jusante de uma ilha submersa, num trecho do rio Waterton (Alberta, Canadá). Para a seção transversal a montante da ilha submersa, ambos os modelos estimaram as velocidades igualmente bem. Contudo, na seção transversal de jusante, onde os padrões de escoamento eram influenciados pela presença da ilha, o modelo bidimensional foi mais eficiente na estimativa das velocidades, apresentando um erro significativamente menor que o modelo unidimensional, quando comparados com os valores de velocidade medidos em campo. Os autores concluíram que o modelo bidimensional oferece melhor representação do escoamento na medida em que considera as características do fluxo resultantes da presença de ilhas e meandros e mostra-se, assim, capaz de simular os padrões complexos de escoamento.

Waddle *et al.* (1996) compararam as modelagens uni e bidimensional em um trecho do rio Elbow, nas Montanhas Rochosas, Canadá. Para tanto, usaram os modelos PHABSIM e CDG2D (uni e bidimensional, respectivamente). Os dados de campo foram obtidos para duas vazões, representativas de condições hidrológicas distintas (períodos seco e chuvoso) em oito seções transversais de monitoramento. Os resultados da estimativa das velocidades dos dois modelos não apresentaram diferença estatística, exceto em duas seções as quais se encontravam a jusante e sobre uma ilha. Os autores concluíram que nas seções em que o escoamento é essencialmente unidimensional, os dois modelos apresentaram bons resultados. Contudo, quando o escoamento exibe significantes transferências laterais de massa, usualmente em

função da variação da magnitude da vazão, somente o modelo bidimensional oferece bons resultados.

Gallagher (1999), em estudo no rio Trinity (Califórnia, EUA), sugere que a modelagem bidimensional pode ser uma alternativa às limitações encontradas na modelagem unidimensional, incluindo a representação acurada de habitats mais complexos em função das mudanças na morfologia do canal com a variação de vazão.

Jalón e Garcia-Rodriguez (2003) confrontaram os resultados das modelagens de habitat no rio Lozoya (Espanha) usando os modelos PHABSIM e *River2D*, comparando-se os valores de SPU produzidos para cinco espécies de peixe, considerando os diferentes estádios do ciclo de vida das mesmas. Segundo os autores, os dois modelos apresentaram resultados semelhantes para os estados de vida juvenil e adulto em termos de SPU. Contudo, para o estágio de vida dos alevinos, o modelo unidimensional apresentou valores de SPU superiores aos estimados pelo modelo bidimensional.

Rodríguez (2004) comparou as modelagens uni e bidimensional também em um trecho do rio Lozoya (Espanha) fazendo uso dos modelos PHABSIM e *River2D*, respectivamente. Com base nos resultados do cálculo das SPUs, obtidos para os diferentes estádios de vida (alevino, juvenil e adulto) das quatro espécies-alvo do estudo, o autor concluiu que o habitat estimado pela modelagem unidimensional foi menor que pela modelagem bidimensional, especialmente para os estádios de vida mais jovens das espécies estudadas. O autor se refere, assim, à importância da seleção do tipo de modelagem a se adotar, especialmente quando a discretização entre os estádios de vida das espécies for relevante, na medida em que encontraram diferenças entre as modelagens uni e bidimensional de até 36% nos valores de SPU estimados para os alevinos das espécies em estudo.

Loranger e Kenner (2004), em estudo na nascente do ribeirão *Rapid Creek*, no estado de Dakota do Sul (EUA), verificaram menores valores de SPU para a modelagem unidimensional e atribuíram tal ocorrência à subestimativa do habitat característico de zonas de remanso, o qual era favorável às espécies-alvo do estudo, produzida por essa modelagem. Tal subestimativa ocorreu em virtude do pequeno número de seções transversais de monitoramento ao longo do trecho em estudo, o que

não permitiu à modelagem unidimensional captar a distribuição de habitat de forma acurada ao longo de todo o trecho do rio em estudo.

Oh *et al.* (2008), comparando as modelagens uni e bidimensional por meio dos modelos PHABSIM e *River2D* para a prescrição de vazões ecológicas para o rio Han (Coréia do Sul), atestaram que a modelagem bidimensional apresentou simulações mais precisas das variáveis hidráulicas, sendo capaz de representar de forma mais precisa as variações da morfologia do canal.

Jowett e Duncan (2011) compararam as modelagens uni e bidimensional por meio dos modelos PHABSIM e *River2D*, respectivamente, para a planície de inundação do rio Hurunui, localizado nos Alpes da Ilha do Sul, Nova Zelândia. Os resultados de profundidade para as seções transversais de monitoramento, obtidos com a utilização do modelo unidimensional, apresentaram melhores ajustes com relação aos dados observados em campo de tal variável, segundo os índices estatísticos R^2 e erro percentual médio absoluto. Houve menor concordância entre os dados de validação e os valores preditos de profundidade pelo modelo bidimensional, o qual apresentou perfis de profundidade mais suáveis. De forma análoga, o modelo unidimensional apresentou maior concordância entre os dados de velocidade preditos e observados que o modelo bidimensional.

Normandeau Associates (2012) realizaram um estudo com as modelagens uni e bidimensional objetivando simular/avaliar os impactos negativos ao habitat de oito diferentes espécies de peixe em decorrência da captação de água de uma usina de energia nuclear implantada na bacia do rio Susquehanna, no estado da Pensilvânia, EUA. Primeiramente, confrontando-se os resultados das modelagens hidráulicas, o modelo unidimensional simulou velocidades mais altas que o bidimensional para águas mais profundas, resultando em valores menores de SPU para o primeiro modelo. Os autores atribuíram esse fato à habilidade do *River2D* de modelar as variáveis hidráulicas célula por célula ao longo do trecho em estudo do rio, enquanto o modelo PHABSIM o faz apenas segundo os locais onde estão localizadas as seções transversais de monitoramento, impossibilitando quantificar a variação da distribuição de profundidade e velocidade em trechos a montante e a jusante das mesmas. O

modelo *River2D* foi capaz de quantificar, para pequenas vazões, uma maior quantidade de áreas profundas e lentas no trecho do rio em estudo, correspondentes a um habitat mais favorável às espécies-alvo e, portanto, obtendo maiores valores de SPU que o PHABSIM.

Waddle *et al.* (2000) e Gard (2009) afirmam que os modelos uni e bidimensionais podem produzir resultados semelhantes e apresentar precisão comparável caso sejam utilizados em cursos de água cuja morfologia e padrão de fluxo permitam tal similaridade e apresentem processos de calibração satisfatórios.

Sutton *et al.* (2006) afirmam que a modelagem unidimensional pode ser considerada suficiente para estudos em rios que não apresentam características hidrodinâmicas complexas (isto é, redemoinhos intermitentes, ilhas, enseadas, fluxos transversais, planícies de inundação) e, assim, relações similares de vazão *versus* habitat para ambos os modelos são esperadas.

A escolha do tipo de modelagem a ser aplicada em cada estudo deve levar em conta, portanto, um conjunto de variáveis, tais como o custo, a precisão das variáveis hidráulicas que constituem o habitat e as características morfológicas do curso de água em estudo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O rio Formoso, afluente da margem direita do rio Pomba, está localizado na região oeste da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, entre os paralelos 21°18' e 21°27' Sul e os meridianos 43°10' e 43°38' Oeste (Figura 8). A bacia do rio Formoso abrange parte dos municípios mineiros de Oliveira Fortes, Aracitaba, Tabuleiro e Santos Dumont, ocupando uma área aproximada de 398 km² (GOMES, 2011).

A área de estudo se divide em dois trechos de 1 km de extensão do rio Formoso (Figura 9), distanciados entre si em 14 km, aproximadamente, os quais possuem características bastante distintas tanto em relação à preservação como no que diz respeito às características hidráulicas do curso de água.

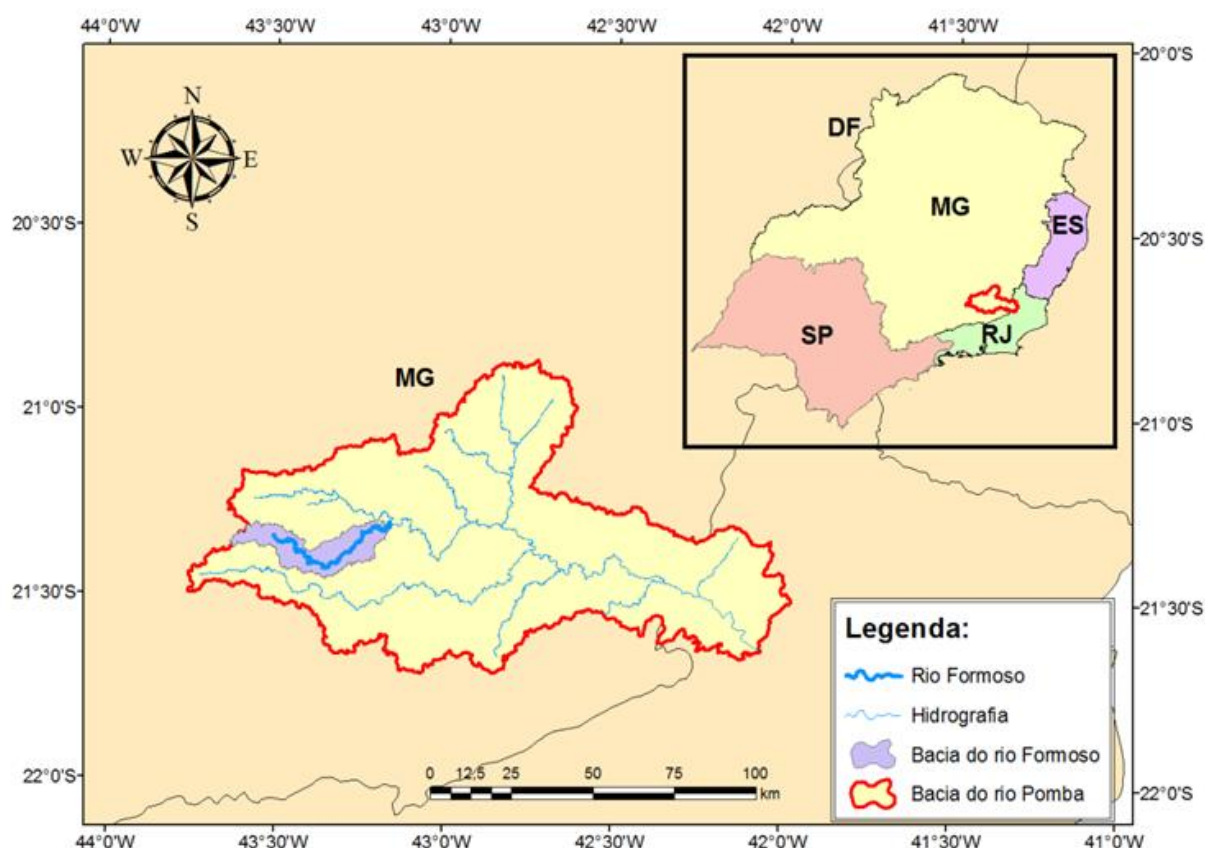


Figura 8 – Localização da bacia hidrográfica do rio Formoso.

Fonte: Guedes (2013).

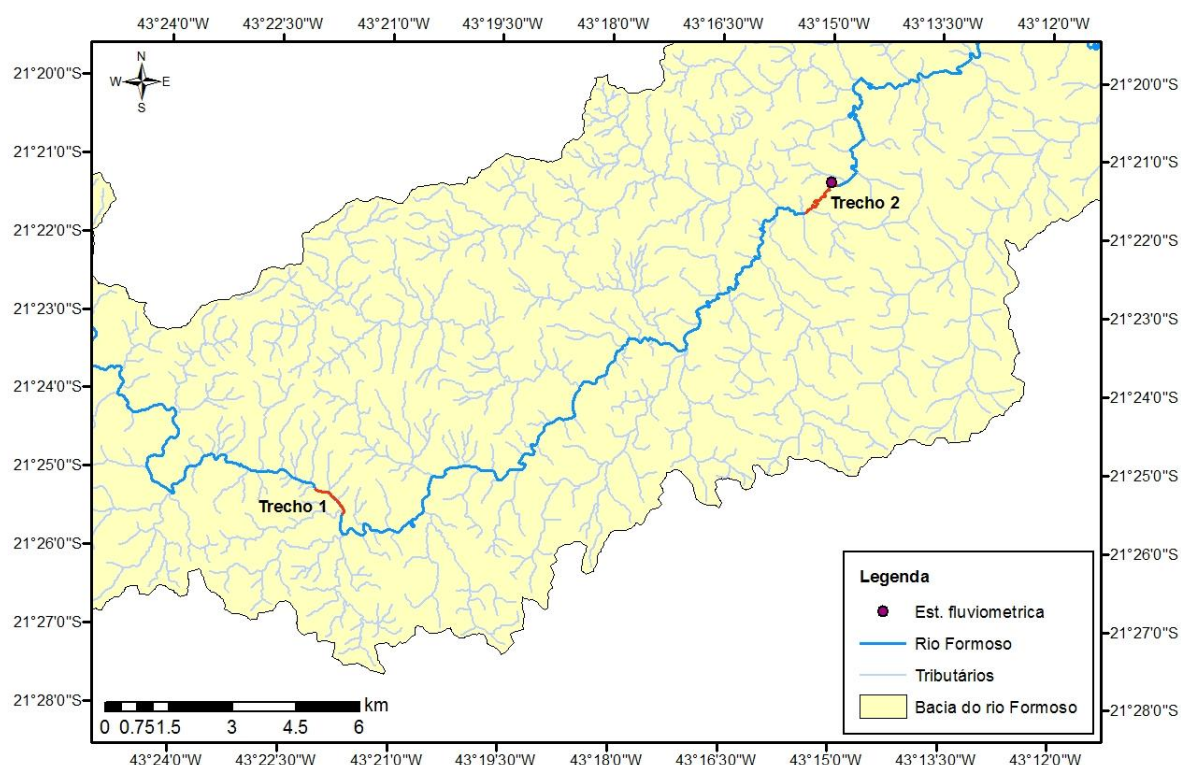


Figura 9 – Localização dos trechos de monitoramento no rio Formoso.

O Trecho 1, com área de contribuição de aproximadamente 181 km², localizado nas porções íngremes do relevo e mais próximo à nascente do rio Formoso, possui áreas mais preservadas com a presença de mata ciliar e condições naturais, sem a presença de urbanização (Figura 10).

Já o Trecho 2, localizado na porção inferior da bacia, com área de contribuição de aproximadamente 312 km², corresponde a uma região bastante plana e de curso de água meândrico. Este trecho representa uma porção mais degradada da bacia, onde a vegetação nativa deu espaço ao uso intensivo de pastagem, já degradada, ausência de mata ciliar e avançado processo de assoreamento do curso de água, sofrendo, ainda, forte influência urbana do município de Tabuleiro (Figura 11). Ao final deste trecho encontra-se instalada a estação fluviométrica Tabuleiro da rede hidrometeorológica da ANA – Agência Nacional de Águas (código 58720000).



Figura 10 – Caracterização do primeiro trecho de monitoramento do rio Formoso – Trecho 1.



Figura 11 – Caracterização do segundo trecho de monitoramento do rio Formoso – Trecho 2.

4.2. MONITORAMENTO EM CAMPO

A caracterização para a modelagem de habitat da bacia do rio Formoso foi efetuada nos dois trechos em estudo previamente citados, onde foram estabelecidas, em cada trecho, três seções transversais de monitoramento, distanciadas de 500 metros entre si. Nessas seções foram realizadas as coletas de dados das seguintes variáveis necessárias à aplicação das modelagens uni e bidimensional: velocidade, profundidade, vazão, substrato (material aluvionar), cobertura das margens e do leito, número e espécies de peixes.

Para tanto, foram realizadas quatro campanhas de monitoramento ao longo de dois anos, realizadas em períodos seco e chuvoso, de modo a representar condições hidrológicas distintas da bacia hidrográfica em estudo. Tais campanhas de monitoramento foram realizadas nos seguintes períodos (mês/ano): Março/2011, Julho/2011, Fevereiro/2012 e Junho/2012.

Na Tabela 3 estão apresentadas as coordenadas geográficas e a altitude das seções monitoradas no estudo e nas Figuras 12 e 13 são apresentadas as localizações de tais seções nos Trechos 1 e 2, respectivamente.

Tabela 3 – Altitude e coordenadas geográficas das seções de monitoramento dos Trechos 1 e 2 do rio Formoso

Trechos de monitoramento	Seções de monitoramento	Altitude (m)	Coordenadas Geográficas	
			Latitude (Sul)	Longitude (Oeste)
Trecho 1	Seção 1	495	21°25'02"	43°22'34"
	Seção 2	492	21°25'03"	43°22'23"
	Seção 3	485	21°25'07"	43°22'17"
Trecho 2	Seção 1	451	21°21'35"	43°15'16"
	Seção 2	448	21°21'29"	43°15'11"
	Seção 3	446	21°21'22"	43°15'05"

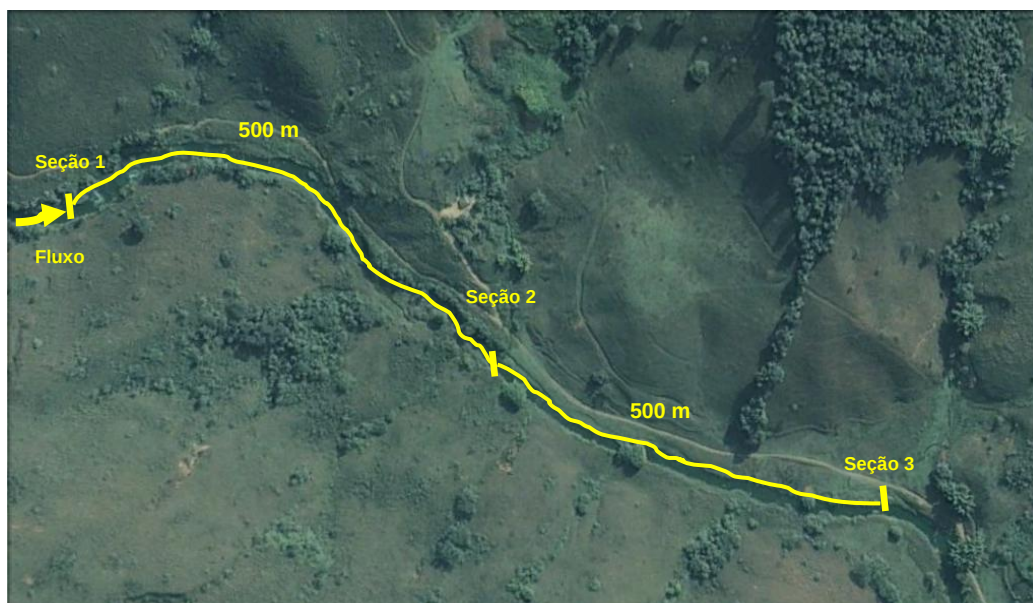


Figura 12 – Localização das seções transversais de monitoramento no Trecho 1.

Fonte: Guedes (2013).



Figura 13 – Localização das seções transversais de monitoramento no Trecho 2.

Fonte: Guedes (2013).

4.2.1. Variáveis hidráulicas: velocidade, profundidade e vazão

A velocidade do escoamento foi monitorada durante as duas primeiras campanhas (Março/2011 e Julho/2011) utilizando-se um micromolinete hidráulico M1 da SEBA Hydrometrie® nas seções transversais de monitoramento de cada trecho.

Na terceira campanha de monitoramento (Fevereiro/2012), em virtude da elevada magnitude da vazão em ambos os trechos monitorados, a velocidade foi mensurada por meio de um molinete fluviométrico Newton da Hidromec®. Em tais campanhas, seguiu-se o procedimento recomendado por DNAEE (1977) para a determinação da velocidade de escoamento para rios com largura entre 6 a 15 metros. Já as medições de profundidade foram feitas por batimetria, com a utilização de régua e corda graduadas.

Na quarta campanha de monitoramento, realizada em Junho/2012, as medições de velocidade e profundidade foram feitas com o uso do equipamento ADCP – *Acoustic Doppler Current Profiler*, modelo M9 *RiverSurveyor*, da Sontek®.

De posse das informações de velocidade em cada ponto amostrado das verticais, obtidas com os molinetes hidráulicos, a velocidade média em cada seção transversal estudada foi determinada por meio do método de distribuição espacial Inverso do Quadrado da Distância (IDW), com o uso do software ArcGis 10.0. Através dos dados da batimetria, foi possível determinar as áreas das seções transversais de monitoramento, de modo que a vazão foi determinada a partir do produto entre a velocidade média do escoamento e a área da seção transversal.

Já na quarta campanha de monitoramento as vazões em cada seção transversal de interesse foram obtidas diretamente com a utilização do equipamento ADCP e de seu software de apoio *RiverSurveyor Live* v2.50.

Na Figura 14 está registrada a realização da medição de velocidade em uma vertical de uma seção de monitoramento utilizando-se o micromolinete hidráulico. Na Figura 15 é apresentado o momento de medição de vazão em uma seção de monitoramento utilizando-se o equipamento ADCP.

Os valores de vazões encontrados em cada campanha de campo, nos Trechos 1 e 2 do rio Formoso, os quais foram utilizados no processo de calibração dos modelos uni e bidimensional deste trabalho, estão apresentados no Apêndice A.

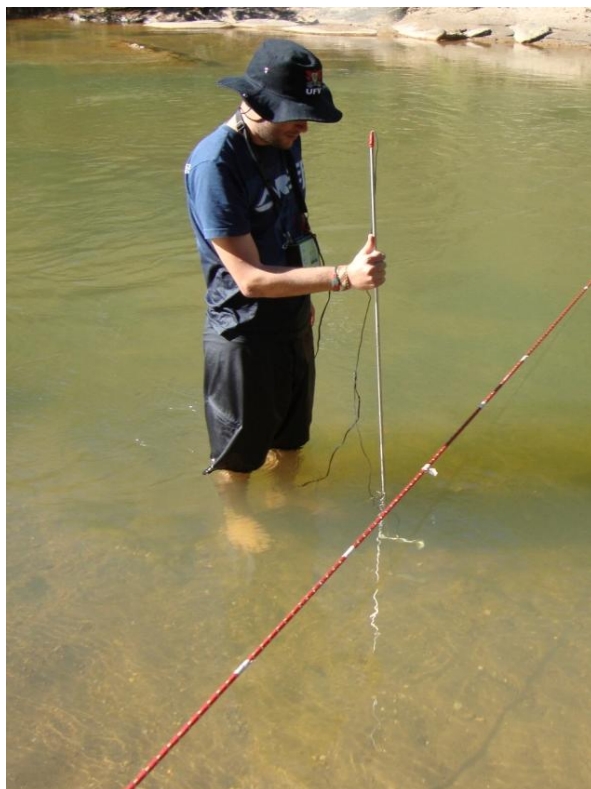


Figura 14 – Medição da velocidade utilizando-se o micromolinete hidráulico.



