

CAMILA REIS GOMES

**MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA USANDO O PHABSIM COMO
SUPORTE PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS, COM
FOCO NA OUTORGA DE USO DE ÁGUA**

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
2011

CAMILA REIS GOMES

**MODELAGEM ECOHIDROLÓGICA USANDO O PHABSIM COMO
SUPORTE PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS, COM
FOCO NA OUTORGA DE USO DE ÁGUA**

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: 21 de Novembro de 2011.

Silvio Bueno Pereira

Jorge Adbala Dergam dos Santos
(Coorientador)

Demetrius David da Silva
(Orientador)

Dedico este trabalho

*À minha mãe Doris, à minha
segunda família Vicente, Clemilda,
Priscila e Wilian e aos meus amigos
por me ajudarem durante esta
caminhada.*

AGRADECIMENTOS

À minha mãe pelo amor incondicional, amizade e estímulo.

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

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Professor Demetrius David da Silva pelos ensinamentos, amizade, confiança e conselhos transmitidos desde a graduação.

Aos meus conselheiros, Prof. Jorge Abdala Dergam dos Santos e Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro, pelo apoio e confiança neste trabalho.

Às amigadas realizadas durante este trabalho, gostaria de agradecer pelo apoio e companheirismo ao Felipe, Hugo, Michel, Abrahão, Luana, Iara e André. A toda a equipe que participou das campanhas de campo, Arthur, Vitor, Gilberto, Raquel, Gabriela, Bárbara, Gabriel, Ravi, Daniel, Julio, Rafael, Priscila, Udson, Carolina e Frederico meu enorme agradecimento, pois sem vocês este trabalho não seria realizado. À Maria Aparecida de Tabuleiro-MG, que forneceu espaço e apoio inigualável durante as campanhas de campo.

À minha segunda família em Viçosa Vicente, Clemilda, Priscila e Wilian, que permitiram que eu tivesse aonde buscar forças e carinho e me apoiaram em momentos difíceis. Às minhas amigas de república Soraya, Flora e Viviane pela irmandade e companheirismo.

Aos professores e aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, pela dedicação, amizade e organização do programa de pós-graduação.

BIOGRAFIA

CAMILA REIS GOMES, filha de Dóris Reis, nascida em São Paulo- SP em 22 de agosto de 1986.

Em janeiro de 2009, concluiu o curso de graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa - UFV.

Em agosto de 2009 iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Agrícola na área de Recursos Hídricos e Ambientais, na Universidade Federal de Viçosa - UFV, concluindo-o em 21 de novembro de 2011.

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo Geral	4
2.2 Objetivos Específicos	4
3. REVISÃO DE LITERATURA	5
3.1 A VAZÃO ECOLÓGICA E A OUTORGA NO BRASIL	5
3.1.1. Metodologias Utilizadas para Determinação da “Vazão Ecológica”	9
3.1.1.1. Métodos hidrológicos	9
3.1.1.2. Métodos hidráulicos	11
3.1.1.3. Métodos de classificação de habitat	13
3.1.1.4. Métodos holísticos	13
3.2 ECOHIDROLOGIA	14
3.3 O HIDROGRAMA ECOLÓGICO	21
3.4 INSTREAM FLOW INCREMENTAL METHODOLOGY - IFIM	25
3.4.1 MODELO PHYSICAL HABITAT SIMULATION SYSTEM - PHABSIM	28
4. MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	30
4.2. CAMPANHAS DE CAMPO	32
4.2.1. VELOCIDADE E PROFUNDIDADE	35
4.2.2. VAZÃO	37
4.2.3. SUBSTRATO	37
4.2.4. COBERTURA	38
4.2.5. ÍNDICE DE CANAL	38
4.2.6. DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES ALVO	39
4.3. REGIME DE VAZÕES	39
4.4. PROCESSAMENTO DOS DADOS UTILIZANDO O PHABSIM	40
4.4.1. MODELO HIDRÁULICO	40
4.4.2. MODELO DE CLASSIFICAÇÃO DE HABITAT	42
4.5. DETERMINAÇÃO DAS VAZÕES ECOLÓGICAS MÍNIMAS E VAZÕES MÍNIMAS DE REFERÊNCIA	44
4.6. HIDROGRAMA ECOLÓGICO	45

5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1.	ESPÉCIES ALVO	46
5.2.	CARACTERÍSTICAS DO CANAL	49
5.3.	MODELO HIDRÁULICO.....	53
5.4.	MODELO HABITAT	57
5.5.	FAIXA DE VAZÃO ECOLÓGICA MÍNIMA.....	65
5.6.	REGIME DE VAZÕES	68
5.7.	HIDROGRAMA ECOLÓGICO	69
6.	CONCLUSÕES.....	73
7.	REFERÊNCIA BIBLIOGRAFICA.....	74
	ANEXO I	79
	ANEXO II	83

RESUMO

GOMES, Camila Reis, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2011. **Modelagem Ecohidrológica Usando o PHABSIM como Suporte para a Gestão de Recursos Hídricos com foco na Outorga de uso de água.** Orientador: Demetrius David da Silva. Coorientadores: Jorge Abdala Dergam dos Santos e Celso Bandeira de Melo Ribeiro.

Apesar de a água cobrir quase dois terços da superfície do planeta, a escassez de recursos hídricos tem sido apontada como um dos mais preocupantes problemas atuais e futuros. Neste contexto surgiu a ecohidrologia, que pode ser considerada uma nova área interdisciplinar que associa os processos hidrológicos e ecológicos envolvidos com o ciclo da água, visando compreender a dupla regulação dos processos hidrológicos e ecológicos. Com base no exposto, este trabalho teve como objetivo estabelecer o hidrograma ecológico para a bacia do rio Formoso visando a gestão de recursos hídricos e, em especial, a outorga de uso de água. O rio Formoso está localizado na região oeste da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, sendo sua área de drenagem de 398 km². A área de estudo foi dividida em dois trechos de 1 km de extensão, sendo um em região da bacia mais preservada (trecho 1) e outro em região mais degradada (trecho 2). Foram realizadas duas campanhas de campo, uma durante o período chuvoso (março/2011) e outra no período seco (junho/2011), onde foram obtidos os dados de velocidade, profundidade, vazão, substrato, cobertura, número e tipos de espécies-alvo. As campanhas de campo mostraram que no primeiro trecho analisado no rio Formoso encontrou-se um número maior de espécimes de peixes (67% espécimes no período chuvoso e 33% espécimes no período seco) que o segundo trecho (56% espécimes no período chuvoso e 44% no período seco), uma vez que o trecho 1 corresponde à região da bacia do rio Formoso mais preservada. No trecho 1 foram encontradas profundidades de 0,04 a 1,35 metros e vazões médias de 6,15 m³s⁻¹ no período chuvoso e de 3,7 m³s⁻¹ no período seco. No trecho 2 as profundidades do canal do rio variaram de 0,40 a 1,85 metros e a vazão média no período chuvoso foi de 7,6 m³s⁻¹ e no período seco foi de 5,56 m³s⁻¹. Os dados obtidos em campo foram processados com o software PHABSIM para a

obtenção das vazões ecológicas ótimas para cada espécie analisada e, com estas vazões, determinou-se uma faixa de vazão ecológica mínima para os dois trechos analisados de 4,5 a 5,5 m³s⁻¹. As vazões mínimas de referência encontradas no trecho 1 do rio formoso foram de 1,58 m³s⁻¹ para a Q_{7,10}, 1,85 m³s⁻¹ para a Q₉₅ e 2,10 m³s⁻¹ para a Q₉₀. Já no trecho 2 os valores foram de 2,82 m³s⁻¹ para a Q_{7,10}, 3,30 m³s⁻¹ para a Q₉₅ e 3,74 m³s⁻¹ para a Q₉₀. Com base nestes dados, conclui-se que os critérios de outorga utilizados no Brasil são insuficientes no âmbito ecológico, uma vez que as vazões remanescentes obtidas através desses critérios não mantêm uma faixa de vazão mínima que seja suficiente para permitir a vida aquática no rio Formoso. Com os dados da estação fluviométrica de Tabuleiro-MG elaborou-se hidrogramas e aplicou-se a faixa de vazão mínima ecológica encontrada, verificando-se que o período crítico para a outorga de uso de água abrange os meses de junho a outubro, necessitando neste período de uma maior atenção do órgão outorgante de forma a não permitir uma extração de água que coloque em risco a biota existente no rio. A análise dos hidrogramas do ano mais seco e do ano mais chuvoso mostrou períodos com vazões abaixo da mínima ecológica, indicando a necessidade da implantação de técnicas de conservação de solo e preservação de nascentes que garantam maiores vazões no período de estiagem.

ABSTRACT

GOMES, Camila Reis, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November 2011. **Hydrological Modeling Using the PHABSIM as a Decision Support for Water Management And Water Right as a Focus.** Adviser: Demetrius David da Silva. Co-advisers: Jorge Abdala Dergam dos Santos and Celso Bandeira de Melo Ribeiro.

The water resources has been appointed as one of the two major problems for now and future, despite of the fact that water covers two thirds of the planet surface. On this context the eco-hydrology has emerged. This can be considered as a new interdisciplinary field that associates the hydrological and ecological processes. The aim of this project, based on what was exposed before, was to establish the ecological hydrogram for the Formoso river watershed aiming the water resources management and, in special, the water right. The Formoso River is located in the west region of Paraíba do Sul watershed and has a total drainage area of 398 square kilometers. The studied area was divided into two sections with one kilometer each and one of the areas was considered preserved (section 1) and the other one degraded (section 2). Two field expeditions were conducted, one during rainy season (March 2011) and other during dry season (June 2011). During these expeditions several data were collected such as water velocity and flow, deep, cover, number and types of target specimens. The expedition results shown that on the preserved section of Formoso River the amount of specimens found (67% specimens on rainy season and 33% on dry season) where bigger than the degraded section (56% specimens on rainy season and 44% specimens on dry season). On the first section the channel deeps analyzed were about 0.04 meters to 1.85 meters, $6.15 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ of medium flow during rainy season and $3.7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ during dry season. On the second section the channel deeps varied from 0.04 to 1.35 meters and $7.6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $5.56 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ of medium flow during rainy season and dry season respectively. The software PHABSIM were calibrated with the field data previously collected aiming to obtain enhanced ecological flow to each analyzed specimen and, with this water flow, the minimum ecological streamflow gap of $4.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $5.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for both sections were determined. The minimum

streamflows for section 1 were $1.58 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for the 7Q10, $1.85 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for Q_{95} and $2.10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for Q_{90} and for section 2 the minimum streamflows were $2.82 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for the 7Q10, $3.30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for Q_{95} and $3.74 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for Q_{90} . Brazilian water-right criteria analysis shown itself insufficient in the ecological range according to the fact the remaining stream flow does not keep a gap of minimum stream flow that doesn't jeopardize Formoso River water life. Hydrograms were made with Tabuleiro-MG streamflow station data and the ecological streamflow gap. The results of these analyses shown that during critical water right period the water use takes on from June to October, and on these months it is critical to have a bigger attention from the local Water Right Agency in a way to not allow water extraction that may come to harm water life. The hydrogram analyses of the driest year and the rainiest year show periods with streamflow above the ecological one which implies the necessity of soil conservation and streamflow springs conservation techniques that will provide more streamflow during the dry season.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil ocupa uma posição privilegiada no cenário ambiental devido ao volume e à disponibilidade de água em seu território, com 12% das reservas mundiais de água doce, 72% das quais estão localizadas na Amazônia (RATTES, 2003). Além disso, possui reservas expressivas de águas subterrâneas, delimitadas no subsolo sob forma de aquíferos, com destaque para o Aquífero Guarani, considerado o maior manancial transfronteiriço de água doce subterrânea do planeta, estendendo-se desde a Bacia Sedimentar do Paraná até a Bacia do Chaco-Paraná (BORGHETTI *et al.* 2004). Apesar de a água cobrir quase dois terços da superfície do planeta, apenas 0,8% corresponde a água doce em estado líquido superficial que pode ser utilizada facilmente para abastecimento público (SPERLING, 2009). Por esse motivo, a escassez de recursos hídricos tem sido apontada como um dos dois mais preocupantes problemas atuais e futuros.

Segundo MORAES (2009), os ecossistemas aquáticos estão sendo cada vez mais impactados por ações adversas oriundas das atividades humanas. Os desmatamentos, as captações excessivas, o uso da terra não sustentável e o agravamento da poluição exigem um manejo integrado baseado na capacidade de suporte dos ecossistemas aquáticos e na sua resiliência, visando à conservação da qualidade e quantidade desses recursos.

A primeira resposta a estes impactos foi a busca por restrições à quantidade de água que poderia ser retirada de um rio, na forma da especificação de uma vazão mínima que deveria permanecer no rio após todas as retiradas de água para os usos múltiplos, denominada “vazão ecológica”. Esta ação visou, principalmente, evitar que a vazão remanescente nos rios durante as estiagens fosse tão baixa que resultasse na falta de oxigênio para os peixes e na consequente extinção de espécies, ou mesmo sua intermitência (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

O manejo de água tradicional sempre teve o objetivo de reduzir a variabilidade natural da vazão dos rios, de forma a garantir ofertas de água estáveis para irrigação, abastecimento, geração de energia e navegação, e de forma a reduzir o impacto de eventos extremos, como cheias e estiagens

prolongadas. Assim, a degradação ecológica foi, em geral, uma consequência da inadequada gestão dos recursos hídricos, devido à falta de conhecimento sobre as relações entre o regime hidrológico e os ecossistemas (RICHTER, 2003).

As modificações e tentativas de manejo mal orientadas tiveram impacto expressivo sobre a biodiversidade, facilitaram a introdução de espécies exóticas, contribuíram para o desaparecimento de espécies comercialmente interessantes, inviabilizaram algumas atividades de comunidades tradicionais dependentes dos recursos naturais e resultaram na perda de fertilidade de solos de planície, que dependiam dos nutrientes depositados durante as cheias (CRAIG, 2000).

Segundo Zalewski (2000) dá-se, ainda, pouca importância à biota, componente regulador do ciclo da água. Em muitas situações o modelo mecanicista para solucionar os problemas no ambiente, como os represamentos, reduzem seriamente o papel dos processos ecológicos para moderar o ciclo da água. Além disso, podem causar redução da qualidade da água ou poluição secundária, como por exemplo, a eutrofização.

Mesmo sabendo de toda essa problemática, no Brasil pouco tem sido feito na consideração dos fatores bióticos sobre os processos hidrológicos. Os estudos hidrológicos voltados para a extinção de espécies estão limitados à noção de que seriam necessárias vazões remanescentes, comumente chamadas de vazões ecológicas, e a qualidade da água que deveria ser mantida no rio durante as épocas de estiagem (COLLISCHONN et al., 2005).

A quantidade de água que deve permanecer no rio após as retenções e retiradas para o uso foi denominada “vazão ecológica”, que por muitos anos entendeu-se por uma vazão mínima constante ao longo de todo o ano, geralmente maior que a vazão mínima natural do rio. Esta reposta visou, principalmente, evitar que os rios secassem durante as estiagens, ou que a vazão remanescente nos rios durante esta época fosse tão baixa que resultasse na falta de oxigênio para os peixes e na consequente extinção de espécies (COLLISCHONN et al., 2006). Segundo Postel e Richter (2003) a sustentabilidade ambiental de um curso d'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.

Verificada a insuficiência do critério de vazão ecológica, como um limite inferior de vazão que não deve ser ultrapassado, é necessário buscar alternativas de manejo de quantidades de água que contemplem de forma mais completa o regime hidrológico (COLLISCHONN et al., 2005), uma alternativa seria a utilização de um hidrograma ecológico.

Busca-se uma visão sistêmica e integrada baseada no conceito de ecohidrologia, procurando-se estudar os processos biológicos que regulam os ecossistemas aquáticos e que são vitais para a continuidade do “equilíbrio dinâmico” do meio (MORAES, 2009). A interação entre processos hidrológicos e ecológicos define a ecohidrologia como a ferramenta para gerenciar a quantidade e qualidade dos recursos hídricos e, ao mesmo tempo, aumentar a capacidade dos ecossistemas em absorver os impactos das atividades humanas. Surgiu então o hidrograma ecológico, que cria um novo paradigma na gestão dos recursos hídricos, pois admite a larga influência de fatores bióticos sobre processos hidrológicos como os fluxos de água, sedimentos, nutrientes e poluentes (ZALEWSKI, 2000).

Neste contexto, para compatibilizar os usos múltiplos e as necessidades dos ecossistemas, é necessário quantificar objetivos ecológicos em termos de vazões ou níveis de água que devem ser atendidos ou evitados. Portanto, o objetivo deste trabalho foi identificar aspectos fundamentais do regime hidrológico que são importantes para o ecossistema ou, em outras palavras, prescrever um hidrograma ecológico.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estabelecer o hidrograma ecológico para a bacia do rio Formoso visando a gestão de recursos hídricos e, em especial, a outorga de uso de água.

2.2 Objetivos Específicos

- Obter, experimentalmente, informações ecohidrológicas (velocidade, vazão, profundidade, substrato, cobertura, número e tipos de espécies de peixes) nos períodos seco e chuvoso na bacia do rio Formoso;
- Avaliar a relação entre vazão e quantidade e qualidade de habitat disponível para cada etapa de vida das espécies de peixes analisadas por meio do modelo de simulação Physical Habitat Simulation System – PHABSIM;
- Comparar as vazões ecológicas com as vazões mínimas de referência adotadas para fins de outorga de uso de água no Brasil;
- Gerar o hidrograma ecológico para a bacia hidrográfica do rio Formoso.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A VAZÃO ECOLÓGICA E A OUTORGA NO BRASIL

Com o passar do tempo, os impactos das interferências antrópicas no meio natural tornaram-se visíveis e com consequências negativas para o ecossistema, comprometendo o bem estar social e econômico do próprio homem. Diante dos problemas desencadeados pela regularização fluvial foram intensificados os estudos sobre a quantidade de água que deve permanecer no rio, após as retenções e retiradas para o uso, a fim de não comprometer a biodiversidade aquática (AMORIM, 2009).

A implementação da outorga de uso da água no Brasil implica no estabelecimento de um balanço hídrico de disponibilidades quali-quantitativas, que permita, ao gestor do recurso hídrico, determinar se existe possibilidade de incluir algum uso novo na bacia hidrográfica ou se é necessário algum tipo de racionamento do uso da água. Este balanço deve garantir que as vazões necessárias para o abastecimento público e para a manutenção dos ecossistemas aquáticos sejam preservadas (CRUZ, 2005).

Em geral, a fixação de “vazões ecológicas” no Brasil tem sido feita por meio de legislação nos níveis estadual e federal, principalmente para uso nos procedimentos administrativos de licenciamento ambiental e concessão de outorga de uso de água (SARMENTO, 2006). Ressalta-se, entretanto, que na maior parte dos casos o termo “vazão ecológica” tem sido usado no Brasil de modo equivocado, pois o que se tem adotado na prática são vazões remanescentes mínimas nos cursos d’água após todas as retiradas para usos consuntivos, sem considerar, entretanto, as reais necessidades de água para manutenção dos ecossistemas.

A legislação brasileira para os recursos hídricos superficiais e subterrâneos considera aspectos relevantes da ecohidrologia para o manejo dos ecossistemas, como: a diminuição da matéria orgânica no sistema aquático para aumentar a sua ecoeficiência; a preservação da qualidade da água, buscando a redução do volume e toxicidade da carga poluente, e a preservação da quantidade da água visando atender às diferentes demandas.

Essa gestão é baseada em alguns instrumentos como a cobrança pelo uso dos recursos hídricos; a outorga ou permissão de uso desses recursos e o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso (MORAES, 2009).

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) na Instrução Normativa nº 4, de 21 de junho de 2000, Anexo I, Art. 2º, a qual aprova os procedimentos administrativos para a emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos, em corpos d'água de domínio da União, define o conceito de vazão ecológica como sendo a vazão mínima necessária para garantir a preservação do equilíbrio natural e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos.

A Resolução N° 16 de 2001 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), no Art.21, no item III, apresenta a vazão mínima como sendo aquela necessária à prevenção da degradação ambiental, à manutenção dos ecossistemas aquáticos e à manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando couber entre outros usos.

A Resolução CONAMA nº 357, de 2005, define a vazão de referência como “vazão do corpo hídrico utilizado como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas e a necessária articulação das instâncias do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH)”.

No Brasil, dependendo da legislação estadual, os valores de vazão a serem utilizados para proceder à outorga podem variar. Atualmente, cada estado tem adotado critérios próprios para o estabelecimento das vazões de referência para outorga (Figura 1) sem, entretanto, apresentar justificativas para a adoção desses valores. Dessa forma, os Estados estabeleceram diferentes vazões de referência e percentuais outorgáveis, quando a bacia hidrográfica é que deveria constituir a unidade de gestão (ANA, 2010). A utilização da ecohidrologia busca justificar o uso destas vazões de referência.

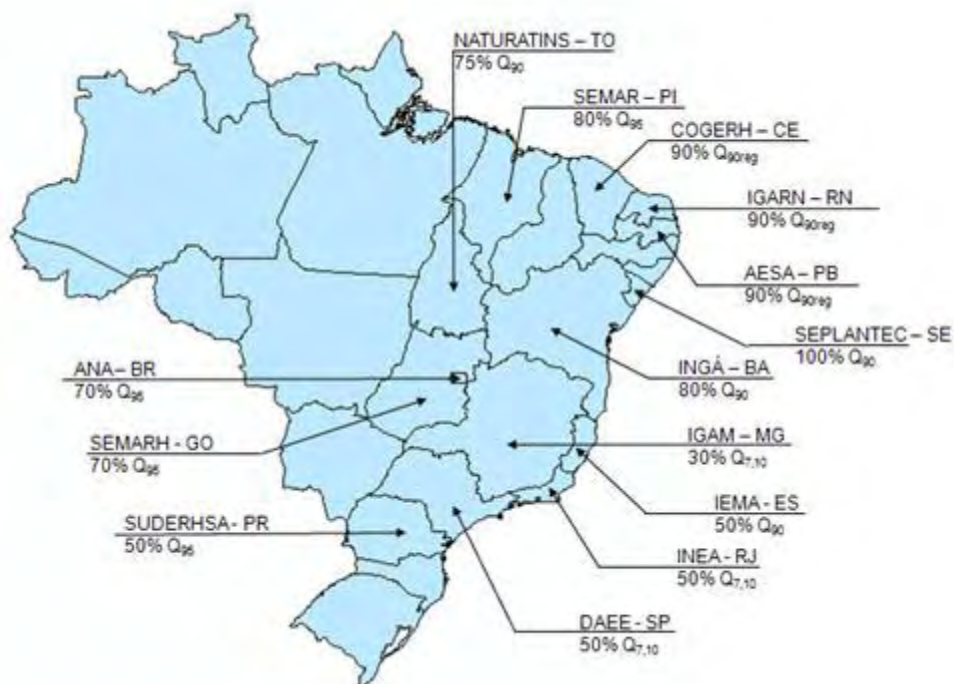


Figura 1. Critérios para outorga de águas superficiais no Brasil. Fonte: Adaptado de ANA (2010).

Os distintos critérios de outorga em cada Estado demonstram a insuficiência de justificativas para a definição das vazões remanescentes em rios (vazões que devem permanecer nos cursos d'água após o processo de outorga). As vazões remanescentes, frequentemente denominadas vazões ecológicas, são estabelecidas como um valor único para todo o território Estadual, para todas as estações do ano e para todos os anos, enquanto a quantidade de água necessária para dar sustentabilidade ecológica a um rio é variável no tempo e no espaço (CRUZ, 2001).

O conceito de vazão ecológica surgiu ao longo da segunda metade do século XX, quando os problemas associados ao manejo de água começaram a ser percebidos no meio ambiente (COLLISCHONN et al., 2006). Nos Estados Unidos, por exemplo, pesquisadores constataram que a redução na vazão de um rio estava associada à redução da diversidade de espécies ou da população de determinada espécie (BENNETI et al., 2003).

Muitas são as definições para “vazão ecológica”, que também é conhecida por vazão ambiental, remanescente ou residual (GONDIM, 2006). São descritas a seguir algumas definições apresentadas por Sarmiento (2006).

- ✓ Vazão Ecológica: demanda necessária de água que deve ser mantida em um rio com a finalidade de assegurar a manutenção e conservação dos ecossistemas aquáticos e aspectos da paisagem;
- ✓ Vazão Residual ou Remanescente: quantidade de água que permanece no leito dos rios após as retiradas para atender usos consuntivos e não consuntivos. (BENNETTI, 2003);
- ✓ Vazão de Preservação Ambiental: vazão necessária para manter as funções dos ecossistemas que compõem o rio. São as vazões que preservam as condições de pulso hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronicidade com o ciclo da vida das espécies, da fauna, da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água (CRUZ, 2001);
- ✓ Vazão Mínima Residual: valor de referência que deve ser mantido no trecho de um rio a jusante de um barramento ou de uma retirada de água (COLLISCHONN et al., 2005);
- ✓ Vazão Mínima Ecológica: vazão que se deve garantir a jusante de uma barragem ou tomada de água, para que se mantenham as condições ecológicas naturais de um rio (GONDIM, 2006).

A grande limitação das metodologias baseadas no conceito de vazão ecológica, vazão remanescente ou vazão residual é que elas estão focadas sobre uma vazão mínima, apenas. Não há preocupação em definir outros aspectos do regime hidrológico que são fundamentais para a manutenção dos ecossistemas (COLLISCHONN et al., 2005).

Atualmente existe um consenso de que a vazão ecológica deve variar durante o ano, aproximando-se do regime hidrológico natural, que é particular para cada rio – „paradigma das vazões naturais” proposto por Poff (1997). A sustentabilidade ambiental de um curso d'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 (POSTEL e RICHTER, 2003).

Segundo Richter (2003), após o surgimento das reflexões sustentadas pela ecohidrologia, a determinação de vazões remanescentes focada exclusivamente sobre 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 verdadeiramente ecológicas, capazes de sustentar e aperfeiçoar os processos naturais dos ecossistemas hídricos. Desta forma, as vazões ecológicas devem, simultaneamente, atender as demandas antrópicas e ecológicas.

3.1.1. Metodologias Utilizadas para Determinação da “Vazão Ecológica”

De acordo com Belmar et al. (2011) existem na literatura científica mais de 200 metodologias e métodos utilizados para estimar a vazão ecológica desde a década de 70, classificados em quatro tipos (hidrológicos, hidráulicos, habitat e holísticos):

3.1.1.1. *Métodos hidrológicos*

Os métodos hidrológicos não analisam o aspecto ambiental, apenas presumem que a manutenção de uma vazão de referência, calculada com base em alguma estatística da série histórica, possa acarretar em benefício ao ecossistema. A principal vantagem destes métodos está na pequena quantidade de informações necessárias para sua implementação, em geral apenas a série histórica de vazões.

Atualmente é o método utilizado nos estados brasileiros para determinar vazões ecológicas. Além de não contemplar as variabilidades temporais e espaciais do ecossistema, utiliza dados estatísticos de séries históricas que muitas vezes não representam as condições atuais dos rios brasileiros.

Método da vazão média mínima de 7 dias com período de recorrência de 10 anos ($Q_{7,10}$)

Esta vazão é obtida computando-se as médias móveis das vazões médias diárias com 7 dias de duração ao longo do ano hidrológico. A mínima dessas médias móveis é retida. O processo é repetido para cada ano hidrológico da série histórica, obtendo-se uma série de valores mínimos de vazões médias em 7 dias consecutivos (Q_7), para cada ano. A partir daí determina-se, por meio de análise probabilística, a Q_7 associada ao período de retorno de 10 anos, denominada $Q_{7,10}$.

A $Q_{7,10}$ tem sido a vazão utilizada em diversos estudos hidrológicos como, por exemplo, na obtenção de concessão de uso de água superficial, regionalização de vazões mínimas em cursos d'água e qualidade de água superficial. Entretanto, é considerada por Stalnaker et al. (1995) como sendo excessivamente baixa para a manutenção de habitats aquáticos.

Método da curva de permanência de vazões

Este método utiliza valores da curva de permanência para estabelecer vazões ecológicas em uma base mensal e anual. A curva de permanência é calculada por meio dos dados históricos de vazões, os quais são ordenados de forma decrescente. A permanência de cada vazão observada no tempo é o percentual de vezes em que ela foi igualada ou superada.

Método de Tennant (ou Método Montana)

Este método foi desenvolvido a partir de observações sobre habitats e vazões feitas durante 10 anos nos estados americanos de Montana, Nebraska e Wyoming (TENNANT, 1976). O método de Tennant tem sido o segundo método mais utilizado para determinação de vazões mínimas em países desenvolvidos (MATOLA e LEESTEMAKER, 2000).

Método da vazão aquática de base

Esta técnica utiliza a vazão mediana do mês de menores vazões do ano como o valor mínimo de vazão residual a ser estabelecido (KULIK, 1990). Esta vazão corresponderia ao fluxo de base do rio. Além de fixar o valor mínimo, a técnica estabelece que vazões adicionais possam ser necessárias para atender as necessidades de desova e incubação de peixes.

Método da mediana das vazões mensais

Este método determina os valores de vazões residuais correspondentes aos valores das medianas das vazões para cada mês do ano. Os valores residuais simulam os padrões naturais de vazões que ocorrem ao longo do ano (STALNAKER et al., 1995).

Método da área de drenagem

Nos casos em que a vazão não é medida, utiliza-se uma variável que a substitua, sendo na grande maioria dos casos a área de drenagem. O método adota o conceito de vazões específicas, em que são calculados os valores de vazão mínima, média e máxima para locais com carência de dados com base em informações de outras localidades próximas, baseando-se na área de drenagem.

3.1.1.2. Métodos hidráulicos

Os métodos hidráulicos relacionam características do escoamento com necessidades da biota aquática. Estes métodos têm maior consideração ecológica que os métodos hidrológicos, mas para sua correta aplicação necessitam de relações hidrológicas específicas para a região em estudo.

De acordo com Benetti et al. (2003) estes métodos utilizam um ou mais parâmetros para prever modificações nos habitats aquáticos, tais como profundidade, perímetro molhado, velocidade, raio hidráulico e área molhada da seção.

Método do perímetro molhado

Supõe que as necessidades de desova e passagem de peixes em um rio são garantidas quando é mantida uma descarga mínima, a qual é determinada em uma curva relacionando perímetro molhado com vazões. Tipicamente, o analista escolhe um trecho de rio considerado crítico para a manutenção das funções dos organismos aquáticos. Em uma ou mais seções no trecho escolhido medem-se as descargas e os correspondentes perímetros molhados. A descarga escolhida é aquela correspondente ao ponto de inflexão do gráfico. Este ponto representa a vazão acima da qual a taxa de aumento do perímetro molhado começa a diminuir.