Figura 15 – Medição de vazão com o equipamento ADCP.

4.2.2. Substrato e cobertura

O amostrador utilizado para a coleta do substrato no fundo do rio foi o do tipo Draga de Petersen ou Busca-fundo, com capacidade para amostrar 3,20 litros. Esse amostrador é do tipo penetração vertical, tendo duas partes em caçambas do tipo draga com dispositivo em alavanca, de braço móvel, que dispara ao tocar o leito (ANEEL, 2000).

A amostragem de sedimentos de fundo foi realizada em cada seção de monitoramento, coletando-se amostras nas verticais correspondentes às margens direita e esquerda e ao centro de cada seção transversal de monitoramento.

Os materiais coletados foram conduzidos até o Laboratório de Propriedades Físicas do Solo, do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV), para determinar a granulometria e o diâmetro médio dos agregados (D_{50}).

4.2.3. Coleta de peixes

Foram dispostas sete redes de espera com malhas de 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 50 mm, equidistantes de 10 metros e ordenadas de forma aleatória, a jusante de cada seção transversal de monitoramento, de forma a não haver superposição de redes. Essas foram dispostas no período da tarde e retiradas no dia seguinte, no período da manhã, de modo a ficarem no curso de água por um período médio de 12 horas, conforme metodologia descrita por Ribeiro e Zuanon (2006).

Na Figura 16 estão registrados os momentos de posicionamento das redes de captura em um dos trechos de monitoramento do rio Formoso e a coleta e identificação das espécies capturadas.

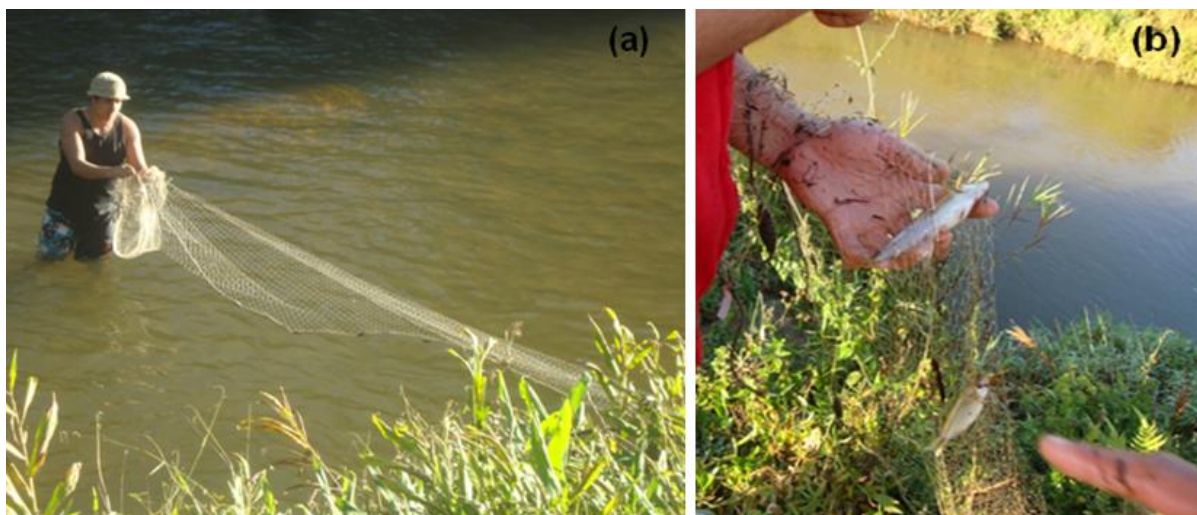


Figura 16 – Posicionamento de rede de captura em uma seção de monitoramento (a) e coleta e identificação de espécies de peixe capturadas (b).

Os peixes coletados foram separados por malha de rede e seção transversal na qual foram capturados, sendo acondicionados em sacos plásticos, furados e rotulados, em tanques contendo solução formol 10%. No final de cada campanha de campo, os mesmos foram conduzidos ao Laboratório de Sistemática Molecular *Beagle*, do Departamento de Biologia Animal - UFV, para dar sequência ao reconhecimento das espécies e da sua fase de vida. A classificação dos táxons foi feita com base em Reis *et al.* (2003).

O levantamento das espécimes de peixe coletadas no rio Formoso, segundo a campanha de campo e o trecho de monitoramento em que foram capturadas, encontram-se no Apêndice B. Já a composição taxionômica da ictiofauna em questão, identificada por Guedes (2013), encontra-se no Anexo A.

4.2.4. Levantamento topobatimétrico

Informações topográficas da bacia apresentam-se como dados de entrada fundamentais à modelagem bidimensional realizada através do modelo *River2D*. Por este motivo, no mês de junho de 2012 foi realizado o levantamento topobatimétrico por meio de uma Estação Total *Topcon* GTS 212, sendo demarcado todo o perfil batimétrico em seções transversais de 10x10 metros dos trechos de estudo. Demarcaram-se, também, alguns pontos localizados nas margens do curso de água.

Os pontos foram rastreados por meio do GPS geodésico Promark II, permitindo o georreferenciamento das informações. No primeiro trecho, localizado no município de Conceição do Formoso, foram levantados 1.578 pontos. Já no segundo trecho, localizado no município de Tabuleiro, foram levantados 1.879 pontos.

4.3. DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE CANAL

O primeiro dígito do Índice de Canal (IC) corresponde à caracterização do substrato. Considerando que a simulação computacional por meio do modelo PHABSIM faz uso dos valores de D_{50} para caracterizar os efeitos de rugosidade de fundo, enquanto o *River2D* faz uso dos valores de rugosidade efetiva (k_s), foi necessário compor um código único de IC capaz de representar valores correspondentes de D_{50} e k_s , simultaneamente. Para tanto, foi utilizada a relação entre D_{50} e k_s proposta por Glawdel *et al.* (2011), a qual foi elaborada com base na Escala Granulométrica de Wentworth.

Na Tabela 4 está apresentada a relação entre os tipos de substrato, suas respectivas faixas de diâmetro médio (D_{50}) e rugosidade efetiva (k_s), e o código correspondente ao primeiro dígito do IC utilizado nas modelagens.

Tabela 4 – Relação entre tipos de substrato, D_{50} , k_s e Código correspondente ao primeiro dígito do Índice de Canal (IC)

Tipo de Substrato	Diâmetro D_{50} (mm)	Rugosidade efetiva k_s (m)	Código IC
Argila (detritos orgânicos)	< 0,004	0,02	1
Silte	0,004 – 0,06	0,03	2
Areia	0,06 - 2	0,04	3
Cascalho	2 - 64	0,08	4
Seixo	64 - 256	0,20	5
Pedra	256 - 762	0,35	6
Matacão	> 762	0,45	7
Leito rRochoso	-	0,50	8

Fonte: Glawdel *et al.* (2011).

O segundo dígito do IC corresponde à caracterização da cobertura, a qual foi feita seguindo a proposição de Pelissari (2003): Ausente (dígito 0); Submersa (dígito 1); Aérea (dígito 2); Submersa e aérea (dígito 3).

4.4.DETERMINAÇÃO DOS ÍNDICES DE APTIDÃO DE HABITAT

Os Índices de Aptidão de Habitat (IAHs) relativos às variáveis profundidade, velocidade e Índice de Canal, para as espécies de peixe capturadas, foram obtidos conforme recomendações da IFIM (BOVEE *et al.*, 1998), classificados na Categoria II de critério para a obtenção dos dados. Tal categoria baseia-se na análise de frequência das características do habitat utilizado pelas espécies no momento em que essas foram observadas ou capturadas no rio.

Desse modo, fez-se um registro das espécies e do número de seus indivíduos que foram capturados por seção transversal/campanha de monitoramento, de forma a associá-los às seguintes características morfológicas e hidrológicas das seções de monitoramento nas quais foram capturados: velocidade média de escoamento, profundidade média da seção transversal, tipo de substrato e cobertura.

De posse desse levantamento, os índices de aptidão de habitat foram obtidos através da técnica estatística do histograma de frequência, desenvolvendo-se, ao final deste procedimento, curvas de aptidão de habitat univariadas de cada variável de interesse (velocidade, profundidade e IC) para cada uma das espécies encontradas nas campanhas de monitoramento.

Para tanto, os dados correspondentes a cada uma destas variáveis foram agrupados em intervalos de classe, determinados segundo a fórmula de Sturges (PELLISSARI, 2000). Atribuiu-se o valor máximo de IAH, equivalente a 1, à(s) classe(s) associada(s) ao maior número de indivíduos da espécie de interesse. Atribuíram-se, posteriormente, valores entre 0 e 1 para as demais classes de acordo com a proporção relativa entre o número de indivíduos da classe e o número máximo de indivíduos da espécie encontrado em uma classe (isto é, o número de indivíduos da classe a qual foi atribuído o valor máximo de IAH, equivalente a 1). As curvas de aptidão de habitat univariadas foram então desenvolvidas unindo-se os pontos médios correspondentes a cada classe.

Considerou-se, ainda, para efeito de elaboração dos histogramas de frequência, um número mínimo de indivíduos para cada espécie igual a cinco (GUEDES, 2013). Dessa forma, as espécies capturadas com número de indivíduos inferior a cinco foram consideradas não representativas da ictiofauna do rio

Formoso. As curvas de aptidão de habitat para as espécies de peixe analisadas neste estudo, apresentadas por Guedes (2013), encontram-se no Anexo B.

4.5.DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES-ALVO

De posse do inventário da ictiofauna do rio Formoso, após a realização das quatro campanhas de monitoramento, foi necessário definir quais dessas espécies de peixe seriam utilizadas na determinação do regime de vazões ecológicas (espécies-alvo). Para tanto, utilizou-se uma análise multicritério, com a presença de uma equipe multidisciplinar composta por biólogos e hidrólogos, de modo a procurar uma solução de compromisso entre as fases do ciclo de vida (juvenil e adulto) e entre várias espécies simultaneamente (GUEDES, 2013).

Tal análise foi realizada com base no conhecimento da ecologia das espécies de peixe coletadas em campo, procurando considerar a dinâmica do ecossistema aquático nos dois trechos monitorados, bem como do conhecimento da ocorrência de algumas dessas espécies em condições já alteradas por ações antrópicas.

Com base nessa análise, decidiu-se por separar as espécies de peixe capturadas em três grupos, destacados na sequência, com intuito de selecionar o grupo de espécies-alvo para as modelagens do curso de água e, por conseguinte, para a prescrição de vazões ecológicas para o rio Formoso (GUEDES, 2013):

- i. Espécies intolerantes: espécies que possuem baixa resiliência e que tendem a desaparecer independentemente do tipo de intervenção no curso de água.
- ii. Espécies médio tolerantes: espécies cujas populações flutuam conforme os valores de vazão e que podem aparecer ou desaparecer se as vazões forem incompatíveis com a sua biologia. Assim, a vazão ecológica deve ser alvo de “ajustes” segundo esse grupo.
- iii. Espécies tolerantes: espécies que possuem alta resiliência, independentemente se as vazões no curso de água são altas ou baixas, não importando o grau de impacto.

As espécies caracterizadas como médio tolerantes foram consideradas as mais indicadas para compor o grupo de espécies-alvo para a determinação do regime de vazões ecológicas nos Trechos 1 e 2 do rio Formoso.

A discretização das espécies de peixe capturadas no rio Formoso nos grupos supracitados encontra-se disposta no Apêndice C.

4.6. MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA

4.6.1. Modelagem unidimensional: PHABSIM

A primeira etapa da modelagem hidráulica utilizando o PHABSIM constituiu na calibração e na simulação da profundidade do escoamento. Para tanto, alimentou-se o software com os dados coletados em campo correspondentes às seções transversais de monitoramento dos Trechos 1 e 2.

Para a delimitação longitudinal do tamanho das células de cada trecho em estudo, consideraram-se, para cada seção transversal de monitoramento, Fatores de Ponderação de Comprimento (*Reach Length Weighting Factors*) (USGS, 2001) equivalentes a 0,5. Assim, como tais seções eram distanciadas de 500 metros entre si, e foram delineadas verticais distanciadas de um em um metro para a coleta de dados em cada seção, as áreas obtidas para as células que compõem a modelagem de ambos os trechos do rio Formoso foram equivalentes a 250 m² e 500 m².

Para determinar a relação entre a profundidade do escoamento e a vazão correspondente, optou-se pela utilização do modelo hidráulico que faz uso da Equação de Manning (Modelo *MANSQ*), para todas as seções transversais de monitoramento e vazões simuladas, por ter apresentado, dentre os modelos de calibração disponíveis, os menores erros entre os valores observados e simulados da profundidade de escoamento.

A segunda etapa da modelagem hidráulica envolveu a simulação dos perfis de velocidade de cada seção transversal. Para tanto, foram utilizados os perfis de velocidade mensurados nas campanhas de campo para cada seção transversal de monitoramento, de modo a estimar a distribuição de velocidade para as vazões simuladas, os quais foram utilizados como dados de entrada para o modelo VELSIM.

A modelagem de habitat foi etapa posterior à modelagem hidráulica, cujo objetivo final foi a obtenção da relação entre vazão e superfície ponderada utilizável (SPU) correspondente, a partir da integração dos dados hidráulicos simulados às curvas de aptidão de habitat produzidas para as espécies-alvo. Para tanto, recorreu-se ao modelo de simulação de habitat HABTAE pertencente ao PHABSIM.

As simulações de habitat no PHABSIM compreenderam três etapas:

- i. Cálculo dos Índices de Aptidão de Habitat Compostos (IACs) para cada célula, segundo a IFIM (BOVEE *et al.*, 1998), elucidada no item 3.2.1.2. Dentre as opções disponíveis para o cálculo do IAC, optou-se pela utilização do produto triplo (multiplicação padrão).
- ii. Determinação dos valores de SPU para todo trecho em estudo, através da soma dos valores de SPU obtidos para todas as células que compõem as seções transversais do trecho em questão (Equação 1).
- iii. Composição das curvas de vazão *versus* SPU para cada espécie-alvo, em cada trecho em estudo.

4.6.2. Modelagem bidimensional: *River2D*

Dentre os quatros módulos existentes no *River2D*, foram utilizados três: *River Bed*, *River Mesh* e *River2D*, sendo esse último responsável pela modelagem de habitat.

O *River Bed* foi alimentado com informações do relevo (levantamento topobatimétrico) e da distribuição de rugosidade (tipo de substrato) dos Trechos 1 e 2 do rio Formoso. A topografia dos trechos foi caracterizada por meio de nós computacionais. Para cada nó foram fornecidos os valores de coordenadas geográficas x e y, altitude z e rugosidade (k_s).

Tais dados foram inseridos no software no formato de arquivo texto, sendo posteriormente editados visando à inserção de nós adicionais, criação de linhas de quebra e edição nó a nó dos valores de rugosidade, como etapa fundamental ao procedimento de calibração do modelo.

Em seguida, utilizou-se o *River Mesh* para gerar a malha computacional, sendo necessário introduzir o arquivo referente à topografia do leito, previamente criado e editado no *River Bed*.

Posteriormente, foi necessário refinar a malha computacional através de operações sucessivas de edição – criação de nós adicionais e linhas de quebra – para a melhoria da mesma. A aferição da qualidade da malha foi realizada através do parâmetro Índice de Qualidade, QI (*Quality Index*), cujos valores foram de 0,4 a 0,87, considerados satisfatórios segundo Waddle e Steffler (2002). As malhas geradas ao final desse processo apresentaram células de tamanhos médios equivalentes a 6,0 e 16,0 m², para os Trechos 1 e 2, respectivamente.

A calibração do modelo seguiu-se variando de forma sucessiva a distribuição de rugosidade efetiva (edição nó a nó), objetivando-se encontrar um melhor ajuste entre os valores medidos e os valores simulados das variáveis hidráulicas. O modelo foi calibrado para as vazões equivalentes a 6,15 m³/s e 10,25 m³/s para os Trechos 1 e 2, respectivamente, correspondente às vazões medidas na terceira campanha de monitoramento. Depois de calibrado, o modelo foi validado para as demais vazões monitoradas correspondentes às outras três campanhas realizadas no rio Formoso.

Em seguida, com o modelo calibrado, deu-se início às simulações de habitat. A SPU em cada nó foi quantificada utilizando o produto triplo entre as informações de IAH correspondentes às variáveis velocidade, profundidade e índice de canal e, de forma análoga ao PHABSIM, foram processadas as etapas i, ii e iii no modelo, apresentadas no item 4.6.1.

4.6.3. Avaliação de desempenho da modelagem hidráulica dos modelos PHABSIM e *River2D*

Para a avaliação do desempenho da modelagem hidráulica dos modelos PHABSIM e *River2D*, realizada por meio da comparação entre os dados observados em campo e aqueles preditos (simulados) pelos modelos para as variáveis velocidade e profundidade, utilizaram-se os seguintes índices estatísticos: coeficiente de determinação (R^2), índice de concordância de Willmott (d) e erro absoluto médio (EAM).

Para a comparação dos valores preditos pelos dois modelos em questão para as variáveis profundidade e velocidade foi utilizado o teste não paramétrico de Wilcoxon, ao nível de 5% de significância, objetivando-se avaliar se as distribuições de tais variáveis, obtidas por cada modelo, diferem estatisticamente.

4.7. CARACTERIZAÇÃO DO REGIME FLUVIAL E VAZÕES DE SIMULAÇÃO

O regime de vazões do rio Formoso foi caracterizado com base nos registros históricos da estação fluviométrica Tabuleiro (código 58720000), pertencente à rede hidrometeorológica da ANA e localizada no município de Tabuleiro, logo a jusante do Trecho 2. Foram utilizados dados consistidos de vazão correspondentes a 42 anos, compreendendo o período entre 1964 e 2005.

Os dados diários da série histórica de vazão dessa estação foram utilizados para caracterizar o regime fluvial do Trecho 2, recorrendo-se à técnica de espacialização de vazões, com base no conceito de vazões específicas, para caracterizar o regime fluvial do Trecho 1.

Partindo-se da hipótese de inadequação de um valor único anual de vazão ecológica, optou-se pela discretização do ano em quadrimestres (seco, normal e chuvoso) e, por conseguinte, pela determinação de um valor de vazão ecológica distinto para cada período citado. Para a definição desses períodos foi necessário definir, primeiramente, o ano hidrológico, o qual foi obtido com base na série de dados da estação fluviométrica supracitada, segundo a metodologia proposta por Marques (2010).

Para a determinação das vazões ecológicas quadrimestrais foram consideradas vazões de simulação correspondentes às seguintes porcentagens da vazão média de longa duração associadas a cada quadrimestre: 10%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, 80%, 90% e 100%. Ressalta-se, assim, como critério de seleção de vazões de simulação a adoção de uma vazão máxima a ser simulada correspondente à totalidade da vazão média de longa duração, na medida em que um dos objetivos desse estudo foi comparar as vazões ecológicas obtidas com valores de vazão associados a processos de outorga no rio Formoso. Os valores das vazões de simulação em questão são apresentadas no Apêndice D.

4.8. DETERMINAÇÃO DAS VAZÕES ECOLÓGICAS

Para a determinação das vazões ecológicas correspondentes a cada quadrimestre recorreu-se à técnica baseada na matriz de otimização, envolvendo a definição de uma vazão para cada quadrimestre do ano que minimize a redução da área de habitat disponível (PELISSARI, 2000). Assim, a aplicação dessa técnica consistiu na construção de uma matriz para cada quadrimestre, na qual as colunas referiam-se às vazões simuladas e as linhas às espécies-alvo do estudo.

Foram consideradas como vazões simuladas as vazões correspondentes às diferentes porcentagens da vazão média de longa duração de cada quadrimestre (períodos seco, normal e chuvoso). A partir das simulações realizadas para tais vazões, os valores de SPU correspondentes foram dispostos na matriz. Analisando-se cada coluna (correspondente a um valor de vazão), foi então selecionado o valor mínimo da SPU encontrado, registrando-o na última linha da matriz. O maior valor de SPU de tal linha corresponde à vazão que maximiza a área de habitat disponível, sendo esta, portanto, considerada a vazão ecológica correspondente ao quadrimestre em análise (PELISSARI, 2000).

4.9. DETERMINAÇÃO DAS VAZÕES MÍNIMAS DE REFERÊNCIA

Para fins de análise comparativa com as vazões ecológicas obtidas, foram selecionadas as seguintes vazões mínimas de referência, as quais são utilizadas no processo de outorga de uso de recursos hídricos no Brasil, em níveis estaduais e federal: vazão mínima de 7 dias de duração e período de retorno de 10 anos ($Q_{7,10}$) e vazões associadas às permanências de 90 e 95% (Q_{90} e Q_{95} , respectivamente).

O software utilizado para determinar tais vazões foi o SisCAH 1.0, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos da UFV (GPRH/UFV) e disponível gratuitamente no endereço eletrônico www.ufv.br/dea/gprh/software.html.

Por fim, ressalta-se que, para o estudo comparativo em questão, não foram utilizados os valores das vazões mínimas de referência, e sim, as vazões mínimas remanescentes, isto é, as vazões remanescentes nos cursos de água referentes às porcentagens não outorgáveis das vazões mínimas de referência supracitadas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. MODELAGEM HIDRÁULICA

5.1.1. Avaliação de desempenho

Nas Figuras 17 e 18 são apresentados os resultados da avaliação de desempenho da modelagem hidráulica dos modelos PHABSIM e *River2D* para os Trechos 1 e 2, nessa ordem, avaliando-se a diferença entre os valores observados em campo e os preditos (simulados) por tais modelos para as variáveis hidráulicas velocidade e profundidade correspondentes às vazões mensuradas nas quatro campanhas de monitoramento (Apêndice A). Estão discriminados, ainda, os índices estatísticos (R^2 , d e EAM) utilizados para validar tais resultados.

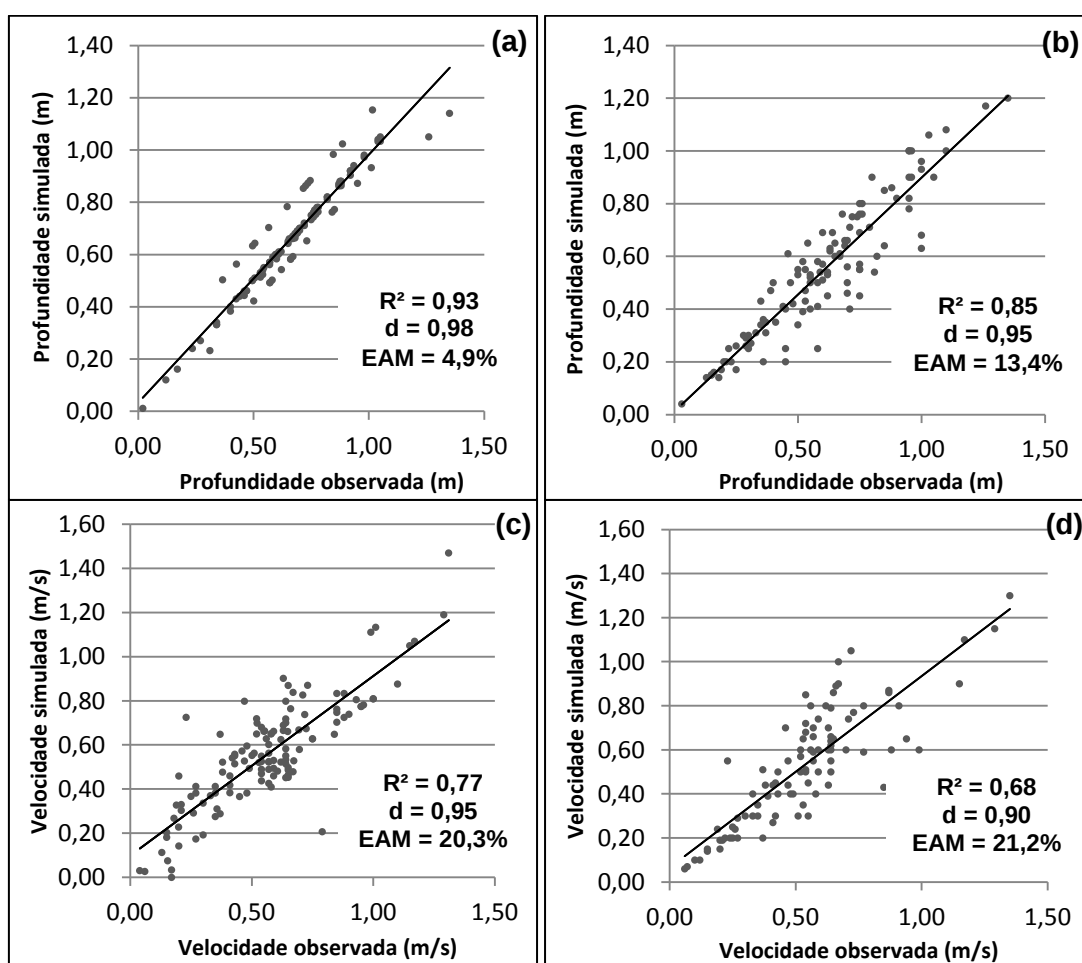


Figura 17 – Comparação entre os dados observados e simulados obtidos pelos modelos PHABSIM (a, c) e *River2D* (b, d) para o Trecho 1 do rio Formoso.

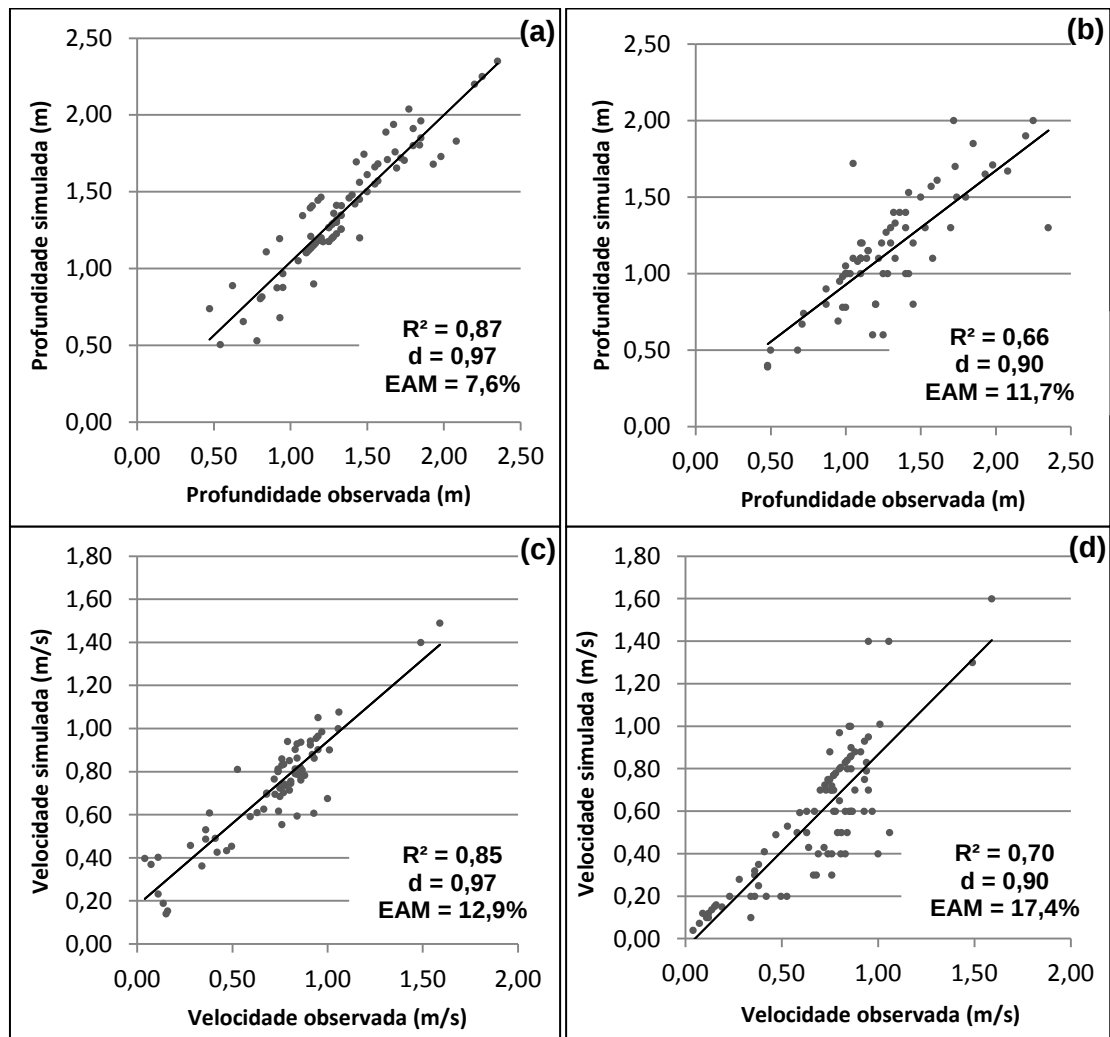


Figura 18 – Comparação entre os dados observados e simulados obtidos pelos modelos PHABSIM (a, c) e *River2D* (b, d) para o Trecho 2 do rio Formoso.

Avaliando-se, primeiramente, os resultados apresentados em função dos modelos avaliados, para cada trecho e variável hidráulica, observa-se que o modelo PHABSIM apresentou melhores resultados segundo os três índices estatísticos considerados.

As médias dos valores preditos de velocidade e profundidade, pelos modelos em questão, para cada trecho em estudo, foram comparadas entre si e apresentaram-se estatisticamente distintas, ao nível de 5% de significância.

Boavida (2007) afirma que a diferença existente entre as seções transversais consideradas pelo *River2D*, obtidas pela malha de elementos finitos, pode influenciar de maneira significativa o ajuste entre os valores preditos e observados das variáveis hidráulicas.

Jowett e Duncan (2011) afirmam que melhores ajustes entre valores preditos e observados de profundidade e velocidade, em seções transversais de monitoramento, para modelos unidimensionais, em comparação com modelos bidimensionais, caracterizam-se como uma condição já esperada, na medida em que, para o modelo unidimensional, os dados de profundidade e velocidade preditos utilizados na comparação são correspondentes exatamente aos mesmos pontos onde são coletados os dados observados. De maneira contrária, o modelo bidimensional faz uso de uma malha de elementos finitos que apresenta um número maior de células e, portanto, de dados preditos, para as seções transversais do canal, compondo perfis de profundidade e velocidade mais suaves, o que contribui para a não coincidência dos perfis de valores preditos e observados em campo de tais variáveis hidráulicas. Em seu estudo, ainda, os autores encontraram valores de R^2 equivalentes a 0,96 e 0,83 para o ajuste da variável profundidade entre os valores obtidos pelos modelos PHABSIM e *River2D*, respectivamente, e aqueles observados em campo, além de valores de erro absoluto médio de 8 e 22%, nessa mesma ordem.

Nesse sentido, observa-se que o modelo *River2D* apresentou um ajuste inferior para a variável profundidade nos Trecho 1 e 2, quando comparado ao modelo PHABSIM. No Trecho 2, especificamente, os valores de R^2 e d obtidos pelo modelo *River2D* se devem, principalmente, à diferença entre os valores de profundidade preditos e observados nas margens desse trecho do rio. Durante as campanhas de monitoramento, mensurou-se uma calha de rio bastante encaixada no Trecho 2, com taludes mais verticais, de grandes profundidades. A malha gerada no modelo *River2D* para esse trecho, no entanto, apresentou um perfil de profundidade mais suave para a calha do rio, principalmente em suas margens.

O modelo *River2D* apresentou, ainda, ajustes inferiores para a variável velocidade em ambos os trechos. Segundo Boavida (2007), o perfil de distribuição das velocidades é mais difícil de ajustar, especificamente na modelagem bidimensional, na medida em que essa variável é expressivamente sensível a alterações na morfologia do leito do canal. O autor atribui piores ajustes para esta variável a prováveis alterações da morfologia do leito no período que separa as medições de campo e o levantamento topobatimétrico efetuado para compor a base

de dados de entrada do modelo *River2D*, o que corrobora com as condições de realização desse trabalho.

Todavia, os valores encontrados para os índices estatísticos em questão apontam ajustes compatíveis àqueles encontrados em outros trabalhos do gênero, quando considerada a variável hidráulica velocidade. Booker *et al.* (2004) e Gard (2009) encontraram valores de R^2 equivalentes a 0,67 e 0,69, respectivamente, para modelagens hidráulicas de tal variável, realizadas no modelo *River2D*. Gallagher (1999) e Kondolf *et al.* (2000) encontraram valores de EAM próximos a 15% em modelagens unidimensionais. Já Jowett e Duncan (2011) obtiveram valores para tal índice equivalentes a 18 e 34% para os modelos PHABSIM e *River2D*, respectivamente.

Avaliando-se os resultados obtidos no Trecho 1, especificamente com relação às variáveis hidráulicas consideradas, verifica-se que, para ambos os modelos, os índices estatísticos indicam melhor desempenho no ajuste da variável hidráulica profundidade em relação à velocidade. Para o Trecho 2, tal comportamento é evidenciado apenas para os resultados do modelo PHABSIM, ao passo que os valores de coeficiente de determinação associados ao resultados do modelo *River2D* sugerem um ajuste melhor para a variável velocidade em relação à profundidade.

Analisando-se os resultados para cada variável hidráulica, em função do trecho de estudo, nota-se que ambos os modelos apresentaram novamente o mesmo comportamento, na medida em que, para a variável profundidade, apresentaram melhores índices para o Trecho 1 em comparação com o Trecho 2, enquanto que para a variável velocidade, os valores encontrados para os índices estatísticos indicam melhor desempenho no ajuste de tal variável para o Trecho 2 que para o Trecho 1. Erros na consideração de taludes menos verticais nas margens do Trecho 2 em ambas as modelagens, bem como a menor variação dos perfis de velocidade de escoamento do Trecho 2, que apresenta maiores profundidades e menores velocidades, podem estar associados a tais comportamentos.

Observa-se, ainda, que, de maneira geral, o desempenho de ambos os modelos apresentaram tendência de subestimativa para os valores de profundidade

e velocidade, assim como atestado por Jowett e Duncan (2011) em seu estudo no rio Hurunui, na Nova Zelândia.

Guedes (2013), em estudo no rio Formoso, encontrou valores de R^2 maiores para a variável hidráulica profundidade, com variação entre 0,94 e 0,95. No entanto, os valores obtidos para os índices estatísticos considerados no presente estudo, para ambas as variáveis hidráulicas e modelos, foram considerados satisfatórios, sendo expressivamente maiores que aqueles obtidos em outros estudos do gênero (GARD, 2003; GARD, 2009; GUAY *et al.*, 2000; TARBET e HARDY 1996; WILLIAMS, 2001).

5.1.2. Simulação hidráulica

Depois de concluída a etapa de calibração de ambos os modelos, foram realizadas as simulações hidráulicas para as vazões de interesse. Nessa etapa, os dados de entrada resumiram-se às vazões de simulação correspondentes à primeira seção de monitoramento de cada trecho monitorado, isto é, na entrada dos Trechos 1 e 2. Isto porque, em ambos os modelos, considerou-se o regime de escoamento uniforme e, por conseguinte, a vazão de entrada em cada trecho foi equivalente à vazão nas demais seções transversais dos mesmos. A partir dessa premissa, os modelos uni e bidimensional em questão geraram os dados de velocidade e profundidade para todas as células que constituíram os trechos modelados.

Uma das formas de apresentação dos resultados das simulações hidráulicas oferecida pelos modelos PHABSIM e *River2D* é a representação gráfica do curso de água estudado, a qual permite visualizar as variações transversais e longitudinais das variáveis hidráulicas velocidade e profundidade. Assim, a título de ilustração, nas Figuras 19 e 20 são apresentadas as representações gráficas para a variável hidráulica profundidade disponibilizadas pelos modelos PHABSIM e *River2D*, nesta ordem, para o Trecho 1 do rio Formoso, considerando uma vazão de simulação equivalente a $5,91\text{m}^3/\text{s}$ (70% Q_{mld} do período chuvoso para o Trecho 1).

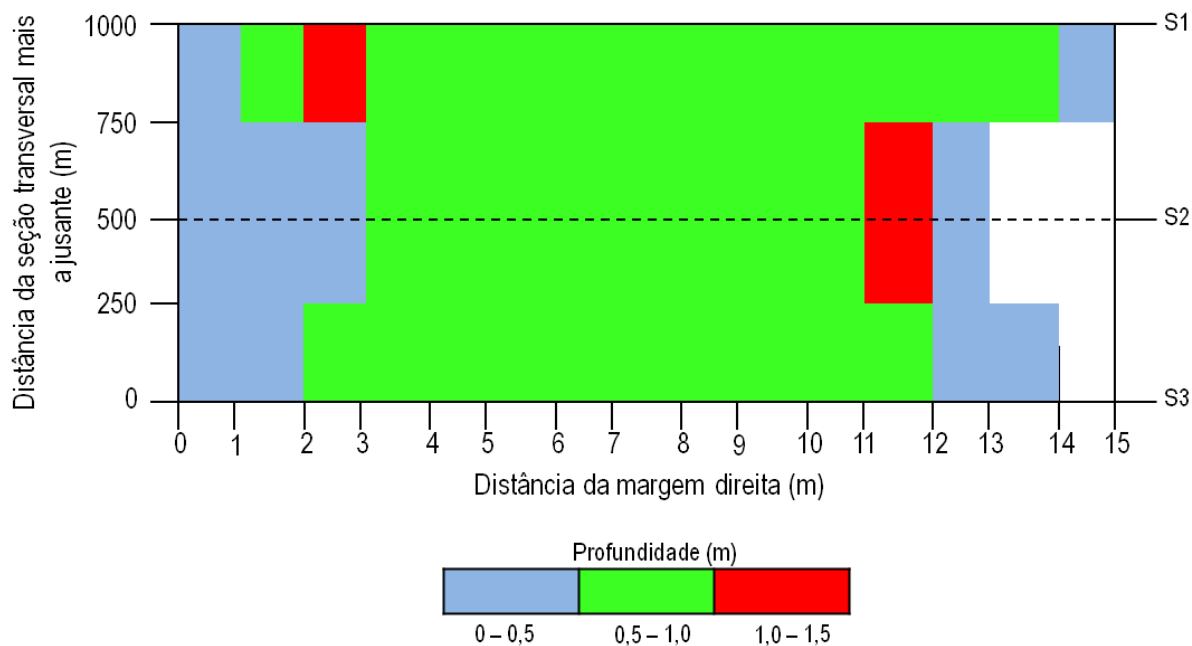


Figura 19 – Representação gráfica das variações transversal e longitudinal de profundidade (célula a célula) para o Trecho 1, obtida pelo PHABSIM, considerando uma vazão de 5,91 m³/s (vista longitudinal).

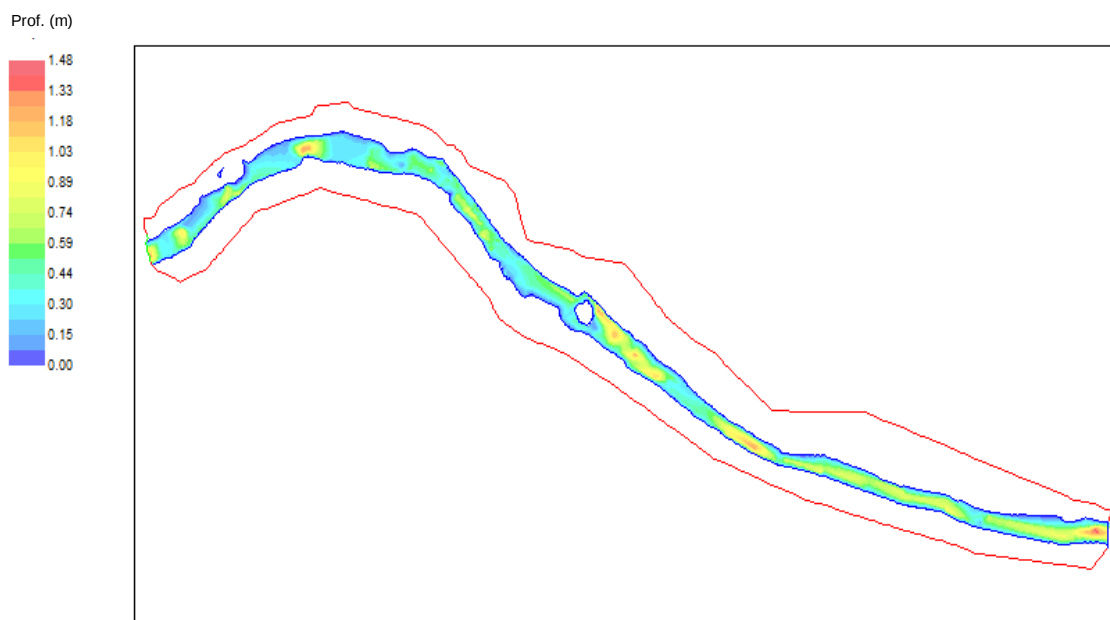


Figura 20 – Representação gráfica das variações transversal e longitudinal da profundidade (célula a célula) para o Trecho 1, obtida pelo River2D, considerando uma vazão de 5,91 m³/s (vista longitudinal).

Segundo as representações gráficas apresentadas nas Figuras 19 e 20, nota-se claramente a diferença entre a composição de células que caracterizam os trechos em estudo para as simulações hidráulica de cada modelo. O modelo *River2D* representa o perfil de escoamento por meio da composição de uma malha *TIN* (*Triangular Irregular Network*) composta por um grande número de células de pequenas dimensões, enquanto o modelo PHABSIM apresenta células de tamanho equivalente à proporção relativa à representatividade de cada seção transversal de monitoramento no trecho do rio considerado (GALLAGHER, 1999; OH, 2008).

Observa-se, assim, que o PHABSIM apresentou um número expressivamente menor de células para representar os trechos estudados do rio Formoso, o que implicou em uma menor variação longitudinal das variáveis hidráulicas simuladas (profundidade e velocidade) nos mesmos, como revelam os gráficos apresentados na Figura 21, correspondentes à simulação hidráulica anteriormente apresentada nas Figuras 19 e 20, e aqueles apresentados na Figura 22, correspondentes a uma simulação hidráulica do Trecho 2, considerando uma vazão equivalente a 8,76 m³/s (70% Q_{md} do período chuvoso para o Trecho 2).

Desse modo, para as condições em que o estudo foi realizado, observa-se que o modelo *River2D* apresentou maior amplitude para os dados gerados de profundidade e velocidade para ambos os trechos monitorados, em virtude de sua capacidade de considerar as variações hidráulicas características dos segmentos entre as seções de monitoramento.

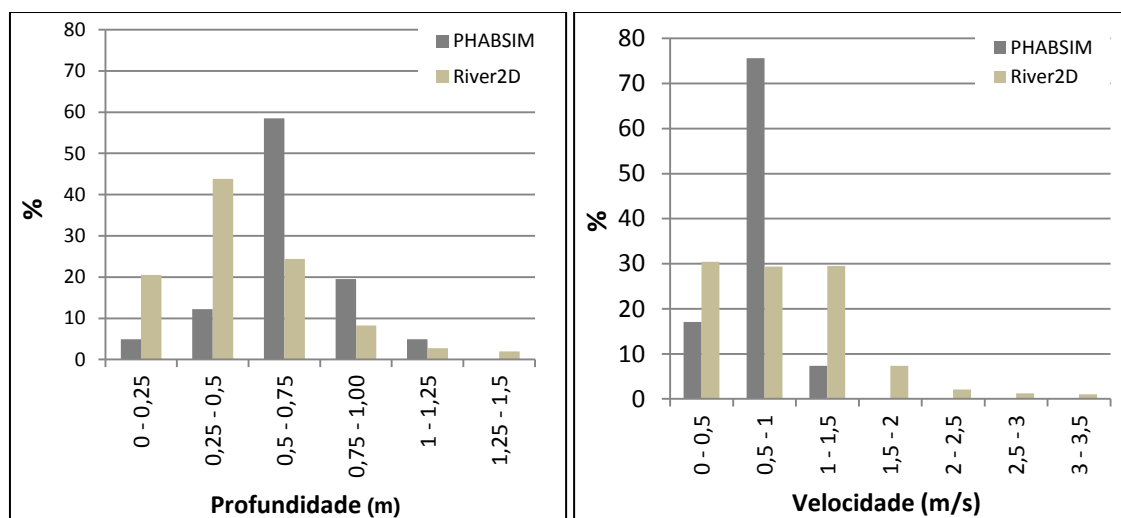


Figura 21 – Distribuição de profundidade (a) e velocidade (b) do Trecho 1 simuladas pelo PHABSIM e *River2D* para uma vazão de 5,91m³/s.