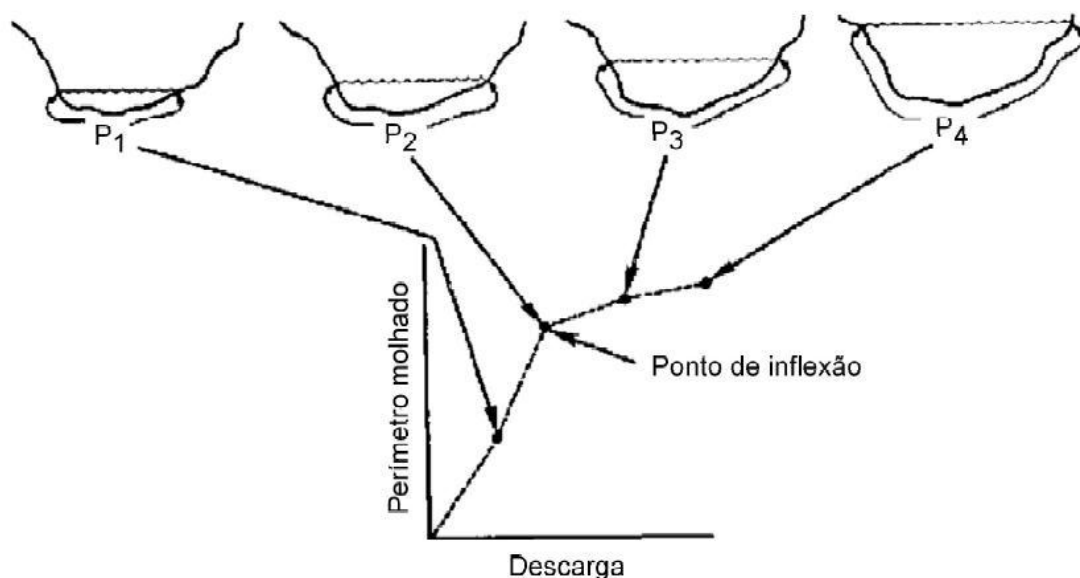


Figura 2. Método do perímetro molhado para estimar vazões mínimas (Fonte: Benetti et al., 2003).

Métodos utilizando regressões múltiplas

Estes métodos utilizam regressões múltiplas para correlacionar variáveis ambientais com o tamanho das populações de peixes e invertebrados. Essas variáveis incluem atributos da bacia hidrográfica (altitude, área de drenagem, ordem do rio), do regime de vazões (vazões médias diárias, vazões médias sazonais, vazões de base), da qualidade da água (oxigênio dissolvido, matéria orgânica, temperatura, pH, alcalinidade, dureza, condutividade, concentração

de nitratos) e da estrutura do canal (profundidade média, profundidade máxima, largura, velocidade, substrato dominante, percentagem de cobertura, partes profundas e corredeiras) (PETTS e MADDOCK, 1994).

3.1.1.3. Métodos de classificação de habitat

Os métodos de classificação de habitats são mais completos em termos de consideração de aspectos ambientais (GUILHON, 2002). Contemplam várias etapas: iniciam-se com uma identificação das características físicas e ambientais do local em estudo, passam por um plano de estudo elaborado por uma equipe multidisciplinar, chegando até a análise de diferentes alternativas antes da tomada de decisão. Estes métodos podem considerar aspectos econômicos, valorando a disposição de pagar pela preservação ambiental e os benefícios gerados pelo uso da água, buscando o ponto ótimo da quantificação da vazão ecológica (PANTE et al., 2004).

3.1.1.4. Métodos holísticos

Os métodos holísticos identificam os eventos críticos de vazão em função do critério estabelecido para variabilidade da vazão, para alguns ou principais componentes do ecossistema do rio. São basicamente caminhos de organizar e usar dados de vazão e conhecimento, podendo incluir alguns dos métodos aqui descritos. É uma metodologia que utiliza procedimentos distintos ou métodos para produzir resultados que nenhum outro procedimento e/ou método produziria sozinho.

Segundo Benetti e Lanna (2003) não há uma aplicação rígida de métodos de determinação de vazão ecológica em outros países do mundo. A escolha do tipo de método a ser utilizado depende, em parte, do porte do empreendimento, da sensibilidade de recursos humanos e dos materiais disponíveis.

Nos Estados Unidos o método IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) tem sido usado por agências do governo federal e estaduais em centenas de estudos. O método tem sido utilizado também no Canadá, Nova Zelândia, Austrália, Noruega, França, África do Sul e Inglaterra (STALNAKER et al., 1995) e se baseia na hipótese de que a distribuição longitudinal e lateral dos organismos aquáticos está ligada às características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos d'água (PELISSARI e SARMENTO, 2003). No IFIM são utilizados modelos hidráulicos em conjunto com modelos de classificação de habitat.

Segundo Smakthin (2007), as vazões ecológicas devem ser encaradas como um compromisso entre o desenvolvimento das bacias hidrográficas e a manutenção da integridade ecológica. Para isto, as vazões ecológicas precisam ser cientificamente definidas, economicamente justificadas e legalmente encorajadas, providenciando, desta forma, um contexto onde os interesses da hidrologia, ecologia aquática, economia ecológica e direito ambiental converjam.

3.2 ECOHIDROLOGIA

Diante desta problemática, em 1992 uma nova solução foi postulada durante a Conferência Internacional de Dublin sobre Águas e Meio Ambiente: a ecohidrologia. Esta conferência destacou a inadequação de soluções existentes nas práticas de gestão das águas para alcançar a sustentabilidade dos recursos hídricos, bem como a necessidade de novos conceitos e novas soluções (ZALEWSKI, 2002).

Em outubro de 1996, um comitê composto por renomados pesquisadores do Programa Hidrológico Internacional (IHP) da UNESCO reuniu-se na cidade

de Varsóvia–Polônia para debater a integração da hidrologia e ecologia visando a utilização sustentável dos recursos hídricos em todo o planeta (ZALEWSKI et al., 1997). Como resultado, foi elaborado um documento intitulado *Ecohydrology* que apresenta a base filosófica deste novo conceito, hipóteses de trabalho e roteiros práticos e científicos para implementação desta nova visão.

Atualmente, o termo é amplamente aceito e disseminado pela comunidade científica, o qual abrange as variáveis quantidade, tempo, frequência, duração e qualidade da água necessárias para sustentar os fluxos de águas doces e ecossistemas estuarinos, assim como as condições de vida humana e o bem estar daqueles que dependem desses ecossistemas (BELMAR et al., 2011).

Em seu conceito inicial, a ecohidrologia foi considerada uma nova área interdisciplinar que associa os processos hidrológicos e ecológicos envolvidos com o ciclo da água. Basicamente, a ecohidrologia almeja compreender a dupla regulação dos processos hidrológicos e ecológicos. Como os processos hidrológicos regulam aspectos ecológicos (ex: o regime de vazões em rios regulando as espécies e as populações locais), e de modo recíproco, como os aspectos ecológicos podem interferir na hidrologia (ex: cobertura do solo regulando o hidrograma de cheias). Integrando os conhecimentos sobre estes dois processos, esta nova ciência seria capaz de propor soluções eficazes para os problemas de degradação em bacias hidrográficas.

Nos últimos anos, a ecohidrologia passou a ser uma subdisciplina da Hidrologia que se dedica ao estudo das influências dos processos ecológicos que ocorrem dentro do ciclo hidrológico e esforça-se para compreender esses processos e utilizá-los para melhorar a sustentabilidade ambiental (ZALEWSKI, 2010).

Segundo Zalewski (2000), a ecohidrologia é o estudo das inter-relações funcionais entre a hidrologia e a biota na escala de bacia, convertendo-se em uma nova aproximação para possibilitar o gerenciamento sustentável da água. Esta definição é bastante funcional no que diz respeito à conservação biológica, sobretudo para se obter e avaliar respostas de sistemas submetidos ao estresse natural ou antrópico (ALVAREZ, 2010).

A qualidade da água nos ecossistemas de água doce é dependente de fatores e processos bióticos, abióticos e antrópicos, sendo que esses ecossistemas são permanentemente supridos por matéria orgânica terrestre. Assim, o ambiente aquático em escala de bacia é resultado das condições climáticas, das estruturas geomorfológicas e, principalmente, da evolução e sucessão biológica (ZALEWSKI, 2002).

As alterações físicas e morfológicas dos rios, além de afetarem o regime da vazão, reduzem o corredor fluvial e degradam a zona ripária com consequentes perdas na biodiversidade e na integridade ecológica desses ambientes (RODRIGUES, 2009). As alterações humanas nos ecossistemas fluviais envolvem não somente mudanças no regime de vazões mas, também, na conectividade hidrológica e na fragmentação física, considerada o maior impacto nos rios do mundo. A manutenção da estrutura de um ecossistema aquático depende da qualidade da água, das fontes de energia, do regime hidrológico, das interações bióticas e da qualidade dos habitats (NILSON et al., 2007).

Deve-se reconhecer, ainda, o efeito da cobertura vegetal nos processos hidrológicos, buscando evitar a erosão, a sedimentação e a lixiviação, conservando a qualidade e a quantidade da água, bem como a integridade biológica dos ecossistemas aquáticos (ZALEWSKI, 2000).

De acordo com Moraes (2009), o manejo dos ecossistemas aquáticos é uma tarefa difícil devido à dinâmica e complexidade desses ecossistemas associado à falta de conhecimento sobre o requerimento ótimo necessário à sua integridade e à capacidade de suporte de cargas poluentes do corpo d'água receptor. O manejo inclui o emprego de tecnologias que apresentam vantagens e limitações. As técnicas puramente mecanicistas não são suficientes para resolver ou mitigar os problemas ambientais como: falta d'água, poluição/contaminação de ecossistemas superficiais e subterrâneos, inundações, assoreamento, mortandade da biota aquática e perda da biodiversidade. A questão da água está associada às interações com o clima-vegetação-solo-biota. É necessária uma mudança de paradigma e a busca de novas práticas eficientes e eficazes e, ao mesmo tempo, sustentáveis do ponto de vista ecológico/hidrológico.

De acordo com Zalewski (2010), a evolução do paradigma é a mudança da interdisciplinaridade à transdisciplinaridade a partir da harmonização entre sociedade e ecossistema. Devido à complexidade em aplicar os conhecimentos adquiridos ao longo dos anos, o desenvolvimento de modelos matemáticos para sistemas de suporte à decisão tem sido uma importante ferramenta para testar cenários alternativos e implementar metodologias ecohidrológicas visando a gestão sustentável do uso da água, ecossistemas e sociedade.

Com o declínio da qualidade dos recursos aquáticos, torna-se necessário encontrar novas soluções que visem a conservação, pois o problema da água é o resultado de múltiplas causas e efeitos interdependentes. Sendo assim, busca-se entender os processos ecológicos e biológicos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos, de forma a encontrar soluções sustentáveis. A qualidade de vida dependerá do balanço de todas as ações, que irão gerar impactos positivos ou negativos no ecossistema (MORAES, 2009).

Shrivastava (2006) ressalta a importância de se considerar as escalas espaciais (bacia) e temporais (sazonalidade) em estudos que tratam de ecohidrologia. O autor afirma que as bacias hidrográficas podem ser consideradas como integradoras de interações ecohidrológicas e, portanto, representam uma escala adequada para modelagem ecohidrológica. No passado, a hidrologia era enfocada no controle de eventos catastróficos e suprimento de água e, atualmente, a ecohidrologia é utilizada como uma ferramenta do uso sustentável dos recursos aquáticos (MORAES, 2009).

A interação entre processos hidrológicos e ecológicos define a ecohidrologia como a ferramenta para gerenciar a quantidade e qualidade dos recursos hídricos e, ao mesmo tempo, aumentar a capacidade dos ecossistemas em absorver os impactos das atividades humanas. É nesse sentido que o hidrograma ecológico cria um novo paradigma na gestão dos recursos hídricos, pois admite a larga influência de fatores bióticos sobre processos hidrológicos como os fluxos de água, sedimentos, nutrientes e poluentes (ZALEWSKI, 2000).

A ecohidrologia fundamenta a gestão sustentável dos recursos hídricos com base em três hipóteses (ZALEWSKI, 2000):

Hipótese 1: A manipulação de parâmetros hidrológicos no ecossistema de uma bacia hidrográfica pode ser aplicada no controle dos processos biológicos.

Hipótese 2: A manipulação da estrutura biológica de um ecossistema em uma bacia hidrográfica pode ser aplicada no controle de processos hidrológicos.

Hipótese 3: Ambas as manipulações, integradas de forma sinérgica na bacia hidrográfica, podem ser aplicadas no gerenciamento sustentável dos recursos hídricos, maximizando os serviços naturais a fim de melhorar a quantidade e qualidade das águas superficiais.

Analisando hidrogramas, Collischonn et al. (2005) ressaltaram que a vazão ecológica não deve ser tomada como um valor único, mas sim como um conjunto de valores, que devem ser estabelecidos respeitando a ocorrência temporal, de tolerância e necessidade das espécies. Logo, o atual critério utilizado no Brasil, da manutenção de vazões iguais ou superiores a determinados limites (as vazões remanescentes), durante a época de estiagem, não é garantia da manutenção da qualidade do ecossistema.

Na Tabela 1 são apresentadas algumas características ecológicas importantes associadas aos diferentes componentes do regime hidrológico, segundo Postel e Richter (2003).

Tabela1. Características ecológicas associadas a 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;
Suficientemente baixas para secar áreas de inundação temporária.		Espalham sementes de plantas pela planície.

Fonte: Postel e Richter (2003)

As diferentes espécies de um ecossistema associado a um rio respondem de formas diferentes aos eventos hidrológicos como cheias e estiagens. Uma grande cheia pode beneficiar uma espécie de peixe, que desenvolve uma fase de sua vida na planície inundada, porém pode reduzir a população de insetos aquáticos, cujas larvas são carregadas para jusante. Já em anos com cheias pequenas, ou inexistentes, pode ocorrer o inverso, ou seja, os peixes podem ser menos beneficiados do que os insetos. O regime hidrológico natural provê aos ecossistemas uma mistura de anos bons e ruins para cada espécie, se avaliada individualmente. Analisando períodos longos, cada espécie individual é beneficiada por um número suficiente de anos bons e prejudicada por apenas uns poucos anos ruins, mantendo assim o ecossistema (POSTEL e RICHTER, 2003).

Tunbridge e Glenane citado por Benetti et al. (2003) propuseram os seguintes níveis de vazões ecológicas após estudarem as necessidades de uma espécie de peixe na Austrália:

- Vazão ecológica ótima, promovendo excelentes condições de sobrevivência, reprodução e crescimento de peixes. Este nível de vazão é recomendado especialmente para épocas seguindo períodos de estresse;
- Vazão ecológica mínima, garantindo a manutenção ou pequena redução na abundância de peixes. Esta vazão seria indicada para os anos com chuvas regulares;
- Vazão ecológica de sobrevivência, a qual implicaria na redução da abundância de peixes, mas não em perda da espécie. Esta vazão seria indicada para anos de baixa precipitação;
- Vazão ecológica de limpeza, com objetivo de remover os sedimentos finos e sais de zonas estagnadas.

Apesar de diversos estudos, a ecohidrologia não tem conseguido fornecer subsídios imediatos para soluções de problemas ambientais, com predições seguras. Para Starzomski et al. (2004), o grande desafio é prognosticar resultados e analisar compensações, essenciais para a tomada de decisão e negociação entre os grupos de interesse. Segundo Hansson (2003), essa dificuldade deve-se ao alto nível de variabilidade que é o maior obstáculo para compreender e prever relações ecológicas.

Segundo Collischonn et al. (2005), um desafio importante está relacionado aos estudos interdisciplinares entre a hidrologia e a ecologia. É importante saber qual é o tipo de pesquisa que deve ser realizado em ecologia para responder às grandes indagações e para preencher as lacunas existentes no conhecimento sobre a relação entre o regime hidrológico e o ecossistema.

3.3 O HIDROGRAMA ECOLÓGICO

A implementação de um regime hidrológico ecológico para os corpos d'água no Brasil, que apresentam grande diversidade físico-ambiental e institucional quanto à gestão ambiental e de recursos hídricos, necessita que se avance na discussão sobre vazões ecológicas de modo a incluir o conceito de hidrograma ecológico na gestão de recursos hídricos (SOUZA et al., 2008).

No artigo intitulado “*Desafios e oportunidades para implementação do hidrograma ecológico*” Souza et. al. (2008) propuseram práticas que poderiam auxiliar na inserção de hidrogramas ecológicos no manejo de águas no Brasil e avaliaram sua aplicabilidade.

Neste trabalho os autores salientam que a manutenção de vazões remanescentes em corpos d'água no Brasil é condicionada por instrumentos previstos no SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente) e no SINGERH. No plano operacional, os instrumentos que determinam a manutenção de vazões remanescentes são a outorga de direito de uso das águas e o licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras, operados pelos órgãos gestores de recursos hídricos e pelos órgãos ambientais, tanto na esfera federal quanto nos estados. Os Planos de Recursos Hídricos também intervêm na definição das vazões remanescentes, uma vez que efetuam o balanço entre disponibilidades e demandas hídricas e estabelecem diretrizes para os demais instrumentos de gestão. Um outro instrumento que condiciona estas vazões é o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, por meio da definição de objetivos para a qualidade da água e de uma vazão de referência, de forma que é semelhante ao que ocorre com a outorga.

Souza et al. (2008) ainda advertem que em virtude dos diferentes biomas, comportamentos climático-hidrológicos e grau de intervenção humana no recurso hídrico, pode-se necessitar aplicar técnica diferenciada por região do país, não obedecendo necessariamente à geopolítica.

Como resultado do estudo, definiram uma estrutura mínima para implementação de Hidrogramas Ecológicos pelo país, consistindo em: (a) legitimar o ecossistema como usuário de água, com prioridade inferior apenas a os usos humanos básicos; (b) ajustar a estrutura de gestão (legislação e

instrumentos de gerenciamento) para considerar Hidrogramas Ecológicos; (c) definir hidrogramas regionais típicos, como parâmetro para definições locais; (d) classificar corpos d'água com relação às suas características prévias à intervenção humana na bacia, incluindo características geomorfológicas, ecológicas e hidrológicas; (e) elaborar programas de pesquisa e monitoramento de índices que contribuam para refinar estimativas iniciais de Hidrogramas Ecológicos ao longo de sua operação.

Ao legitimar o ecossistema como usuário de água, Agra et al. (2007) apontam à necessidade de mudança no inciso terceiro do artigo primeiro da Lei Federal nº 9.433/97 (Brasil, 1997), passando de:

“III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;”

para:

“III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano, a satisfação de necessidades ambientais e a dessedentação de animais;”

Arthington et al. (2006) apontam uma alternativa para viabilizar a definição de hidrogramas ecológicos em todas as bacias do país, que seria a elaboração de hidrogramas típicos por região para caracterizar o comportamento natural dos rios desta, a serem utilizados como prescrição inicial de hidrogramas ecológicos ou norteadores do manejo hídrico. Assim, o número de estudos a serem realizados em curto-prazo se reduz de forma considerável, sendo a definição de hidrogramas ecológicos por bacia produto do refinamento destes hidrogramas regionais típicos.

Na África do Sul a classificação de rios empregada de forma preliminar (Tabela 2) visa a definição diferenciada de metas de manejo ecológico, em função do grau de conservação ambiental desejado, existindo ainda duas classes adicionais (E e F) para descrição do estado atual do rio, as quais não podem ser escolhidas como metas. Um sistema nacional de classificação encontra-se em elaboração, apresentando, além da avaliação do grau de conservação do corpo d'água, a integração das demandas ambientais e humanas (AGRA et al., 2007).

Tabela2. Classes de rio para manejo ecológico

Classe	Descrição
A	Modificação mínima de condição natural. Mínimo risco a espécies sensíveis.
B	Pequena modificação de condições naturais. Risco pequeno para biota intolerante.
C	Modificação moderada da condição natural. Redução em especial de biota intolerante.
D	Alto grau de modificação de condições naturais. Biota intolerante dificilmente presente.

Fonte: ASDWAF (2006) citado por Agra et. al. (2007).

No trabalho realizado por Agra et al. (2007), intitulado “*Inserindo o Hidrograma Ecológico no SINGREH*”, os autores apresentam etapas a serem seguidas para a implementação de hidrogramas ecológicos, que são:

Etapa 1: conscientização de todos os setores interessados no processo quanto ao procedimento a ser realizado, buscando dirimir quaisquer dúvidas e obter informações quanto a estudos relacionados à ecologia-hidrologia, às atividades socioeconômicas e culturais locais e às dificuldades para implementação de regimes hidrológicos. Este processo deverá partir do órgão gestor (regulador).

Etapa 2: obtenção de hidrogramas regionais (ARTHINGTON et al., 2006) para servir como primeira aproximação a ser refinada via comparação com dados locais e simulação hidrológica para antigo estado da bacia. Esta atividade deve se realizar no meio científico, com análise em cada posto de monitoramento de vazão ou em cada região de interesse especial para três condições hidrológicas distintas: ano seco, médio e úmido.

Etapa 3: definição de Hidrogramas para diferentes graus de conservação/uso humano, em conformidade com padrões definidos na classificação regional (ainda inexistente), balizada pela experiência de especialistas de áreas de ecologia e geomorfologia para ajustar estes hidrogramas.

Etapa 4: realização no meio científico de (a) levantamento de atividades humanas atuais (inclusive utilização de águas subterrâneas e seu efeito na vazão de rios) e futuras com potencial para impactar hidrogramas prescritos; (b) avaliação de viabilidade de ajustes à operação de atividades humanas, com

vistas a compatibilizar demandas e a atender objetivos ambientais, e; (c) refinamento de hidrogramas ecológicos com base nos resultados obtidos da implementação de hidrogramas ecológicos, justificado pela incapacidade científica em definir com clareza as relações entre hidrologia e ecologia. A definição de base de referência contendo características locais antigas, atuais e potenciais (futuras) da bacia deve auxiliar na definição de hidrogramas ecológicos. A existência de estudos de avaliação ambiental integrada e estratégica providencia esta base de referência, auxiliando na definição de usos potenciais para cada classe em cada trecho (sub-bacia).

Etapla 5: apresentação ao comitê de bacia de potenciais Hidrogramas Ecológicos (classes) com explicação quanto aos efeitos (vantagens e desvantagens) da seleção de cada hidrograma (enquadramento).

Etapla 6: definição da classe a ser trabalhada para cada trecho de rio (bacia) a montante do posto em estudo, por meio de participação de todos os atores interessados no manejo de águas fluviais, servindo de base para o estabelecimento de hidrogramas (e não vazões constantes) de referência para o gerenciamento. A busca por consenso de todos os atores interessados no manejo hídrico deve ser objetivo claro, fornecendo desta forma base sólida para dar suporte à gestão de águas.

Etapla 7: Operação pelo órgão regulador do hidrograma acordado pelo comitê de bacia, para a definição de outorgas e fiscalização da operação de empreendimentos.

Etapla 8: Implementação de um programa de monitoramento e pesquisa alimentado e direcionado pelas incertezas e informações provenientes de todas as etapas anteriores, incluindo pesquisa de opinião e levantamento de informações quanto a usos futuros. Um conjunto de indicadores-chave (ainda não existente), englobando aspectos de hidrologia, ecologia e geomorfologia, definidos para cada região (aspectos ecológicos e culturais podem justificar a necessidade de variação espacial), deve auxiliar no refinamento de Hidrogramas Ecológicos. Esta etapa não se finaliza.

Agra et al. (2007) ressaltam, ainda, dois pontos: a necessidade de harmonização dos critérios de outorga entre as diferentes autoridades outorgantes, no âmbito de bacias hidrográficas; e o estabelecimento de

consensos sobre vazões ecológicas que devem ser mantidas nos rios, no que diz respeito aos aspectos de quantidade e de sazonalidade.

Os mesmos autores finalizam atentando que os consensos sobre “vazões/hidrogramas ecológicos” se apresentam como o principal ponto de articulação entre a gestão de recursos hídricos e a gestão ambiental. Tal articulação deveria ocorrer no âmbito da elaboração dos planos de recursos hídricos ou em casos isolados de intervenções expressivas, como reservatórios e desvios de cursos de água.

3.4 INSTREAM FLOW INCREMENTAL METHODOLOGY - IFIM

A necessidade de avaliar benefícios incrementais ao meio ambiente com aumento de vazão, o que permitiria comparar estes benefícios aos de obras hidráulicas e de usos humanos, motivou o desenvolvimento de novos estudos, que resultaram em métodos como o Instream Flow Incremental Methodology (IFIM). Uma das ferramentas mais importantes deste método é o PHABSIM (Physical Habitat Simulation Model) (BENETTI et al., 2003).

Este é um dos métodos mais usados para determinação da vazão ecológica a jusante de obras hidráulicas, com vistas a uma utilização racional e legal das águas (PELISSARI e SARMENTO, 2003). Foi desenvolvido pelo grupo de estudos de vazões mínimas do U.S. Fish and Wild Life Service na Colorado State University, Estados Unidos. Ele tem origem no final dos anos 70 e início dos anos 80, quando muitos reservatórios para a geração de energia elétrica tiveram que renovar suas licenças de operação. Desde então, o método tem sido aperfeiçoado e aplicado em centenas de estudos por agencias federais e estaduais nos Estados Unidos (STALNAKER et al., 1995). Um dos fatores que levaram ao desenvolvimento do IFIM foi o fato de que os métodos baseados no estabelecimento de vazões mínimas não ofereciam proteção suficiente para a manutenção da vida aquática. (BENETTI et al., 2003).

Segundo dos Reis (2007) os métodos para acesso de habitat, tais como o IFIM, são mais recomendados para situações onde o gerenciamento de recursos hídricos está voltado para a preservação de determinadas espécies.

Esses métodos costumam ser os mais caros devido à grande quantidade de informação que deve ser coletada em campo para servir como dado de entrada para o modelo.

O IFIM baseia-se no princípio de que a distribuição dos organismos lóticos, em particular os peixes, é determinada, entre outros fatores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos d'água. Cada organismo tende a selecionar no rio as condições que lhe são mais favoráveis, correspondendo a cada variável ambiental um grau de preferência que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie (Índices de Aptidão de Habitat – IAH) (PELISSARI e SARMENTO, 2003).

A variável de decisão gerada pelo IFIM é a área de habitat disponível para as espécies piscícolas, definida em função da vazão, na qual são estimadas as alterações na área de habitat físico disponível em face às alterações no regime hidrológico do curso d'água. As principais variáveis de habitat físico utilizadas são a geomorfologia do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento. Dentre as características geomorfológicas do leito, a composição granulométrica do material aluvionar (substrato) e a cobertura das margens e leito (vegetação submersa ou aérea), são as que mais se destacam (BOVEE, 1997).

Métodos de simulação de habitat, como o IFIM, são métodos que estabelecem uma relação entre as variações de vazão e o habitat disponível para uma dada espécie, tendo em consideração as diferentes fases do seu ciclo de vida. Apresentam como vantagem a possibilidade de modelagem das respostas dos organismos em função das variações das condições ambientais, além de serem excelentes em situações onde existam conflitos pelo uso da água, por considerarem a definição de prioridades na utilização dos recursos hídricos superficiais (PELISSARI e SARMENTO, 2003).

O Método IFIM incorpora o conceito de espécies-alvo e os valores finais são produzidos a partir de um modelo de simulação biológica (curvas de preferência para cada espécie em função de variáveis como a velocidade, profundidade e substrato) e de um modelo de simulação hidráulica. A ideia básica é conhecer como varia o habitat disponível para cada espécie (de modo específico para cada fase do seu desenvolvimento) em função da variação da vazão, permitindo a obtenção de um regime de vazões ecológicas apropriadas

às espécies selecionadas, que assegure a sua sustentabilidade (BENETTI et al, 2003).

O IFIM tem sido considerado por estudiosos da vazão ecológica como a metodologia que utiliza o habitat mais científica e defensável para avaliar essa vazão. O método permite avaliar os aspectos temporais e espaciais do habitat do rio como uma consequência das propostas de gestão dos recursos hídricos. A coleta de dados requer muito tempo e pode ser difícil e perigosa em grandes rios. O IFIM necessita equipe multidisciplinar para trabalhar os seus módulos. (SARMENTO, 2007).

Segundo Portugal (2002), métodos de simulação de habitat apresentam como vantagem técnicas padronizadas e, portanto, pouco subjetivas, permitindo modelação das respostas dos organismos em função das variações das condições ambientais, além de serem excelentes em situações onde existam conflitos pelo uso da água, por considerarem a definição de prioridades na utilização dos recursos hídricos superficiais.

Este método foi aplicado pioneiramente no Brasil por Pelissari, no ano 2000, nos rios Timbuí e Santa Maria da Vitória do Estado do Espírito Santo, e no rio Paraíba do Sul, em 2004, no Estado do Rio de Janeiro. Essas são as únicas aplicações do IFIM que se têm registro no país (SARMENTO, 2007).

Segundo ANA (2011), a grande quantidade de informações requeridas no Método IFIM praticamente inviabiliza seu uso extensivamente. Os inconvenientes mais evidentes estão relacionados aos custos inerentes a um trabalho de campo muito intenso, a uma perda de precisão na modelação hidráulica para baixas vazões, ao fato de se destinarem apenas a espécies estritamente aquáticas e a não poderem ser extrapoláveis para condições ambientais distintas (PAULO, 2007).

Este método 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).

3.4.1 MODELO PHYSICAL HABITAT SIMULATION SYSTEM - PHABSIM

O IFIM é composto por um sistema computacional conhecido como “Physical Habitat Simulation System – PHABSIM”. Seu objetivo é a avaliação da relação entre a vazão e o micro-habitat físico disponível no rio para as espécies alvo. Ele necessita de três conjuntos de variáveis para simulação: i) dados da estrutura do canal; ii) dados hidráulicos e iii) índices de aptidão de habitat (Figura 3).