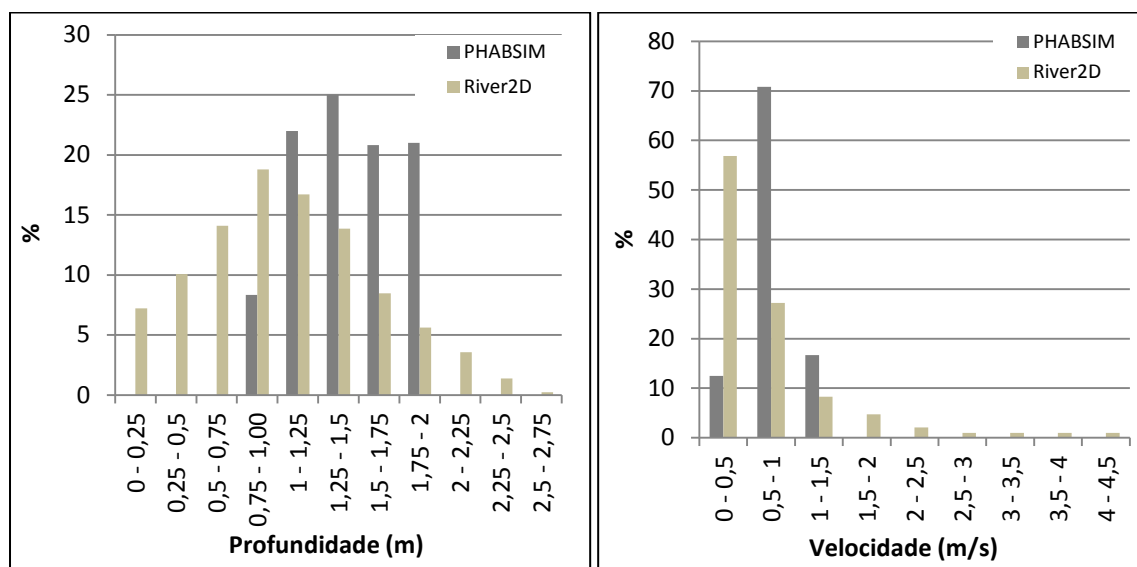


Figura 22 – Distribuição de profundidade (a) e velocidade (b) do Trecho 2 simuladas pelo PHABSIM e *River2D* para uma vazão de 8,76 m³/s.

5.2. MODELAGEM DE HABITAT

As espécies caracterizadas como médio-tolerantes foram consideradas as mais indicadas para compor o grupo de espécies-alvo para a determinação do regime de vazões ecológicas no rio Formoso, representado por: *H. aurogutattus* (Cascudo), nas fases juvenil e adulta, *L. mormyrops* (Timburé) e *O. hepsetus* (Lambari-Cachorro), ambas em fase adulta.

Os resultados encontrados para as modelagens de habitat foram as distribuições de Superfície Ponderada Utilizável (SPU) em função das vazões simuladas, sendo que quanto maior o valor de SPU encontrado, melhores as condições de habitat físico para a espécie. As vazões utilizadas foram aquelas correspondentes às diferentes porcentagens (10, 20, 30, 40... 80, 90, 100%) das vazões médias de longa duração dos períodos seco, normal e chuvoso, característicos da bacia em estudo.

A comparação entre os resultados das curvas de SPU *versus* vazão, produzidas pelos modelos PHABSIM e *River2D*, foi realizada em função dos valores correspondentes de porcentagem de SPU máxima *versus* vazão, na medida em que os modelos em questão não produzem, necessariamente, o mesmo valor de SPU

máxima, a qual corresponde à condição em que todas as células do modelo apresentam valor de IAC equivalente a 1.

Desse modo, na Tabela 5 apresentam-se os valores de SPU máxima ($SPU_{Máx}$) produzidos por cada modelo para os Trechos 1 e 2, obtidos em função do tamanho e número médio de células que compõem os trechos em cada modelagem. Nas Figuras 23 a 26 apresentam-se as curvas de porcentagem de $SPU_{Máx}$ *versus* vazão, obtidas para os Trechos 1 e 2.

Tabela 5 – Valores máximos de SPU produzidos pelos modelos PHABSIM e *River2D* para os trechos monitorados do rio Formoso

	PHABSIM		<i>River2D</i>	
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 1	Trecho 2
Tamanho médio das células (m²)	320	320	6,0	16,0
Número médio de células	40	25	2.120	800
$SPU_{Máx}$ (m²/km)	12.800	8.000	12.800	12.800

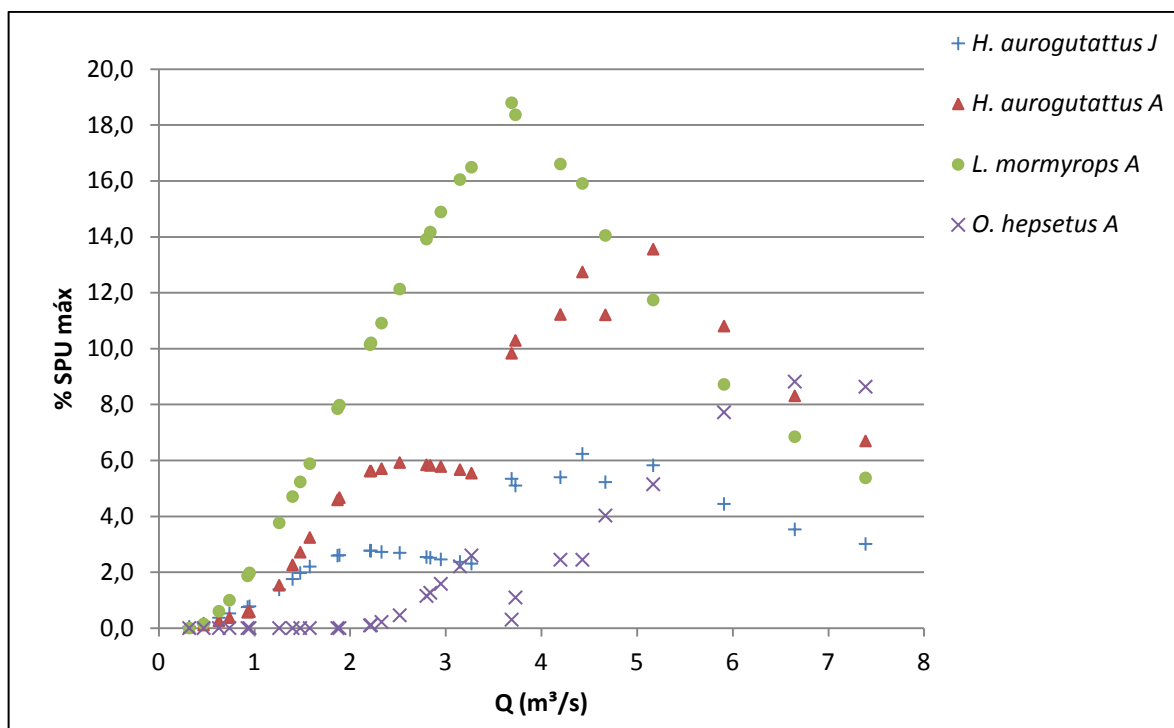


Figura 23 – Curvas de % SPU_{Máx} versus vazão, para o Trecho 1, produzidas pelo modelo unidimensional PHABSIM.

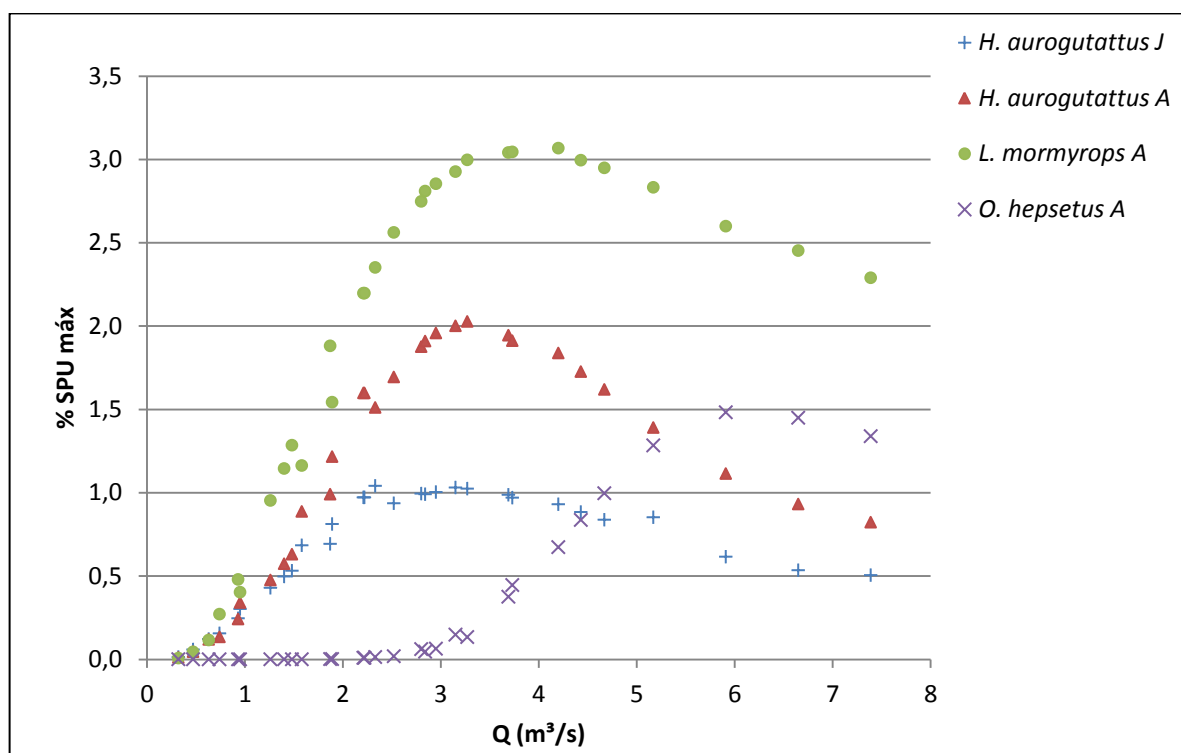


Figura 24 – Curvas de % SPU_{Máx} versus vazão, para o Trecho 1, produzidas pelo modelo bidimensional River2D.

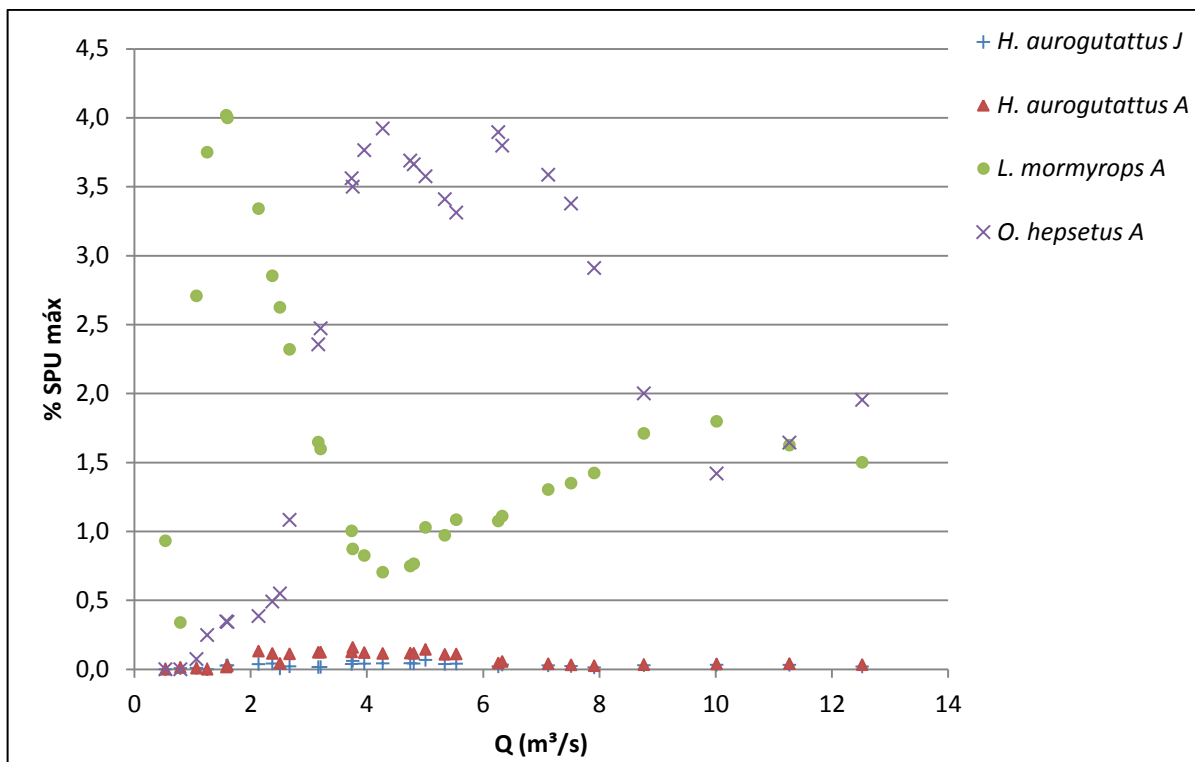


Figura 25 – Curvas de % SPU_{Máx} versus vazão, para o Trecho 2, produzidas pelo modelo unidimensional PHABSIM.

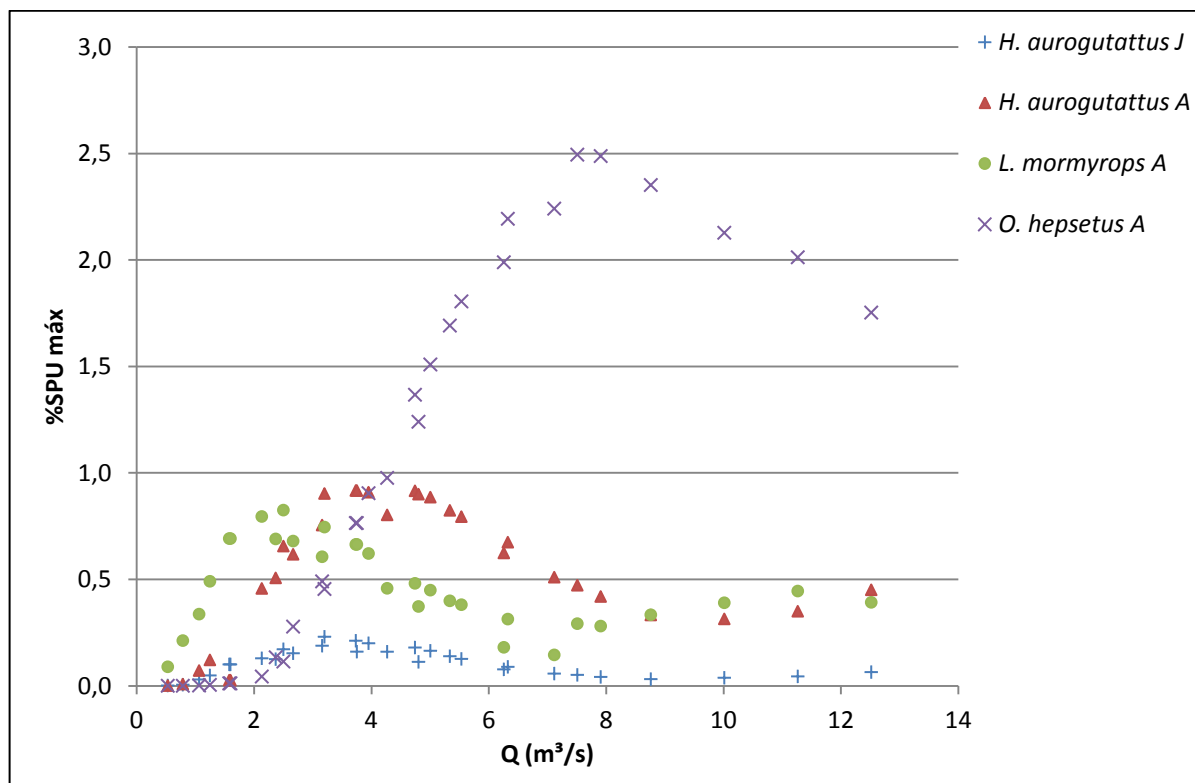


Figura 26 – Curvas de % SPU_{Máx} versus vazão, para o Trecho 2, produzidas pelo modelo bidimensional River2D.

De maneira geral, os resultados encontrados nas modelagens de habitat de ambos os modelos indicaram condições de habitat físico mais favoráveis às espécies-alvo no Trecho 1, o que corrobora com a ideia de que tal trecho apresenta maior grau de preservação e condições hidráulicas mais favoráveis à permanência das espécies de peixe consideradas, como afirma Guedes (2013).

Observa-se que o Trecho 1 proporciona uma melhor condição de habitat físico para a espécie *Leporinus mormyrops* (fase adulta) em relação às outras espécies estudadas no rio Formoso, ou seja, uma melhor combinação entre os fatores velocidade, profundidade, substrato e cobertura, apresentando maiores valores de SPU para a faixa de vazão simulada. Segundo Gomes (2011), isso não significa, entretanto, que será encontrada uma quantidade maior de indivíduos dessa espécie nesse trecho do rio, uma vez que a permanência das espécies no curso de água depende de outros fatores, como a qualidade de água e as condições de alimentação disponível.

Ainda para o Trecho 1, os resultados de ambos os modelos revelam que as espécies mais críticas, isto é, aquelas que apresentaram menores valores de SPU, foram a *Oligosarcus hepsetus* (fase adulta), para menores vazões, e o *Hypostomus auroguttatus* (fase juvenil), para valores maiores de vazão. Esse mesmo comportamento foi encontrado por Guedes (2013) em estudo realizado no mesmo curso de água.

Com relação ao Trecho 2 (Figuras 25 e 26), observa-se que o habitat físico deste trecho encontrou-se mais favorável à espécie *Oligosarcus hepsetus* (adulta) e, a espécie *Hypostomus auroguttatus* (fase juvenil) foi considerada a mais crítica, uma vez que apresentou os menores valores de SPU ao longo da faixa de vazões simuladas para tal trecho.

Observa-se, ainda, nas Figuras 23 a 26, que as simulações de habitat de ambos os trechos monitorados apresentaram, para as faixas de vazões simuladas e espécies-alvo consideradas, valores de $\%SPU_{Máx}$ expressivamente distintos entre os modelos PHABSIM e River2D. A diferença na modelagem de habitat entre os modelos em questão, a qual implica na produção de valores de SPU distintos para cada modelo, é atribuída, essencialmente, à associação entre dois fatores: o

tamanho das células e a frequência dos valores de Índice de Aptidão Composto (IAC).

Como anteriormente elucidado, o modelo *River2D* aborda o perfil de escoamento segundo a composição de uma malha TIN (*Triangular Irregular Network*), em que o tamanho das células é determinado em função da discretização da malha de elementos finitos (OH, 2008).

Já o modelo PHABSIM apresenta células de tamanho equivalente à proporção relativa à representatividade de cada seção transversal de monitoramento na extensão do trecho em estudo, a qual é definida pelo usuário. Para a aplicação desse modelo recomenda-se, portanto, a utilização de um número de seções transversais suficientemente capaz de representar da maneira mais fiel possível a variação do perfil de escoamento ao longo do canal, com relação às variáveis de profundidade, velocidade e substrato (GARD, 2005; GALLAGHER, 1999; LORANGER e KENNER, 2004; TARBET e HARDY, 1996).

Para este estudo, especificamente, a utilização de três seções transversais de monitoramento, distanciadas entre si em 500 metros, em ambos os trechos monitorados, implicou na realização de uma modelagem, através do PHABSIM, composta por células cujos valores de área foram bastante elevados (500 e 250 m²), proporcionando aos resultados da modelagem de habitat de tal modelo as possíveis consequências:

- quando a variável hidráulica de monitoramento (profundidade, velocidade ou Índice de Canal atribuído a cada célula) conferir um valor de IAH elevado para determinada espécie-alvo, esse será atribuído a todo o segmento entre as seções de monitoramento (correspondente ao tamanho da célula), contribuindo para a composição de altos valores de IAC e, por conseguinte, de valores de SPU; ou
- quando a variável hidráulica de monitoramento conferir um valor de IHA baixo (ou nulo) para determinada espécie-alvo, esse será atribuído a todo o segmento entre as seções de monitoramento (correspondente ao tamanho da célula), contribuindo para a composição de baixos valores de IAC e, por conseguinte, da SPU para o trecho em estudo.

O *River2D*, por sua vez, devido ao processo de composição de sua malha, apresentou células de tamanho menor e em quantidade expressivamente maior que

o PHABSIM, o que contribuiu para uma caracterização mais acurada da variação dos perfis de velocidade, profundidade e substrato, especificamente nos segmentos entre as seções transversais de monitoramento de ambos os trechos em estudo do rio Formoso.

Ressalta-se, todavia, que o número reduzido de seções transversais de monitoramento utilizado nesse trabalho se deu em função dos recursos disponíveis e da exequibilidade das atividades de monitoramento em campo necessárias à realização do mesmo, constatando-se, assim, uma limitação relevante do modelo PHABSIM na delimitação do tamanho de suas células de cálculo, principalmente no que diz respeito aos aspectos práticos associados à aquisição de dados para a calibração do modelo.

Para o Trecho 1, os valores de SPU produzidos pelo PHABSIM são expressivamente maiores que aqueles encontrados a partir da modelagem do *River2D*, para todas as espécies-alvo. O Trecho 1 é bastante íngreme, com perfis variados de profundidade, velocidade e substrato, apresentando diversas zonas de corrente e zonas de remanso ao longo de sua extensão.

A modelagem do PHABSIM, no entanto, ao considerar apenas as características de três seções de monitoramento, impossibilitou a caracterização de tais variações ao longo de todo o perfil de escoamento. As variáveis hidráulicas características das seções de monitoramento apresentaram valores de IAH favoráveis às espécies-alvo, contribuindo para maior frequência de IAC com valores mais elevados que, apesar de não representativos de todo o segmento entre as seções de monitoramento, foram atribuídos a toda essa extensão devido ao tamanho das células do modelo, resultando em maiores valores de SPU, quando comparados com os resultados produzidos pelo *River2D*.

O *River2D* apresentou um número maior de células e, portanto, uma variação maior dos valores das variáveis hidráulicas monitoradas nos segmentos entre as seções transversais de monitoramento. Tal aspecto, inerente à modelagem bidimensional de elementos finitos característica do modelo, permitiu a caracterização mais fiel das variações ao longo do perfil de escoamento nesse trecho, isto é, nos segmentos entre as seções transversais de monitoramento, em virtude da utilização de dados topobatimétricos para a composição da malha.

Para o Trecho 2, observam-se tendências opostas, ou seja, os valores de SPU encontrados pelo *River2D* foram maiores que aqueles obtidos pelo PHABSIM para a espécie *Hypostomus aurogutattus* (jovem e adulto). Já para as espécies *Leporinus mormyrops* e *Oligosarcus Hepsetus* os valores de SPU produzidos pelo PHABSIM foram maiores que aqueles obtidos pelo *River2D*.