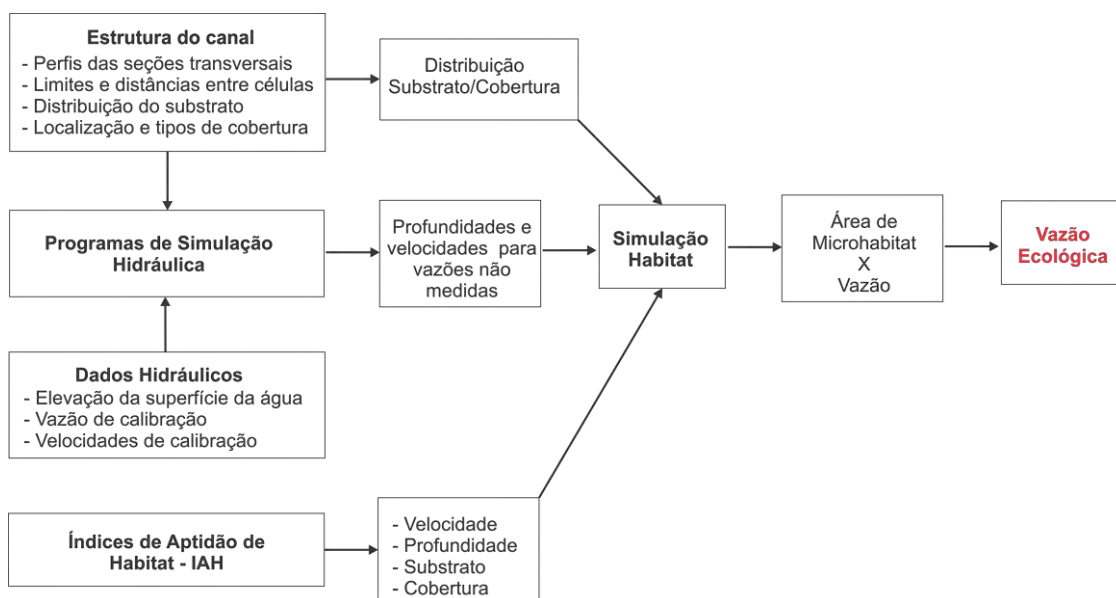


Figura 3. Variáveis necessárias ao PHABSIM para simulação do micro-habitat físico de rios (PELISSARI e SARMENTO, 2003).

O PHABSIM possui dois componentes principais, o hidráulico e o de habitat. O componente hidráulico simula profundidades e velocidades da água em função de vazões, e é calibrado a partir de levantamentos de campo de medidas de profundidades, velocidades e tipo de substrato no leito do rio para diferentes vazões. O componente de habitat do PHABSIM utiliza índices que variam entre 0 e 1 para avaliar atributos físicos de habitat. Os atributos são velocidade, profundidade, substrato e cobertura. Esses índices dos atributos são denominados “Índices de Adequação de Habitats” (Habitat Suitability Indices). Estes índices variam de acordo com a espécie de peixe e da etapa de

vida, onde o índice 1 indica a condição mais favorável do atributo em questão para o habitat analisado (BENETTI et al, 2003).

De acordo com, o manual do software “PHABSIM for Windows”, a modelagem hidráulica no PHABSIM caracteriza os atributos físicos do fluxo (profundidade, velocidade e índice de canal) em uma faixa desejada de vazão. Esta caracterização pode ser obtida por medições diretas realizadas em campo que cubram a gama de vazões de interesse para o estudo de habitat. No entanto, tempo, segurança e restrições de financiamento geralmente evitam esta abordagem. Por meio do PHABSIM é possível amostrar propriedades hidráulicas do fluxo em algumas vazões e, em seguida, adotar esses dados para calibrar um ou mais modelos hidráulicos e usar os modelos para prever o fluxo hidráulico atribuído em toda a gama de vazões de interesse no estudo. O êxito ou falha deste esforço é dependente da quantidade e qualidade dos dados de campo, da complexidade da natureza física do fluxo e, finalmente, da capacidade dos modelos hidráulicos para refletir os processos físicos do fluxo (USGS, 2001).

Os modelos hidráulicos têm sido aplicados para determinar as características do fluxo em termos de velocidade e profundidade em função da descarga para toda a gama de vazões a serem consideradas para o estudo. No processo de modelagem de habitat, esta informação é integrada com critérios de aptidão de habitat (HSC) para produzir uma medida de habitat físico disponível em função de descarga (USGS, 2001).

A teoria que embasa os programas de modelagem de habitat do PHABSIM baseia-se no pressuposto de que espécies aquáticas vão reagir às mudanças no ambiente hidráulico. Estas mudanças são simuladas para cada célula em um alcance de fluxo definido. Atributos de profundidade e velocidade variam de acordo com alterações simuladas, provocando mudanças na quantidade e na qualidade de habitat disponível. O produto final da modelagem de habitat é uma descrição da área de habitat, em função da vazão (USGS, 2001).

O escoamento é avaliado quanto à velocidade e à profundidade enquanto o leito do rio é analisado pelo substrato. Assim, de posse das preferências (ou usos) de uma determinada espécie de peixe frente ao substrato, o método avalia os locais onde são encontrados este substrato no

trecho estudado. Assim, é feita uma combinação dos três fatores (SANTOS et al, 2009).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. CARACTERIZAÇÃO DA 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. 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 (Figura 4).

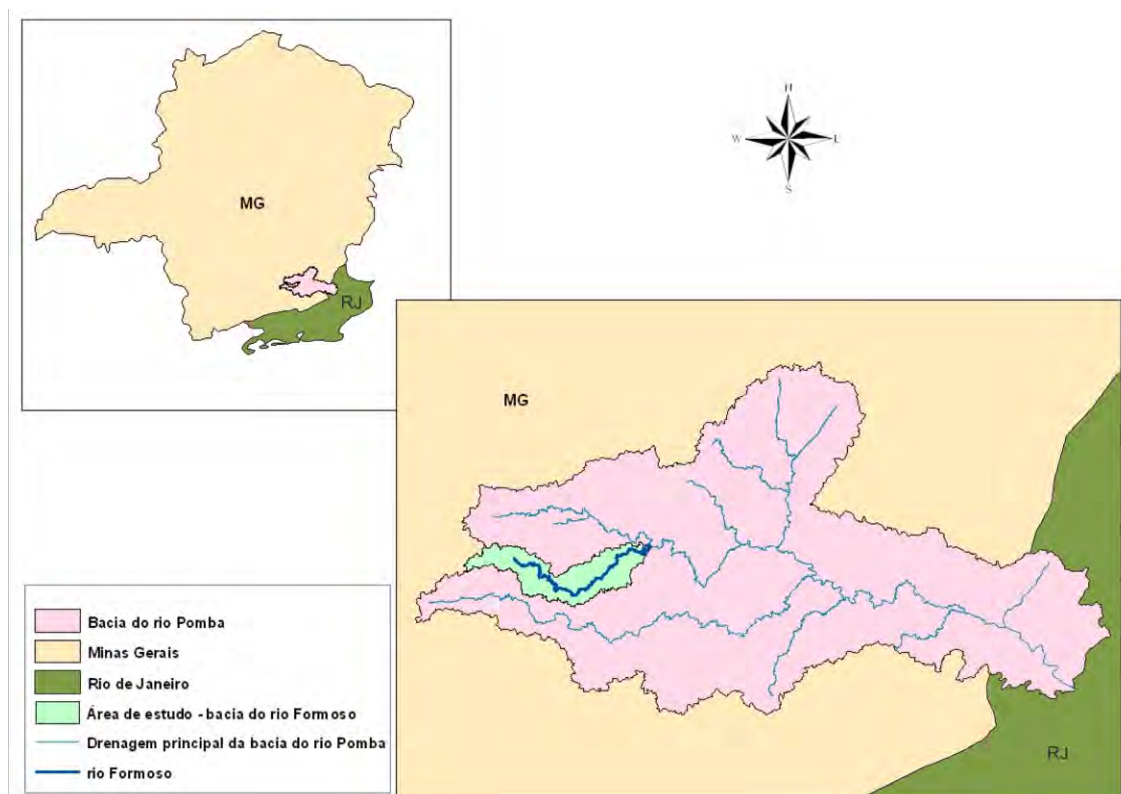


Figura 4. Localização da área de estudo.

A área de estudo se divide em dois trechos de 1 km de extensão (Figura 5). O trecho 1 possui uma área de contribuição de 180,7 km², localizado nas porções íngremes do relevo, próximo ao distrito de Conceição do Formoso, possui áreas mais preservadas com a presença de mata ciliar e condições naturais, ou seja, sem a presença de urbanização, como pode ser verificado na Figura 6.

O trecho 2, localizado na porção inferior da bacia com 312,3 km² de área de contribuição, corresponde a uma região mais degradada, onde a vegetação nativa deu espaço ao uso intensivo de pastagem (Figura 7), caracterizado pela ausência de mata ciliar e avançado processo de assoreamento do curso d'água. Este trecho também sofre influência urbana da cidade de Tabuleiro – MG e nele está instalada a estação fluviométrica da rede hidrometeorológica da ANA (Agência Nacional de Águas), Tabuleiro (código 58720000).

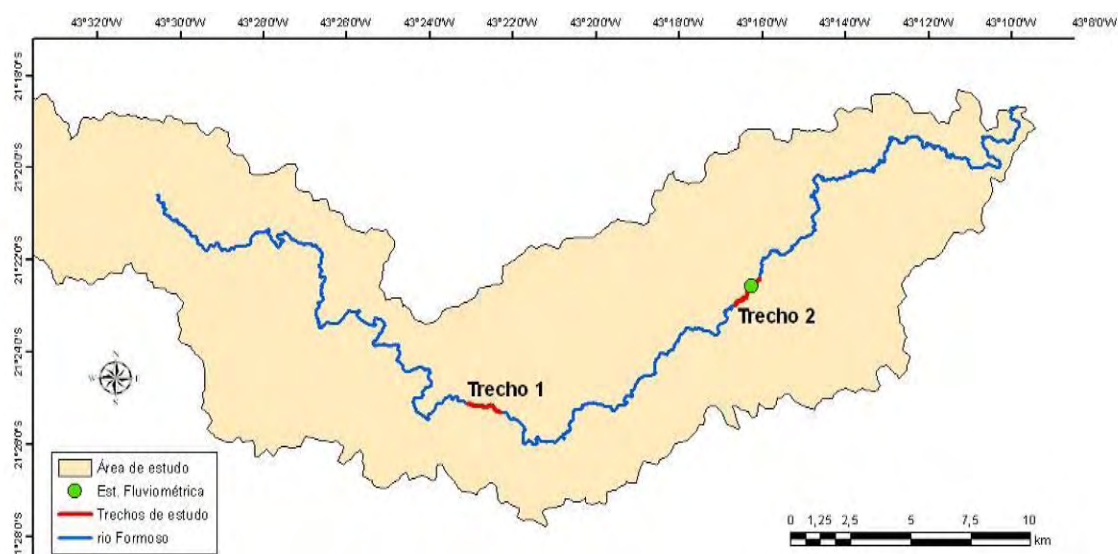


Figura 5. Localização dos trechos em estudo.



Figura 6. Trecho 1, representando a região mais preservada do rio Formoso.



Figura 7. Trecho 2, representando a região menos preservada do rio Formoso.

4.2. CAMPANHAS DE CAMPO

Foram realizadas duas campanhas de campo, uma durante o período chuvoso (25 a 27/03/2011) e outra no período seco (17 a 19/06/2011) na bacia do rio Formoso, com o objetivo de obter dados sazonais para a elaboração dos hidrogramas ecológicos.

A caracterização do micro-habitat foi efetuada nos dois trechos do rio Formoso de 1 km de extensão (Figura 5), onde em cada trecho foram estabelecidas três seções transversais distanciadas de 500 metros (Figura 8 a e b), nas quais foram realizadas as coletas de dados para quantificar as variáveis necessárias para o estudo: velocidade, profundidade, vazão, substrato, cobertura, número e tipos de espécies-alvo (Figuras 9 e 10).



Figura 8a. Ilustração das seções transversais utilizadas para caracterização do micro-habitat no trecho 1 em estudo no rio Formoso.



Figura 8b. Ilustração das seções transversais utilizadas para caracterização do micro-habitat no trecho 2 em estudo no rio Formoso.



Figura 9. Realização das medições de campo no trecho 1.



Figura 10. Realização das medições de campo no trecho 2.

4.2.1. VELOCIDADE E PROFUNDIDADE

Para fins de determinação da velocidade de escoamento adotou-se o procedimento recomendado por DNAEE (1977). para rios com largura entre 6 e 15 metros, adotando-se distância entre as verticais para a realização da coleta de dados de velocidade de 1,0 metro. Desta forma, a velocidade e profundidade foram medidas em verticais de 1 em 1 metro ao longo das seções transversais, como ilustrado na Figura 11.

A determinação da velocidade em cada vertical foi feita utilizando-se o molinete hidráulico SEBA Mini Current Meter M1, hélice número 100.505.

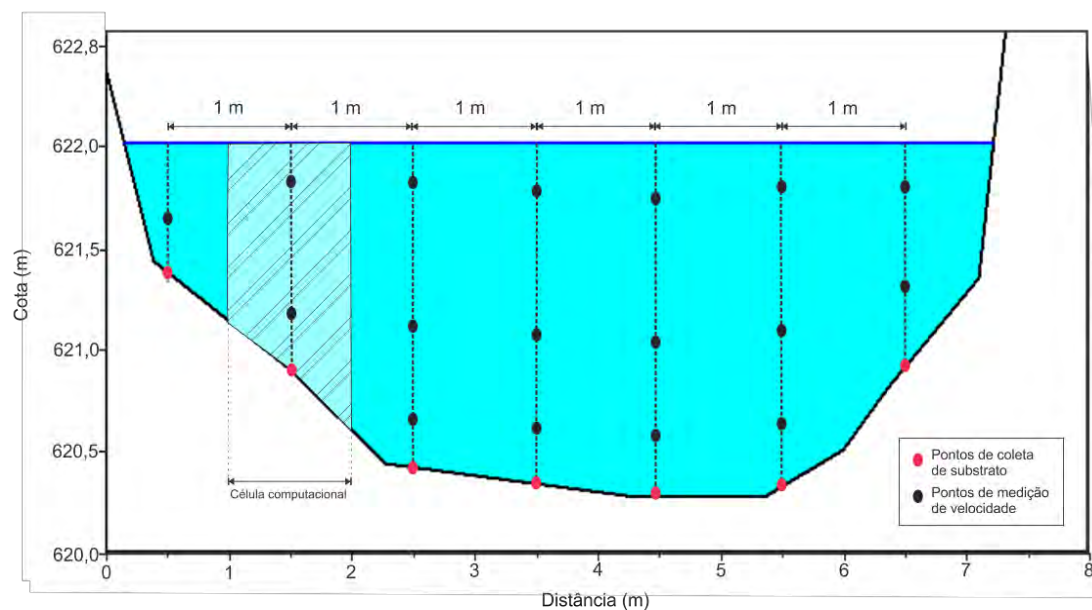


Figura 11. Esquema das medições de velocidade e profundidade realizadas no estudo.

Em cada vertical os pontos de determinação da velocidade foram definidos de acordo com a profundidade do canal do rio, com base na Tabela 3 recomendada por DNAE (1977).

Tabela 3. Posições de medição da velocidade em cada vertical

Profundidade do rio (m)	Posição dos pontos de medição*
0,15 a 0,60	0,6 p
0,60 a 1,20	0,2 e 0,8 p
1,20 a 2,00	0,2; 0,60 e 0,8 p
2,00 a 4,00	0,2; 0,4; 0,60 e 0,8 p

* medida a partir da superfície da água.

Fonte: DNAEE (1977).

A Figura 12 demonstra a medição das velocidades em cada uma das verticais adotadas no estudo.



Figura 12. Medição das velocidades nas verticais das seções transversais em estudo.

4.2.2. VAZÃO

Com a informação das velocidades em cada ponto amostrado das verticais, determinou-se a velocidade média em cada seção transversal estudada por meio do método de distribuição espacial Inverso do Quadrado da Distância (IDW), com o uso do software ArcGis 9.3.

Com a velocidade média em cada seção transversal determinou-se a vazão em cada seção pela equação:

$$Q = A V \quad (1)$$

onde:

Q = Vazão (m^3s^{-1});

A = Área da seção transversal de escoamento (m^2); e

V = Velocidade média na seção transversal (m s^{-1}).

4.2.3. SUBSTRATO

Os pontos de coleta de amostra de substrato também foram feitos em seções verticais de 1 em 1 metro, nos mesmos pontos de determinação das velocidades, nos dois trechos selecionados do Rio Formoso (Figura 5). Foi utilizada uma Draga Petersen para obtenção de amostras de sedimentos de

fundo do rio. Esta draga é do tipo penetração vertical, com capacidade para amostra de 3,20 litros.

Os materiais coletados foram conduzidos até o Laboratório de Propriedades Físicas do Solo, do Departamento de Solos da UFV, para determinar sua granulometria e diâmetro médio dos aglomerados.

4.2.4. COBERTURA

A determinação da cobertura foi feita por meio de observações das vegetações submersas ou aéreas das margens e do leito que mais se destacavam nos dois trechos em estudo, com base na recomendação de BOVEE (1997).

4.2.5. ÍNDICE DE CANAL

O índice do canal (IC) usado na determinação dos índices de aptidão para o canal é formado pela combinação entre o substrato e a cobertura. A cobertura do canal foi caracterizada, segundo Pelissari e Sarmaneto (2003), como: Ausente (código - 0); Submersa (código - 1); Aérea (código - 2); Submersa e Aérea (código - 3).

A caracterização do substrato em cada seção transversal foi feita com base no tamanho das partículas, conforme Tabela 4 proposta por Pelissari e Sarmento (2003).

Tabela 4. Caracterização do substrato para fins de obtenção do índice do canal

Substrato	Tamanho (mm)	Código
Finos (argila, silte, e detritos orgânicos)	< 1	1
Areias	1 - 5	2
Cascalhos	5 – 200	3
Matacões	> 200	4
Leito rochoso	-	5

Fonte: Pelissari e Sarmento (2003)

4.2.6. DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES ALVO

Ao longo de 1 km de cada um dos dois trechos do Rio Formoso escolhidos foram demarcadas três seções transversais para coleta de peixes, espaçadas de 500 m, constituindo-se nas mesmas seções estabelecidas para determinação da velocidade e profundidade (Figura 8). Em cada seção de monitoramento foram colocadas redes de pesca no período da tarde e retiradas no dia seguinte, no período da manhã.

Os peixes coletados foram separados por malha da rede onde foram capturados, sendo acondicionados em sacos plásticos furados e rotulados, em solução formol 10%. Os mesmos foram conduzidos ao Laboratório de Sistemática Molecular, do Departamento de Biologia Animal da UFV, para o processo de reconhecimento de espécies e fase de vida das mesmas.

Após identificação das espécies coletadas definiu-se quais destas seriam utilizadas na determinação da vazão ecológica, sendo que, para tal, foi analisado quais espécimes são mais sensíveis à variação de vazão no curso d'água estudado.

4.3. REGIME DE VAZÕES

A variação das vazões mínimas no rio Formoso e suas respectivas cotas foram analisadas por meio da série histórica da estação fluviométrica da ANA localizada em Tabuleiro (código 58720000), operada pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), utilizando-se para tal 27 anos de dados consistidos, correspondentes ao período de 1980 a 2006.

Foram determinadas a vazão mínima de referência com duração de 7 dias e período de retorno de 10 anos ($Q_{7,10}$) e as vazões associadas às permanências de 90 e 95% no tempo (Q_{90} e Q_{95} , respectivamente), obtidas da curva de permanência de dados diários de vazão, por meio do software SisCAH 1.0, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH), do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), disponível no site www.ufv.br/dea/gprh/.

Na determinação da $Q_{7,10}$ foi identificado, para cada ano considerado no estudo, o valor da vazão mínima pertinente à duração de sete dias (Q_7), para então estabelecer o modelo probabilístico com melhor ajuste à série de Q_7 . Os modelos probabilísticos que foram analisados para representar a vazão mínima foram: Log-Normal a dois parâmetros, Log-Normal a três parâmetros, Pearson tipo III, Log-Pearson tipo III e Weibull.

A seleção da distribuição de probabilidade que melhor se ajustou a série de dados baseou-se na amplitude do intervalo de confiança com 95% de probabilidade dentre as estimativas obtidas pela distribuição e no erro padrão.

As Q_{90} e Q_{95} foram obtidas das curvas de permanência com base em dados diários, retratando a parcela de tempo que determinada vazão é igualada ou superada durante o período analisado.

4.4. PROCESSAMENTO DOS DADOS UTILIZANDO O PHABSIM

Todo o processo de análise dos dados e posterior obtenção de resultados no IFIM foi gerido por uma série de programas computacionais, coletivamente conhecidos como PHABSIM (*Physical Habitat Simulation*).

O PHABSIM possui dois componentes principais, o hidráulico e o de habitat, detalhados a seguir.

4.4.1. MODELO HIDRÁULICO

A modelagem hidráulica no PHABSIM caracteriza-se pelos atributos físicos do fluxo (profundidade, velocidade e índice de canal) em uma faixa desejada de vazões. O software incorpora as propriedades hidráulicas do fluxo nas vazões referentes às medições realizadas e, em seguida, utiliza esses dados para calibrar um ou mais modelos hidráulicos e usar os modelos para prever o fluxo hidráulico em toda a gama de vazões de interesse no estudo.

A partir dos levantamentos de campo de profundidade, velocidade e tipo de substrato no leito do rio, para diferentes vazões, foi feita a calibração das

velocidades da água simuladas em função de vazões, por meio da equação de Manning:

$$V = \frac{1}{n} R^{2/3} I^{1/2} \quad (2)$$

onde:

V = velocidade média do canal (ms^{-1});

R = raio hidráulico (m);

I = declive da linha de energia (m m^{-1});

n = coeficiente de rugosidade de *Manning* ($\text{s m}^{1/3}$).

O canal do primeiro trecho estudado possui leito pedregoso e talude vegetado em boas condições. Desta forma, o valor do coeficiente de Manning n considerado para a simulação foi de 0,030, segundo Porto (1998). No segundo trecho, por se tratar de um canal natural sinuoso, considerou-se o coeficiente de rugosidade de 0,035, segundo Chow (1959).

Para a avaliação da modelagem de velocidade o programa PHABSIM utiliza índice entre a vazão medida e a vazão derivada das velocidades simuladas, que é chamado de Fator de Ajuste de Velocidade (VAF) e é calculado pela seguinte equação:

$$VAF = \frac{Q_{medida}}{Q_{simulada}} \quad (3)$$

Essa relação é então usada para ajustar as velocidades de células individuais, V_i , que também ajustam as vazões de células computacionais (Figura 11). Este produto é ajustado até que a vazão calculada para a seção transversal seja igual à vazão requerida ou simulada. O ajuste das vazões individuais simuladas é realizado com o VAF, ajustando a velocidade individual de células computacionais por meio da seguinte equação:

$$V_{nova} = V_{inicial} * VAF \quad (4)$$

O êxito ou falha deste esforço depende da quantidade e qualidade dos dados de campo, da complexidade da natureza física do fluxo e, finalmente, da capacidade dos modelos hidráulicos para refletir os processos físicos do fluxo.

4.4.2. MODELO DE CLASSIFICAÇÃO DE HABITAT

Os modelos hidráulicos são aplicados para determinar as características do fluxo em termos de velocidade e profundidade em função da vazão, para toda a faixa de variação de vazões consideradas no estudo. No processo de modelagem de habitat esta informação é integrada com critérios de aptidão de habitat para produzir uma medida de habitat físico disponível em uma função da vazão.

A fundamentação dos programas de modelagem de habitat disponíveis no PHABSIM se baseia no pressuposto de que espécies aquáticas vão reagir às mudanças no ambiente hidráulico. Estas mudanças são simuladas para cada célula em um alcance de fluxo definido. A simulação do fluxo de alcance assume a forma de uma matriz multi-dimensional das superfícies de um fluxo simulado com diferentes combinações de parâmetros hidráulicos (profundidade, velocidade e índice de canal). Os atributos de profundidade e velocidade variam de acordo com alterações simuladas, provocando mudanças na quantidade e na qualidade de habitat disponível. O produto final da modelagem de habitat é uma descrição da área de habitat em função da vazão.

Os modelos de habitat dependem das curvas de adequação e das características hidráulicas do canal para os requisitos de habitats dos peixes ou mesmo para outras espécies aquáticas. As curvas de adequação foram utilizadas para descrever a adequação das várias combinações de profundidade, velocidade e condições de índice de canal em cada célula computacional de habitat para produzir uma estimativa da quantidade e/ou qualidade do habitat em termos de área, profundidade ou volume. O componente de habitat do PHABSIM utiliza índices que variam entre 0 e 1 para

avaliar atributos físicos de habitat, dentre os quais velocidade, profundidade, substrato e cobertura.

Os índices de atributos são denominados “Índices de Aptidão de Habitats” (Habitat Suitability Indices). Estes índices variam em função do espécime de peixe e da etapa de vida do mesmo, sendo que o índice 1 indica a condição mais favorável do atributo para o habitat. A Variação dos índices em função da variação quantitativa dos atributos produz “Curvas de Aptidão de Habitats” (Habitat Suitability Curves).

As curvas de aptidão de um dado espécime num determinado estágio do seu ciclo de vida são agregadas para definir um “Índice de Aptidão Conjunto” (BOVEE, 1997), que é descrito da seguinte forma:

$$IA_i = f_1(v_i) * f_2(hv_i) * f_3(l_i) \quad (5)$$

onde:

IA_i - índice de aptidão da célula i;

$f_1(v_i)$ - índice de aptidão da espécie para a velocidade da célula i;

$f_2(h_i)$ - índice de aptidão da espécie para a profundidade da célula i;

$f_3(l_i)$ - índice de aptidão da espécie para o substrato da célula i.

Multiplicando-se o Índice de Aptidão pela área de cada célula obtém-se a “Área Utilizável” da célula i (Usable Area). Repete-se o processo para outras seções do rio e somam-se todas as áreas utilizáveis. O resultado é um valor chamado “Área Utilizável Ponderada” (Weighted Usable Area):

$$SPU = \sum_{i=1}^n IA_i * a_i \quad (6)$$

onde:

SPU - área utilizável ponderada do curso d'água ($m^2/1000m$);

IA_i - índice de aptidão de cada célula i;

a_i - área da célula i (m^2).

O processo foi repetido para outras vazões. Por fim, preparou-se um gráfico relacionando a função “Área Utilizável Ponderada” com as vazões. A vazão ótima para um determinado espécime e estágio de vida foi obtida pelo valor máximo de “Área Utilizável Ponderada”.

4.5. DETERMINAÇÃO DAS VAZÕES ECOLÓGICAS MÍNIMAS E VAZÕES MÍNIMAS DE REFERÊNCIA

Como o objetivo do estudo foi determinar um hidrograma ecológico visando a outorga de uso de água no rio Formoso, as análises de vazões ecológicas foram feitas tendo-se como referência as vazões mínimas, de forma a se determinar os mínimos valores de vazão que devem permanecer no rio Formoso para atender as demandas antrópicas, sem prejudicar a vida aquática do curso d'água. Porém, não se pode esquecer que para determinar um hidrograma ecológico completo devem também ser consideradas as vazões médias e máximas do curso d'água e sua influência sobre o ecossistema local.

Com base nos valores das áreas utilizáveis ponderadas (SPU) identificou-se inicialmente as espécies que apresentaram maiores SPU para as maiores vazões do curso d'água. Caso a análise para a obtenção da vazão ecológica mínima se baseasse nestes espécimes não se conseguiria encontrar um valor de vazão mínima, já que ocorre aumento da SPU com o aumento da vazão do curso d'água. Assim, utilizou-se quatro espécies que melhor se adaptaram a pequenas vazões.

Com os valores das áreas utilizáveis ponderadas (SPU) em cada vazão simulada, elaborou-se uma matriz de otimização para as quatro espécies analisadas. Nesta matriz, para cada vazão simulada selecionou-se a situação mais restritiva, ou seja, a menor área utilizável entre as espécies analisadas. Dentre os menores valores de área selecionou-se então o maior valor, ou seja, entre as situações restritivas a melhor, sendo a vazão correspondente a esta a vazão ecológica mínima no trecho do rio em questão. O mesmo foi feito para os dois trechos identificando como faixa de vazão ecológica mínima a faixa de valores entre as vazões ecológicas mínimas determinadas para cada trecho.

Após a obtenção da faixa de vazão ecológica mínima para o rio Formoso, analisou-se a resposta para os demais espécimes coletados na

amostragem, de forma a verificar se a atividade das mesmas seriam prejudicadas nesta faixa de vazão mínima.

Foi feita então uma comparação dos valores de vazões mínimas de referência atualmente utilizados nos processos de outorga de uso de água no Brasil ($Q_{7,10}$, Q_{90} e Q_{95}) com os valores de vazão ecológica mínima encontrada no estudo.

4.6. HIDROGRAMA ECOLÓGICO

Com os dados da série histórica da estação de Tabuleiro (código 58720000) elaborou-se hidrograma aplicando-se a faixa de vazões ecológicas mínimas encontradas, de forma a determinar o período crítico para a outorga de uso de água na sub-bacia do rio Formoso.

Foram feitas análises para o hidrograma de vazões médias diárias, o hidrograma do ano mais seco e o hidrograma do ano mais chuvoso determinados dentro da faixa de dados da série histórica da estação fluviométrica de ANA (código 58720000) entre os anos de 1980 e 2006.

Enfatiza-se que como o estudo foi focado em vazões para fins de outorga de uso de água, utilizou-se apenas a faixa mínima de vazão ecológica, necessitando para a implementação de um hidrograma ecológico completo dos demais valores de vazões (médias e máximas) que limitem a vida aquática.

Determinados os períodos críticos para a retirada de água do curso d'água pode-se prescrever alternativas de técnicas de conservação de solo e preservação de nascentes de forma a permitir maior absorção das águas das chuvas no solo e o aumento da recarga dos aquíferos garantindo maiores vazões nos períodos de estiagem.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. ESPÉCIES ALVO

Nas Tabelas 5 e 6 são apresentados os resultados das coletas de peixes realizadas no período chuvoso (março/2011), explicitando os espécimes, o número e o estágio dos peixes encontrados nos trechos 1 e 2, respectivamente, do rio Formoso. Nas Tabelas 7 e 8 são apresentadas as mesmas informações para a campanha realizada no período seco (junho/2011).