O Trecho 2 apresenta características hidráulicas bastante distintas do Trecho 1, caracterizando-se como um trecho mais plano, com grandes profundidades e escoamento mais lento, com menor variação dos perfis de profundidade e velocidade ao longo de sua extensão. Verifica-se, assim, que a diferença entre a magnitude dos valores de SPU produzidos pelos modelos em questão é menor.

Diversos trabalhos científicos envolvendo a modelagem de habitat também encontraram diferenças expressivas entre as curvas de SPU *versus* vazão produzidas por modelos uni e bidimensionais. A diferença de tamanho entre as células que compõem as modelagens, em função do número de seções transversais de monitoramento utilizadas, é citada como a principal causa desse fato (GALLAGHER, 1999; GARD, 2005; JOWETT e DUNCAN, 2011; NORMANDEAU ASSOCIATES, 2012; OH, 2008; PAYNE *et al.*, 2004; TARBET e HARDY, 1996).

Segundo Loranger e Kenner (2004), a discrepância entre valores de SPU encontrados por modelos uni e bidimensionais se dá em função da superestimação ou subestimação de habitats ao se considerar um número reduzido de seções transversais de monitoramento para representar toda a extensão de um curso de água, fator muito comum em modelagens unidimensionais, especificamente.

Já Jowett e Duncan (2011) afirmam que tais diferenças podem ser também atribuídas a falhas na modelagem bidimensional, em função da densidade topográfica utilizada para compor a malha TIN. Gard (2009) sugere que, para uma experiência satisfatória e segura na modelagem bidimensional, é necessária uma densidade mínima de 40 pontos coletados por 100 m² no levantamento topográfico. No entanto, no presente estudo fez uso de uma densidade de pontos topográficos expressivamente menor, equivalente a uma média de 10 pontos por 100 m² para os Trechos 1 e 2, valor próximo daquele utilizado nos estudos de Jowett e Duncan (2011) e Payne *et al.* (2004).

Segundo Waddle *et al.* (2000) e Sutton *et al.* (2006), as diferenças entre os resultados dos modelos PHABSIM e *River2D* refletem as diferentes abordagens hidráulicas de cada um. O modelo *River2D* possui processos de aquisição de dados e calibração mais morosos e economicamente dispendiosos que o modelo PHABSIM. Entretanto, a modelagem por meio do PHABSIM mostra-se suficiente apenas em situações em que o canal do rio em estudo não apresenta características hidrodinâmicas complexas ou, ainda, em situações em que seja viável a realização de um levantamento acurado onde seja considerado um número de seções transversais capazes de caracterizar, efetivamente, os diferentes habitats característicos do canal, em função da variação dos perfis de velocidade, profundidade, substrato e cobertura ao longo de sua extensão.

Apesar de o modelo PHABSIM ter apresentado melhores resultados na etapa de modelagem das variáveis hidráulicas, o reduzido número de seções transversais de monitoramento utilizado para compor a base de dados do modelo comprometeu a sua modelagem de habitat, não sendo capaz de avaliar, com precisão, as características reais do habitat físico nos segmentos do rio localizados entre as seções transversais de monitoramento.

5.3. DETERMINAÇÃO DO REGIME DE VAZÕES ECOLÓGICAS

Nas Tabelas 6 a 8 são apresentadas as matrizes de otimização referente aos períodos seco, normal e chuvoso – nessa ordem – da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) para o Trecho 1. Em cada tabela tem-se, primeiro, a matriz de otimização com os valores de SPU obtidos com o *River2D* e, logo abaixo, a matriz referente aos valores de SPU obtidos com o PHABSIM. Dessa forma, foi determinado, para cada período considerado, um valor de vazão ecológica por cada modelo.

De forma análoga à apresentação dos resultados para o Trecho1, nas Tabelas 9 a 11 são apresentadas as matrizes de otimização para os períodos seco, normal e chuvoso – nessa ordem – da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzidas para o Trecho 2. Foi determinado, novamente, para cada período considerado, um valor de vazão ecológica por cada modelo.

Tabela 6 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m²/km, correspondente ao período seco, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos *River2D* e *PHABSIM*

Espécies-alvo	SPU (m ² /km) – <i>River2D</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período seco*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	1,76	14,11	33,06	54,94	74,33	89,52	106,14	119,87	126,82	131,96
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	1,51	15,23	32,79	60,94	91,41	129,01	171,91	216,87	244,44	256,17
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	0,94	14,84	64,04	122,02	185,00	241,88	284,42	327,91	359,64	374,60
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,06	0,00	0,03	0,04	0,05	0,23	1,21	2,38	5,91	18,95
Mínimo da coluna	0,06	0,00	0,03	0,04	0,05	0,23	1,21	2,38	5,91	18,95
Máximo das mínimas	SPU = 18,95 m ² /km Vazão ecológica: 3,15 m ³ /s									
Espécies - alvo	SPU (m ² /km) – <i>PHABSIM</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período seco*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	5,89	47,35	99,66	177,28	281,71	333,91	354,79	344,66	322,08	303,27
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	3,52	33,47	75,14	196,12	414,83	597,62	719,07	758,09	744,99	725,66
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	0,00	76,91	252,83	481,97	752,8	1021,07	1297,72	1552,65	1813,76	2054,08
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,13	58,54	161,69	282,71
Mínimo da coluna	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,13	58,54	161,69	282,71
Máximo das mínimas	SPU = 282,71 m ² /km Vazão ecológica: 3,15 m ³ /s									

*Q_{mld} = 3,15 m³/s

Tabela 7 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m²/km, correspondente ao período normal, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos *River2D* e *PHABSIM*

Espécies-alvo	SPU (m ² /km) – <i>River2D</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período normal*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	7,53	31,51	63,64	88,68	133,26	127,29	131,09	124,18	119,12	129,00
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	5,86	30,94	73,45	126,83	193,45	240,14	259,52	244,75	235,28	207,33
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	5,77	61,38	146,57	240,77	301,00	351,73	383,63	389,75	392,64	377,49
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,02	0,02	0,04	0,21	1,76	7,85	17,11	57,04	86,16	127,56
Mínimo da coluna	0,02	0,02	0,04	0,21	1,76	7,85	17,11	57,04	86,16	127,56
Máximo das mínimas	SPU = 127,56 m ² /km Vazão ecológica: 4,67 m ³ /s									
Espécies - alvo	SPU (m ² /km) – <i>PHABSIM</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período normal*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	20,37	96,21	224,6	331,81	348,76	325,45	295,26	652,88	690,69	668,54
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	13,85	72,22	289,34	587,12	730,04	747,81	709,38	1317,29	1436,03	1434,5
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	18,91	239,16	602,3	1004,86	1396,76	1781,45	2110,61	2350,65	2125,26	1798,26
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,00	0,00	0,00	28,01	147,4	332,66	140,11	313,31	515,34
Mínimo da coluna	0,00	0,00	0,00	0,00	28,01	147,4	295,26	140,11	313,31	515,34
Máximo das mínimas	SPU = 515,34 m ² /km Vazão ecológica: 4,67 m ³ /s									

*Q_{mld} = 4,67 m³/s

Tabela 8 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m²/km, correspondente ao período chuvoso, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos *River2D* e *PHABSIM*

Espécies-alvo	SPU (m ² /km) – <i>River2D</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período chuvoso*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	19,95	68,06	124,39	128,48	126,39	113,13	109,11	78,83	68,44	64,67
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	17,23	80,73	204,63	250,64	248,94	221,01	178,05	142,69	119,27	105,33
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	34,72	164,47	281,24	365,29	389,27	383,37	362,54	332,69	313,95	293,06
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,04	1,21	8,19	48,10	107,06	164,32	189,74	185,57	171,38
Mínimo da coluna	0,00	0,04	1,21	8,19	48,1	107,06	109,11	78,83	68,44	64,67
Máximo das mínimas	SPU = 109,11 m ² /km Vazão ecológica: 5,17 m ³ /s									
Espécies - alvo	SPU (m ² /km) - <i>PHABSIM</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período chuvoso*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	67,21	252,52	354,18	314,57	683,7	797,67	745,56	568,58	451,94	385,32
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	47,87	347,43	719,74	739,82	1258,47	1630,66	1735,06	1382,99	1063,4	857,02
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	127,58	669,5	1306,31	1905,73	2405,95	2036,33	1502,37	1115,83	876,39	687,94
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,00	13,34	202,60	380,00	313,00	658,59	988,36	1128,83	1105,43
Mínimo da coluna	0,00	0,00	13,34	202,6	380,00	313,00	658,59	568,58	451,94	385,32
Máximo das mínimas	SPU = 658,59 m ² /km Vazão ecológica: 5,17 m ³ /s									

*Q_{mld} = 7,40 m³/s

Tabela 9 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m²/km, correspondente ao período seco, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos *River2D* e *PHABSIM*

Espécies-alvo	SPU (m ² /km) – <i>River2D</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período seco*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,14	3,77	12,85	16,51	19,54	25,00	27,08	20,47	14,38	17,76
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,10	9,15	3,39	58,52	79,04	115,59	117,40	102,73	92,63	105,47
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	11,40	43,06	88,50	101,77	87,00	95,41	84,98	58,59	47,67	51,07
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,16	1,45	5,56	35,56	58,18	97,84	124,98	158,74	216,56
Mínimo da coluna	0,00	0,16	1,45	5,56	19,54	25,00	27,08	20,47	14,38	17,76
Máximo das mínimas	SPU = 27,08 m ² /km Vazão ecológica: 3,74 m ³ /s									
Espécies - alvo	SPU (m ² /km) – <i>PHABSIM</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período seco*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,00	0,77	2,30	2,97	1,70	1,31	3,04	3,44	3,34	3,01
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,00	0,61	2,14	10,52	8,94	9,92	10,09	9,17	9,27	8,65
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	74,56	216,65	319,9	267,27	185,62	127,82	80,28	56,33	61,2	77,74
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	5,92	27,49	30,87	86,69	197,81	284,87	313,77	293	272,74
Mínimo da coluna	0,00	0,61	2,14	2,97	1,70	1,31	3,04	3,44	3,34	3,01
Máximo das mínimas	SPU = 3,44 m ² /km Vazão ecológica: 4,27 m ³ /s									

*Q_{mld} = 5,34 m³/s

Tabela 10 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m²/km, correspondente ao período normal, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos *River2D* e *PHABSIM*

Espécies-alvo	SPU (m ² /km) – <i>River2D</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período normal*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,64	12,85	16,00	24,07	25,55	22,98	16,15	11,38	7,31	5,31
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	1,00	3,39	64,85	96,61	116,36	117,22	101,67	86,32	65,29	53,67
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	27,15	88,50	88,29	77,57	79,52	61,57	48,74	40,08	18,56	35,89
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	1,45	17,11	62,76	115,77	174,98	231,10	280,77	286,87	318,48
Mínimo da coluna	0,00	1,45	16,00	24,07	25,55	22,98	16,15	11,38	7,31	5,31
Máximo das mínimas	SPU = 25,55 m ² /km Vazão ecológica: 3,96 m ³ /s									
Espécies - alvo	SPU (m ² /km) – <i>PHABSIM</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período normal*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,00	2,10	3,33	1,28	3,26	4,60	3,23	2,70	2,26	1,08
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,00	1,30	9,18	9,85	9,68	9,35	8,86	4,52	3,19	2,04
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	144,58	321,43	228,29	131,81	66,00	59,9	86,79	88,88	104,28	113,88
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	27,78	39,29	188,53	301,19	295,15	264,96	303,83	286,94	232,82
Mínimo da coluna	0,00	1,30	3,33	1,28	3,26	4,60	3,23	2,70	2,26	1,08
Máximo das mínimas	SPU = 4,60 m ² /km Vazão ecológica: 4,75 m ³ /s									

*Q_{mld} = 7,91 m³/s

Tabela 11 – Matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em m²/km, correspondente ao período chuvoso, para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso, produzidas segundo as modelagens de habitat dos modelos *River2D* e *PHABSIM*

Espécies-alvo	SPU (m ² /km) – <i>River2D</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período chuvoso*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	6,21	21,94	20,50	21,03	9,86	6,54	4,00	4,81	5,63	8,22
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	15,55	83,98	117,40	113,40	79,84	60,44	42,56	40,19	44,80	57,70
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	62,82	105,60	84,98	57,48	23,12	37,34	42,69	49,90	56,95	50,16
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,54	14,58	97,84	193,16	254,61	319,31	301,06	272,36	257,61	224,38
Mínimo da coluna	0,54	14,58	20,5	21,03	9,86	6,54	4	4,81	5,63	8,22
Máximo das mínimas	SPU = 21,03 m ² /km Vazão ecológica: 5,01 m ³ /s									
Espécies - alvo	SPU (m ² /km) – <i>PHABSIM</i>									
	% em relação a Q _{mld} do período chuvoso*									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,00	0,51	4,86	5,41	1,69	1,86	2,34	2,58	2,57	1,59
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,00	3,46	12,69	11,52	3,61	2,56	2,66	3,07	3,26	2,69
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	72,2	81,16	69,84	82,33	86,03	107,97	136,86	143,85	130,04	120,06
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	19,86	43,99	161,09	208,5	311,67	270,22	160,07	113,57	131,52	156,31
Mínimo da coluna	0,00	0,51	4,86	5,41	1,69	1,86	2,34	2,58	2,57	1,59
Máximo das mínimas	SPU = 5,41 m ² /km Vazão ecológica: 5,01 m ³ /s									

*Q_{mld} = 12,52 m³/s

Nas Tabelas 12 e 13 estão apresentadas as propostas para o regime de vazão ecológica quadrimestral, com a respectiva porcentagem da vazão média de longa duração e o excedente hídrico no Trecho 1, com base nas matrizes de otimização da SPU produzidas pelos modelos PHABSIM e *River2D*, respectivamente.

Tabela 12 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva porcentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico no Trecho 1, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo PHABSIM

Períodos	Seco	Normal	Chuvoso
Vazão ecológica (m³/s)	3,15	4,67	5,17
% da Q_{mld}	100	100	70
Excedente hídrico (m³/s)	0,00	0,00	2,22

Tabela 13 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva porcentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico no Trecho 1, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo *River2D*

Períodos	Seco	Normal	Chuvoso
Vazão ecológica (m³/s)	3,15	4,67	5,17
% da Q_{mld}	100	100	70
Excedente hídrico (m³/s)	0,00	0,00	2,22

A proposta de vazão ecológica quadrimestral no rio Formoso, comparada com a vazão média de longa duração do curso de água, estabelece a quantidade de água máxima que pode ser extraída por período (seco, normal e chuvoso), ou seja, o seu excedente hídrico.

Nota-se que para o Trecho 1, apesar das diferenças encontradas nas magnitudes dos valores de SPU, ambos os modelos resultaram nos mesmos valores de vazão ecológica, segundo o método de matriz de otimização. Isso se deve ao fato de que, apesar da amplitude encontrada entre os valores de SPU para as faixas de vazão simuladas para cada período hidrológico, os modelos uni e bidimensional

utilizados produziram curvas com o mesmo comportamento para as espécies-alvo consideradas.

Segundo o método utilizado, a obtenção da vazão ecológica se dá a partir da avaliação da curva correspondente aos valores mínimos de SPU entre as espécies ($SPU_{\min}$ versus vazão), como apresentado nas últimas linhas das matrizes nas Tabelas 6 a 8. Para o Trecho 1, especificamente, ambos os modelos apresentaram a espécie *Oligosarcus hepsetus* (fase adulta) como a espécie crítica – isto é, aquela que apresenta os menores valores de SPU – para o trecho, até vazões de magnitude equivalente a 5,17 m³/s. Para as vazões simuladas de maior magnitude em ambos os modelos a espécie *Hypotomus aurogutattus* (fase juvenil) foi a mais crítica. Os modelos em questão apresentaram, ainda, curvas de $SPU_{\min}$ versus vazão com ápices (valores máximos de SPU) para a mesma magnitude de vazão, o que justifica, enfim, a equivalência entre os valores de vazão ecológica obtidos nesse trecho.

Observa-se nas Tabelas 12 e 13 que os períodos normal e seco, compreendidos entre os meses de março e outubro, são mais críticos para as espécies-alvo no Trecho 1, indicando maior necessidade de preservação do curso de água nesses meses do ano, no que diz respeito à manutenção da quantidade e da qualidade da água. O período mais favorável, no que se refere à retirada de água no Trecho 1 do rio Formoso, foi o período chuvoso, compreendido entre os meses de novembro a fevereiro, comportamento semelhante ao obtido por Guedes (2013) em seu estudo neste mesmo curso de água.

Nas Tabelas 14 e 15 estão apresentadas as propostas para o regime de vazão ecológica quadrimestral, com a respectiva porcentagem da vazão média de longa duração e o excedente hídrico, para o Trecho 2, obtidas com base nas matrizes de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzidas pelo modelos PHABSIM e *River2D*, respectivamente.

A utilização total do excedente hídrico no Trecho 1 impactará a vazão remanescente no Trecho 2. Dessa forma, foi necessário atualizar o excedente hídrico no Trecho 2 considerando a hipótese de utilização de 100% da vazão disponível no Trecho 1.

Tabela 14 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva porcentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico remanescente no Trecho 2, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo PHABSIM

Períodos	Seco	Normal	Chuvoso
Vazão ecológica (m^3/s)	4,27	4,75	5,01
% da Q_{mld}	80	60	40
Excedente hídrico total (m^3/s)	1,07	3,16	7,51
Excedente hídrico total (m^3/s) do Trecho 1	0,00	0,00	2,22
Excedente hídrico remanescente (m^3/s)	1,07	3,16	5,29

Tabela 15 – Proposta de vazão ecológica quadrimestral com a respectiva porcentagem da vazão média de longa duração (Q_{mld}) e o excedente hídrico remanescente no Trecho 2, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) produzida pelo modelo *River2D*

Períodos	Seco	Normal	Chuvoso
Vazão ecológica (m^3/s)	3,74	3,96	5,01
% da Q_{mld}	70	50	40
Excedente hídrico total (m^3/s)	1,60	3,95	7,51
Excedente hídrico total (m^3/s) do Trecho 1	0,00	0,00	2,22
Excedente hídrico remanescente (m^3/s)	1,60	3,95	5,29

Para o Trecho 2, observa-se que os modelos uni e bidimensional apresentaram valores distintos de vazão ecológica para os períodos seco e normal. Para esse trecho, houve novamente a coincidência da espécie mais crítica entre os modelos. A partir da vazão de 2,17 m^3/s , a espécie *Hypostomus aurogutattus* (fase juvenil) apresenta os menores valores de SPU para a faixa de vazões simuladas em ambos os modelos. No entanto, diferentemente do acontecido na modelagem do Trecho 1, as curvas geradas por cada modelo para tal espécie não apresentam o mesmo comportamento para as vazões simuladas correspondentes ao períodos seco e

normal, especificamente com relação a não coincidência do ápice (valor máximo de SPU) de tais curvas.

Apesar dos valores distintos de vazão ecológica propostos para os períodos seco e normal, ambas as propostas de regime de vazões ecológicas para o Trecho 2 exibem o mesmo comportamento, indicando a existência de excedente hídrico durante todo o ano, sendo o período chuvoso o mais favorável à retirada de água e o período seco o mais crítico. Contudo, o regime de vazões ecológicas proposto pelo modelo *River2D* apresentou maiores excedentes hídricos para os períodos seco e normal, com um aumento de 49,5% e 25,0%, respectivamente, quando comparado com os excedentes hídricos resultantes do regime de vazões proposto pelo modelo PHABSIM para tais períodos.

Guedes (2013), em seu estudo na bacia do rio Formoso, também identificou o período seco como o mais crítico para esse trecho do rio. Nesse estudo, o regime de vazões ecológicas no Trecho 1 variou entre 2,70 e 4,99 m³/s, referentes aos meses de agosto e janeiro, respectivamente. No Trecho 2, os valores de vazões ecológicas ficaram entre 2,85 a 4,13 m³/s, referentes aos meses de dezembro e maio, respectivamente.

Observa-se, por fim, que apesar da diferença entre os valores de SPU obtidos pelos modelos uni e bidimensional utilizados, os regimes de vazões ecológicas propostos por ambos os modelos foram equivalentes para o Trecho 1 e bastante semelhantes para o Trecho 2. Segundo Normandeau Associates (2012), para estudos ecohidrológicos em que o objetivo é a determinação de vazões ecológicas, mais importante que a magnitude dos valores da curva de SPU é a forma de tal curva (declividade das caudas e pontos de inflexão), pois é esse comportamento que define as faixas de valores de vazão onde encontram-se as condições de habitat físico mais favoráveis.

A diferença de magnitude entre os valores de SPU encontrados pelas abordagens uni e bidimensional deve ser alvo de uma análise mais minuciosa em estudos em que a avaliação, em termos ecohidrológicos, se dá, prioritariamente, em função da magnitude dos valores de SPU, como em estudos de restauração/reabilitação de habitats, bem como estudos envolvendo a avaliação da quantidade e qualidade do habitat de determinada espécie em um curso de água.

5.4. COMPARAÇÃO COM AS VAZÕES MÍNIMAS REMANESCENTES

No estado de Minas Gerais, a vazão máxima outorgável é equivalente a 50% da $Q_{7,10}$, segundo a Resolução Conjunta SEMAD-IGAM nº 1548, de 29 de março de 2012 (IGAM, 2012). A vazão remanescente – nesse caso, os outros 50% da $Q_{7,10}$ – no curso de água apresenta a função de assegurar a qualidade ambiental do ecossistema aquático. No estado do Espírito Santo, o limite para outorga é de 50% da Q_{90} . Já em nível federal, a vazão máxima outorgável é equivalente a 70% da Q_{95} e, consequentemente, a vazão remanescente é de 30% da Q_{95} . É importante ressaltar que esses valores não são variáveis ao longo do ano, não contemplando, portanto, a variação sazonal das vazões nos cursos de água.

Com intuito de comparar o regime de vazões ecológicas proposto nos dois trechos de monitoramento no rio Formoso com diferentes valores de vazões mínimas remanescentes, considerou-se a manutenção de 50% da $Q_{7,10}$, 50% da Q_{90} e 30% da Q_{95} no curso de água, correspondentes às porcentagens não outorgáveis das vazões mínimas de referência consideradas na legislação dos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e em nível federal, respectivamente. Nas Figuras 27 e 28 são apresentadas as distribuições temporais das vazões ecológicas juntamente com as porcentagens não outorgáveis das vazões mínimas de referência para os Trechos 1 e 2, respectivamente.