Tabela 5. Espécimes, estágio de vida e número de peixes encontrados no trecho 1 do rio Formoso durante o período chuvoso

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécime	Est	Nº	Espécime	Est	Nº	Espécime	Est	Nº
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	5	<i>Astyanax SP</i> (Lambari)	A	6	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	2
<i>Astyanax SP</i> (Lambari)	J	1	<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	A	1	<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	J	1
<i>Astyanax SP</i> (Lambari)	A	3				<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	A	2
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	J	1				<i>Harttia loricariformis</i> (Cascudinho do rabo seco)	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>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	J	1
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari)	A	2				<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	A	1
<i>Rhamdia quelen</i> (Jundiá)	J	1						
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	J	2						
Total de espécimes encontrados							51	

A – adulto; J – jovem; Est - Estágio

Tabela 6. Espécimes, estágio de vida e número de peixes encontrados no trecho 2 do rio Formoso durante o período chuvoso

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécime	Est	Nº	Espécime	Est	Nº	Espécime	Est	Nº
<i>Astyanax Bimaculatus</i> (Lambari)	A	6	<i>Astyanax Bimaculatus</i> (Lambari)	A	4	<i>Astyanax Bimaculatus</i> (Lambari)	A	1
<i>Oligosarcus Hepsetus</i> (Lambari)	A	1	<i>Hypostomus Affinis</i> (Cascudo)	A	1	<i>Hoplias cf. malabaricus</i> (Traíra)	A	1
<i>Hypostomus Affinis</i> (Cascudo)	J	1	<i>Oligosarcus Hepsetus</i> (Lambari)	A	1	<i>Rhamdia Quelen</i> (Jundiá)	A	1
<i>Hypostomus Affinis</i> (Cascudo)	A	2				<i>Hypostomus Affinis</i> (Cascudo)	A	1
<i>Trachelyopterus Striatulus</i> (Cumbaca)	J	1						
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	A	1						
<i>Hoplias cf. malabaricus</i> (Traíra)	A	1						
Total de espécimes encontrados							23	
A – adulto; J – jovem; Est - Estágio								

Tabela 7. Espécimes, estágio de vida e número de peixes encontrados no trecho 1 do rio Formoso durante o período seco

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécime	Est	Nº	Espécime	Est	Nº	Espécime	Est	Nº
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	1	<i>Astyanax sp</i> (Lambari)	A	3	<i>Astyanax sp</i> (Lambari)	A	3
<i>Astyanax SP</i> (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						
<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	
A – adulto; J – jovem; Est - Estágio								

Tabela 8. Espécimes, estágio de vida e número de peixes encontrados no trecho 2 do rio Formoso durante o período seco

Seção 1			Seção 2			Seção 3		
Espécie	Est	Nº	Espécie	Est	Nº	Espécie	Est	Nº
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	1	<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 sp</i> (Lambari)	A	1						
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari)	A	2						
Total de espécimes encontrados							18	

A – adulto; J – jovem; Est - Estágio

Analisando a amostragem realizada no rio Formoso verifica-se que a seção transversal 2 do primeiro trecho, nos dois períodos analisados (Tabelas 5 e 7), foi aquela em que foram coletadas um menor número de espécimes (7 no período chuvoso e 3 no período seco). Tal fato pode ser explicado por se tratar de uma seção do rio muito pedregosa constituindo-se num habitat pouco favorável para a maioria dos espécimes encontrados no estudo.

Nota-se, também, que no primeiro trecho analisado coletou-se um maior número de espécimes (67% espécimes no período chuvoso e 33% espécimes no período seco) em comparação com o segundo trecho (56% espécimes no período chuvoso e 44%). Tal fato ocorre em decorrência do segundo trecho representar a fração mais degradada do rio Formoso, onde a mata ciliar foi eliminada, maximizando o assoreamento do leito e alterando as condições hidráulicas e ecológicas do rio.

Foi obtido um número pouco representativo das espécies *Rhamdia quelen* (3) e *Hoplias cf. malabaricus* (1). Desta forma, estes espécimes foram descartados das análises de vazão ecológica.

5.2. CARACTERÍSTICAS DO CANAL

Nas Tabelas 9 e 10 são apresentadas as características do canal no período chuvoso, em cada seção transversal analisada nos trechos 1 e 2, respectivamente, do rio Formoso. Já nas Tabelas 11 e 12 são apresentadas as características do canal no período seco do ano, considerando os trechos 1 e 2, respectivamente.

Tabela 9. Características físicas do canal nas três seções estudadas do trecho 1 no período chuvoso

Seção 1														
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
H (m)	0,25	0,25	0,59	0,95	0,93	1,05	1,35	1,26	1,03	0,54	0,47	0,36		
V (ms ⁻¹)	0,42	0,37	0,23	0,64	0,63	0,93	0,85	0,85	0,47	0,88	0,85	0,79		
IC	2.2	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	5.0		
Área (m²)	9,03													
V(ms ⁻¹)	0,71													
Q (m³s ⁻¹)	6,41													
Seção 2														
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
H (m)	0,53	0,40	0,46	0,54	0,60	0,68	0,75	0,78	0,77	0,76	0,88	0,92	1,05	
V (ms ⁻¹)	0,26	0,30	0,33	0,41	0,47	0,64	0,58	0,59	0,58	0,56	1,01	0,99	1,31	
IC	2.1	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	4.0	4.0	2.0	2.3	
Área (m²)	9,12													
V (ms ⁻¹)	0,70													
Q (m³s ⁻¹)	6,38													
Seção 3														
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
H (m)	0,34	0,69	1,04	0,98	0,87	0,88	0,76	0,60	0,61	0,65	0,69	0,60	0,70	0,53
V (ms ⁻¹)	0,20	0,63	0,52	0,65	0,67	0,54	0,66	0,62	0,54	0,63	0,64	0,49	0,51	0,41
IC	2.0	2.0	5.0	2.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.1
Área (m²)	9,94													
V (ms ⁻¹)	0,57													
Q (m³s ⁻¹)	5,67													

Tabela 10. Características físicas nas três seções estudadas do trecho 2 no período chuvoso

Seção 1								
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	
H (m)	1,18	1,20	1,00	1,15	1,10	1,10	1,32	
V (ms ⁻¹)	0,83	0,93	0,88	1,01	0,86	0,63	0,68	
IC	2.1	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.1	
Área (m²)				9,06				
V (ms ⁻¹)				0,83				
Q (m³s ⁻¹)				7,52				
Seção 2								
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	
H (m)	1,30	1,80	1,85	1,57	1,50	1,45	1,55	
V (ms ⁻¹)	0,36	0,47	0,86	0,80	0,76	0,79	0,74	
IC	1.1	1.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.1	
Área (m²)				11,02				
V (ms ⁻¹)				0,69				
Q (m³s ⁻¹)				7,60				
Seção 3								
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8
H (m)	0,95	1,25	1,33	1,27	1,30	1,33	1,28	1,25
V (ms ⁻¹)	0,36	0,77	0,95	0,86	0,74	0,84	0,76	0,74
IC	2.1	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.1
Área (m²)				9,96				
V (ms ⁻¹)				0,77				
Q (m³s ⁻¹)				7,67				

Tabela 11. Características físicas nas três seções estudadas do trecho 1 no período seco

Seção 1																
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
H (m)	0,04	0,19	0,35	0,48	0,62	0,70	0,79	0,75	0,69	0,60	0,60	0,70	0,70	0,41	0,36	0,08
V (ms ⁻¹)	-	0,15	0,21	0,35	0,54	0,57	0,57	0,59	0,65	0,65	0,54	0,64	0,43	0,27	0,17	-
IC	2.2	2.2	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	5.0
Área (m²)	8,00															
V(ms ⁻¹)	0,45															
Q (m³s ⁻¹)	3,62															
Seção 2																
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
H (m)	0,13	0,23	0,22	0,28	0,35	0,50	0,63	0,58	0,65	0,67	0,65	0,70	0,81	0,82	0,71	0,58
V (ms ⁻¹)	0,18	0,22	0,20	0,19	0,25	0,38	0,43	0,38	0,48	0,46	0,52	0,55	0,73	0,71	0,57	-
IC	2.1	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	4.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.3
Área (m²)	8,15															
V(ms ⁻¹)	0,42															
Q (m³s ⁻¹)	3,39															
Seção 3																
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
H (m)	0,29	0,75	0,63	0,69	0,71	0,8	0,76	0,53	0,55	0,58	0,5	0,58	0,55	0,45	0,2	
V (ms ⁻¹)	0,06	0,37	0,41	0,53	0,64	0,57	0,64	0,64	0,67	0,57	0,59	0,58	0,35	0,27	-	
IC	2.1	2.0	5.0	2.0	4.0	4.0	2.0	2.0	4.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.1	2.1	
Área (m²)	8,33															
V(ms ⁻¹)	0,49															
Q (m³s ⁻¹)	4,09															

Tabela 12. Características físicas nas três seções estudadas do trecho 2 no período seco

Seção 1											
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
H (m)	0,40	0,71	1,03	1,10	1,05	1,11	1,10	0,96	1,00	0,95	0,75
V (ms ⁻¹)	0,11	0,12	0,69	0,86	0,93	0,94	0,77	0,80	0,67	0,58	0,38
IC	2.1	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.1
Área (m²)						9,58					
V(ms ⁻¹)						0,62					
Q (m³s ⁻¹)						5,97					
Seção 2											
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
H (m)	0,40	0,72	1,40	1,15	1,10	1,24	1,40	1,40	0,68		
V (ms ⁻¹)	0,09	0,38	0,76	0,84	0,80	0,83	0,85	0,72	0,16		
IC	1.1	1.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.1	2.1	1.1		
Área (m²)						8,95					
V(ms ⁻¹)						0,61					
Q (m³s ⁻¹)						5,44					
Seção 3											
Vertical	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
H (m)	0,50	0,87	1,00	1,14	1,10	1,08	0,98	0,98	1		
V (ms ⁻¹)	0,04	0,41	0,75	0,95	0,85	0,77	0,83	0,78	0,64		
IC	2.1	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2,1		
Área (m²)						7,9					
V(ms ⁻¹)						0,67					
Q (m³s ⁻¹)						5,28					

Foram encontradas profundidades no trecho 1 de 0,04 a 1,35 metros. A vazão média encontrada neste trecho foi de 6,15 m³s⁻¹ no período chuvoso e de 3,7 m³s⁻¹ no período seco.

No segundo trecho do rio Formoso as profundidades do canal do rio variaram de 0,40 a 1,85 metros, e a vazão média encontrada no período chuvoso foi de 7,6 m³s⁻¹ e de 5,56 m³s⁻¹ no período seco.

Notou-se a predominância de areia em quase todos os pontos de coleta de substrato do rio Formoso, com exceção de três pontos de coleta na seção

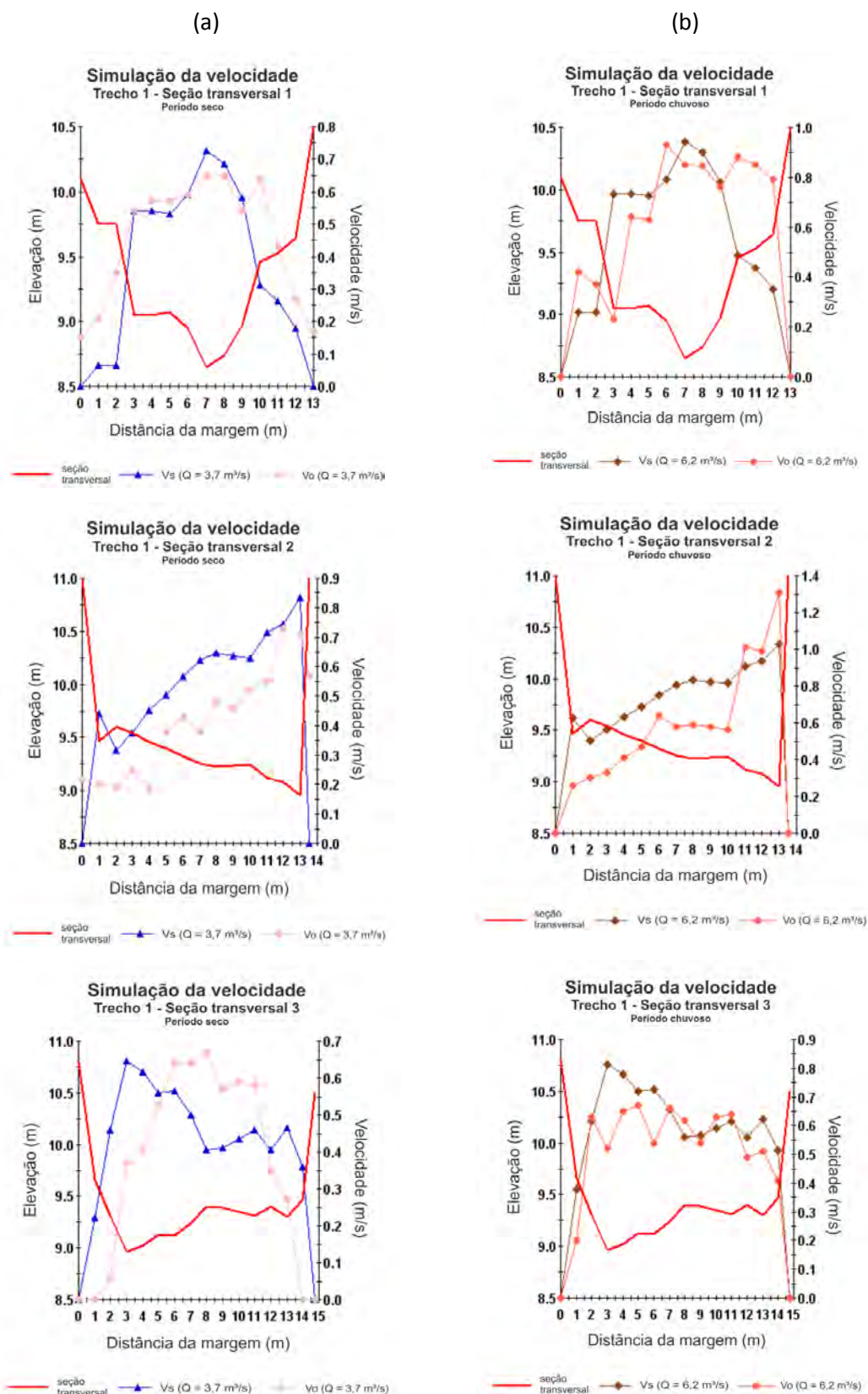
transversal 2 do segundo trecho, onde foi encontrada argila nas duas épocas do ano analisadas, e de alguns pontos no primeiro trecho onde junto ao fundo arenoso encontrou-se rochas.

A vegetação na maior parte da extensão do rio Formoso encontra-se apenas em suas margens de forma submersa. No primeiro trecho existem alguns locais com vegetação aérea, como encontrada na margem esquerda da primeira seção transversal.

5.3. MODELO HIDRÁULICO

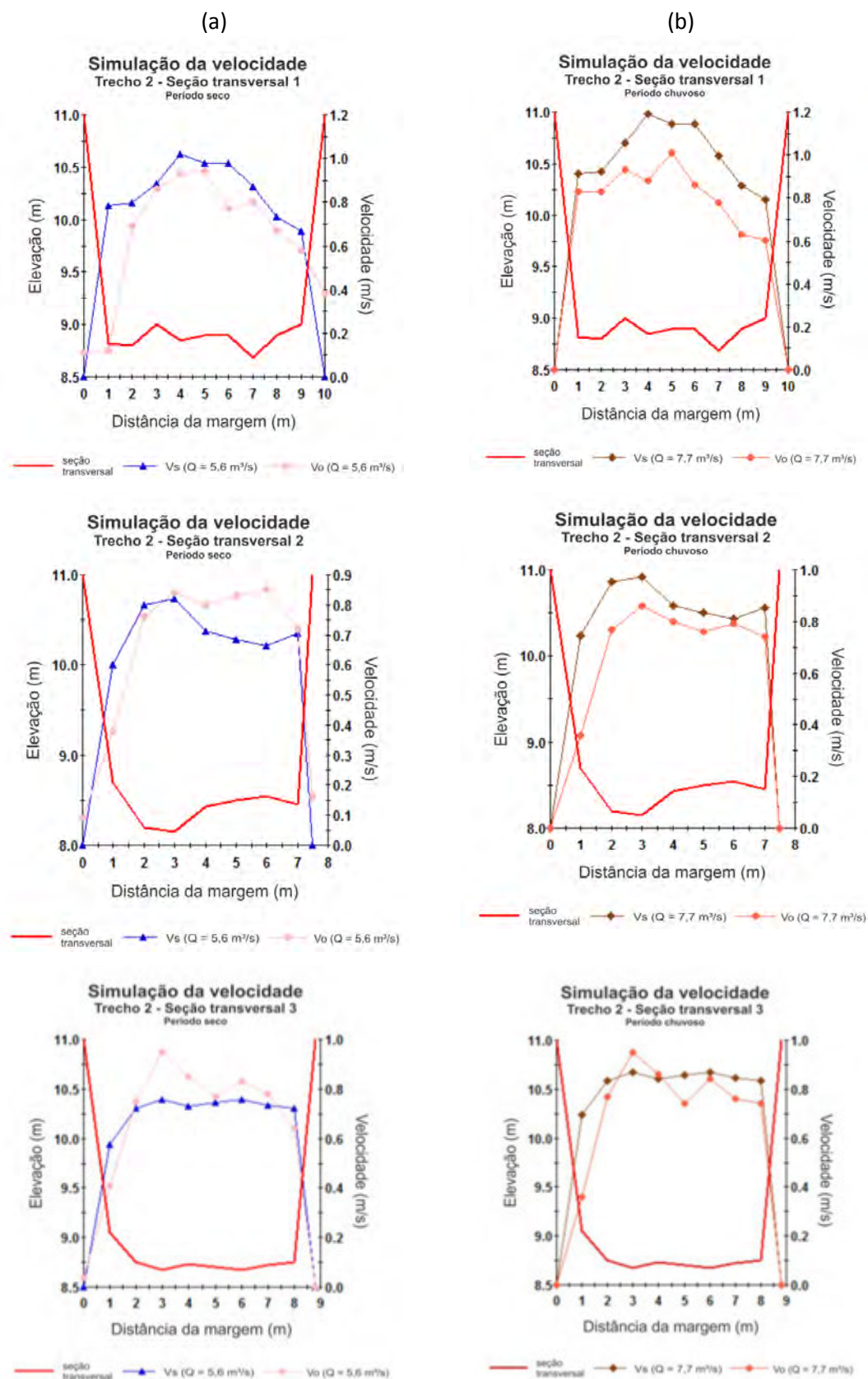
Os resultados das simulações de velocidades para a calibração do PHABSIM em cada seção transversal dos dois trechos do rio Formoso estudados, para cada período analisado, estão representados nas Figuras 13 e 14.

O software PHBSIM considera a profundidade a partir do nível d'água. Desta forma, foi preciso utilizar um valor de cota como partida para a implementação dos dados de profundidade obtidos em campanha de campo, sendo utilizado o valor de cota inicial de 11 m, o que explica os valores no eixo de elevação das Figuras 13 e 14.



V_s – velocidade Simulada; V_o – velocidade obtida

Figura 13. Comparação entre os valores de velocidade observada e simulada nas seções transversais 1, 2 e 3 do primeiro trecho do rio formoso nos períodos (a) seco e (b) chuvoso.



Vs – velocidade Simulada; Vo – velocidade obtida

Figura 14. Comparação entre os valores de velocidade observada e simulada nas seções transversais 1, 2 e 3 do segundo trecho do rio formoso nos períodos (a) seco e (b) chuvoso.

Analisando os resultados das simulações de velocidade notou-se melhores resultados na adequação dos valores entre velocidade observada e simulada no segundo trecho, ocorrendo desta forma uma melhor calibração do modelo hidráulico. De acordo com Pruski et al. (2006), uma das premissas para a escolha do local para realizar a medição da vazão é considerar um trecho retilíneo e uniforme, livre de vegetação ou outros obstáculos. Tucci (1993) reforça que, se possível, deve-se escolher uma seção transversal onde a velocidade do fluxo seja estável a qualquer cota. Porém, no primeiro trecho do rio Formoso existem muitas rochas no fundo leito e em alguns pontos vegetações submersas que provocam variação na velocidade do fluxo, o que pode ter provocado maiores discrepâncias nos valores simulados.

Na Tabela 13 apresenta-se a diferença dos valores de vazões observadas e simuladas nos trechos 1 e 2 do rio Formoso para os períodos seco e chuvoso.

Tabela 13. Diferença entre as vazões observada e simulada, em %, nos trechos 1 e 2 do rio Formoso

Seções	Trecho 1		Trecho 2	
	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso
S1	0,0	0,5	0,0	2,7
S2	0,0	0,6	0,0	2,2
S3	1,5	0,0	2,6	0,0

Nota-se na Tabela 13 que a simulação de vazão tanto no trecho 1 como no trecho 2 apresentou resultados satisfatórios. Segundo USGS (2001) tais diferenças entre as vazões obtidas em campo e as vazões simuladas se enquadram dentro das faixas de simulação consideradas aceitáveis.

O resultado do perfil das velocidades simuladas em cada seção transversal analisada está apresentado no Anexo I. Na resultante desta simulação a maior parte das vazões simuladas apresentou velocidades verticais inferiores a $1,0 \text{ m s}^{-1}$, com exceção das vazões superiores a $17,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, porém estas demonstraram não superar $3,0 \text{ m s}^{-1}$ nas seções analisadas. De acordo com Netto et al. (1998) velocidades inferiores a $1,0 \text{ m s}^{-1}$ se

encaixam nos limites de velocidade que não ocasionam erosão das paredes do canal.

Como a maior parte das vazões simuladas resultou em velocidades inferiores a $1,0 \text{ m s}^{-1}$ e considerando, ainda, que as margens do canal do rio Formoso são revestidas com vegetação em quase toda sua extensão, os resultados obtidos se enquadram na faixa de velocidade não erosiva, exceto para vazões máximas superiores a $17,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

5.4. MODELO HABITAT

As simulações foram inicialmente feitas para todos os espécimes coletados em campo. Desta forma, foram obtidos através das curvas de adequação os gráficos de área utilizável ponderada versus a vazão para cada espécime e fase de vida, conforme ilustrado nas Figuras 15 a 25.

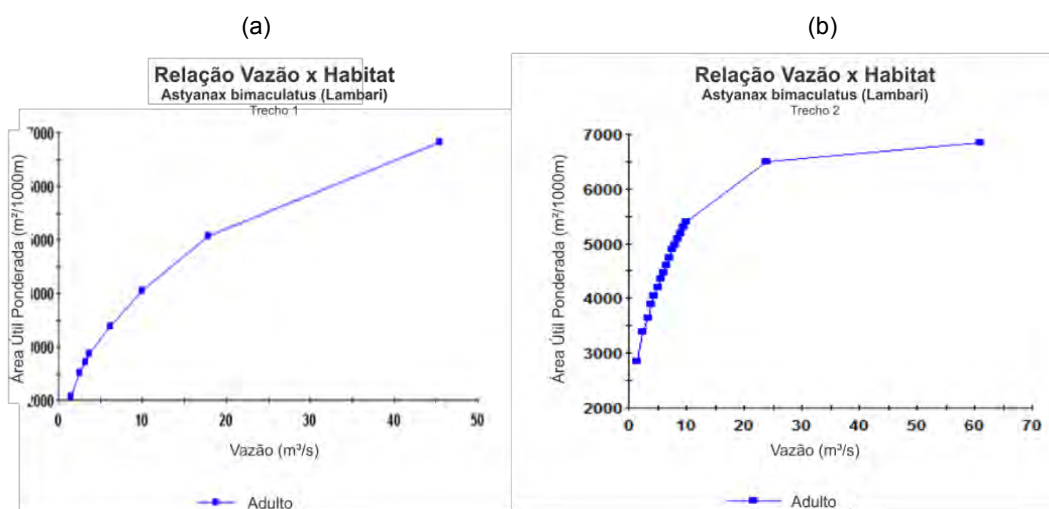


Figura 15. Área Utilizável Ponderada ($\text{m}^2/1000 \text{ m}$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Astyanax bimaculatus*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

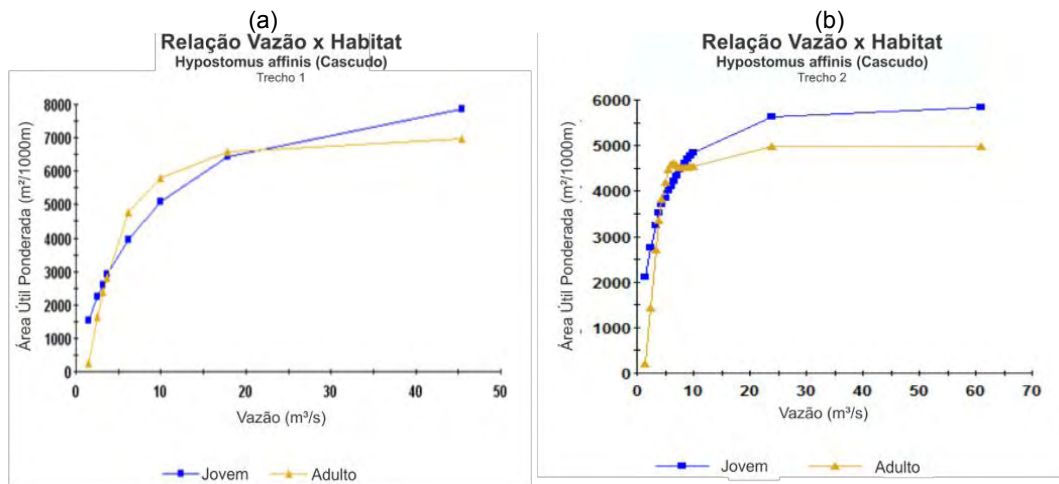


Figura 16. Área Utilizável Ponderada ($m^2/1000\ m$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Hypostomus affinis*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

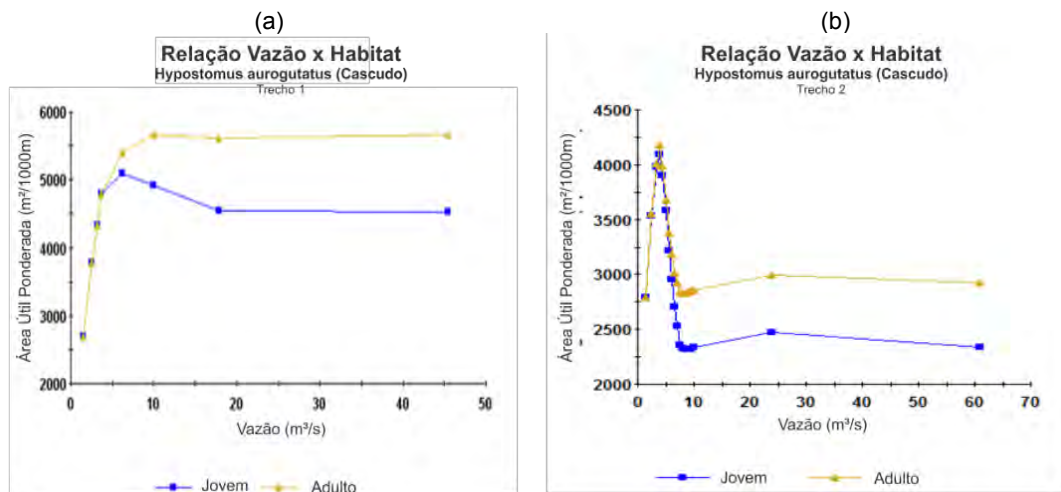


Figura 17. Área Utilizável Ponderada ($m^2/1000\ m$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Hypostomus aurogutatus*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

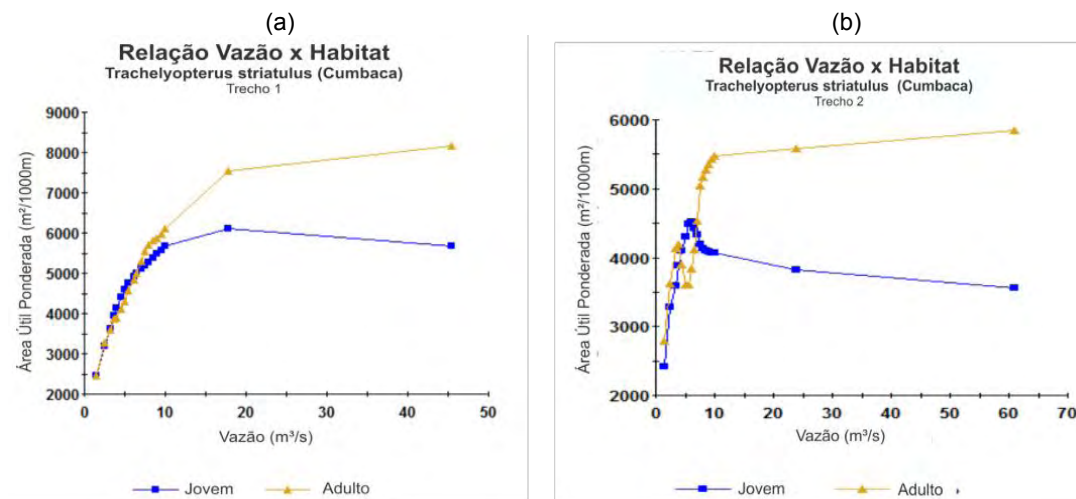


Figura 18. Área Utilizável Ponderada ($m^2/1000 m$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Trachelyopterus striatulus*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

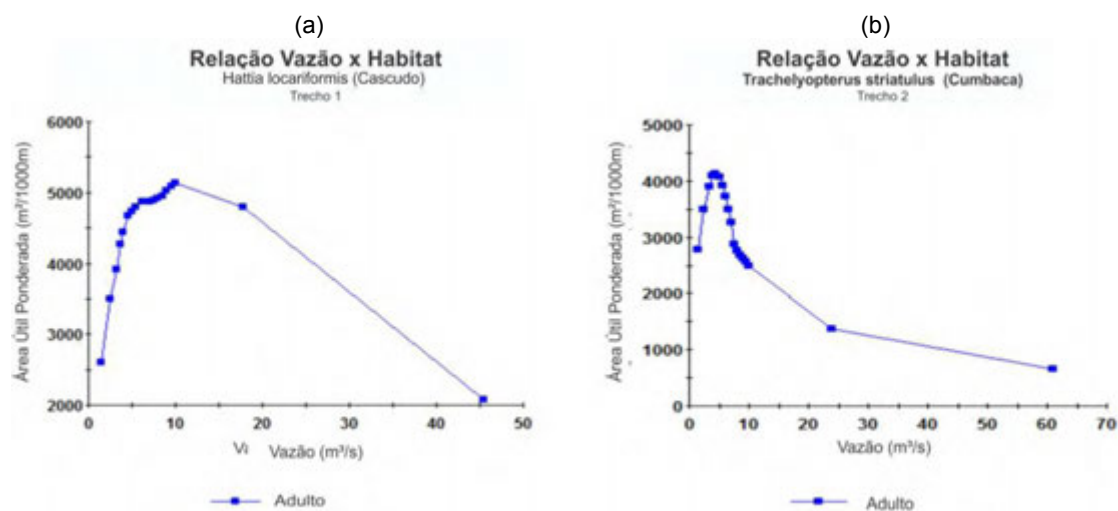


Figura 19. Área Utilizável Ponderada ($m^2/1000 m$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Harttia locariformis*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

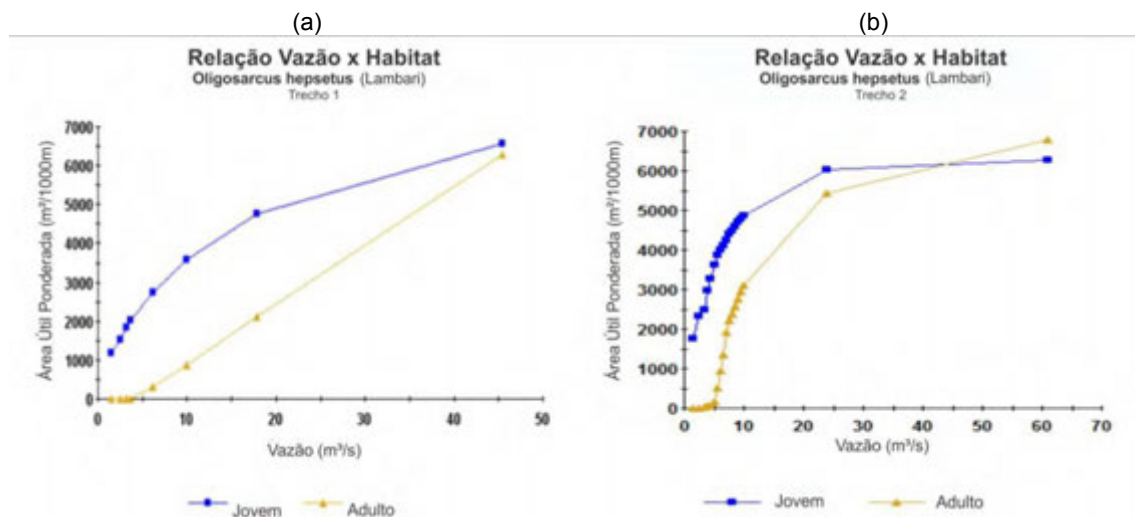


Figura 20. Área Utilizável Ponderada ($\text{m}^2/1000 \text{ m}$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Oligosarcus hepsetus*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

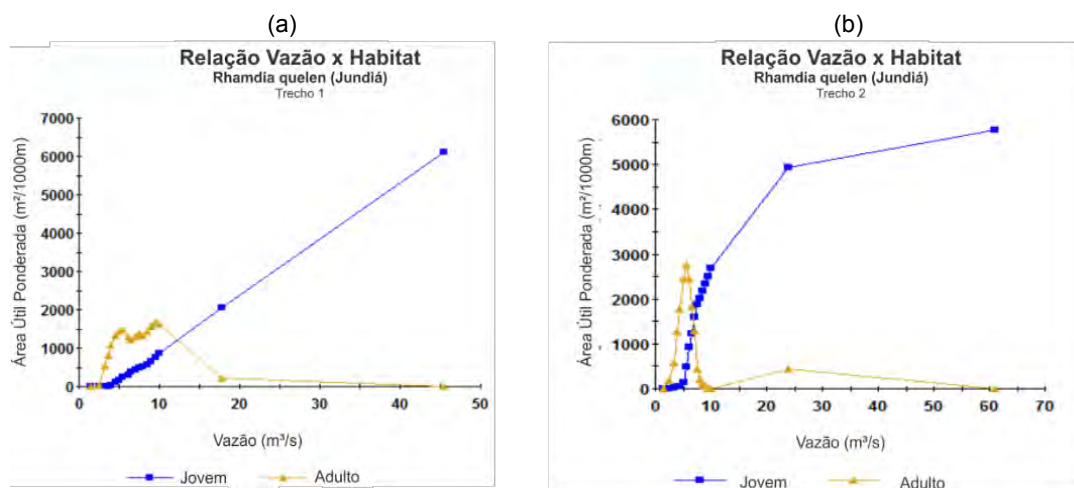


Figura 21. Área Utilizável Ponderada ($\text{m}^2/1000 \text{ m}$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Rhamdia quelen*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

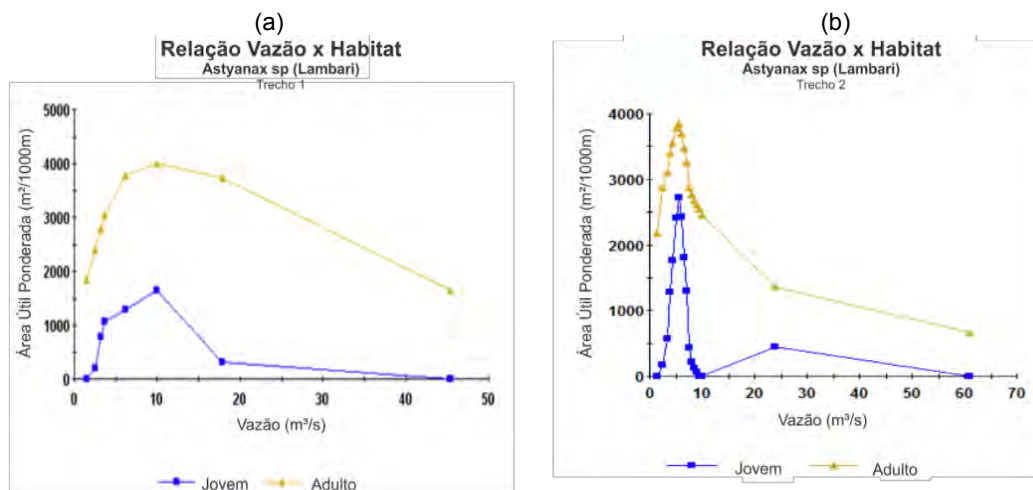


Figura 22. Área Utilizável Ponderada ($m^2/1000 m$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Astyanax SP*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

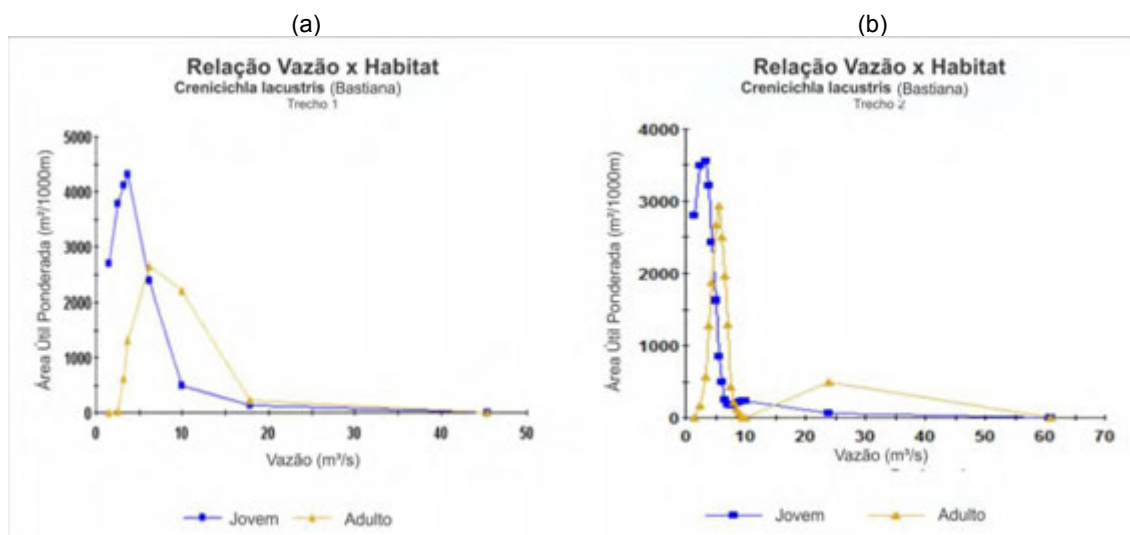


Figura 23. Área Utilizável Ponderada ($m^2/1000 m$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Crenicichla lacustris*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

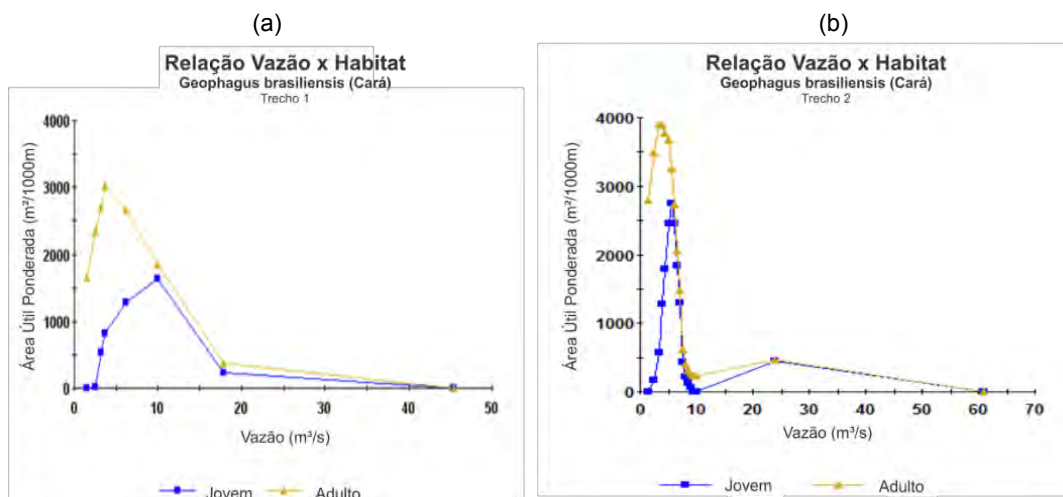


Figura 24. Área Utilizável Ponderada ($\text{m}^2/1000 \text{ m}$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Geophagus brasiliensis*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

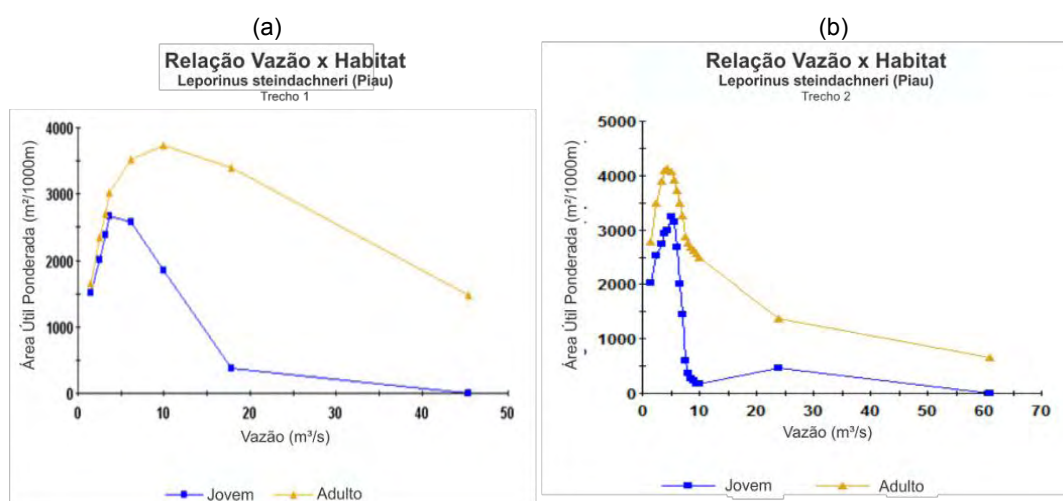


Figura 25. Área Utilizável Ponderada ($\text{m}^2/1000 \text{ m}$) versus vazão (m^3s^{-1}) para o espécime *Leporinus steindachneri*, sendo: (a) trecho 1 e (b) trecho 2.

No Anexo II estão apresentados gráficos das áreas úteis ponderadas encontradas no estudo ao longo das seções transversais utilizadas no projeto para cada fase de vida dos espécimes que apresentaram maior representabilidade, de acordo com a amostragem realizada nos dois trechos do rio Formoso.

Analisando nas Figuras 15 a 25 a relação de área útil ponderada de cada espécie coletada no estudo de acordo com a vazão do canal, nota-se que as espécies *Astyanax bimaculatus*, *Hypostomus affinis*, *Hypostomus aurogutattus*, *Oligosarcus hepsetus*, *Rhamdia quelen* e *Trachelyopterus striatulus* demonstraram ser aqueles que melhor se adaptam à variação de vazão no curso d'água, de forma que quanto maior a vazão melhor sua adaptação.

Foi encontrado, durante as amostragens de campo, apenas *Astyanax bimaculatus* na fase de vida adulta. Tal espécie na fase de vida encontrada demonstrou se adaptar melhor em ambientes de maior vazão, como pode ser notado na Figura 15.

A *Hypostomus affinis* (Figura 16) também demonstrou se adequar melhor nas condições de maiores vazões, onde as duas fases de vida analisadas apresentaram comportamento similar. Observou-se, também, que existe uma diferença na adaptação entre os trechos estudados tanto na fase jovem como na fase adulta. Notou-se uma preferência deste espécime pelo segundo trecho do rio Formoso. Tal espécime também demonstrou preferência pelas condições de canal da segunda seção transversal, tanto no primeiro quanto no segundo trechos analisados, conforme apresentado no Anexo II.

A *Hypostomus aurogutattus* também se adaptou melhor em maiores vazões no primeiro trecho (Figura 17a). No segundo trecho este espécime apresentou maior adequação em pequenas vazões, como demonstra a Figura 17b. Este espécime, assim como o *Hypostomus affinis*, apresentou melhor resultado de adaptação nas condições de canal da segunda seção transversal em ambos os trechos analisados.

A *Trachelyopterus striatulus* (Figura 18) apresentou também melhor adaptação para maiores vazões do rio, sendo que tal espécime na fase adulta se adapta melhor a maiores vazões do que a fase de vida jovem.

A *Harttia locariformis* apresentou boa adequação ao aumento da vazão do curso d'água até aproximadamente $11 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ no primeiro trecho e $7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ no segundo trecho, como pode ser observado na Figura 19, demonstrando um decaimento expressivo da sua adaptação após tais valores de vazões. Durante

a amostragem só foram coletados quatro unidades deste espécime, todos na fase de vida adulta e apenas no primeiro trecho do rio Formoso. Desta forma, este espécime foi descartado para a análise da vazão ecológica, uma vez que não se teria como realizar a comparação entre os trechos estudados. Essa amostragem pode ter viés do método de coleta, que não funciona bem em forte correnteza.

Analisando a Figura 20 pode-se observar que o *Oligosarcus hepsetus* na fase adulta não apresentou resposta no que diz respeito à área utilizável ponderada para vazões inferiores a $4,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, apresentando melhor adequação com o aumento da vazão no rio em ambas as fases de vida. Verificou-se, portanto, que esta é uma espécie que apresenta limitação em condições de vazões muito baixas. Notou-se, também, que este espécime se adapta melhor às condições do segundo trecho do rio (Figura 20).

Para *Rhamdia quelen* observou-se resultados de adaptação bastante distintos entre as fases de vida jovem e adulta (Figura 21). Tal resultado deve ser analisado com muito critério em decorrência de terem sido amostrados apenas duas unidades deste espécime na fase jovem e um adulto, não sendo amostragem suficiente para a determinação de curvas de adequação de habitat. A metodologia de redes de pesca para a coleta das espécies alvo depende da correnteza podendo, por este fato, não coletar algumas espécimes. Por este motivo, a *Rhamdia quelen* não foi utilizada na obtenção da vazão ecológica mínima.

Os espécimes que apresentaram maior adaptação à grandes vazões não foram utilizados na análise da faixa de vazão ecológica mínima no rio Formoso, uma vez que estes espécimes tenderiam a apresentar melhor adaptação quanto maior for a vazão do curso d'água. Como o objetivo do estudo foi identificar quais as menores vazões a permanecer no curso d'água sem que se prejudique a vida aquática ali presente, foram escolhidos os espécimes que se demonstraram mais adaptáveis a pequenos valores de vazão.

A relação da área utilizável ponderada versus vazão para as espécies *Astyanax sp*, *Crenicichla lacustris*, *Geophagus brasiliensis* e *Leporinus steindachneri* demonstrou que estes espécimes se adaptam melhor a

pequenas faixas de vazão. Desta forma, estes foram os espécimes utilizados para a definição de uma faixa de vazão mínima ótima (vazão ecológica mínima) para o rio Formoso, uma vez que são mais restritivas a mudanças de vazão no curso d'água.

A *Astyanax sp* (Figura 22), na fase de vida adulta, apresentou adaptação a qualquer faixa de vazão, já na fase de vida jovem este espécime se adaptou melhor na faixa de vazões entre 4,0 e 10 m³s⁻¹.

A *Crenicichla lacustris* (Figura 23) apresentou comportamento similar entre as fases de vida jovem e adulta, se adaptando a valores de vazão inferiores a 10 m³s⁻¹. O *Geophagus brasiliensis* (Figura 24) apresentou comportamento similar ao *Crenicichla lacustris*, o que se explica por serem da mesma família *Cichlidae*.

Por fim, o *Leporinus steindachneri* (Figura 25) na fase de vida adulta demonstrou se adaptar melhor que a jovem ao aumento de vazão no curso d'água, sendo que a fase jovem se limita a vazões inferiores a 10 m³s⁻¹.

5.5. FAIXA DE VAZÃO ECOLÓGICA MÍNIMA

Com os valores de área utilizável ponderada para as espécies *Astyanax sp*, *Crenicichla lacustris*, *Geophagus brasiliensis* e *Leporinus steindachneri*, em cada fase de vida encontrada no rio Formoso, elaborou-se uma matriz de otimização que pode ser analisada nas Tabelas 14 e 15 para os trechos 1 e 2, respectivamente.

Tabela 14. Valores de área útil ponderada encontrada para os espécimes *Astyanax sp*, *Crenicichla lacustres*, *Geophagus brasiliensis* e *Leporinus steindachneri* em todas as vazões simuladas nas duas fases de vida analisadas para a determinação da faixa de vazão ecológica mínima no primeiro trecho do rio Formoso

Trecho 1		Vazão m³s⁻¹																		
SPU (m²/1000m)		1,5	2,5	3,2	3,7	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8	8,5	9	9,5	10	23,8	60,9
<i>Astyanax sp</i>	Jovem	0,0	209,7	777,3	1059,3	1256,9	1322,6	1444,3	1473,3	1284,6	1225,4	1304,2	1366,1	1312,1	1436,1	1565,8	1685,8	1633,7	306,3	0,0
	Adulto	1848,9	2392,4	2781,3	3053,0	3222,5	3505,0	3629,4	3690,7	3768,3	3755,6	3743,1	3737,5	3771,0	3817,4	3892,7	3949,6	4009,9	3740,2	1646,5
<i>Crenicichla lacustris</i>	Jovem	2692,5	3783,7	4116,3	4305,8	4172,0	3745,2	3125,3	2756,8	2376,4	2271,7	2153,6	1994,6	1725,6	1388,3	1015,0	689,1	485,2	135,1	0,0
	Adulto	0,0	14,5	611,7	1302,0	1890,8	2493,8	2871,7	3003,1	2642,8	2376,4	2274,7	2288,4	2248,0	2335,7	2314,0	2291,7	2206,7	229,6	0,0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Jovem	0,0	14,5	527,3	809,3	1091,4	1322,6	1444,6	1473,3	1284,6	1225,4	1304,2	1366,1	1312,1	1436,1	1565,8	1685,8	1633,7	229,6	0,0
	Adulto	1649,5	2348,8	2708,0	3025,9	3170,0	3227,9	3054,8	2927,9	2672,3	2525,9	2320,5	2135,9	1941,6	1916,7	1940,3	1961,9	1840,7	364,6	0,0
<i>Leporinus steindachneri</i>	Jovem	1505,8	2002,1	2389,5	2665,4	2853,4	3008,2	2946,7	2855,7	2586,4	2457,5	2304,0	2126,6	1926,9	1914,9	1940,3	1961,9	1840,7	364,6	0,0
	Adulto	1649,5	2348,8	2708,0	3025,9	3170,0	3374,4	3411,2	3443,7	3513,5	3499,7	3485,5	3478,0	3509,6	3553,8	3626,8	3681,6	3739,7	3395,5	1472,4
Mínimo na coluna (m²/1000m) - (Mc)		0,0	14,5	527,3	809,3	1091,4	1322,6	1444,3	1473,3	1284,6	1225,4	1304,2	1366,1	1312,1	1388,3	1015,0	689,1	485,2	135,1	0,0
Máximo entre os Mc (m²/1000m)		1473,3																		
Vazão ecológica mínima ótima (m³s⁻¹)		5,5																		

Tabela 15. Valores de área útil ponderada encontrada para os espécimes *Astyanax sp*, *Crenicichla lacustres*, *Geophagus brasiliensis* e *Leporinus steindachneri* em todas as vazões simuladas nas duas fases de vida analisadas para a determinação da faixa de vazão ecológica mínima no segundo trecho do rio Formoso.

Trecho 2		Vazão m³s⁻¹																	
SPU (m²/1000m)		1,5	2,5	3,4	4	4,5	5	5,56	6	6,5	7	7,65	8	8,5	9	9,5	10	23,8	60,9
<i>Astyanax sp</i>	Jovem	0,0	176,1	569,4	1283,7	1761,8	2406,9	2711,8	2430,1	1803,9	1297,3	438,8	217,6	116,0	59,5	5,3	0,0	443,7	0,0
	Adulto	2183,8	2870,4	3107,9	3401,2	3555,6	3778,6	3838,1	3687,6	3474,5	3266,0	2879,6	2757,4	2676,6	2616,2	2546,0	2458,9	1361,3	661,6
<i>Crenicichla lacustris</i>	Jovem	2787,9	3495,0	3556,5	3216,5	2431,6	1616,3	846,6	491,8	240,9	189,4	173,7	183,1	196,8	210,7	224,7	238,9	66,0	0,0
	Adulto	0,0	176,1	569,4	1283,7	1872,4	2678,7	2936,1	2508,6	1966,6	1298,2	438,8	217,6	116,0	59,5	5,3	0,0	493,6	0,0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Jovem	0,0	176,1	569,4	1283,7	1784,1	2450,2	2747,6	2448,3	1831,5	1298,2	438,8	217,6	116,0	59,5	5,3	0,0	449,1	0,0
	Adulto	2787,9	3495,0	3905,8	3898,1	3762,0	3675,7	3262,6	2740,9	2050,6	1476,9	612,5	400,7	312,8	270,2	230,0	238,9	462,2	0,0
<i>Leporinus steindachneri</i>	Jovem	2018,4	2526,0	2736,0	2939,4	2990,3	3237,1	3138,8	2684,4	2001,6	1456,3	589,1	372,5	277,6	227,8	180,2	181,5	462,2	0,0
	Adulto	2787,9	3495,0	3905,8	4094,3	4137,0	4079,6	3909,9	3721,1	3503,6	3268,6	2883,3	2763,4	2686,0	2631,9	2568,5	2488,3	1361,3	661,6
Mínimo na coluna (m²/1000m) - (Mc)		0,0	176,1	569,4	1283,7	1761,8	1616,3	846,6	491,8	240,9	189,4	173,7	183,1	116,0	59,5	5,3	0,0	66,0	0,0
Máximo entre os Mc (m²/1000m)		1761,8																	
Vazão ecológica mínima ótima (m³s ⁻¹)		4,5																	

Analisando as Tabelas 14 e 15 verificou-se que dentro da situação mais crítica (menor área utilizável ponderada entre os espécimes para cada vazão simulada) a melhor adaptação entre os espécimes analisados ocorreu em torno da vazão de $5,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ para o primeiro trecho e $4,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ para o segundo trecho, verificando-se, portanto, que ambos os trechos apresentaram vazões mínimas ótimas próximas.

Com os valores de vazões ecológicas mínimas ótimas para os dois trechos considerou-se uma faixa de vazão ecológica mínima variando de $4,5$ a $5,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, faixa esta que permite maior adaptação dos espécimes avaliados em condições críticas.

Analisando esta faixa de vazão para os demais espécimes encontrados na amostragem e que não foram utilizados para a determinação da faixa de vazão mínima ecológica (Figuras 15 a 25), nota-se que todos os espécimes se adaptariam a esta faixa de $4,5$ a $5,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de vazão, com exceção de *Oligosarcus hepsetus* adulto e de *Rhamdia quelen* jovem (Figuras 23 e 24, respectivamente) que demonstram ter suas atividades prejudicadas com estes valores de vazão, uma vez que resultam em valores muito baixos de SPU, correndo o risco de estes espécimes serem extintos nestas condições.

5.6. REGIME DE VAZÕES

Na Tabela 18 são apresentados os valores das vazões mínimas de referência adotadas para fins de outorga no Brasil ($Q_{7,10}$, Q_{95} e Q_{90}) para os trechos 1 e 2 do rio Formoso. Destaca-se que para o trecho 2 as vazões foram obtidas a partir da série histórica de dados da estação Tabuleiro e, para o trecho 1, com base em espacialização usando o critério de vazão específica.

Tabela 18. Vazões mínimas de referência ($Q_{7,10}$, Q_{95} e Q_{90}), em m^3s^{-1} , para os trechos 1 e 2 do rio Formoso

Trecho 1			Trecho 2		
$Q_{7,10}$	Q_{95}	Q_{90}	$Q_{7,10}$	Q_{95}	Q_{90}
1,58	1,85	2,10	2,82	3,30	3,74

Observa-se que a faixa de vazão mínima ecológica encontrada no estudo ($4,5$ a $5,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) apresenta valores mais próximos à vazão mínima associada à permanência de 90% do tempo para o segundo trecho, que foi de $3,74 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Porém, o critério de outorga no Estado de Minas Gerais permite um valor máximo outorgável de 30% da $Q_{7,10}$, o que resulta em uma vazão remanescente de $1,97 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ para o segundo trecho.

Ao analisar a adaptação dos espécimes encontrados no rio Formoso a esta vazão remanescente observa-se que quase todas não se adaptariam a esta condição.

Considerando a vazão remanescente adotada pela ANA em nível Federal (70% da Q_{95}), que resulta em uma vazão remanescente de $1,12 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ no segundo trecho do rio Formoso e $0,56 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ no primeiro trecho, a análise fica ainda mais preocupante uma vez que com estas condições muitos dos espécimes analisados correm o risco de serem extintos.

5.7. HIDROGRAMA ECOLÓGICO

Na Figura 26 apresenta-se o resultado do hidrograma com os dados das médias diárias da série histórica da estação fluviométrica 58720000 entre os anos de 1980 e 2006, com destaque para a faixa de vazão ecológica mínima necessária para não prejudicar a vida aquática no rio Formoso.

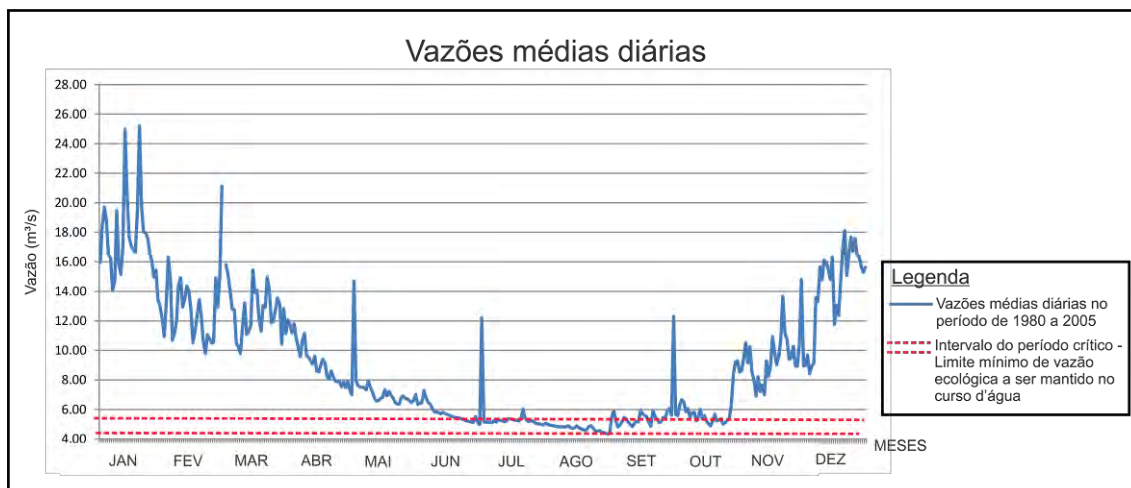


Figura 26. Hidrograma das vazões médias diárias do período de 1980 a 2006 da estação fluviométrica Tabuleiro com a faixa de variação de vazões ecológicas mínimas.

Analisando o hidrograma apresentado na Figura 26 verifica-se que entre os meses de julho a setembro a média das vazões diárias do rio Formoso encontra-se dentro do intervalo crítico de vazão para a preservação da vida aquática neste rio, ou seja, encontram-se dentro do intervalo de vazões ecológicas que devem ser mantidos no curso d'água analisado. Portanto, durante estes meses a permissão da outorga de uso d'água pode vir a reduzir a vazão do rio Formoso a níveis que colocariam em risco a existência de alguns espécimes de peixes.

Para o hidrograma ecológico de vazões médias diárias correspondente ao período de 1980 a 2006 não foram encontradas vazões abaixo do limite mínimo de vazão ecológica, ou seja, vazões inferiores a $4,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, o que pode ser constatado ao analisar outros períodos da série histórica.

Fazendo uma análise para o ano mais seco da série histórica em questão, que foi o ano de 2000 (Figura 27), verifica-se dois períodos onde as vazões diárias encontraram-se abaixo do limite mínimo de vazão ecológica, períodos estes nos quais os espécimes de peixes presentes no rio Formoso teriam sua adaptação prejudicada.

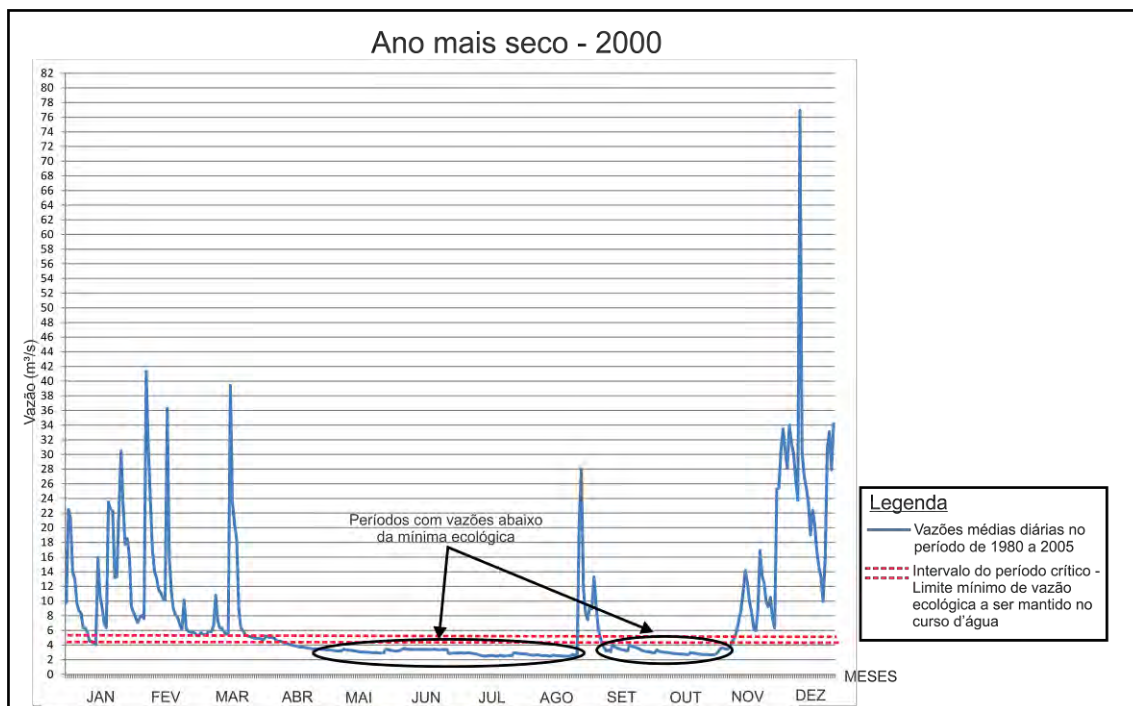


Figura 27. Hidrograma do ano mais seco do período de 1980 a 2006 da estação fluviométrica Tabuleiro com a faixa de variação de vazões ecológicas mínimas.