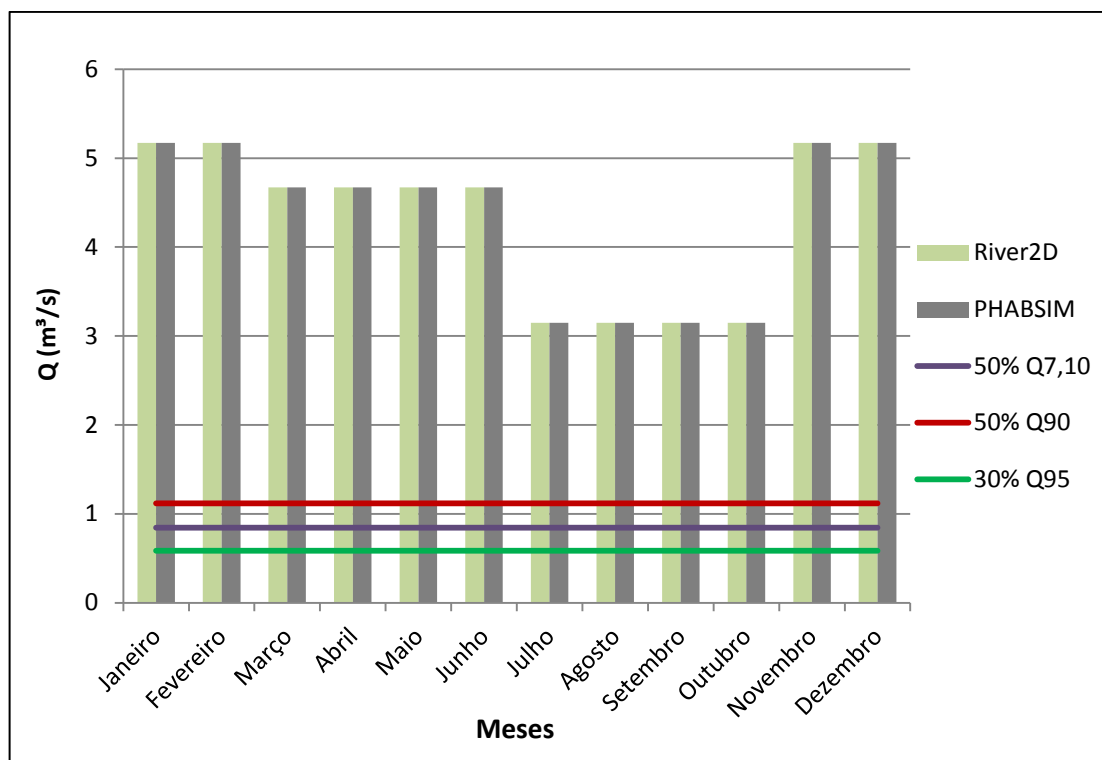


Figura 27 – Distribuição temporal dos regimes de vazões ecológicas propostos pelos modelos PHABSIM e *River2D* e das porcentagens não outorgáveis da $Q_{7,10}$, da Q_{90} e da Q_{95} para o Trecho 1.

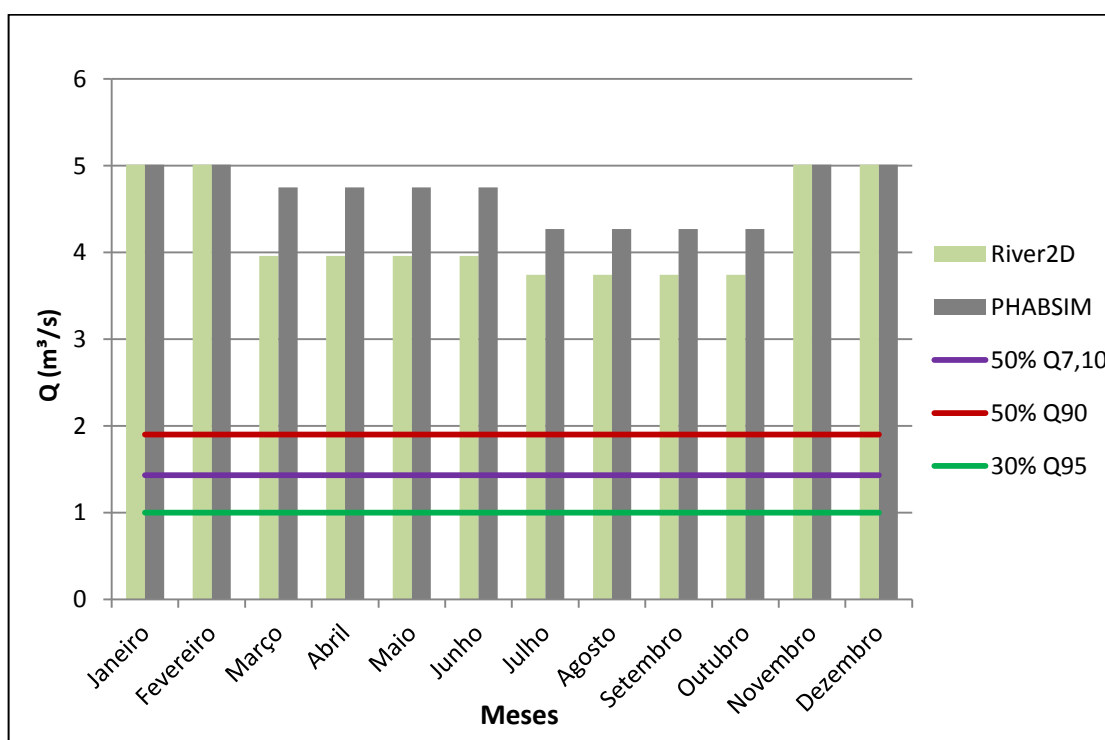


Figura 28 – Distribuição temporal dos regimes de vazões ecológicas propostos pelos modelos PHABSIM e *River2D*, e das porcentagens não outorgáveis da $Q_{7,10}$, da Q_{90} e da Q_{95} para o Trecho 2.

Observa-se que, para ambos os trechos monitorados do rio Formoso, os valores referentes às vazões mínimas remanescentes são inferiores aos valores mensais propostos de vazão ecológica, assim como encontraram Gomes (2011) e Guedes (2013), em estudos no rio Formoso, e Pelissari (2000), em estudo no rio Timbuí, no estado do Espírito Santo. Ainda, com relação à vazão remanescente associada à legislação do estado de Minas Gerais, a qual é, de fato, associada aos processos de outorga de uso de água na bacia hidrográfica do rio Formoso (50% $Q_{7,10}$), seu valor chega a ser cinco vezes menor que valores de vazão ecológica propostos nesse estudo (correspondente ao período chuvoso no Trecho 1).

A disparidade encontrada entre os valores de vazão ecológica obtidos e as vazões mínimas remanescentes após a outorga de todos os usos consuntivos pode originar questionamentos em relação a real exequibilidade de aplicação prática do conceito de vazões ecológicas em bacias hidrográficas brasileiras, na medida em que a adoção dos atuais valores de vazões mínimas de referência já implica em restrições de uso de água em algumas regiões com elevada demanda hídrica.

Cabe ressaltar, todavia, que a IFIM caracteriza-se como uma metodologia que se propõe em apresentar, como resultado final, diferentes cenários – em termos de quantidade de habitat disponível – em função de variações incrementais de vazão, e não um valor exato de vazão ecológica (BOVEE *et al.*, 1998; STALNAKER *et al.*, 1995, USGS, 2001). Assim, a interpretação dos resultados dos modelos aqui utilizados e, por conseguinte, a determinação do regime de vazões ecológicas a ser, de fato, implementado no rio Formoso, deve ser função de decisões a serem tomadas pelos gestores da bacia, levando em conta questões que vão além da ecologia, como os aspectos socioeconômicos envolvidos na gestão de recursos hídricos.

Nesse sentido, é importante que o gestor avalie e quantifique os reais benefícios em termos de ganho ou perda de habitat em diferentes cenários de vazão para as espécies aquáticas de interesse. Para o rio Formoso, observou-se que os valores de vazão ecológicas, obtidos segundo os modelos PHABSIM e *River2D* em associação com o método de matrizes de otimização, já correspondem a valores muito baixos de porcentagem de $SPU_{Máx}$. Assim, faz-se necessário avaliar quais as consequências, em termos ecológicos, de se adotar vazões associadas a porcentagens de $SPU_{Máx}$ ainda menores, como é o caso das vazões mínimas remanescentes supracitadas, avaliação a qual deve ser objeto de estudos futuros nesta bacia hidrográfica.

6. CONCLUSÕES

Com relação aos objetivos propostos neste trabalho e com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Os modelos PHABSIM e *River2D* se mostraram aptos para as simulações hidráulicas e de habitat nos dois trechos estudados do rio Formoso (MG).
- A avaliação do desempenho da modelagem hidráulica dos modelos em questão indicou que o modelo PHABSIM apresentou melhores ajustes entre os dados observados e preditos para as variáveis hidráulicas profundidade e velocidade.
- A modelagem de habitat realizada pelo modelo PHABSIM, quando comparada com aquela realizada pelo modelo *River2D*, 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.
- Os regimes de vazões ecológicas propostos para o rio Formoso com base nos modelos PHABSIM e *River2D* foram equivalentes para o Trecho 1 e, para o Trecho 2, apresentaram valores distintos para os períodos seco e normal.
- A obtenção de valores de vazão ecológica expressivamente maiores que os valores de vazões mínimas remanescentes associadas a processos de outorga de uso da água no Brasil revela a necessidade de se avaliar os resultados obtidos mediante a utilização da IFIM em associação com os aspectos socioeconômicos envolvidos na gestão hídrica, a fim de se determinar regimes de vazão, para ambos os trechos de estudo do rio Formoso, que sejam capazes de cumprir, da melhor maneira possível, suas funções ecológica, sanitária, social e econômica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRA, S.G.; SOUZA, C.F.; SILVA, L.M.C. DA; CARVALHO, G.S. DE; COLLISCHONN, W. Inserindo o Hidrograma Ecológico no SINGREH. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17, 2007, São Paulo SP. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007.

AMORIM, F.B. **Impacto da adoção de vazões ecológicas no baixo curso do rio São Francisco sobre a geração hidrelétrica. 2009. 113 f.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2009.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco - PBHSF (2004-2013) - Estudo Técnico de Apoio ao PBHSF – Nº 16:** Alocação de Água. Brasília, DF, 2004.

ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (Brasil). **Guia de Práticas Sedimentométricas.** Brasília, DF: Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000.

BARTHOLOW, J.; HEASLEY, J.; LAAKE, J.; SANDELIN, J.; COUGHLAN, B.A.K.; MOOS, A. **SALMOD: a population model for salmonids: user's manual.** Fort Collins, EUA: U.S. Geological Survey, 2002. 76 p.

BECA. **Draft Guidelines for the Selection of Methods to Determine Ecological Flows and Water Levels.** Wellington, NZ: Ministry for the Environment, 2008. Relatório.

BEFFA, C.; CONNELL, R.J. Two-dimensional flood plain flow. 1. Model description. **Journal of Hydrology**, v. 6, n. 5, p. 397-405, 2001.

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, jun. 2003.

BOAVIDA, I. M. B. M.; SANTOS, J. M.; CORTES, R. V.; PINHEIRO, A. N.; FERREIRA, M. T. Assessment of instream structures for habitat improvement for two critically endangered fish species. **Aquatic Ecology**, v. 45, p. 113-124, 2011.

BOAVIDA, I. M. B. M. **Análise bidimensional na determinação dos caudais ecológicos: aplicação do modelo River2D.** 2007. 178 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos) - Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Lisboa, PT, 2007.

BOOKER, D.J.; DUNBAR, M.J.; IBBOTSON, A. Predicting juvenile salmonid drift-feeding habitat quality using a three-dimensional hydraulic-bioenergetic model. **Ecol. Model.**, v.177, n. 1-2, p. 157–177, set. 2004.

BOVEE, K. D. **A guide to stream habitat analysis using IFIM**. Fort Collins, EUA: U.S. Fish and Wildlife Service, 1982.

BOVEE, K. D., LAMB, B., BARTHOLOW, J., STALNAKER, C., TAYLOR, J., HENRIKSEN, J. **Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology**. Greenbelt, EUA: U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, 1998. 130 p.

BRASIL. Lei n. 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Lex**: Diário Oficial, ano CXXXV, n. 6, Brasília, DF. 1997.

BRITZKE, R. **NaturePlanet: trilhando os caminhos da natureza**. Disponível em: <www.natureplanet.blogspot.com.br>. 2008. Acessado em Março de 2013.

BROOKER, D. J.; DUNBAR, M. J. Application of physical habitat simulation (PHABSIM) modelling to modified urban river channels. **River Research and Applications**, v. 20, n. 2, p. 167-183, mar. 2004.

CHANG, F.-J.; TSAI, M.-J.; TSAI, W.-P.; HERRICKS, E. E. Assessing the ecological hydrology of natural flow conditions in Taiwan. **Journal of Hydrology**, v. 354, n. 1-4, p. 75-89, jun. 2008.

CHASSÉ, P. Cichlidforums – Cichlids: A Knowledge Base. Disponível em: <www.cichlidforums.com>. 2009. Acessado em Março de 2013.

CHAVES, C. **Avaliação dos Impactos de Assoreamento em um Trecho do Alto Rio das Velhas**. 2009. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2009.

COLLISCHONN, W.; ANGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R. Da vazão ecológica ao hidrograma ecológico. In: Congresso da Água, 8, 2006, Figueira da Foz, PT. **Anais...** Figueira da Foz: FCTUC, 2006.

COLLISCHONN, W.; ANGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R.; TASSI, R.; SOUZA, C. F. Em busca do hidrograma ecológico. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 16, 2005, João Pessoa, PB. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005.

CROWDER, D. W.; DIPLAS, P.; SHEN, Y. Hydraulic habitat metrics: quantifying spatially explicit flows. International Symposium on Ecohydraulics, 5, 2004, Madrid, Espanha. **Anais...** Madrid: IAHR, 2004.

CROWDER, D. W. **Reproducing and Quantifying Spatial Flow Patterns of Ecological Importance with Two-Dimensional Hydraulic Models**. Blacksburg, EUA: Virginia Polytechnic Institute and State University, 2002.

CROWDER, D. W.; DIPLAS, P. Using two-dimensional hydrodynamic models at scales of ecological importance. **Journal of Hydrology**, v. 230, n. 3-4, p. 172-191, mai. 2000.

CRUZ, J.C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. 2001. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CURADO, L. C. **Indicadores de vazões mínimas de referência em sub-bacias do rio Miranda**. 2003. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2003.

DNAEE, Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. **Manual para Serviços de Hidrometria**. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia, 1977.

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase: **World Wide Web electronic publication**. Editors. Disponível em: <www.fishbase.org>. Version 02/2013. Acessado em Março de 2013.

GALLAGHER, S. P. **Use of two dimensional hydrodynamic modeling to evaluate channel rehabilitation in the Trinity River, California, USA**. Arcata, EUA: U.S. Fish Wildlife Service, 1999. 36 p.

GALVÃO, D. M. O. **Subsídios à determinação de vazões ambientais em cursos d'água não regulados: o caso do Ribeirão Pipiripau (DF/GO)**. 2008. 250 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2008.

GARD, M. Comparison of spawning habitat predictions of PHABSIM and River2D models. **Int. J. River Basin Manage.**, v.7, n. 1, p. 55-71, 2009.

GARD, M. Variability in flow-habitat relationships as a function of transect number for PHABSIM modeling. **River Res. Applic.**, v. 21, n. 9, p. 1013-1019, ago. 2005.

GARD, M. **Comparison of PHABSIM and 2-D modeling of habitat for steelhead and fall-run chinook salmon spawning in the Lower American River**. Sacramento, EUA: U.S. Fish and Wildlife Service, 2003. 84 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, n. 2-3, p. 185-200, mar. 1996.

GLAWDEL, J.; KWAN, S.; NAGHIBI, A.; MILLAR, R. G.; LENCE, B. Using River2D Morphology to Predict Salmon Redd Survival during High Flow Events from Hydroelectric Dam Operations. In: World Environmental and Water Resources Congress, 2011, Palm Springs, EUA. Palm Springs: ASCE, 2011. p. 2562-2571.

GOMES, C. R. **Modelagem ecohidrológica usando o PHABSIM como suporte para a gestão de recursos hídricos, com foco na outorga de uso da água**. 2011.

115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2011.

GÓRTAZAR, J.; ALONSO-GONZÁLEZ, C.; JALÓN, D. G. Do current deflectors actually improve habitat in channel-like natural streams? A two-dimensional approach. In: International Symposium on Ecohydraulics, 5, 2004, Madrid, ES. **Anais...** Madrid: IARH, 2004.

GUAY, J.C.; BOISCLAIR, D.; RIOUX, D.; LECLERC, M.; LAPOINTE, M.; LEGENDRE, P. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 57, p. 2065–2075, 2000.

GUEDES, H. A. S. **Modelagem hidrodinâmica do ecossistema aquático visando à determinação do hidrograma ecológico no rio Formoso – MG**. 2013. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2013.

HANRAHAN, T. P.; DAUBLE, D. D.; GEIST, D. R. An estimate of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) spawning habitat and redd capacity upstream of a migration barrier in the upper Columbia River. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 61, n. 1, p. 23-33, jan. 2004.

HARBY, A.; HALLERAKER, J. H.; SUNDT, H.; ALFREDSEN, K. T.; BORSÁNYI, P.; JOHNSEN, B. O.; FORSETH, T.; LUND, R.; UGEDAL, O. Assessing habitat in rivers on a large scale by linking microhabitat data with mesohabitat mapping. Development and test in five Norwegian rivers. In: International Symposium on Ecohydraulics, 5, 2004, Madrid, ES. **Anais...** Madrid: IARH, 2004.

HAUER, C.; UNFER, G.; SCHMUTZ, S.; HABERSACK, H. Morphodynamic effects on the habitat of Juvenile Cyprinids (*Chondrostoma nasus*) in a restored Austrian lowland river. **Environmental Management**, v. 42, n. 2, p. 279–296, ago. 2008.

HORTA, F.; SANTOS, H. A.; TAVARES, L.; ANTUNES, M.; PINHEIRO, P.; CALLISTO, M. Assessment of benthic macroinvertebrate habitat suitability in a Brazilian watershed. In: International Symposium on Ecohydraulics, 7, 2009, Conception, CL. **Anais...** Conception: IARH, 2009.

HUDSON, H. R., BYROM, A. E., CHADDERTON, W. L. **A critique of IFIM – instream habitat simulation in the New Zealand context**. Wellington, NZ: Department of Conservation, 2003.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão de Águas. Resolução Conjunta IGAM/SEMAD nº 1548, de 29 de março de 2012. Dispõe sobre a vazão de referência para o cálculo da disponibilidade hídrica superficial nas bacias hidrográficas do Estado. **Lex: Diário do Executivo**, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2012.

JALÓN, D. G.; GORTÁZAR, J. Evaluation of instream habitat enhancement options using fish habitat simulations: case-studies in the river Pas (Spain). **Aquatic Ecology**, v. 41, n. 3, p. 461-474, set. 2007.

JALÓN, D. G.; GARCÍA-RODRIGUEZ, E. **Habitat simulation of the Lozoya River (Madrid-Spain): Comparison of results from using One and Two-dimensional hydrodynamic models**. International IFIM User's Workshop, Ft Collins, Colorado, 2003.

JORDE, K. Ecological evaluation of Instream Flow Regulations based on temporal and spatial variability of bottom shear stress and hydraulic habitat quality. In: International Symposium on Habitat Hydraulics, 2, 1996, Quebec, CAN. **Anais...** Quebec: IARH, 1996.

JOWETT, I.G. **River hydraulic and habitat simulation - RHYHABSIM computer manual**. Christchurch, NZ: Ministry of Agriculture and Fisheries, 1989. New Zealand fisheries miscellaneous report, nº49. 39 p.

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, nov. 2011.

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, jan. 2013.

KONDOLF, G. M.; LARSEN, E. W.; WILLIAMS, J. G. Measuring and Modeling the Hydraulic Environment for Assessing Instream Flows. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 20, p. 1016-1028, 2000.

KWAN, S. **Two dimensional hydrodynamic river morphology and gravel transport model**. 2009. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – The University of British Columbia, Vancouver, CAN, 2009.

LACEY, R. W.; MILLAR, J. R. G. Reach Scale Hydraulic Assessment of Instream Salmonid Habitat Restoration. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**, v. 40, n. 6, p. 1631-1644, dez. 2004.

LEAL, C. G.; POMPEU, P. S.; JUNQUEIRA, N. T.; ALVES, C. B. M.; SANTOS, H. A. Habitat preferences of the Velhas River basin fish species, Minas Gerais, Brazil. In: International Symposium on Ecohydraulics, 7, 2009, Conception, CL. **Proceedings of the 7th International Symposium on Ecohydraulics**. Conception: IARH, 2009.

LECLERC, M.; BOUDREAULT, A.; BECHARA, J. A.; CORFA, G. Two-Dimensional Hydrodynamic Modeling: A Neglected Tool in the Instream Flow Incremental Methodology. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 124, n. 5, p. 645-662, 1995.

LEE, J. H.; KIL, J. T.; JEONG, S. Evaluation of physical fish habitat quality enhancement designs in urban streams using a 2D hydrodynamic model. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 10, p. 1251-1259, out. 2010.

LONGHI, E. H.; FORMIGA, K. T. M. Metodologias para determinar vazão ecológica em rios. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 20, n. 2, p. 33-48, jun. 2011.

LORANGER, J.; KENNER, S. Comparison of One- and Two-Dimensional Hydraulic Habitat Models For Simulation of Trout Stream Habitat. In: World Water Congress, 4, 2004, Marrakech, MA. **Anais...** Marrakech: IWA, 2004. p.19-24.

LUZ, L. D.; AMORIM, F. B.; LUZ, J. A. G. Alterações hidrológicas no baixo trecho do Rio São Francisco e Aspectos ecológicos – elementos para definição de vazões ecológicas. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8, 2006, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza: ABES, 2006.

LUZ, L. D.; LUZ, J. A. G.; AMORIM, F. B.; PROENÇA, C. N.; PIRES, A. S. Vazões mínimas e vazões ecológicas - Qual a necessidade de água em um rio? In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 7, 2004, São Luís, MA. **Anais...** São Luís: ABRH, 2004.

MANLY, B. F. J.; MCDONALD, L. L.; THOMAS, D. L. **Resoucer selection by animals: statistical design and analysis for field studes**. Londres: Chapman and Hall, 1993.

MARQUES, F. A. **Sistema de Controle Dinâmico para Gestão dos Usos Múltiplos da Água**. 2010. 234 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2010.

MILHOUS, R. T. History, theory, use, and limitations of the Physical Habitat Simulation System. In: International Symposium on Ecohydraulics, 3, 1999, Logan, EUA. **Anais...** Logan: IARH, 1999.