Para evitar vazões tão baixas no rio Formoso seria necessário investir em técnicas de conservação de solo e preservação de nascentes, de forma a permitir maior absorção das águas das chuvas no solo e aumento da recarga dos aquíferos garantindo, sobretudo, maiores vazões nos períodos de estiagem.

Vale ressaltar que a redução da vazão de um curso d'água abaixo de um valor considerado mínimo para vazão ecológica não necessariamente extingue uma espécie, e sim provoca o deslocamento da mesma para trechos do rio ou até mesmo para afluentes onde identifiquem características de maior adaptação, uma vez que existe uma interconectividade dos sistemas aquáticos, podendo retornar ao curso d'água inicial quando as condições do mesmo voltar a ser favorável para o espécime.

O ano mais chuvoso no período analisado foi o de 2003, atingindo vazões de $110 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ em janeiro. Mesmo assim, verificou-se que nos meses de agosto, setembro e outubro (Figura 28) ocorrem vazões que chegam ao intervalo mínimo de vazões ecológicas, demonstrando a importância da implantação de técnicas que venham garantir maiores vazões no período de estiagem.

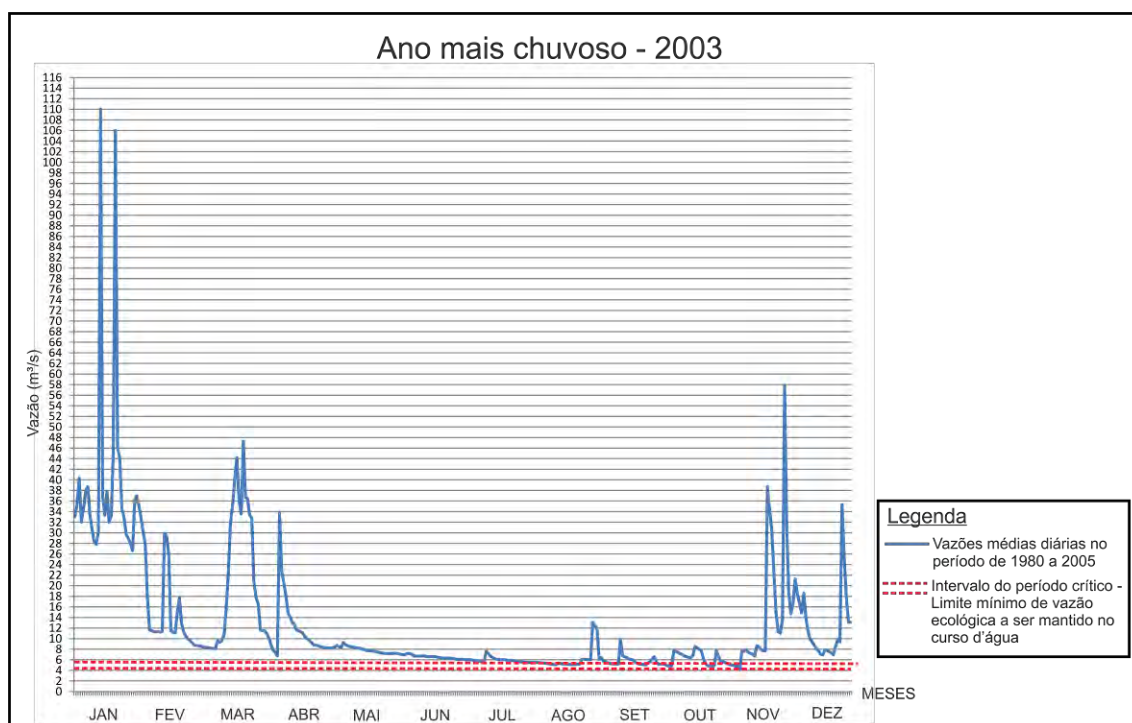


Figura 28. Hidrograma do ano mais chuvoso do período de 1980 a 2006 da estação fluviométrica Tabuleiro com a faixa de variação de vazões ecológicas mínimas.

Para garantir maiores vazões em períodos de estiagem seria necessário garantir maior absorção das águas da chuva pelo solo, aumentando o escoamento subterrâneo e o abastecimento dos aquíferos, permitindo que em períodos de estiagem retorne maior vazão aos lençóis freáticos. O uso de técnicas conservacionistas como o manejo racional da pastagem, com o sistema de rotação de pastos, ajuda a reduzir a compactação do solo pelos animais permitindo maior infiltração da água da chuva pelo mesmo. Esta seria uma boa alternativa, uma vez que o uso do solo em maior parte da bacia do rio Formoso é caracterizado por pastagem.

O reflorestamento de margens, nascentes e topos de morro reduz o escoamento laminar, reduzindo as perdas de solo na região e aumenta a capacidade de absorção do solo garantindo também maior infiltração de água pelo solo. A implantação de terraços em campos de pastagem também seria uma boa alternativa para reduzir a velocidade do escoamento das águas de chuva permitindo que as mesmas penetrem no solo.

Estas são apenas algumas das técnicas conservacionistas que visam melhorias no solo e cursos d'água, devendo para a determinação de qual técnica deve ser implantada, analisar as condições locais como clima, solo, relevo do terreno, tipos de uso do solo, equipamentos disponíveis, entre outros, de forma a buscar a melhor solução local.

6. CONCLUSÕES

Com a realização deste trabalho pode-se concluir que:

- O trecho onde existe maior degradação apresentou menor número de espécimes de peixes;
- As curvas de adequação de habitat indicaram a preferência por ambientes com grandes vazões para muitos dos espécimes encontrados no rio Formoso;
- Para os espécimes mais adaptáveis a pequenas vazões demonstrou-se que, em períodos críticos, há necessidade de uma faixa de vazão de 4,5 a 5,5 m³s⁻¹ (faixa de vazão mínima ecológica), sendo que abaixo desta faixa a adaptação dos espécimes fica prejudicada.
- A análise dos valores de vazões remanescentes para fins de outorga demonstrou que as metodologias atualmente utilizadas no Brasil resultam em valores muito inferiores à faixa de vazão ecológica mínima proposta para o rio Formoso, colocando em risco a vida aquática de diversos espécimes ali existentes;
- De acordo com o hidrograma ecológico proposto verificou-se que entre os meses de julho a setembro existe a possibilidade de que as vazões no curso d'água sejam inferiores à faixa de vazão mínima ecológica, necessitando de maior atenção do órgão outorgante para não permitir que a vazão do rio Formoso decaia a valores prejudiciais à vida aquática;
- É necessária a implantação de técnicas de conservação de solo e preservação de nascentes no rio Formoso de forma a possibilitar maiores vazões nos períodos de estiagem visando garantir água em quantidade e qualidade suficientes para outorga de uso de água e para a manutenção da vida aquática.

7. REFERÊNCIA BIBLIOGRAFICA

Agra, S.G.; Souza, C.F.; Silva, L.M.C. Da; Carvalho, G.S. De; Collischonn, W. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17. São Paulo SP, 29, nov., 2007.

Alvarez, R.P.P. **Estudo experimental e teórico da qualidade de água da drenagem urbana com base ecohidrológica**. Dissertação de mestrado. USP, São Carlos, SP. 2010.

Amorim, F.B. **Impacto da adoção de vazões ecológicas no baixo curso do rio São Francisco sobre a geração hidrelétrica**. Dissertação de mestrado. Salvador, BA. 2009.

ANA. **Gerência de Outorga**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/gestaoRecHidricos/Outorga/default2.asp>>. Acesso em: 06 setembro 2011

ANA. **Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no país: Diretrizes e prioridades**. Brasília: Agência Nacional de Águas; Ministério do Meio Ambiente, 2005. 143 p. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/pnrh_novo/Tela_Apresentacao.htm>. Acesso em: 20 julho 2010.

Arthington, A.H.; Bunn, S.E.; Poff, N.L. & Naiman, R.J. **The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems**. Ecological Applications 16(4), pp. 1311-1318. 2006.

Belmar, O.; Velasco, J.; Martinez-Capel, F. Hydrological Classification of Natural Flow Regimes to Support Environmental Flow Assessments in Intensively Regulated Mediterranean Rivers, Segura River Basin (Spain). **Environmental Management**, v.47, p.992-1004. 2011.

Benetti, A.D., Lanna, A.E., Cobalchini, M.S., 2003. Metodologias para Determinação de Vazões Ecológicas em Rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**: Vol. 8, n. 2 Abr/Jun.

Bovee, K. D. et al. **Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology**. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Information and Technological Report 1997-0006 (Interim Version), p.172. 1997.

Borghetti, M.R.B; Borghetti, J. R. & Filho, E.F.R. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do mercosul**. Maxigráfica, Curitiba. 214p. 2004.

Chow, V. T.: Open-Channel Hydraulics. McGraw-Hill. 1959.

Craig, J. F. **Large dams and freshwater fish bio diversity**. Contributing paper prepared for Thematic Review II.1: Dams, ecosystem functions and environmental restoration – World Commission on Dams. www.dams.org. 59 p. 2000.

Collischonn, W.; Agra, S. G.; Freitas, G. K.; Priante, G. R.; Tassi, R.; Souza, C. F. Em busca do hidrograma ecológico. In **Anais: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - ABRH**, João Pessoa – PB, 2005.

Collischonn, W.; Agra, S. G.; Souza, C. F.; Tassi, R.; Freitas, G. K.; Priante, G. R. Da vazão ecológica ao hidrograma ecológico. In **Anais: VIII Congresso da Água**, 2006, Figueira da Foz. Água, sede de sustentabilidade. Lisboa : Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2006.

Cruz, J.C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. Dissertação de doutorado. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2001. 189 p.

Cruz, R.C. **Prescrição de vazão ecológica: Aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados**. Dissertação de doutorado. Porto Alegre, RS: UFRGS. 2005. 176 p.

DNAEE - DEPARTAMENTO NACIONAL DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA, **Portaria 1569**, dezembro; 1997.

Gondim, J. 2006. Apresentação na 51^a Reunião da CTAP – Câmara Técnica de Análise de Projetos do CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos.

Guilhon, L. G. F. **Modelo heurístico de vazões naturais médias semanais aplicado à usina de Foz do Areia**. Dissertação (Planejamento Energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro – RJ. 95 p. 2002.

Hansson, L. Why ecology fails at application: should we consider variability morethan regularity?. **Oikos, Lund, Sweden**, v.100, n.3, p.624–627, 2003.

Horn, M.H. **The amount of space available for marine and freshwater fishes**. NOAA Fish Bull 70 (4) 1295-1297. 1972.

Kulik, B. H. A method to refine the New England aquatic base flow policy. **Rivers** 1, p.8-22. 1990.

Lanna, A.E. & Benetti, A.D. **Estabelecimento de critérios para definição da vazão ecológica no Rio Grande do Sul. Relatório final.** Porto Alegre: Fundação Estadual de Proteção Ambiental. 82 p. (Relatório Técnico). 2000.

Matola, J.; Leestemaker, J. H. **Towards a More Integrated Management of the Umbeluzi River. Experiences from Mozambique.** Disponível em: [www.ccwr.ac.za/knprrp/jhl\(web\).html](http://www.ccwr.ac.za/knprrp/jhl(web).html). Acesso em: 12/05/2011. 2000.

Moraes, L.A.F.de. A visão integrada da ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. **Revista: Oecologia Brasiliensis**, 13(4): 676-687, 2009.

NETTO, A. J. M.; FERNANDEZ, M. F.; ARAÚJO, R. de; ITO, A. E. **Manual de hidráulica.** 8. ed. São Paulo: E. Blücher, 1998. 669 p.

Nilsson, C.; Jansson, R.; Malmqvist, B. & Naiman, R. Restoring riverine landscapes: the challenge of identifying priorities, reference states, and techniques. **Ecology and Society**, 12(1): 16. 2007.

Pante, A. R.; Marques, M. G.; Canellas, A. V. B.; Lanna, A. E. L. **Proposta de Metodologia Simplificada para Determinação da Vazão Ecológica em Aproveitamentos Hidrelétricos.** Submetido a Revista Brasileira de Recursos Hídricos. 2004.

Paulo, R.G.Fde. **Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para a aplicação do método do perímetro molhado no caso de capim branco I.** Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte. 2007.

Pelissari, V. B., Sarmiento, R. Vazão Ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, ES. **Anais: V Simpósio Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente**, 11 a 15 de agosto. 2003. Vitória, ES.

Petts, G. E.; Maddock, I. **Flow allocation for river needs.** In: The Rivers Handbook. P. Calow e G. Petts (eds). Blackwell Science, Oxford, p.289-307. 1994.

Poff, N.L., et al. **The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration.** Bioscience, Vol. 47 No. 11 pp. 769-784. 1997.

Porto, R. M. - **Hidráulica Básica.** Projeto Reenge, USP. São Carlos, 1998. 2ª edição.

Portugal (2002) Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Decreto Regulamentar N.º 11/2002 de 08-03-2002. **Plano de Bacia Hidrográfica (PBH) do Lima - 3ª Fase – Estratégias, Medidas e Ações.** (Rev.1 - 00/09/15). Diário da República I Série B. Disponível em http://www.dra-n.pt/temas/pbh/cdrom/lima/3_fase/Li3.pdf. Acessado em 26/06/2010.

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

PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D.da; KOETZ, M. **Estudo da vazão em cursos d'água.** Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola – Universidade Federal de Viçosa. 2006. 151 p. (Caderno didático 43).

Rattes, M. O Brasil e as Águas. **Revista Época**, 267: 69- 86. 2003.

Reis, A.A. dos. **Estudo Comparativo, Aplicação e Definição de Metodologias Apropriadas para a Determinação da Vazão Ecológica na Bacia do Rio Pará, em Minas Gerais.** Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 2007.

Richter, B.D. et al. **Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity.** Ecological Applications, vol. 13 No. 1 pp. 206-224. 2003.

Rodrigues, A.S.L. Uma visão holística sobre os ecossistemas fluviais. **Revista da Biologia**, 2: 8-11. 2009.

Santos, I et al; **Hidrometria Aplicada.** Curitiba: Centro de Hidráulica e Hidrologia. Professor Parigot de Souza, CEHPAR, 2001.

Santos, H.de A. e, Chaves, C., Leal, C.G. e Pompeu, P. dos S. Importância da Modelagem Hidrodinâmica para fins de Revitalização de Cursos D'água: Aplicação do Método PHABSIM em um Trecho do Rio das Velhas. **Anais: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Campo Grande, MS, Novembro, 2009.

Sarmiento, 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. Junho, 2007.

Shrivastava, G. Ecohydrology and water resources management: a pilot study in Trinidad. **Hydrological Sciences**, n 51, v.6, p. 1163-1176. 2006.

Smakthin, V. Environmental flows: a call for hydrology. **Hydrological Processes**, v.21, p.701-703. 2007.

Souza, C., Agra, S., Tassi, R., Collsichonn, W. Desafios e oportunidades para a implementação do hidrograma ecológico. **REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina**, Vol. 5, no. 1, p. 25-38, jan./jun. 2008.

Souza, C.F. **Vazões ambientais em hidrelétricas: Belo Monte e Manso**. Dissertação de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, agosto de 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Volume 4: lagoas de estabilização. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2009.

Stalnaker, C.; Lamb, B.L.; Henriksen, J.; Bovee, K. & Bartholow, J. **The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM**. U.S. Department of Interior. National Biological Service, Washington, D.C. 1995.

Starzomski, B.M. *et. al.* Contemporary visions of progress in ecology and thoughts for the future. **Ecology and Society**, v.9, n.1, 2004.

Tennant, D. L. Instream Flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. **Fisheries** 1, p.6-10. 1976.

TUCCI, C.E.M. 1993. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. EDUSP, Editora da UFRGS, ABRH, 952p.

USGS. U.S. Geological Survey. **PHABSIM for Windows - User's Manual and Exercises** Midcontinent Ecological Science Center. U.S. Department of the Interior, Novembro, 299p, 2001.

Zalewski, M.; Janauer, G. A.; Jolánkai, G. **Ecohydrology – A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources**. International Hydrological Programme - IHP. UNESCO, Paris, 1997.

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

Zalewski, M. Ecohydrology- the use of ecological and hydrological process for sustainable management of water resources. **Journaldes Sciences Hydrologiques**, 47(5): 825-834, 2002.

Zalewski, M. Ecohydrology for compensation of Global Change. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, n.3, p.689-695. 2010.

ANEXO I

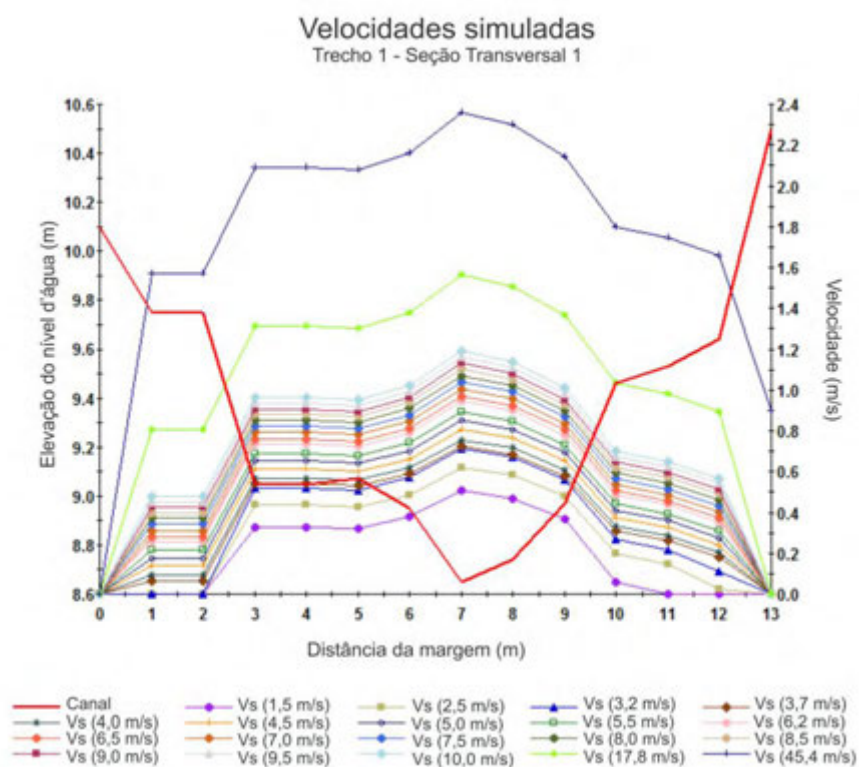


Figura 29. Resultado da simulação de velocidades na seção transversal 1 do primeiro trecho do rio formoso.

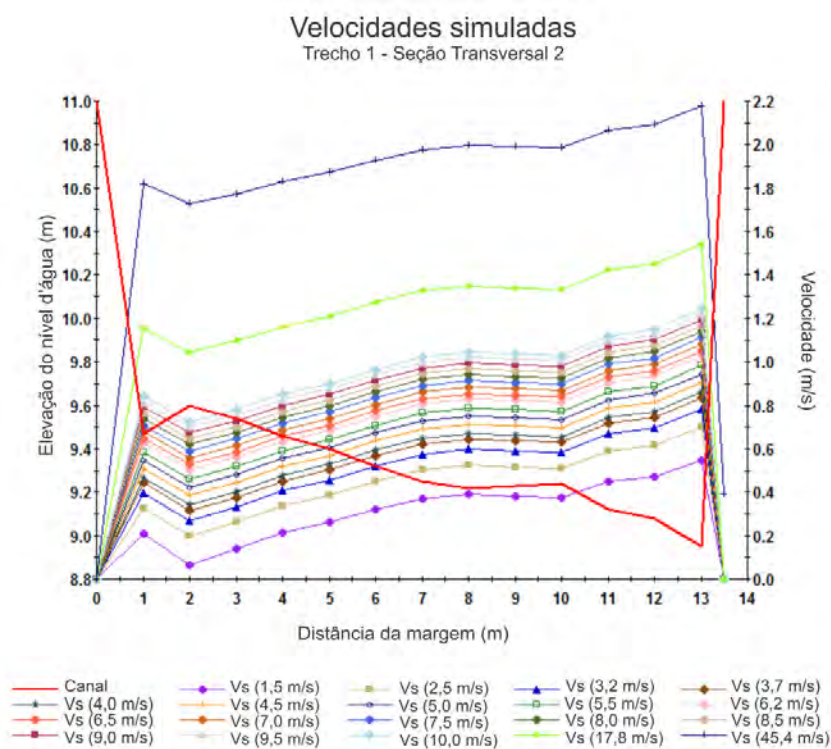


Figura 30. Resultado da simulação de velocidades na seção transversal 2 do primeiro trecho do rio formoso.

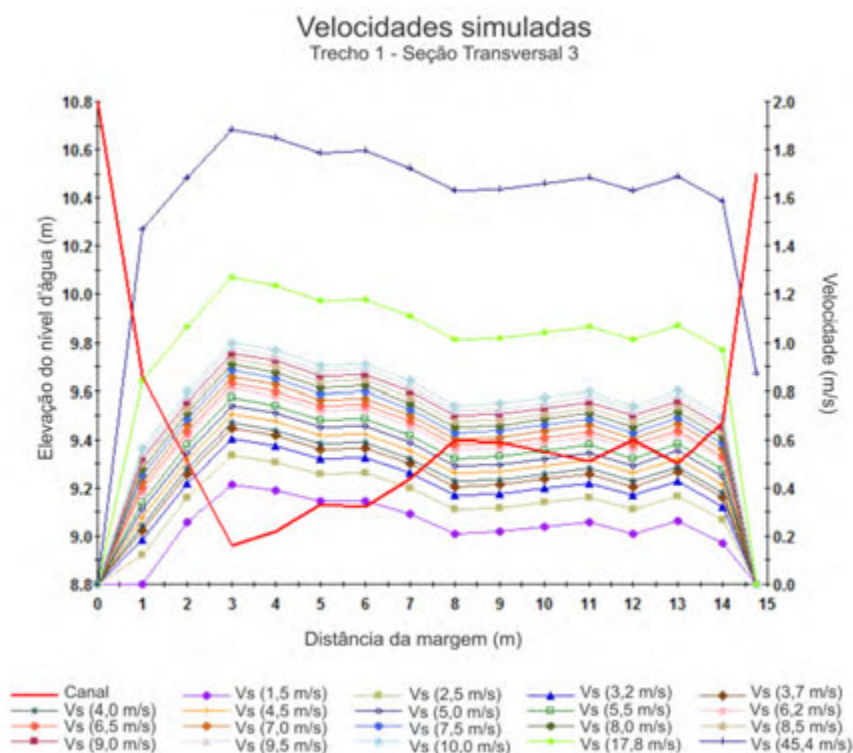


Figura 31. Resultado da simulação de velocidades na seção transversal 3 do primeiro trecho do rio formoso.

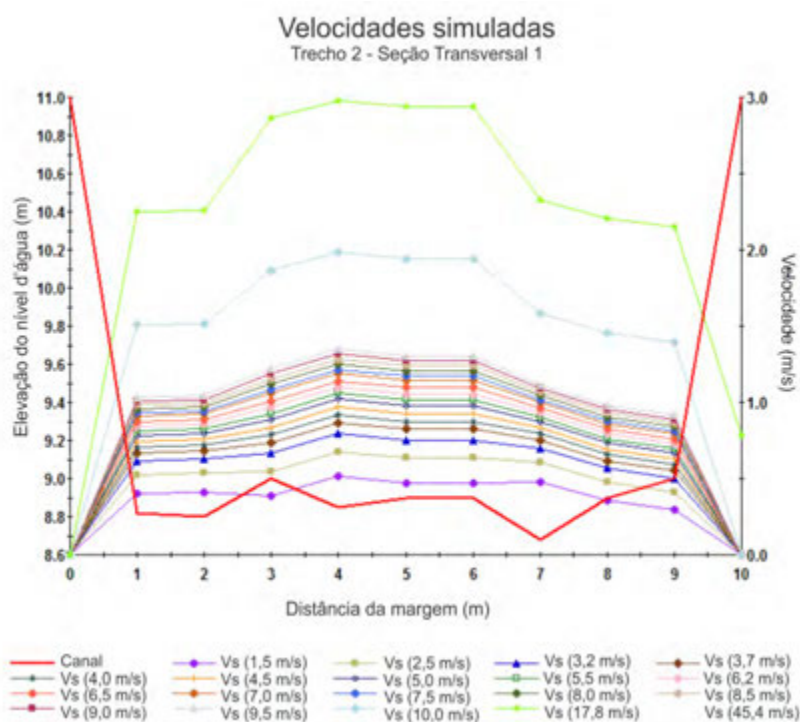


Figura 32. Resultado da simulação de velocidades na seção transversal 1 do segundo trecho do rio formoso.

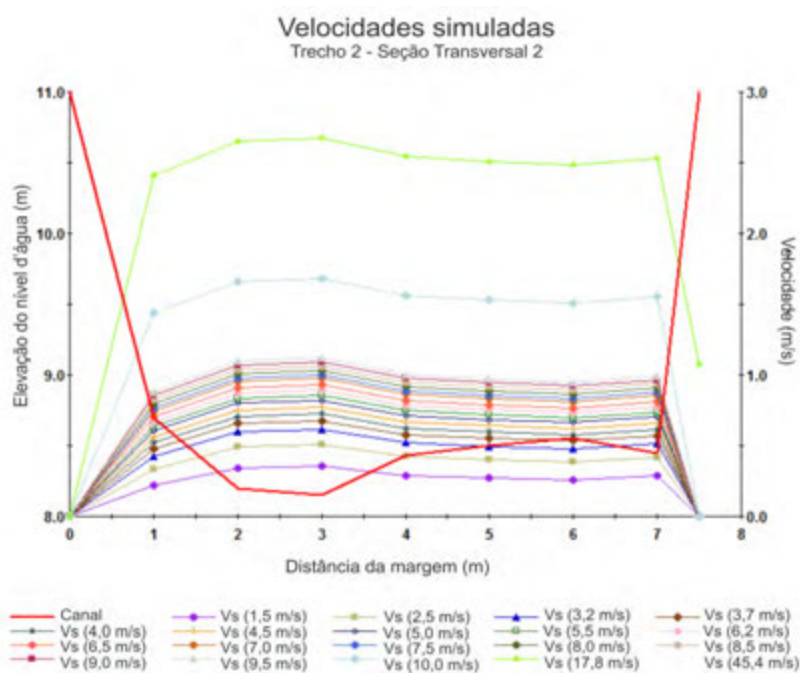


Figura 33. Resultado da simulação de velocidades na seção transversal 2 do segundo trecho do rio formoso.

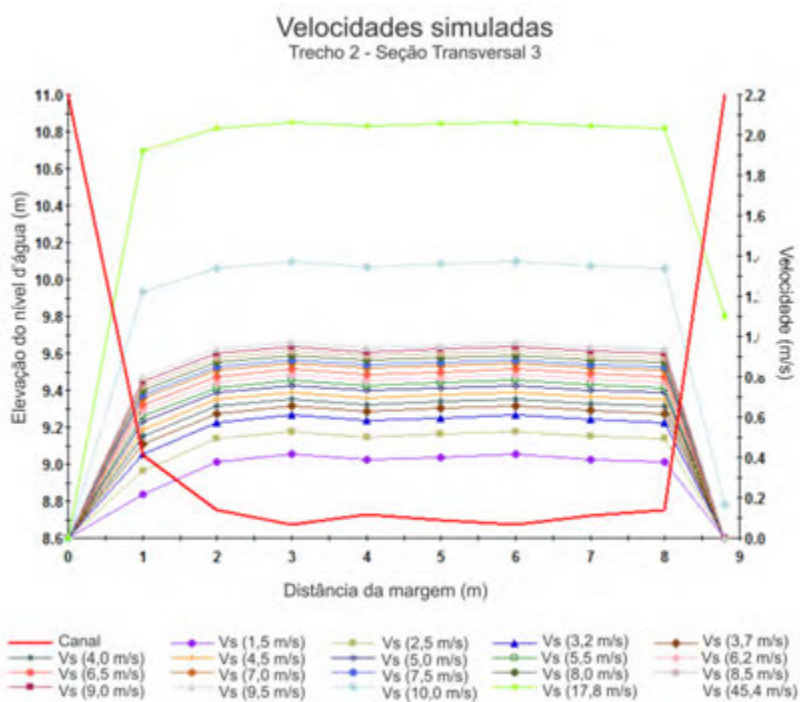


Figura 34. Resultado da simulação de velocidades na seção transversal 3 do segundo trecho do rio formoso.

ANEXO II

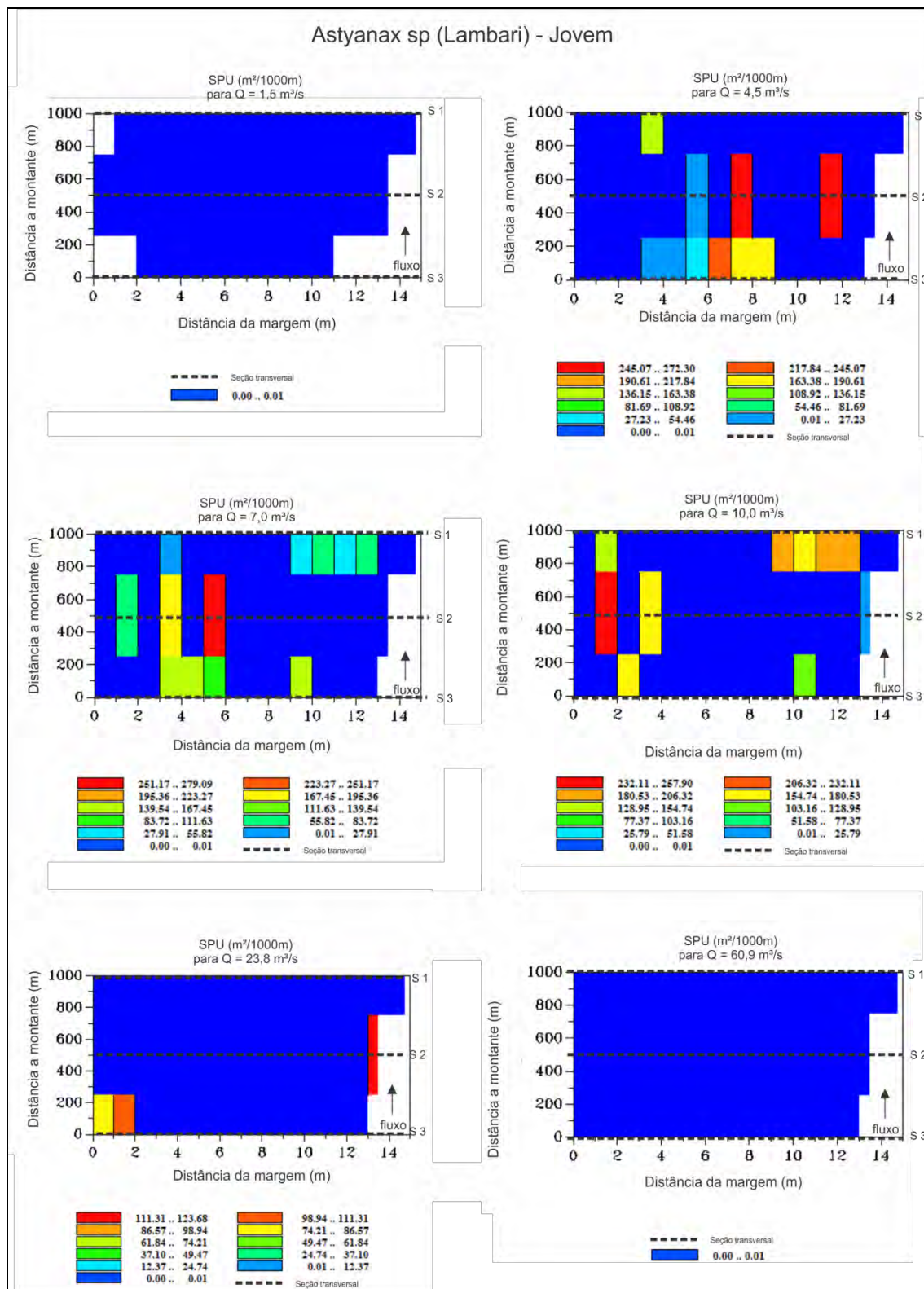


Figura 35. Resultado da SPU para o espécime *Astyanax sp* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

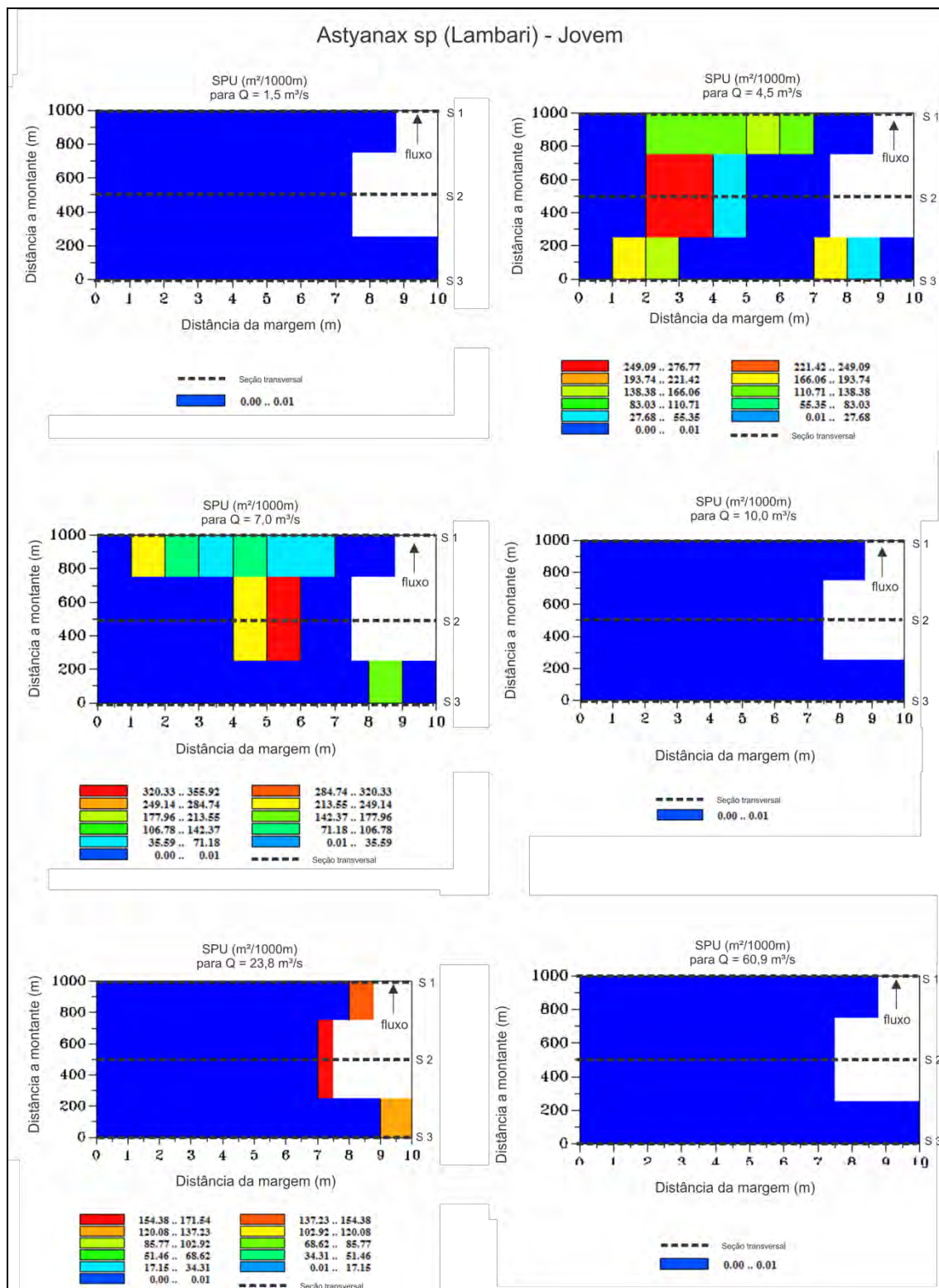


Figura 36. Resultado da SPU para o espécime *Astyanax sp* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

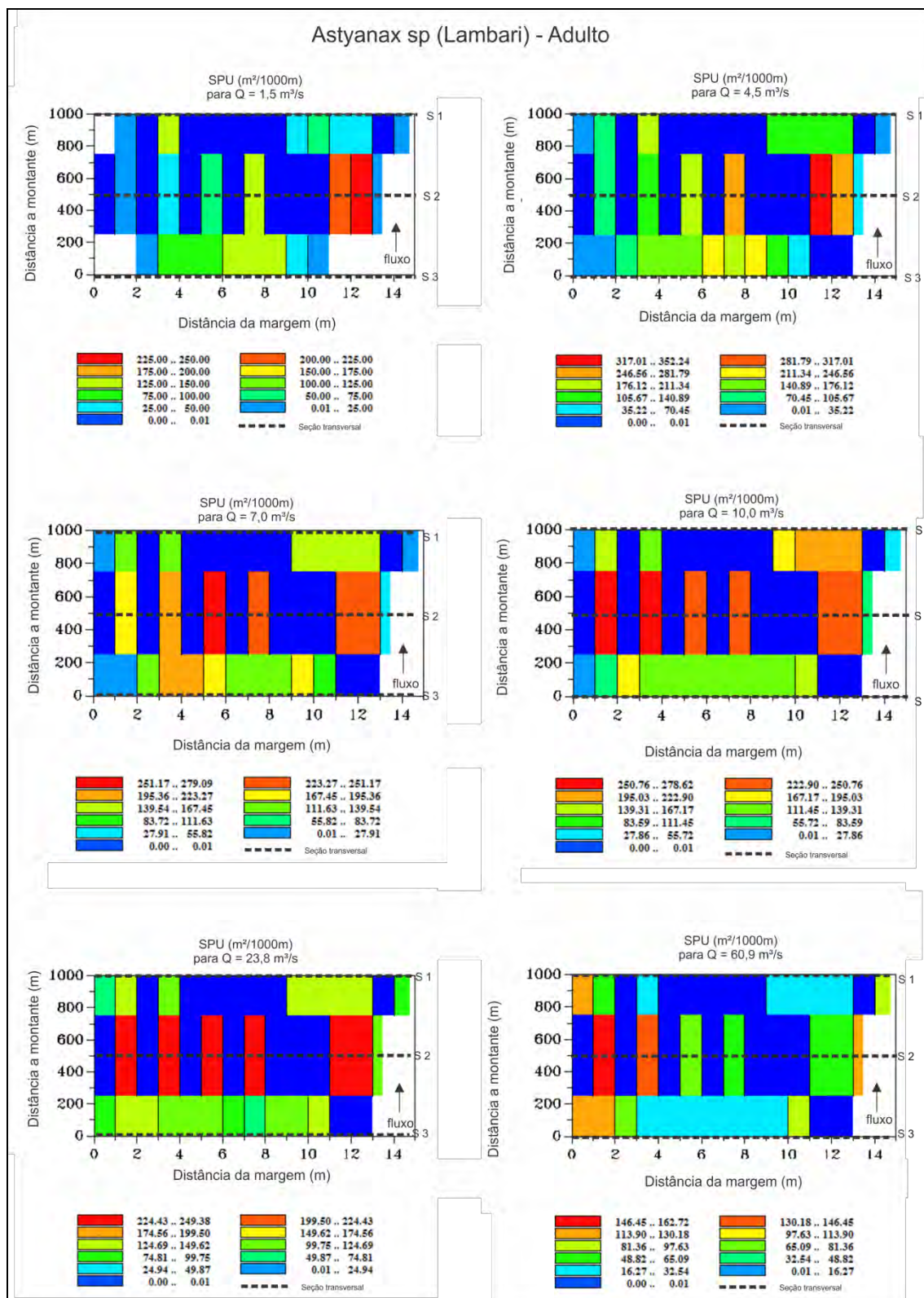


Figura 37. Resultado da SPU para o espécime *Astyanax sp* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

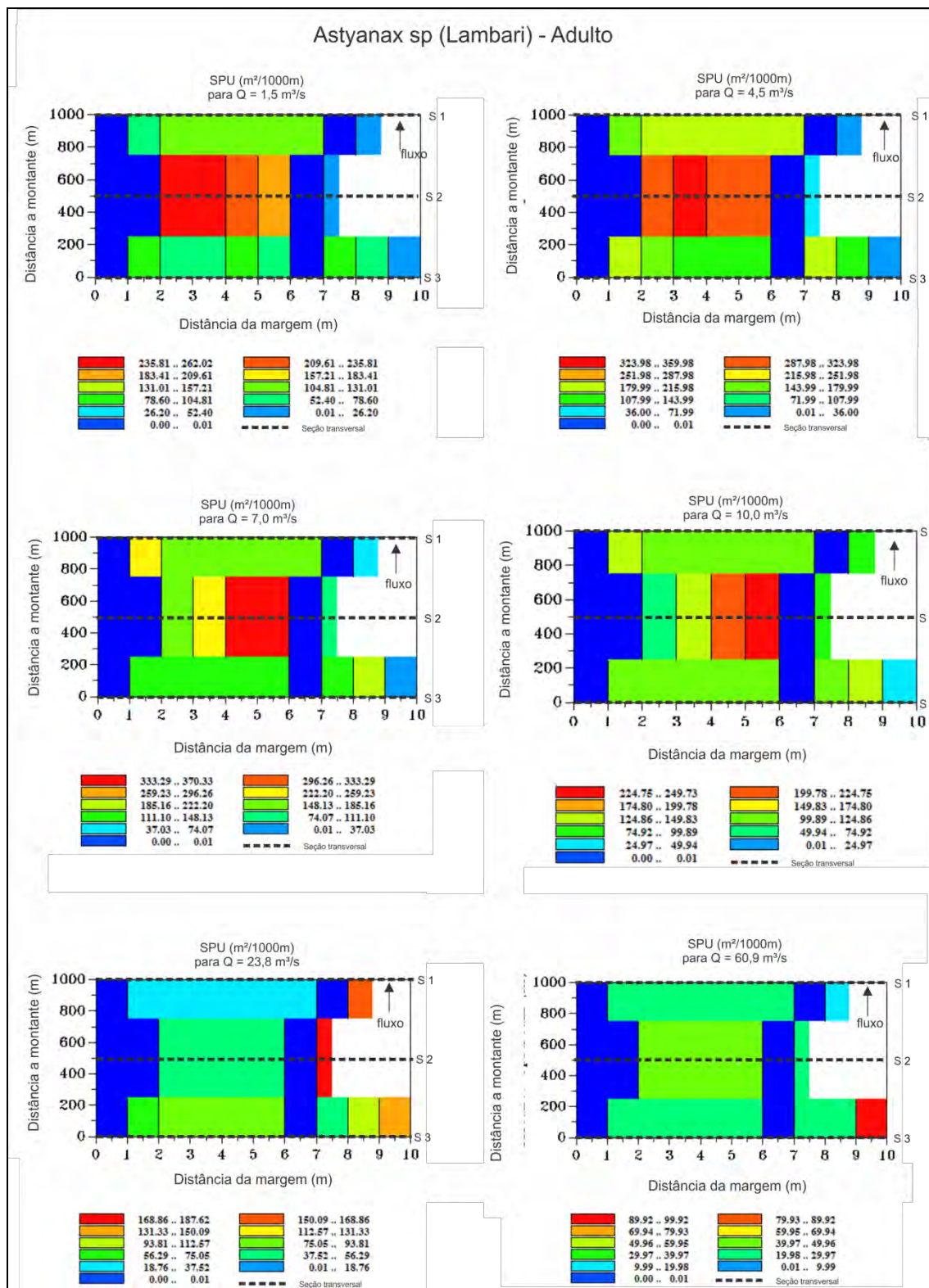


Figura 38. Resultado da SPU para o espécime *Astyanax sp* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

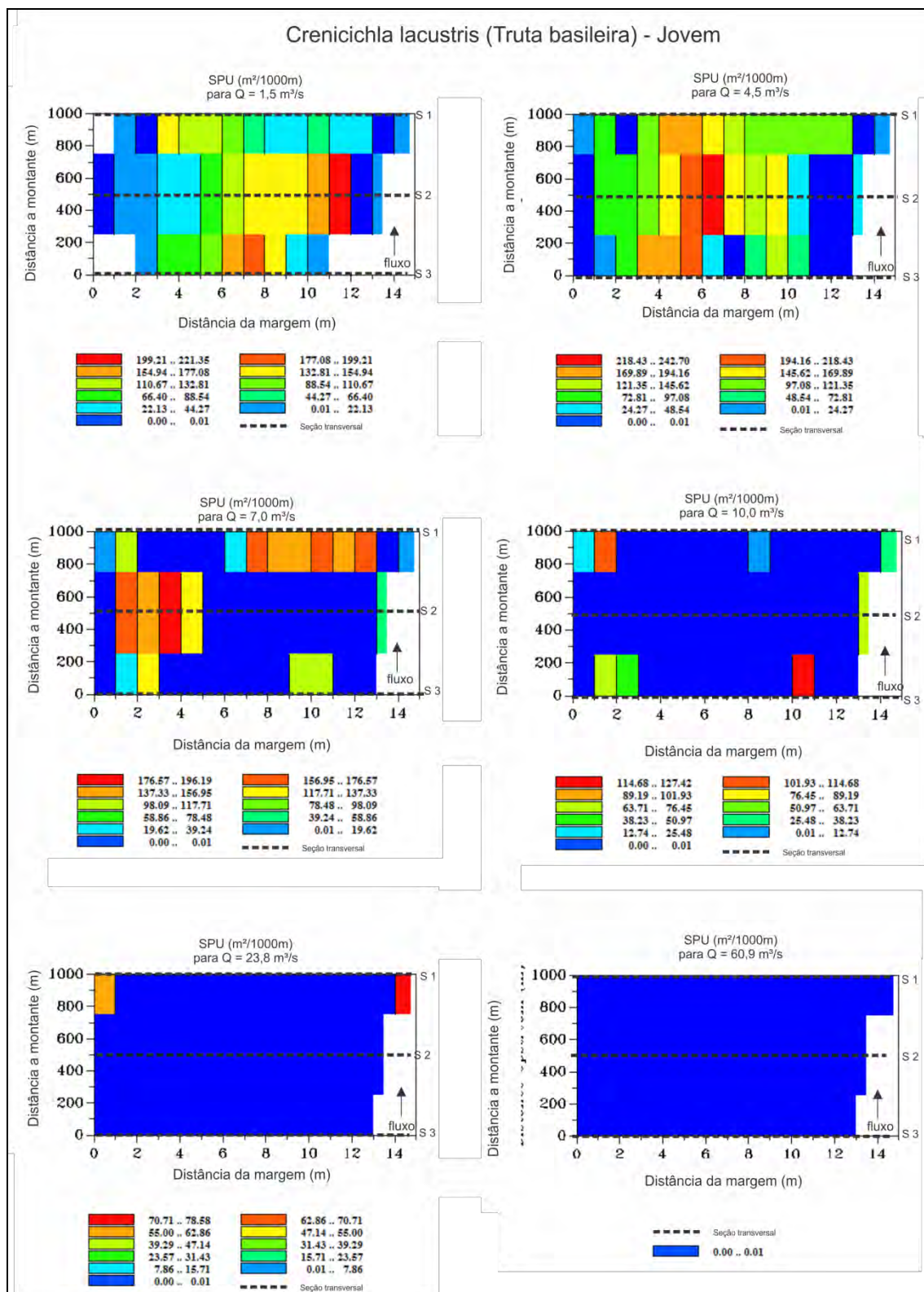


Figura 39. Resultado da SPU para o espécime *Crenicichla lacustris* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

Crenicichla lacustris (Truta basileira) - Jovem

SPU (m²/1000m)
para Q = 1,5 m³/s

Distância da margem (m)

393.02 .. 436.70	349.35 .. 393.02
305.69 .. 349.35	262.02 .. 305.69
218.35 .. 262.02	174.69 .. 218.35
131.01 .. 174.68	87.34 .. 131.01
43.67 .. 87.34	0.01 .. 43.67
0.00 .. 0.01	

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 4,5 m³/s

Distância da margem (m)

435.95 .. 484.39	387.51 .. 435.95
339.07 .. 387.51	290.63 .. 339.07
242.19 .. 290.63	193.75 .. 242.19
145.32 .. 193.75	96.88 .. 145.32
48.44 .. 96.88	0.01 .. 48.44
0.00 .. 0.01	

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 7,0 m³/s

Distância da margem (m)

69.57 .. 77.30	61.84 .. 69.57
54.11 .. 61.84	46.38 .. 54.11
38.65 .. 46.38	30.92 .. 38.65
23.19 .. 30.92	15.46 .. 23.19
7.73 .. 15.46	0.01 .. 7.73
0.00 .. 0.01	

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 10,0 m³/s

Distância da margem (m)

99.45 .. 110.51	88.40 .. 99.45
77.35 .. 88.40	66.30 .. 77.35
55.25 .. 66.30	44.20 .. 55.25
33.15 .. 44.20	22.10 .. 33.15
11.05 .. 22.10	0.01 .. 11.05
0.00 .. 0.01	

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 23,8 m³/s

Distância da margem (m)

59.41 .. 66.02	52.81 .. 59.41
46.21 .. 52.81	39.61 .. 46.21
33.01 .. 39.61	26.40 .. 33.01
19.80 .. 26.40	13.20 .. 19.80
6.60 .. 13.20	0.01 .. 6.60
0.00 .. 0.01	

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 60,9 m³/s

Distância da margem (m)

0.00 .. 0.01	
--------------	--

Seção transversal

89

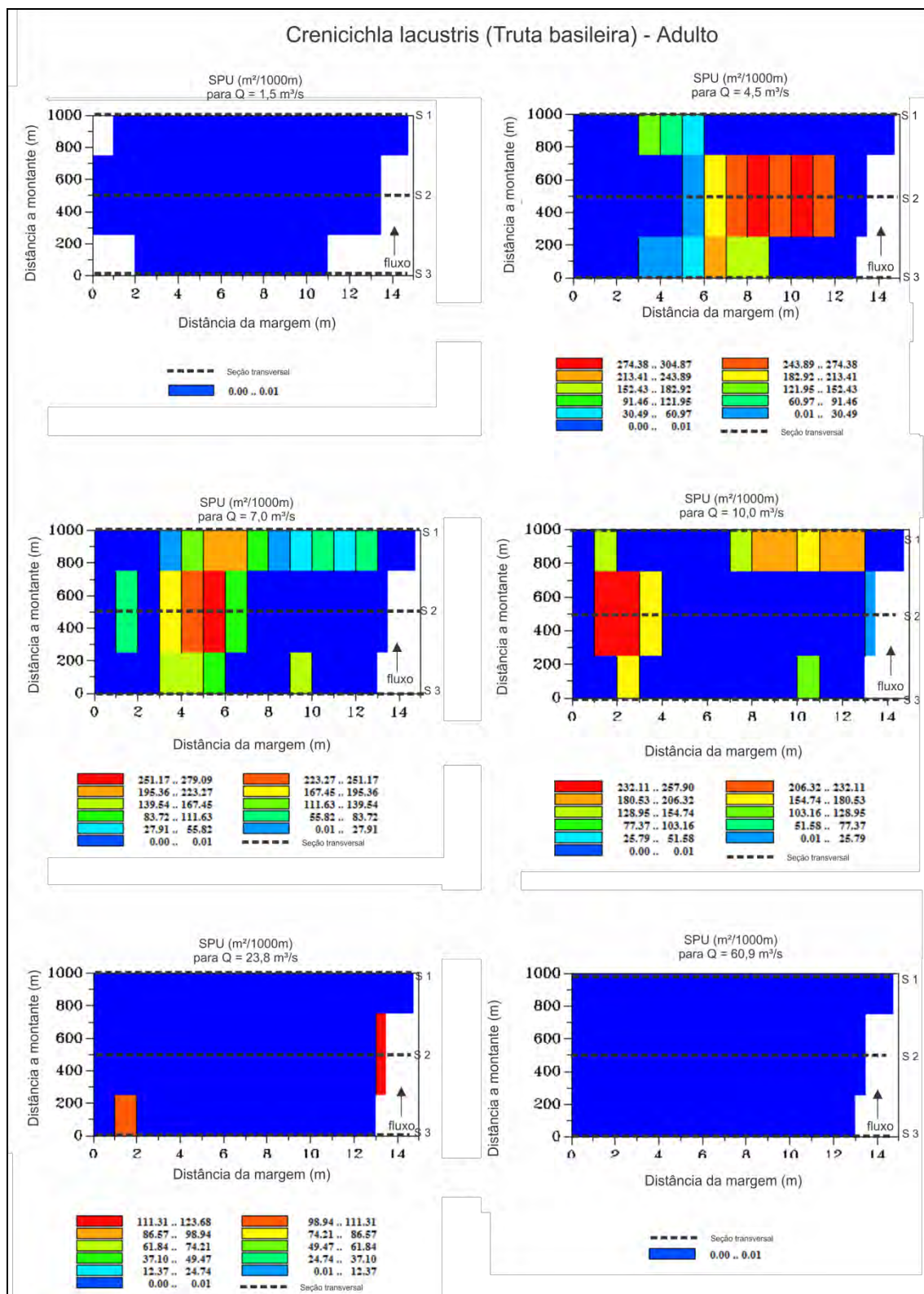


Figura 41. Resultado da SPU para o espécime *Crenicichla lacustris* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

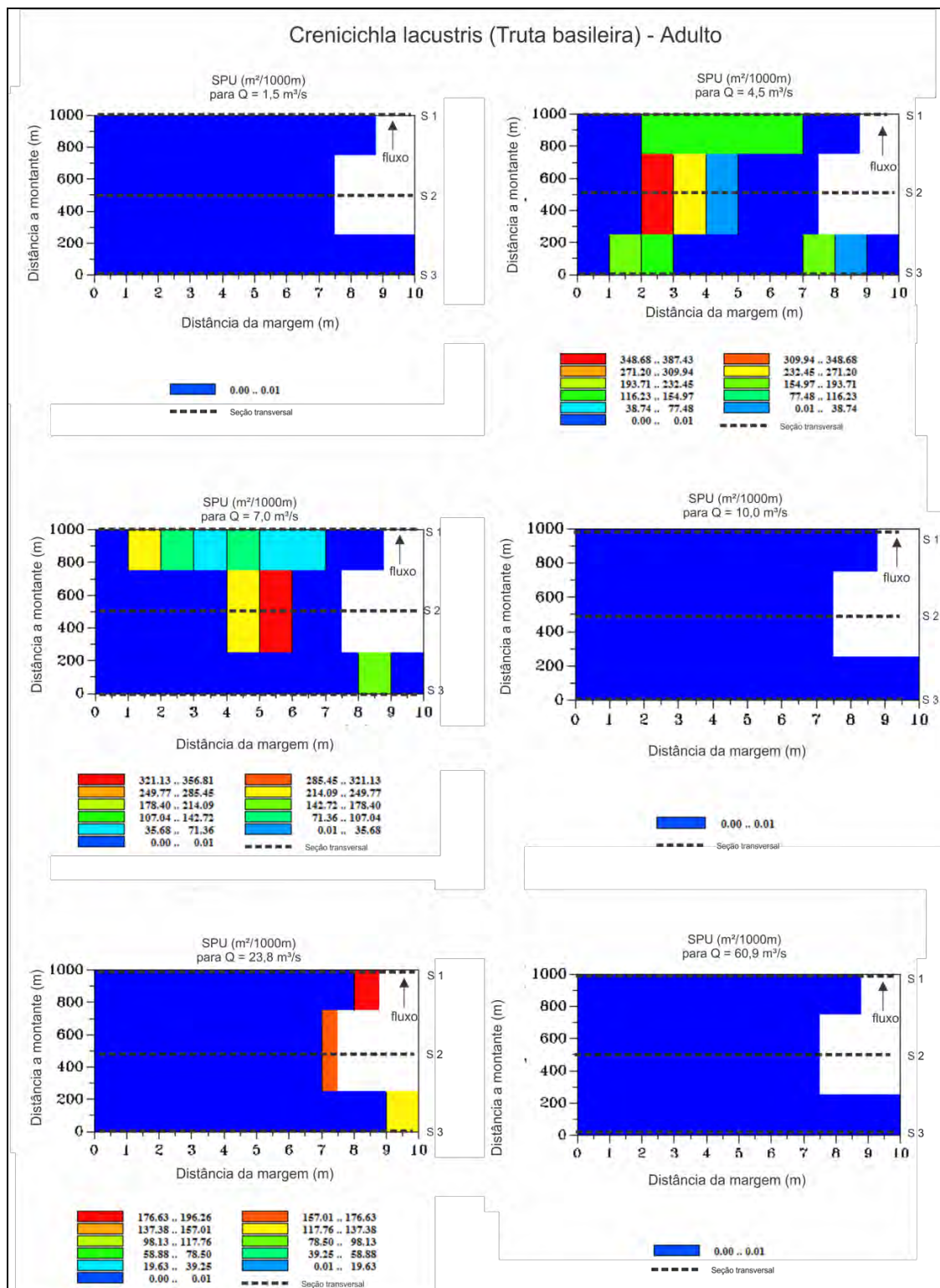


Figura 42. Resultado da SPU para o espécime *Crenicichla lacustris* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

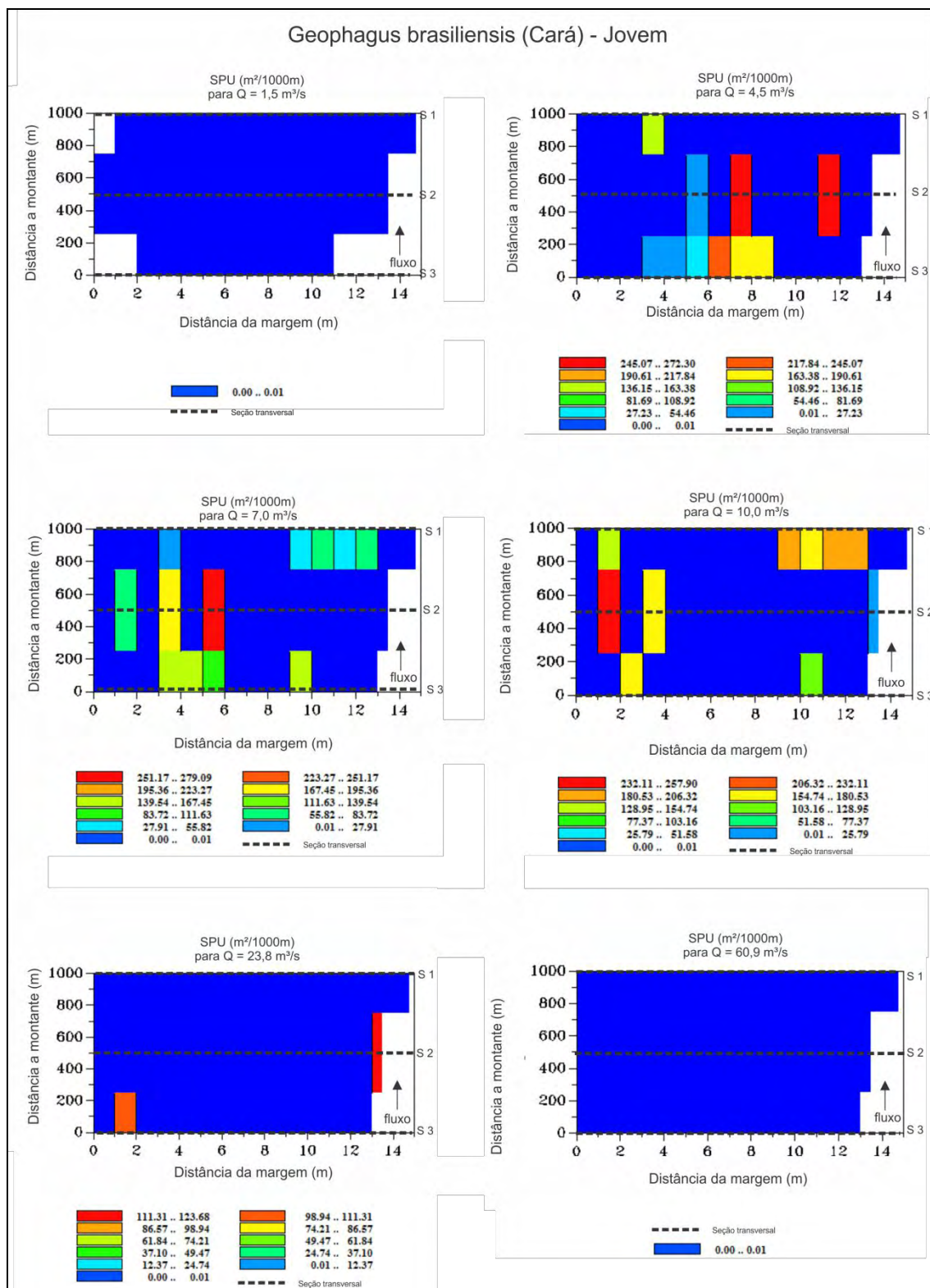


Figura 43. Resultado da SPU para o espécime *Geophagus brasiliensis* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