MORAES, A. V. C. *et al.* Teste e análise de modelos agrometeorológicos de estimativa de produtividade para a cultura da soja na região de Ribeirão Preto. **Bragantia**, v.57, n.2, p. 393-406, 1998.

MORAES, L.A.F. A visão integrada da ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 676-687, dez. 2009.

NORMANDEAU ASSOCIATES. **Potential Effects of the Bell Bend Project on Aquatic Resources and Downstream Users**. Moncks Comer, EUA: Normandeau Associates, INC, 2012. Disponível em: <<http://pbadupws.nrc.gov/docs/ML1215/ML12156A106.pdf>>. Acesso em: 2 mar. 2013.

OH, K.; JEONG, S.; LEE, J.; SEO, H.; PARK, C. A Comparative Study on Fish Physical Habitat Simulation Model. In: World Environmental and Water Resources Congress, 2008, Honolulu, United States. **Anais...** Honolulu: ASCE, 2008.

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**. 2007. 114 f. Dissertação (Mestrado em

Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2007.

PAYNE, T. RHABSIM: User friendly computer model to calculate river hydraulics and aquatic habitat. In: International Symposium on Habitat Hydraulics, 1, 1994, Trondheim, Noruega. **Anais...** Trondheim, NO, 1994.

PAYNE, T. R.; EGGERS, S. D.; PARKINSON, D. B. The Number of Transects Required to Compute a Robust PHABSIM Habitat Index. **Hydroécol. Appl.**, v. 14, p. 27-53, 2004.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. Determinação da vazão ecológica do rio Santa Maria da Vitória para caracterização da disponibilidade hídrica atual e futura da Grande Vitória. **Revista Capixaba de Ciência e Tecnologia**, 2004.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. Vazão Ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, ES. In: Simpósio Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente, 5, 2003, Vitória, ES. **Anais...** Vitória: ABES-ES, 2003.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. Determinação da Demanda Ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, Estado do Espírito Santo. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 14, 2001, João Pessoa, PB. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2001.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEIXEIRA, R. L. Vazão ecológica a ser considerada no licenciamento ambiental dos sistemas de abastecimento de água. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa, PB. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.

PELISSARI, V. B. **Vazão ecológica de rios: estudo de caso: Rio Timbuí, Santa Teresa, ES**. 2000. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 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: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 13, 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABRH, 1999.

POSTEL, S.; RICHTER, B. **Rivers for life: Managing Water for People and Nature**. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 253 p.

RABELO, L. B. **Alimentação e impactos da espécie exótica bagre-africano (*Clarias gariepinus* Burchell, 1822) no estuário do rio Itanhém, Bahia**. 2009. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

REIS, A. A. **Estudo comparativo, aplicação e definição de metodologias apropriadas para a determinação da vazão ecológica na bacia do rio Pará, em Minas Gerais**. 2007. 174 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2007.

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.

RIBEIRO, O. M.; ZUANON, J. Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v.36, n.3, p. 389-394, 2006.

RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v.13, n.1, p. 206-224, fev. 2003.

RODRÍGUEZ, E. G. **Modelización de la hidrodinámica fluvial en una y dos dimensiones aplicada a la simulación del hábitat físico ictiológico en un tramo del río Lozoya**. Universidad Politecnica de Madrid, Madrid, Espanha, 2004.

SANTOS, H. A.; CHAVES, C.; LEAL, C. G.; POMPEU, P. S. An application of PHABSIM in Velhas river, Southeast Brazil. In: IAHR Congress, 33, 2009, Vancouver, CAN. **Proceedings of the 33rd IAHR Congress**. Madrid: IAHR, 2009. p. 1-6.

SANZ, D. B., JALÓN, D. G. Avances y aspectos no resueltos en la estimación de regímenes de caudales ecológicos. In: Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua, 3, 2002, Sevilla, ES. **Anais...** Sevilla, 2002.

SARMENTO, R. **Termo de Referência para a elaboração de estudos sobre a vazão ecológica na bacia do rio São Francisco**. Edital n. 05 do ano de 2006, PROJETO 704BRA2041 da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura – UNESCO. Brasília, DF: UNESCO, 2007.

SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. Metodologia para avaliar a vazão ecológica do Rio Paraíba do Sul a jusante da Usina Hidrelétrica de Funil. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 16, 2005, João Pessoa, PB. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005.

SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 13, 2009, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Belo Horizonte: ABRH, 1999.

SHEN, Y.; DIPLAS, P.; CROWDER, D. W. Two-dimensional hydraulic modelling: a tool for stream restoration studies. In: International Symposium on Ecohydraulics, 5, 2004, Madrid, ES. **Anais...** Madrid: IARH, 2004.

SOUZA, C. F. *et al.* Ecohydrology towards the sustainable development: An approach based on South American case studies. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 8, n. 2, p. 225-235, 2008.

STALNAKER, C.; LAMB, B. L.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K.; BARTHLOW, J. **The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM**. Washington, DC: U.S. Department of Interior, National Biological Service, 1995. 45 p.

STEFFLER, P. **CDG2D Depth averaged hydrodynamic model reference manual**. Alberta, CAN: University of Alberta, 1997. 11 p.

STEFFLER, P.; BLACKBURN, J. **Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat**. Alberta, CAN: University of Alberta, 2002. 120 p.

STEWART, G.; ANDERSON, R.; WOHL, E. Two-dimensional Modelling of Habitat Suitability as a Function of Discharge on Two Colorado Rivers. **River Research and Applications**, v. 21, n. 10, p.1061-1074, dez. 2005.

SUTTON, R.; MORRIS, C.; TISDALE-HEIN, R. **Instream Flow Assessment Selected Stream Segments-John Day and Middle Fork John Day River Sub-basins, Oregon**. Portland, EUA: U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation Lower Columbia Area Office, 2006. 208 p.

TARBET, K.L.; HARDY, T.B. Evaluation of one-dimensional and two-dimensional hydraulic modeling in a natural river and implications, Part B. In: **Ecohydraulics 2000: Proceedings of 2nd Symposium on Habitat Hydraulics**. Quebec, CAN: INRS-Eau, p. 395-406, 1996.

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

TOMSIC, A.; GRANATA, T. C.; MURPHY, R. P.; LIVCHAK, C. J. Using a coupled eco-hydrodynamic model to predict habitat for target species following dam removal. **Ecological Engineering**, v. 30, n.3, p. 215-230, 2007.

UNEP – The United Nations Environment Programme, IETC – International Environmental Technology Centre. **Integrated Watershed Management (Ecohydrology & Phytotechnology) Manual**. Osaka, Japão: UNEP, 2004.

USGS - United States Geological Survey. **PHABSIM for Windows: User's Manual and Exercises**. Fort Collins, EUA: Midcontinent Ecological Science Center – USGS, 2001. 299 p.

WADDLE, T.; STEFFLER, P. **R2D_Mesh. Mesh generation program for River2D two dimensional depth averaged finite element**. Introduction to mesh generation and user's manual. Fort Collins, EUA: U.S. Geological Survey, 2002. 31 p.

WADDLE, T.; STEFFLER, P.; GHANEM, A.; KATOPODIS, C.; LOCKE, A.; Comparison of one and two-dimensional open channel flow models for a small habitat stream. **Rivers**, v. 7, n. 3, p. 205-220, 2000.

WADDLE, T.; STEFFLER, P. M.; GHANEM, A.; KATOPODIS, C.; LOCKE, A. Comparison of one and two dimensional hydrodynamic models for a small habitat stream. In: **Ecohydraulics 2000: Proceedings of 2nd Symposium on Habitat Hydraulics**. Quebec, CAN: INRS-Eau, p. 10, 1996.

WILLIAMS, J.G. Tripping over spatial scales: a comment on Guay *et al.* (2000). **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 58, n. 10, p. 2105-2107, out. 2001.

WILLMOTT, C.J.; ACKLESON, S.G.; DAVIS, J.J.; FEDDEMA, K. M.; KLINK, D. R. Statistics for the evaluation and comparison of models. **Journal of Geophysical Research**, v. 90, n. 5, p. 8995-9005, set. 1985.

ZALEWSKI, M.; ROBARTS, R. Ecohydrology - a new Paradigm for Integrated Water Resources Management. **SIL News**, v. 40, p. 1-5, nov. 2003.

ZALEWSKI, M. **Guidelines for the integrated management of the watershed. Phytotechnology and ecohydrology.** Freshwater Management Series N^o.5. Milão: UNEP- Division of Technology, Industry and Economics, 2002. 188 p.

ZALEWSKI, M. Ecohydrology: the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. **Ecological Engineering**, v. 16, n. 1, p.1-8, out. 2000.

ANEXOS

ANEXO A
CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA

A. CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA

Na Tabela A.1. é apresentada a distribuição do número de indivíduos, separados em função do estágio de desenvolvimento (Adulto e Juvenil) e do trecho de monitoramento onde foram capturados (Trecho 1 e Trecho 2), considerando as quatro campanhas de campo realizadas. As amostragens realizadas resultaram em um total de 226 indivíduos.

Tabela A.1. Distribuição do número de indivíduos coletados nas quatro campanhas de monitoramento, separados em função do estágio de desenvolvimento e local de captura

Espécie	Número de indivíduos			
	Estágio de desenvolvimento		Trechos de monitoramento	
	Adulto	Juvenil	Trecho 1	Trecho 2
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari-de-rabo-amarelo)	32	5	12	25
<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	27	5	26	6
<i>Clarias gariepinus</i> (Bagre-africano)	1	0	0	1
<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	3	3	3	3
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	19	2	18	3
<i>Gymnotus carapo</i> (Sarapó)	0	1	1	0
<i>Hoplias malabaricus</i> (Traíra)	4	0	0	4
<i>Harttia loricariformis</i> (Cascudo)	4	0	4	0
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	24	12	25	11
<i>Hypostomus auroguttatus</i> (Cascudo)	12	7	13	6
<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	10	11	20	1
<i>Leporinus copelandii</i> (Piau-vermelho)	2	0	2	0
<i>Leporinus mormyrops</i> (Timburé)	5	0	4	1
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari-cachorro)	11	0	2	9
<i>Oligosarcus</i> sp. (Lambari-cachorro)	0	1	0	1
<i>Rhamdia quelen</i> (Jundiá)	2	2	3	1
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	11	10	4	17

Na Tabela A.2. é apresentada a composição taxonômica da ictiofauna nos dois trechos monitorados no rio Formoso, sendo caracterizada a ordem, a família, a subfamília e as espécies encontradas, com nome científico e popular.

Tabela A.2. Composição taxonômica da ictiofauna do rio Formoso (MG)

Ordem	Família	Subfamília	Espécie		
			Nome científico	Nome popular	
Characiformes	Characidae	Incertae Sedis	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Lambari-de-rabo-amarelo	
			<i>Astyanax</i> sp.	Lambari	
			<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	Lambari-cachorro	
			<i>Oligosarcus</i> sp.	Lambari-cachorro	
	Anostomidae	-	<i>Leporinus steindachneri</i> (Eigenmann, 1907)	Piau	
			<i>Leporinus copelandii</i> (Steindachner, 1875)	Piau-vermelho	
			<i>Leporinus mormyrops</i> (Steindachner, 1875)	Timburé	
	Erythrinidae	-	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	
	Siluriformes	Loricariidae	Loricariidae	<i>Harttia loricariformis</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo
			Hypostominae	<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo
<i>Hypostomus auroguttatus</i> (Kner, 1854)				Cascudo	
Heptapteridae		-	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Jundiá, bagre	
Auchenipteridae		-	<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	Cumbaca	
Clariidae		-	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822) **	Bagre-africano	
Perciformes		Cichlidae	-	<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	Bastiana
	Geophaginae		<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará, Acará	
Gymnotiformes	Gymnotidae	-	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758) **	Sarapó	

Fonte: Guedes (2013).

ANEXO B
CURVAS DE APTIDÃO DE HABITAT

B. CURVAS DE APTIDÃO DE HABITAT

Na Tabela B.1. são apresentadas as curvas de aptidão de habitat, compostas pelos Índices de Aptidão de Habitat (IAH) para cada uma das espécies estudadas, considerando os estágios de desenvolvimento adulto e juvenil, apresentadas por Guedes (2013), cujos dados de velocidade, profundidade e índice de canal utilizados para a composição das mesmas são apresentados neste mesmo trabalho.

Tabela B. 1. Curvas de Aptidão de Habitat para as espécies analisadas do rio Formoso

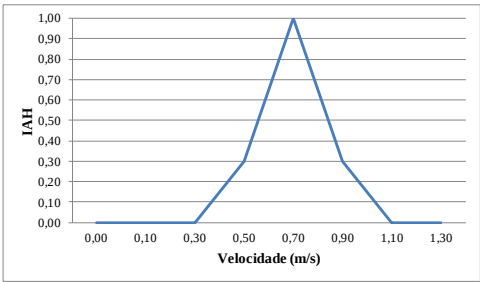
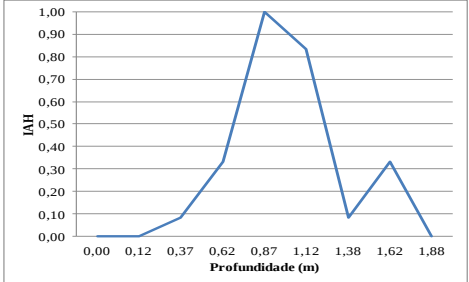
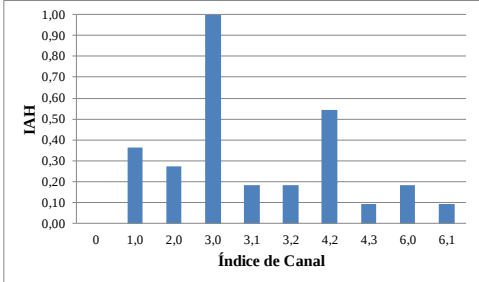
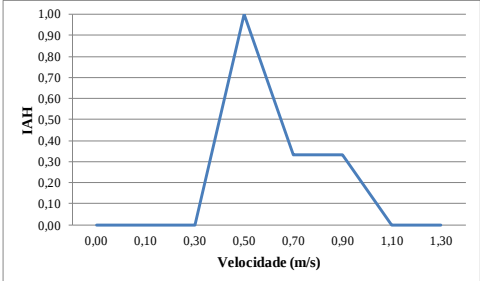
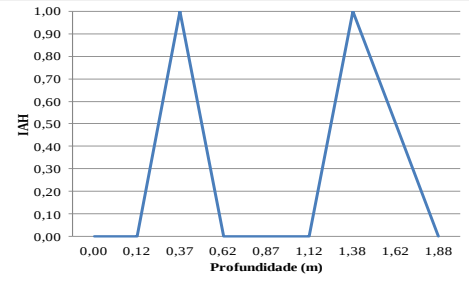
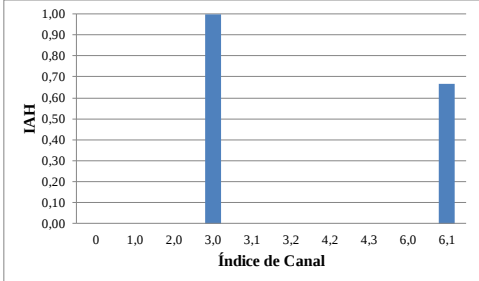
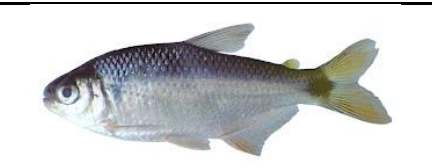
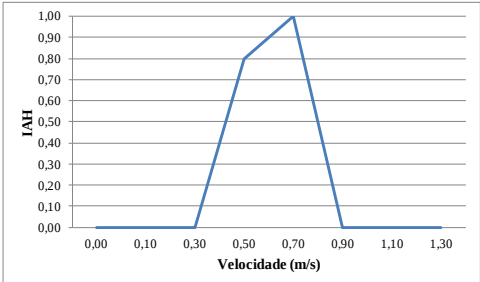
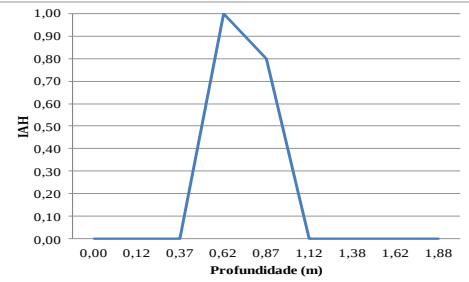
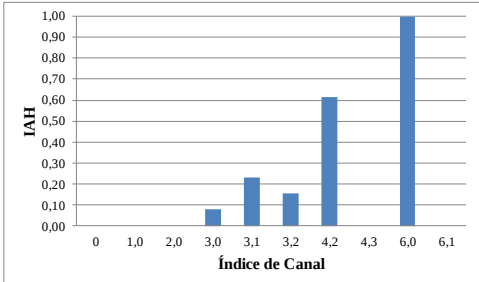
Espécie	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari-de-rabo-amarelo - Adulto) Fonte: Froese e Pauly, 2013			
 <i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari-de-rabo-amarelo - Juvenil) Fonte: Froese e Pauly, 2013			
 <i>Astyanax</i> sp. (Lambari - Adulto) Fonte: Britzke, 2008			

Tabela B.1. Continuação...

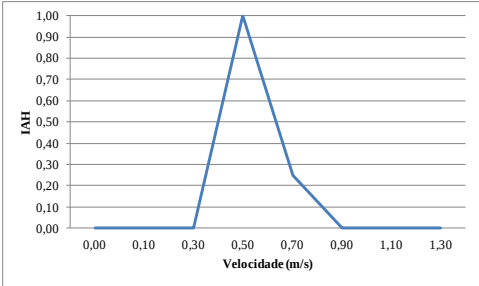
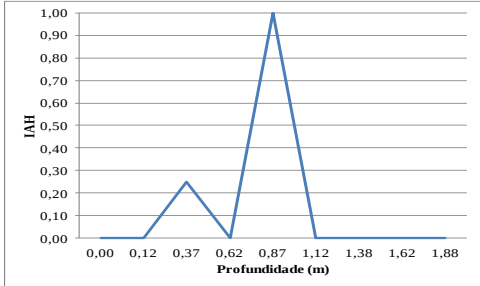
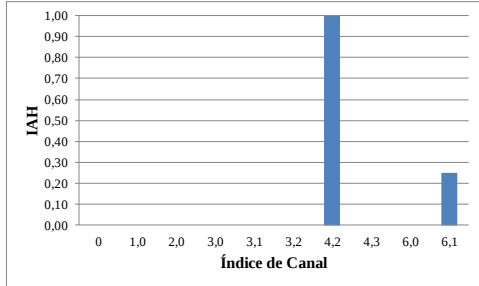
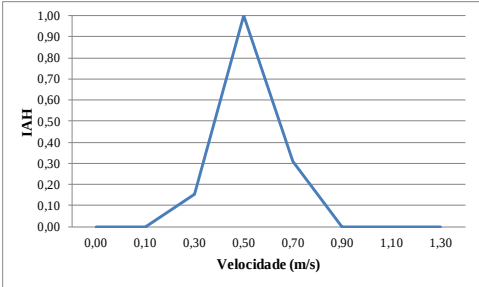
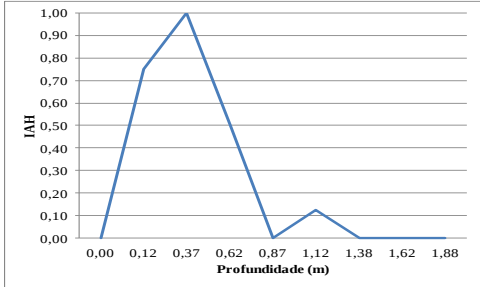
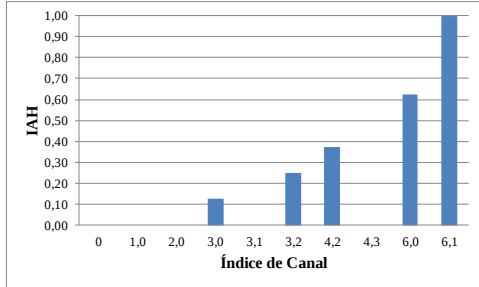
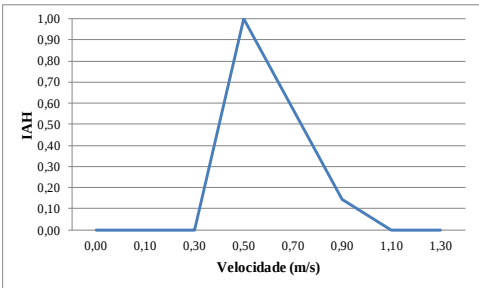
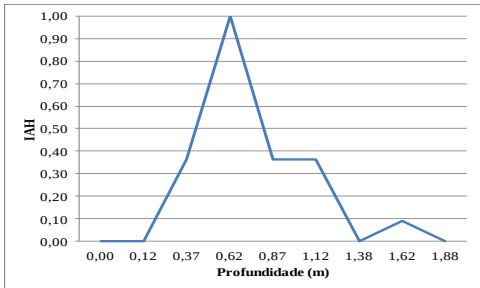
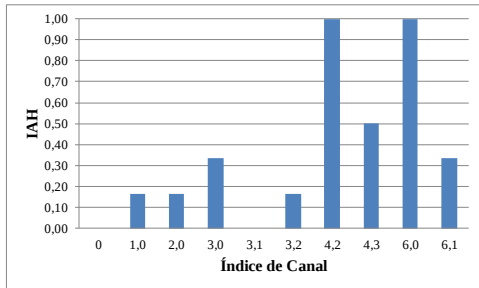
Espécie	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <i>Astyanax</i> sp. (Lambari - Juvenil) Fonte: Britzke, 2008			
 <i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará - Adulto) Fonte: Chassé, 2009			
 <i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo - Adulto)			

Tabela B.1. Continuação...

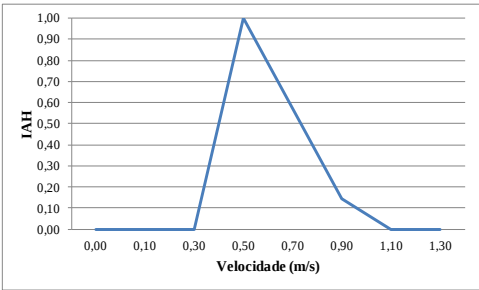
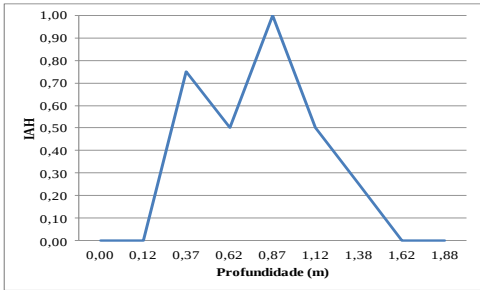
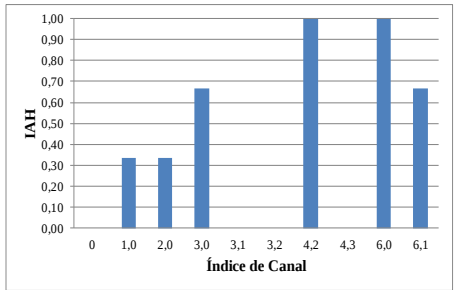
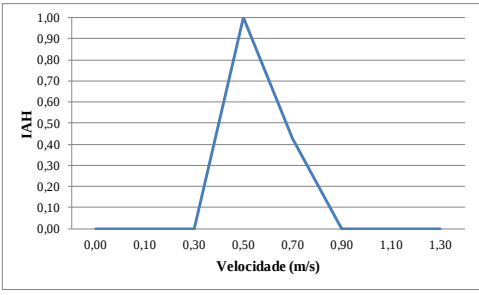
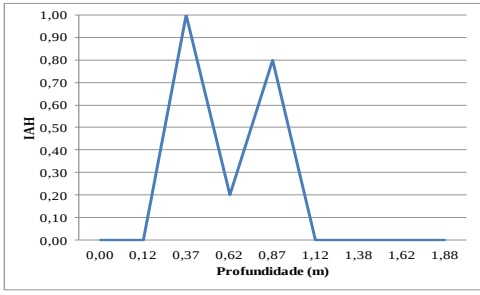
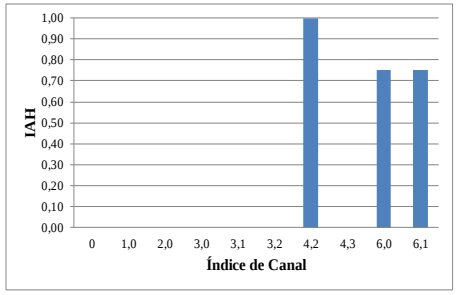
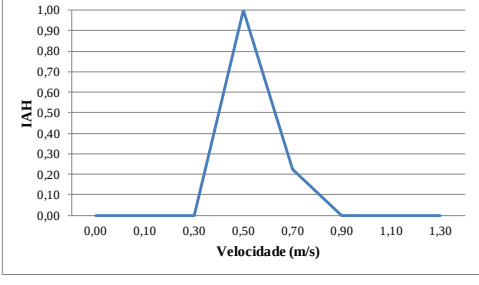
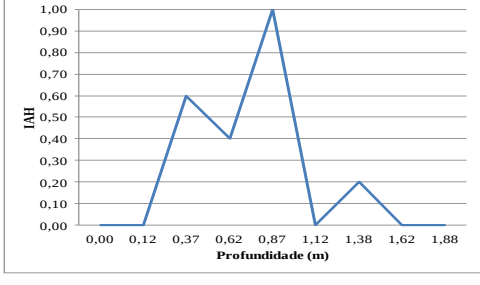
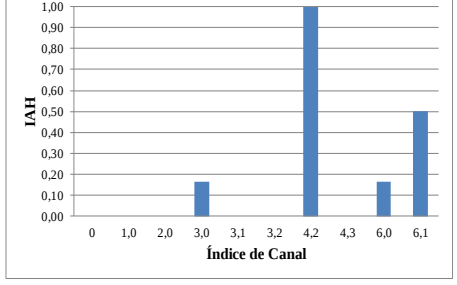
Espécie	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo - Juvenil)			
 <i>Leporinus steindachneri</i> (Piau - Adulto)			
 <i>Leporinus steindachneri</i> (Piau - Juvenil)			

Tabela B.1. Continuação...

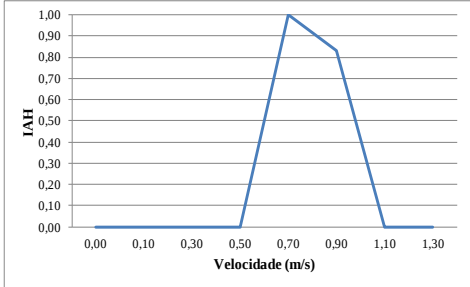
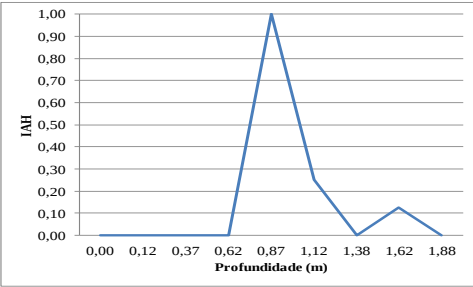
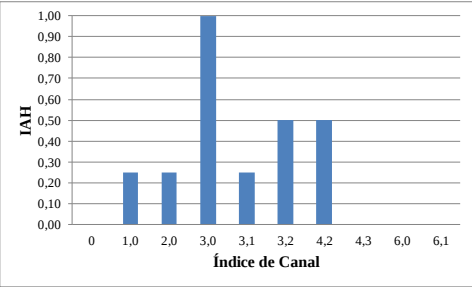
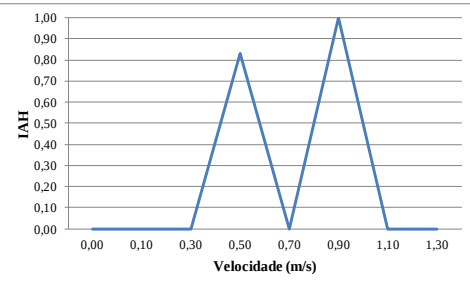
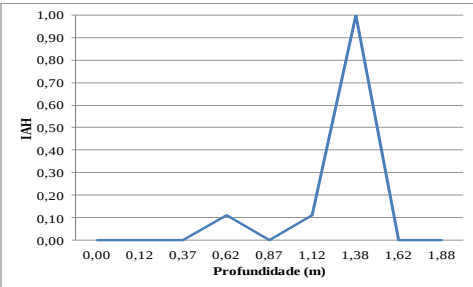
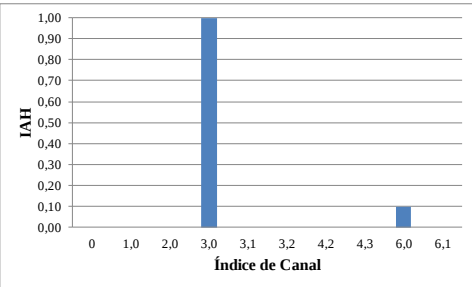
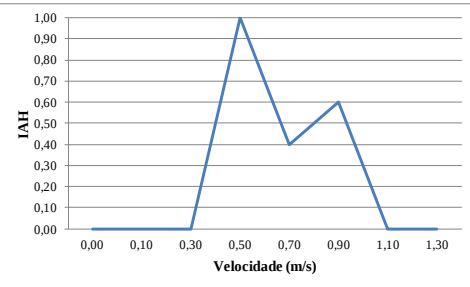
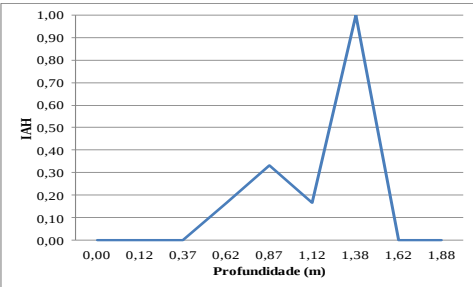
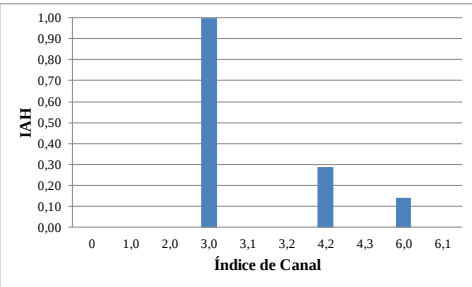
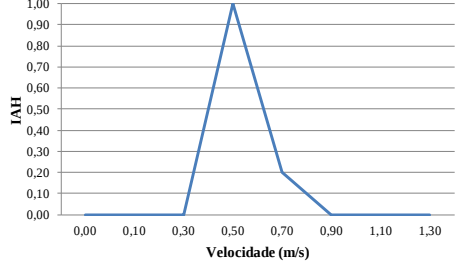
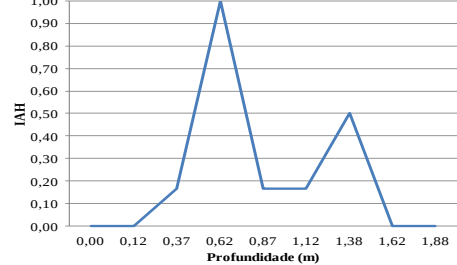
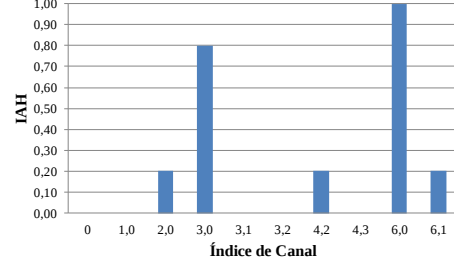
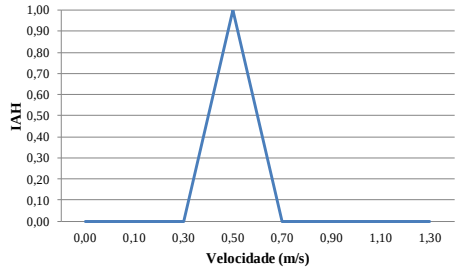
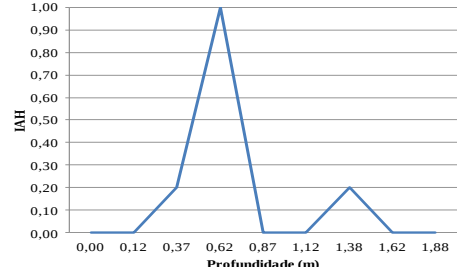
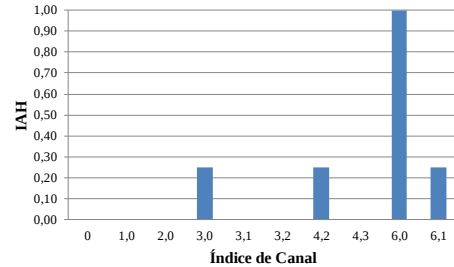
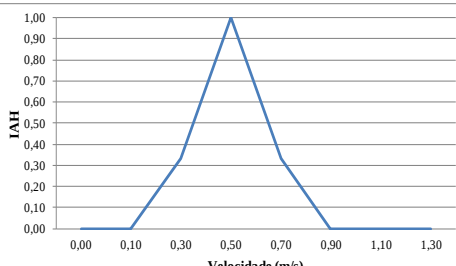
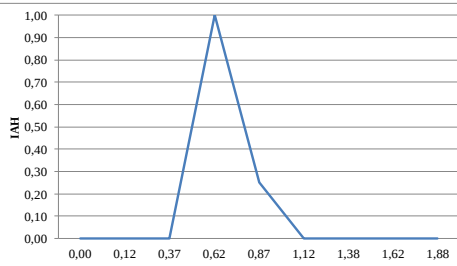
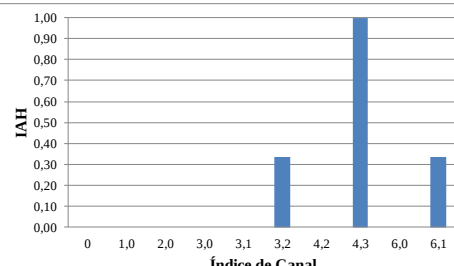
Espécie	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari-cachorro - Adulto)			
 <i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca - Adulto) Fonte: Froese e Pauly, 2013			
 <i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca - Juvenil) Fonte: Froese e Pauly, 2013			

Tabela B.1. Continuação...

Espécie	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <i>Hypostomus auroguttatus</i> (Cascudo - Adulto)			
 <i>Hypostomus auroguttatus</i> (Cascudo - Juvenil)			
 <i>Leporinus mormyrops</i> (Timburé - Adulto)			

Fonte: Guedes (2013).

APÊNDICES

APÊNDICE A
MONITORAMENTO DE CAMPO - VAZÕES MEDIDAS

A. VAZÕES MEDIDAS

Na Tabela A.1. são apresentadas as vazões mensuradas nas três seções de monitoramento dos Trechos 1 e 2, de acordo com as campanhas de monitoramento realizadas.

Tabela A.1. Vazões medidas nas quatro campanhas de monitoramento

Trecho de monitoramento	Seção	Vazão (m³/s)			
		03/2011	06/2011	02/2012	07/2012
Trecho 1	S1	6,41	3,62	6,15	3,29
	S2	5,51	4,17	- *	3,39
	S3	5,39	4,18	-	3,64
Trecho 2	S1	7,52	5,94	10,25	5,75
	S2	7,53	6,00	-	5,78
	S3	7,58	6,11	-	5,79

*vazão não mensurada

APÊNDICE B

LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIMES DE PEIXE CAPTURADAS

B. LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIMES DE PEIXE CAPTURADAS

As tabelas a seguir apresentam o levantamento das espécimes de peixe coletadas, discretizadas segundo a campanha de campo, o trecho de estudo e a seção transversal de monitoramento do rio Formoso em que foram capturadas.

Tabela B.1. Campanha de Março de 2011 (período chuvoso) – TRECHO 1

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio*	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	5	<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	6	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	2
<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	J	1	<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	A	1	<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	J	1
<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	3				<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	2
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	J	1				<i>Harttia loricariformis</i> (Cascudo)	A	2
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	2				<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	J	2
<i>Harttia loricariformis</i> (Cascudo)	A	2				<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	2
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	J	1				<i>Hypostomus aurogutattus</i> (Cascudo)	J	1
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	1				<i>Hypostomus aurogutattus</i> (Cascudo)	A	5
<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	J	2				<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	A	1
<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	A	1				<i>Trachelyopter usstriatulus</i> (Cumbaca)	J	1
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	A	2				<i>Trachelyopter usstriatulus</i> (Cumbaca)	A	1
<i>Rhamdia quelen</i> (Jundiá)	J	1						
<i>Trachelyopter usstriatulus</i> (Cumbaca)	J	2						
Total de espécimes encontrados: 51								

*A = adulto; J = juvenil.

Tabela B.2. Campanha de Março de 2011 (período chuvoso) – TRECHO 2

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
Astyanax bimaculatus (Lambari)	A	6	Astyanax bimaculatus (Lambari)	A	4	Astyanax bimaculatus (Lambari)	A	1
Oligosarcus hepsetus (Lambari)	A	1	Hypostomus affinis (Cascudo)	A	1	Hoplias cf. malabaricus (Traíra)	A	1
Hypostomus affinis (Cascudo)	J	1	Oligosarcus hepsetus (Lambari)	A	1	Rhamdia quelen (Jundiá)	A	1
Hypostomus affinis (Cascudo)	A	2				Hypostomus affinis (Cascudo)	A	1
Trachelyopterus striatulus (Cumbaca)	J	1						
Trachelyopterus striatulus (Cumbaca)	A	1						
Hoplias cf. malabaricus (Traíra)	A	1						
Total de espécimes encontrados: 23								

Tabela B.3. Campanha de Julho de 2011 (período seco) – TRECHO 1

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	1	<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	3	<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	3
<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	2				<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	1
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	1				<i>Hypostomus aurogutattus</i> (Cascudo)	J	3
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	4				<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	1
<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	J	1				<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	J	1
<i>Rhamdia quelen</i> (Jundiá)	J	1						

Tabela B.3. Continuação...

Tabela D.3: Continuação...				
<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	A	1		
<i>Hypostomus aurogutattus</i> (Cascudo)	J	1		
<i>Hypostomus aurogutattus</i> (Cascudo)	A	1		
Total de espécimes encontrados: 25				

Tabela B.4. Campanha de Julho de 2011 (período seco) – TRECHO 2

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	3	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	3	<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	A	1
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	J	1	<i>Hypostomus aurogutattus</i> (Cascudo)	A	1			
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	A	1	<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	A	1			
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	J	1	<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	A	1			
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	1	<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	J	1			
<i>Hypostomus aurogutattus</i> (Cascudo)	A	1	<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	1			
<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	1						
Total de espécimes encontrados: 18								

Tabela B.5. Campanha de Fevereiro de 2012 (período chuvoso) – TRECHO 1

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	A	3	<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	2	<i>Leporinus copelandii</i> (Piau-vermelho)	A	1
<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	J	3	<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	J	1	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	6
<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	3	<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	A	2	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	J	1

Tabela B.5. Continuação...

<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	J	3		<i>Hypostomus</i> <i>affinis</i> (Cascudo)	A	2
<i>Hypostomus</i> <i>affinis</i> (Cascudo)	A	1		<i>Hypostomus</i> <i>affinis</i> (Cascudo)	J	2
<i>Hypostomus</i> <i>affinis</i> (Cascudo)	J	2		<i>Hypostomus</i> <i>aurogutattus</i> (Cascudo)	A	1
				<i>Hypostomus</i> <i>aurogutattus</i> (Cascudo)	J	1
				<i>Rhamdia</i> <i>quelen</i> (Jundiá)	A	1
				<i>Leporinus</i> <i>steindachneri</i> (Piau)	A	3
				<i>Leporinus</i> <i>steindachneri</i> (Piau)	J	3
				<i>Astyanax</i> <i>bimaculatus</i> (Lambari)	A	1
				<i>Astyanax</i> <i>bimaculatus</i> (Lambari)	J	2
				<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	J	1
Total de espécimes encontrados: 45						

Tabela B.6. Campanha de Fevereiro de 2012 (período chuvoso) – TRECHO 2

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
<i>Astyanax</i> <i>bimaculatus</i> (Lambari)	J	1	<i>Geophagus</i> <i>brasiliensis</i> (Cará)	A	1	<i>Astyanax</i> <i>bimaculatus</i> (Lambari)	J	1
<i>Oligosarcus</i> sp. (Lambari)	J	1	<i>Hypostomus</i> <i>affinis</i> (Cascudo)	J	1	<i>Trachelyopterus</i> <i>striatulus</i> (Cumbaca)	A	5
<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Traíra)	A	1	<i>Hypostomus</i> <i>aurogutattus</i> (Cascudo)	A	3	<i>Trachelyopterus</i> <i>striatulus</i> (Cumbaca)	J	2
			<i>Hypostomus</i> <i>aurogutattus</i> (Cascudo)	J	1			
			<i>Leporinus</i> <i>steindachneri</i> (Piau)	J	1			

Tabela B.6. Continuação...

<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	1
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	J	1
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	A	4
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	J	4
Total de espécimes encontrados: 28		

Tabela B.7. Campanha de Junho de 2012 (período seco) – TRECHO 1

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
<i>Leporinus mormyrops</i> (Piau cachorro)	A	3	<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	1	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	2
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> (Tuvira)	J	1	<i>Leporinus copelandii</i> (Piau-vermelho)	A	1	<i>Leporinus mormyrops</i> (Piau cachorro)	A	1
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	3	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	2			
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	1	<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	1			
Total de espécimes encontrados: 16								

Tabela B.8. Campanha de Junho de 2012 (período seco) – TRECHO 2

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº	Espécie	Estágio	Nº
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	A	2	<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	A	1	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	1
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	2	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	2	<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	J	1
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	1	<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	3	<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	A	2
<i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo)	A	1				<i>Leporinus mormyrops</i> (Piau cachorro)	J	1

Tabela B.8. Continuação...

<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	<i>J</i>	<i>1</i>	
<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Traíra)	<i>A</i>	<i>1</i>	
<i>Clarias gariepinus</i> (Bagre Africano)	<i>A</i>	<i>1</i>	
Total de espécimes encontrados: 20			

APÊNDICE C
DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES-ALVO PARA O ESTUDO

C. DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES-ALVO

Na Tabela C.1. está apresentada a discretização das espécies capturadas no rio Formoso segundo as classes de tolerância a alterações no regime de vazões descritas no item 4.5. deste trabalho: espécies intolerantes, espécies médio-tolerantes e espécies tolerantes.

Tabela C.1. Distribuição das espécies de peixe encontradas no rio Formoso segundo as classes de tolerância a alterações no regime de vazões.

GRUPO	ESPÉCIES
Espécies intolerantes	<i>C. lacustris</i> (Bastiana)
	<i>G. carapo</i> (Sarapó)
	<i>H. malabaricus</i> (Traíra)
	<i>L. copelandii</i> (Piau-vermelho)
	<i>L. steindachneri</i> (Piau)
	<i>O. sp.</i> (Lambari)
	<i>R. quelen</i> (Jundiá)
Espécies médio-tolerantes	<i>T. striatulus</i> (Cumbaca)
	<i>H. aurogutattus</i> (Cascudo)
	<i>L. mormyrops</i> (Timburé)
	<i>O. hepsetus</i> (Lambari-cachorro)
Espécies tolerantes	<i>A. bimaculatus</i> (Lambari-de-rabo-amarelo)
	<i>A. sp.</i> (Lambari)
	<i>G. brasiliensis</i> (Cará)
	<i>H. loricariformes</i> (Cascudo)

APÊNDICE D
VAZÕES DE SIMULAÇÃO

D. VAZÕES DE SIMULAÇÃO

Nas Tabelas D.1. e D.2. são apresentadas as vazões de simulação utilizadas nas modelagens de habitat dos modelos PHABSIM e River2D, para os Trecho 1 e 2 do rio Formoso, segundo a metodologia apresentada no item 4.7. deste trabalho.

Tabela D.1. Vazões de simulação para o Trecho 1, em m³/s

Vazões de simulação (m ³ /s)									
Período seco - $Q_{mld} = 3,15 \text{ m}^3/\text{s}$									
10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0,32	0,63	0,95	1,26	1,58	1,89	2,21	2,52	2,84	3,15
Período normal - $Q_{mld} = 4,67 \text{ m}^3/\text{s}$									
10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0,47	0,93	1,40	1,87	2,33	2,80	3,27	3,73	4,20	4,67
Período chuvoso - $Q_{mld} = 7,39 \text{ m}^3/\text{s}$									
10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0,74	1,48	2,22	2,95	3,69	4,43	5,17	5,91	6,65	7,39

Tabela D.2. Vazões de simulação para o Trecho 2, em m³/s

Vazões de simulação (m ³ /s)									
Período seco - $Q_{mld} = 5,34 \text{ m}^3/\text{s}$									
10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0,53	1,07	1,60	2,14	2,67	3,20	3,74	4,27	4,81	5,34
Período normal - $Q_{mld} = 7,91 \text{ m}^3/\text{s}$									
10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0,79	1,58	2,37	3,16	3,96	4,75	5,54	6,33	7,12	7,91
Período chuvoso									
10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
1,25	2,50	3,76	5,01	6,26	7,51	8,76	10,02	11,27	12,52