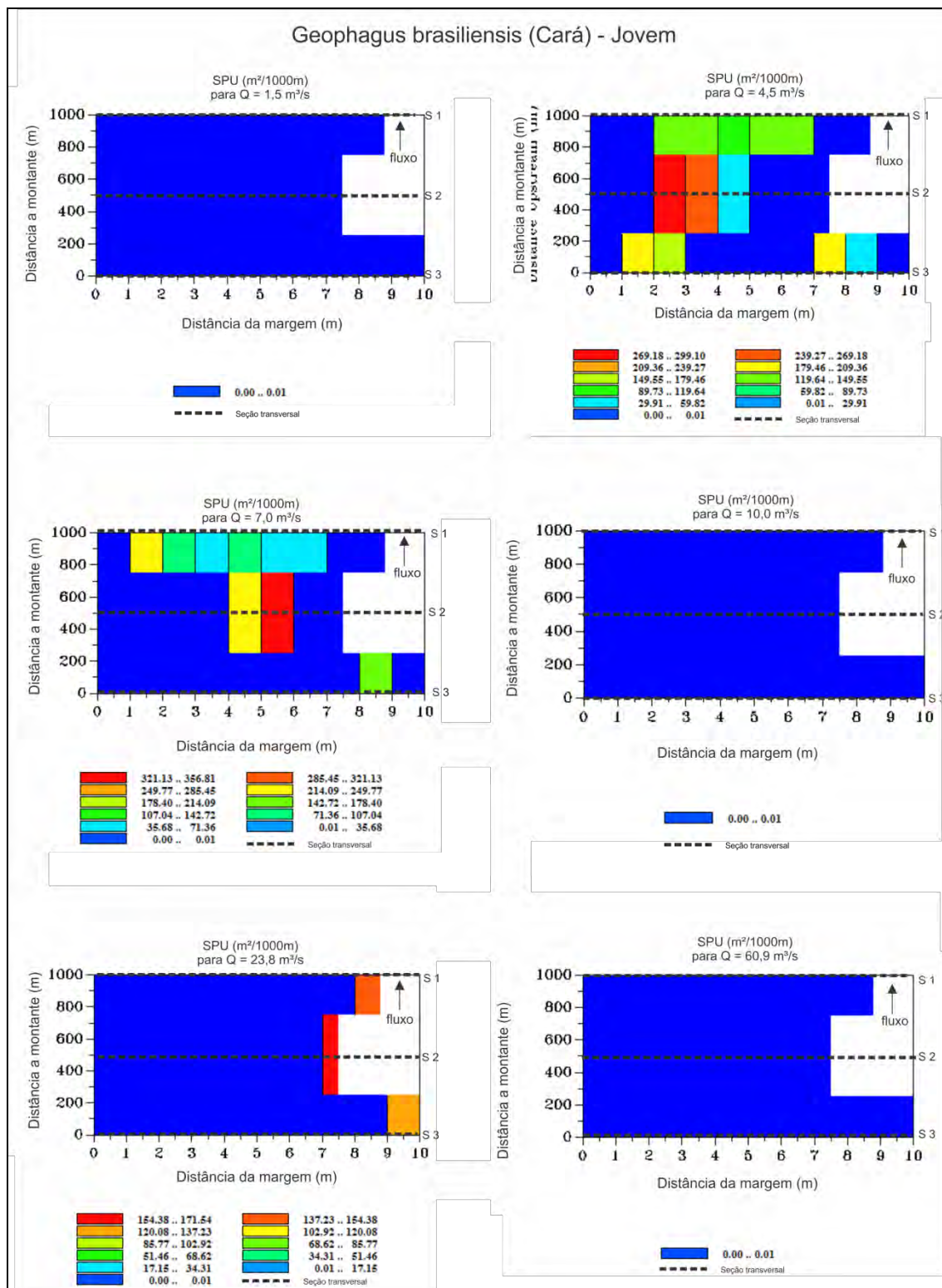


Figura 44. Resultado da SPU para o espécime *Geophagus brasiliensis* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

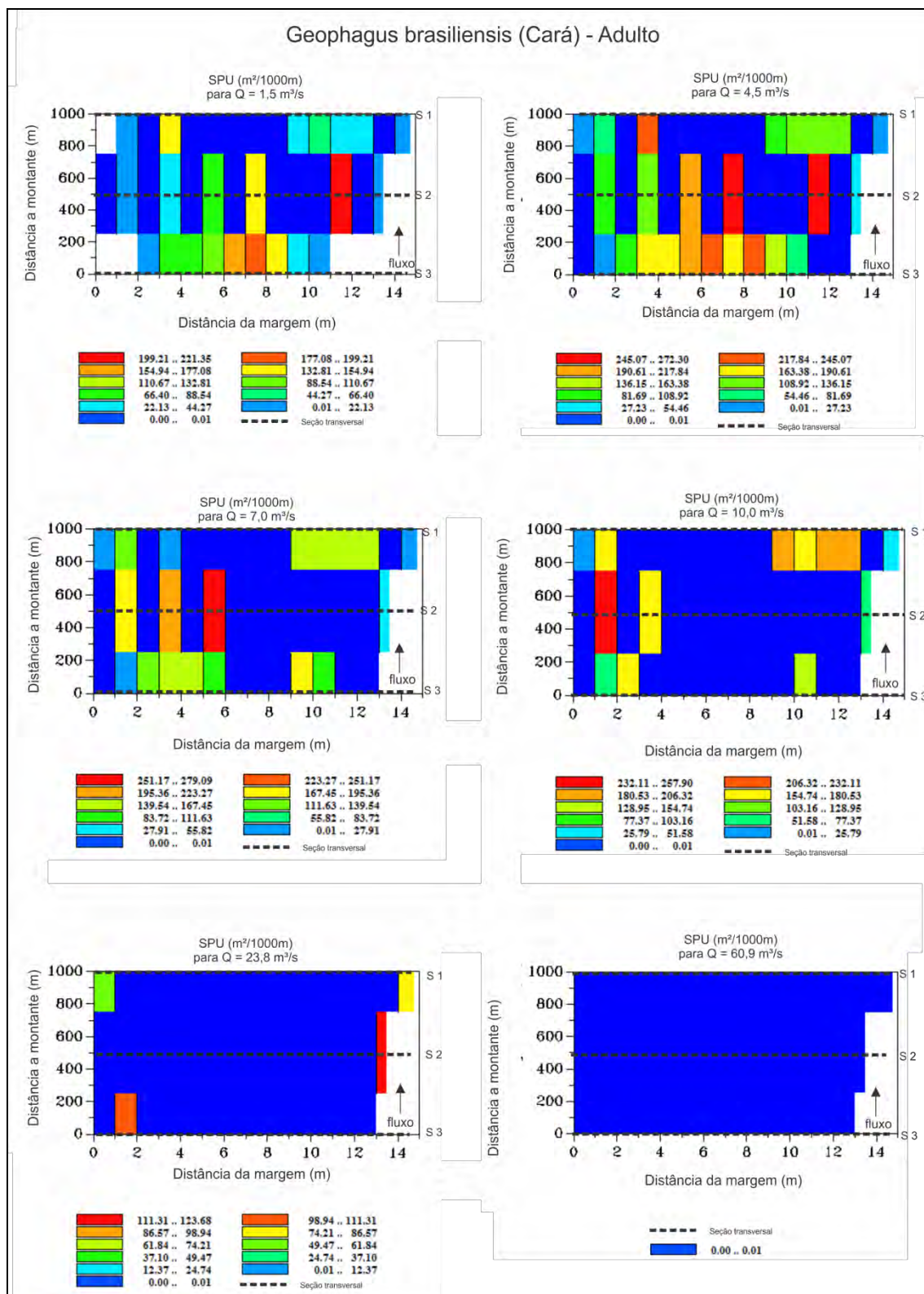


Figura 45. Resultado da SPU para o espécime *Geophagus brasiliensis* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

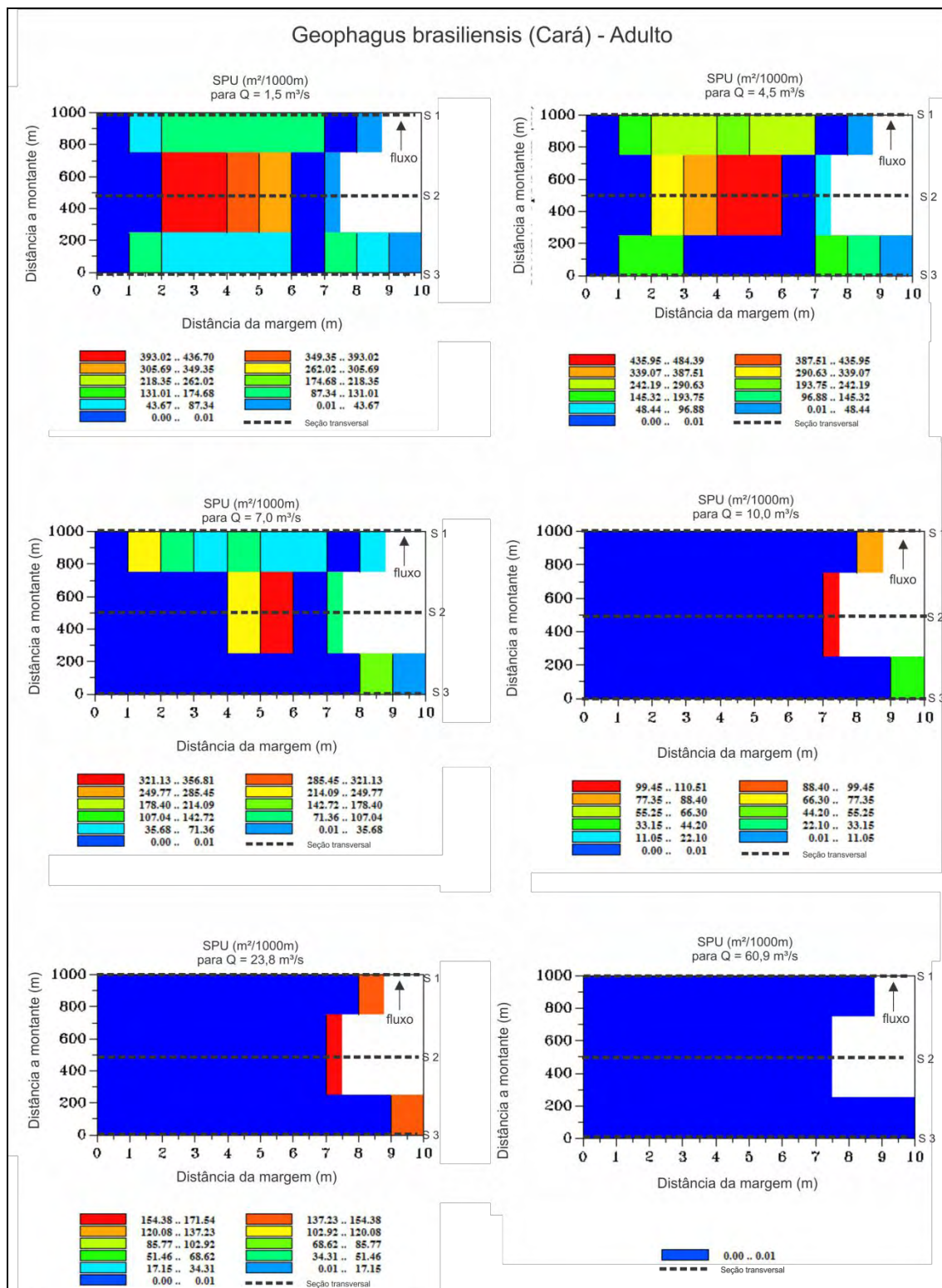


Figura 46. Resultado da SPU para o espécime *Geophagus brasiliensis* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

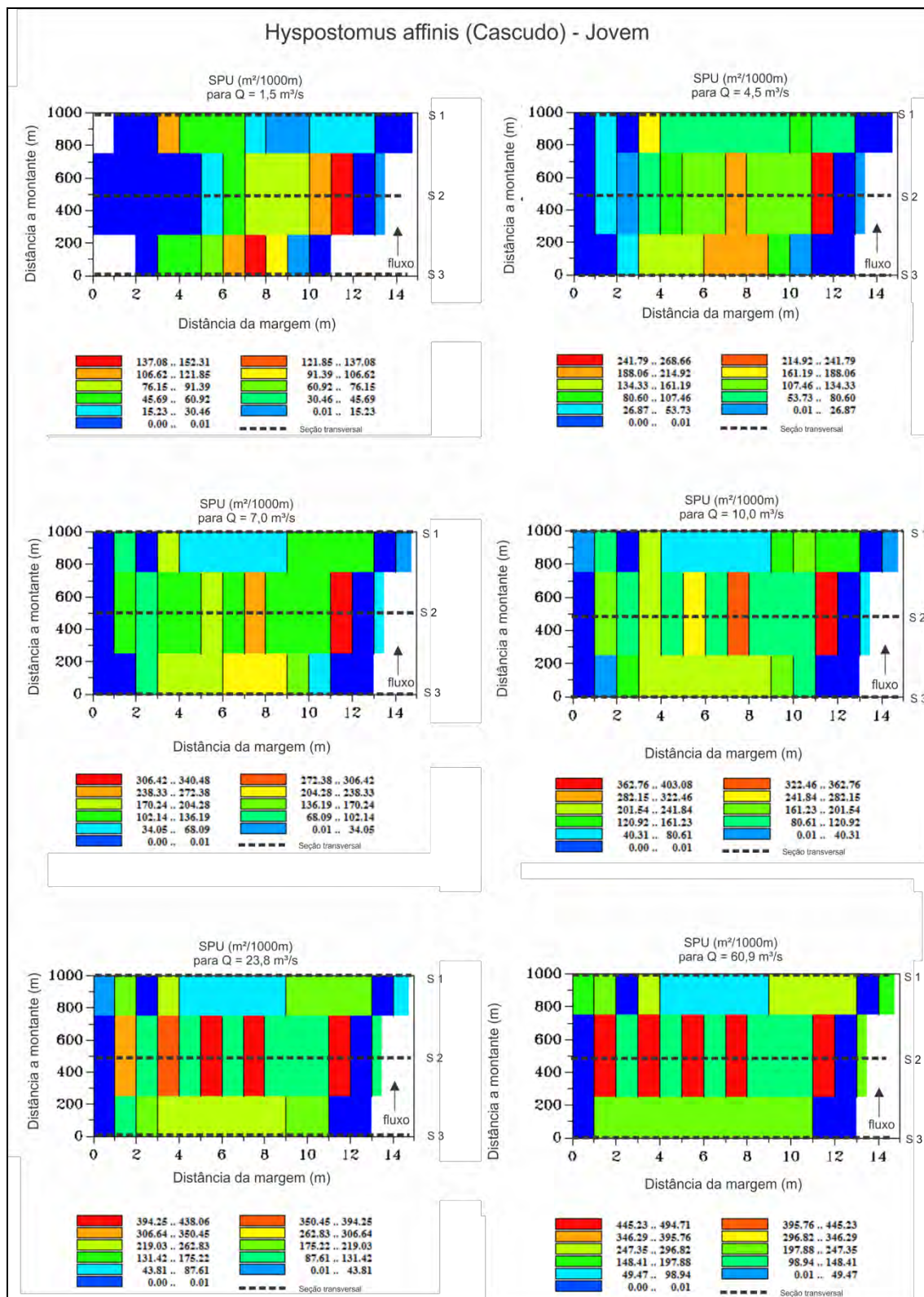


Figura 47. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus affinis* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

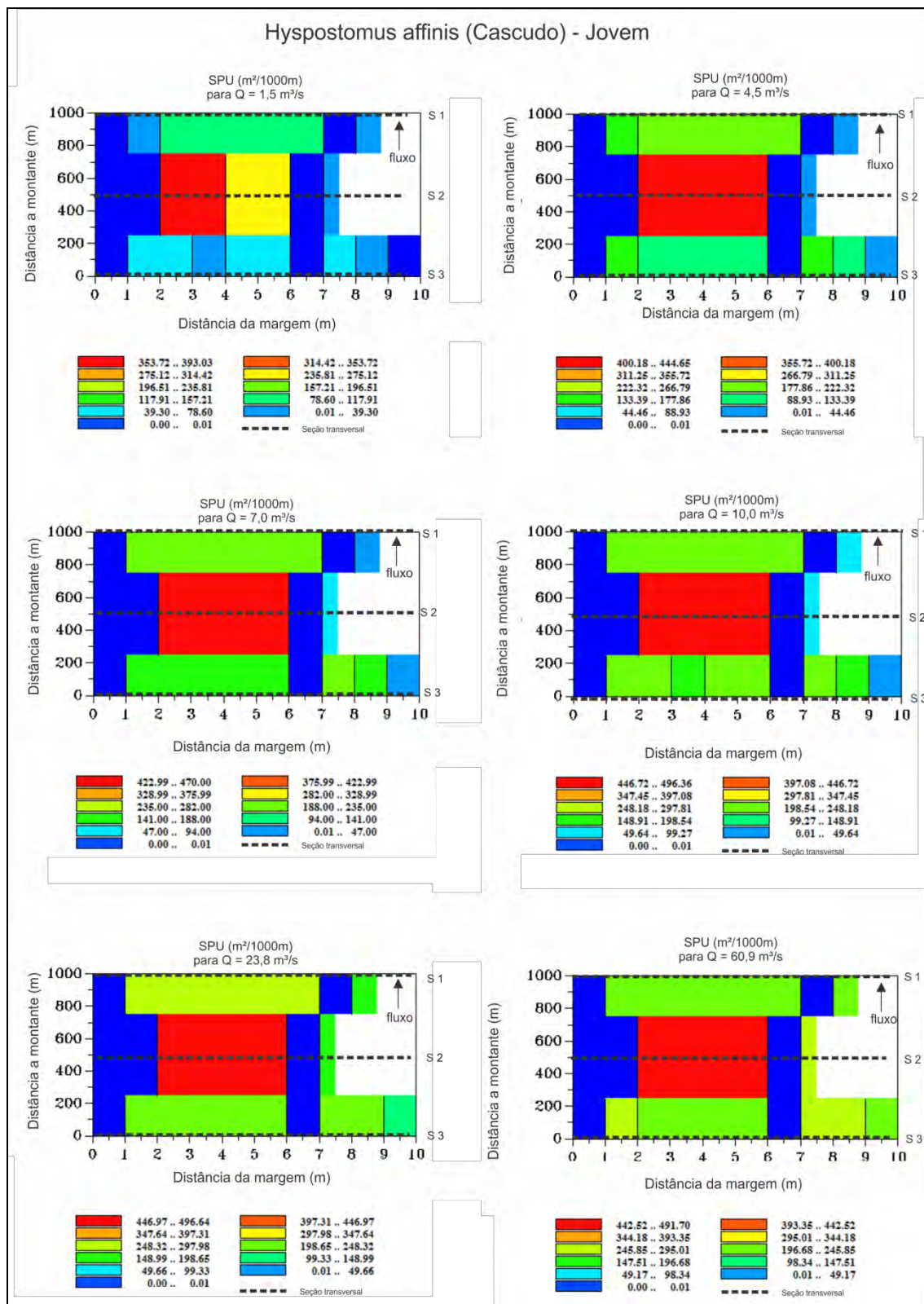


Figura 48. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus affinis* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

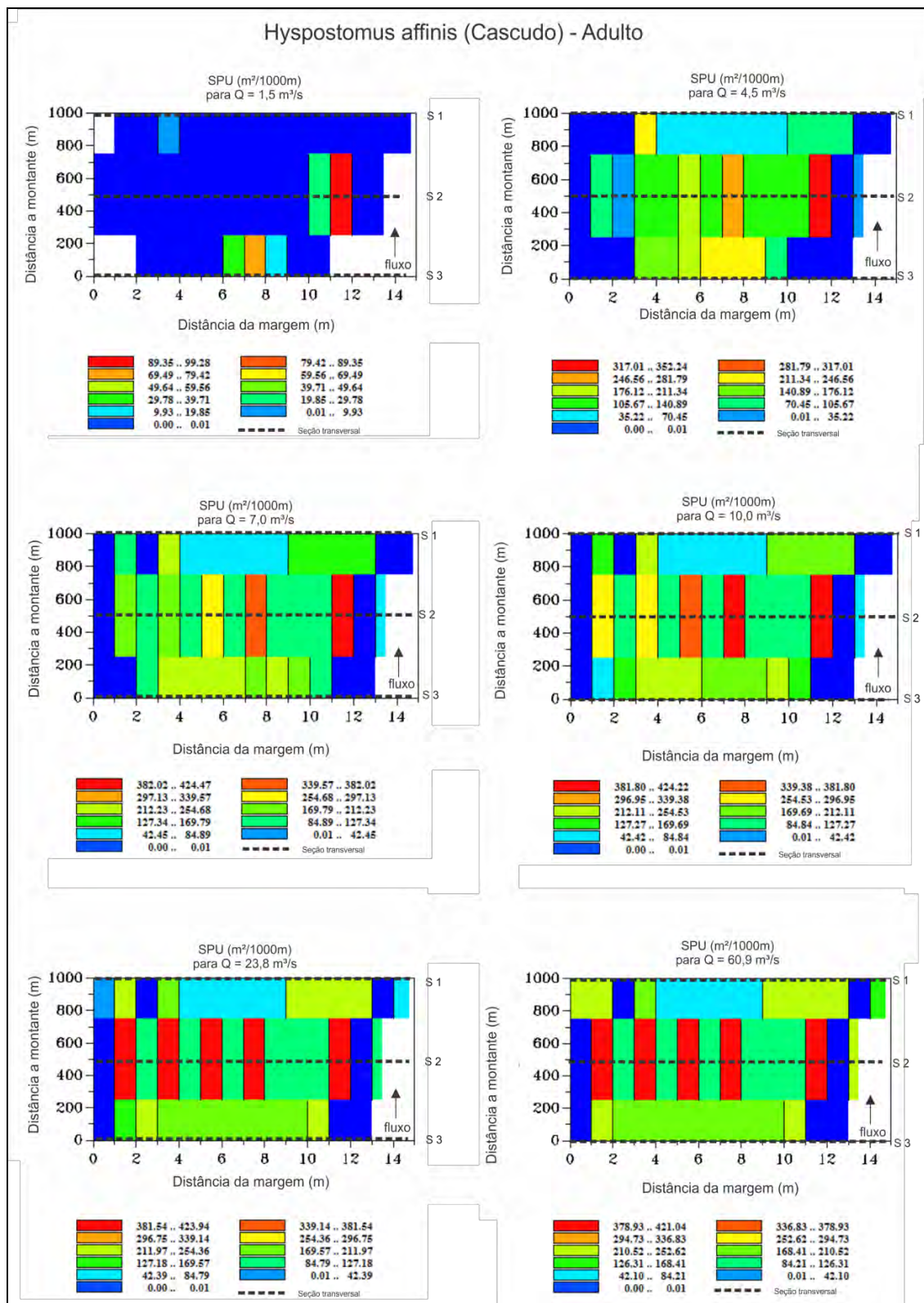


Figura 49. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus affinis* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

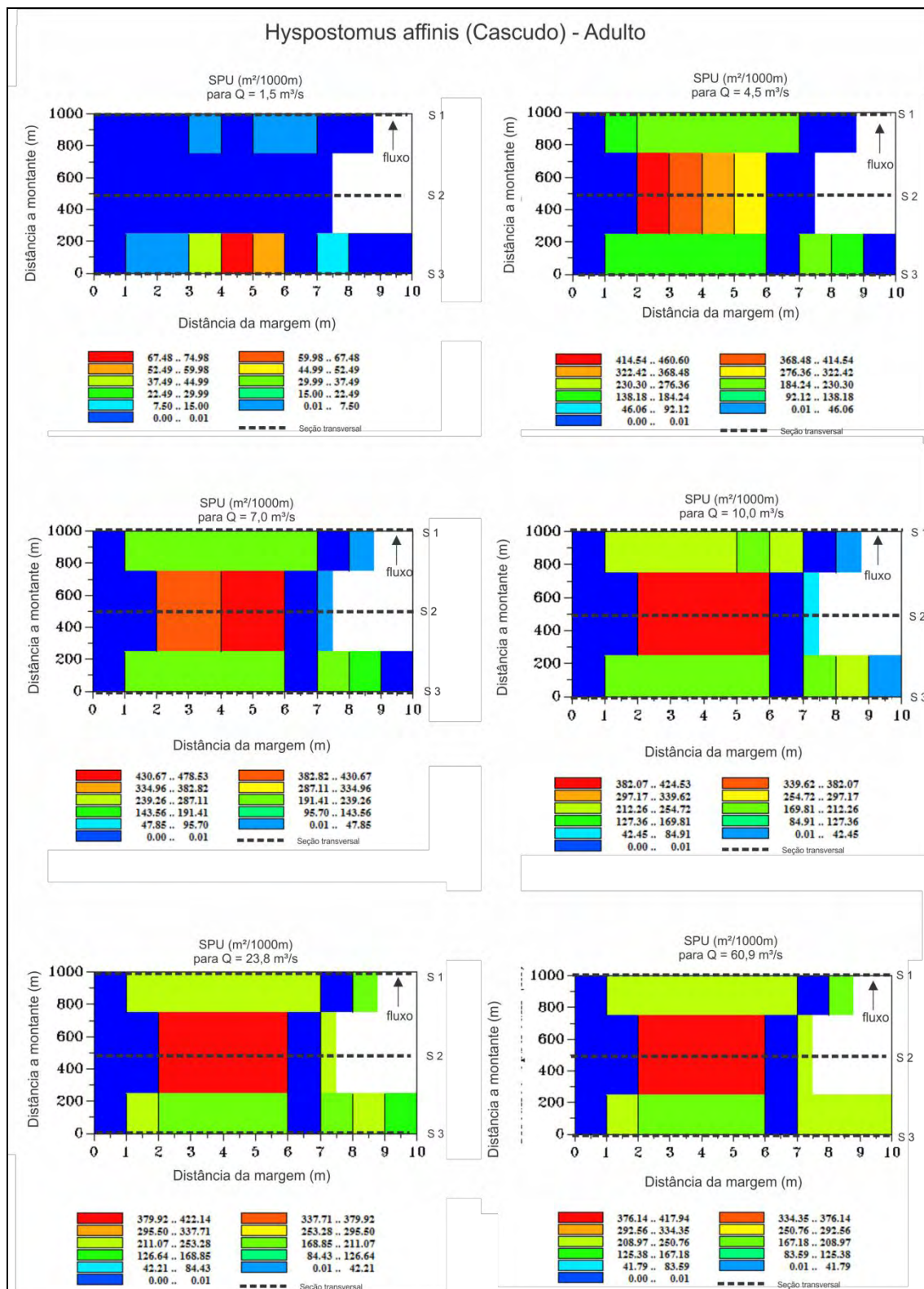


Figura 50. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus affinis* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

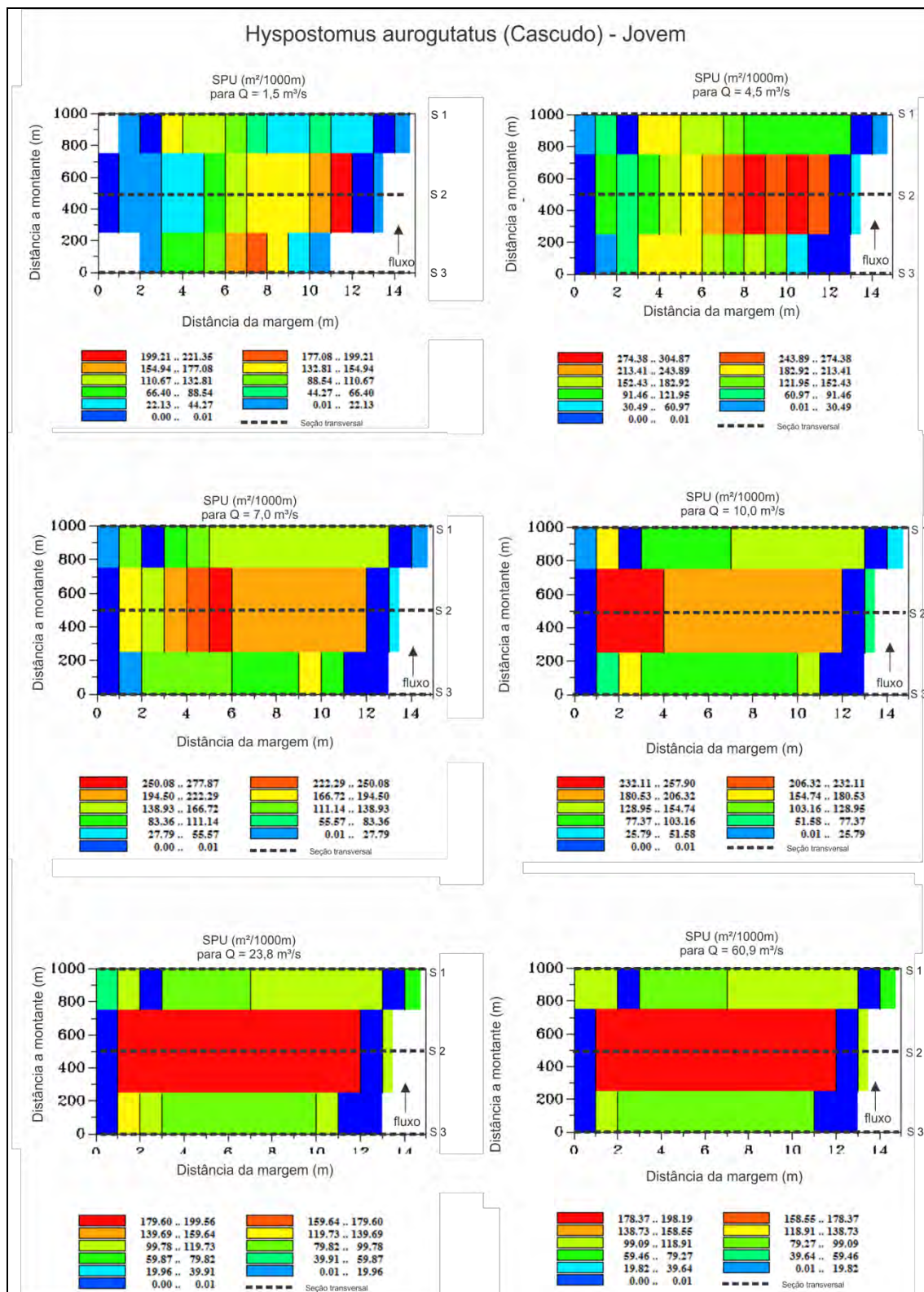


Figura 51. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus auroguttatus* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

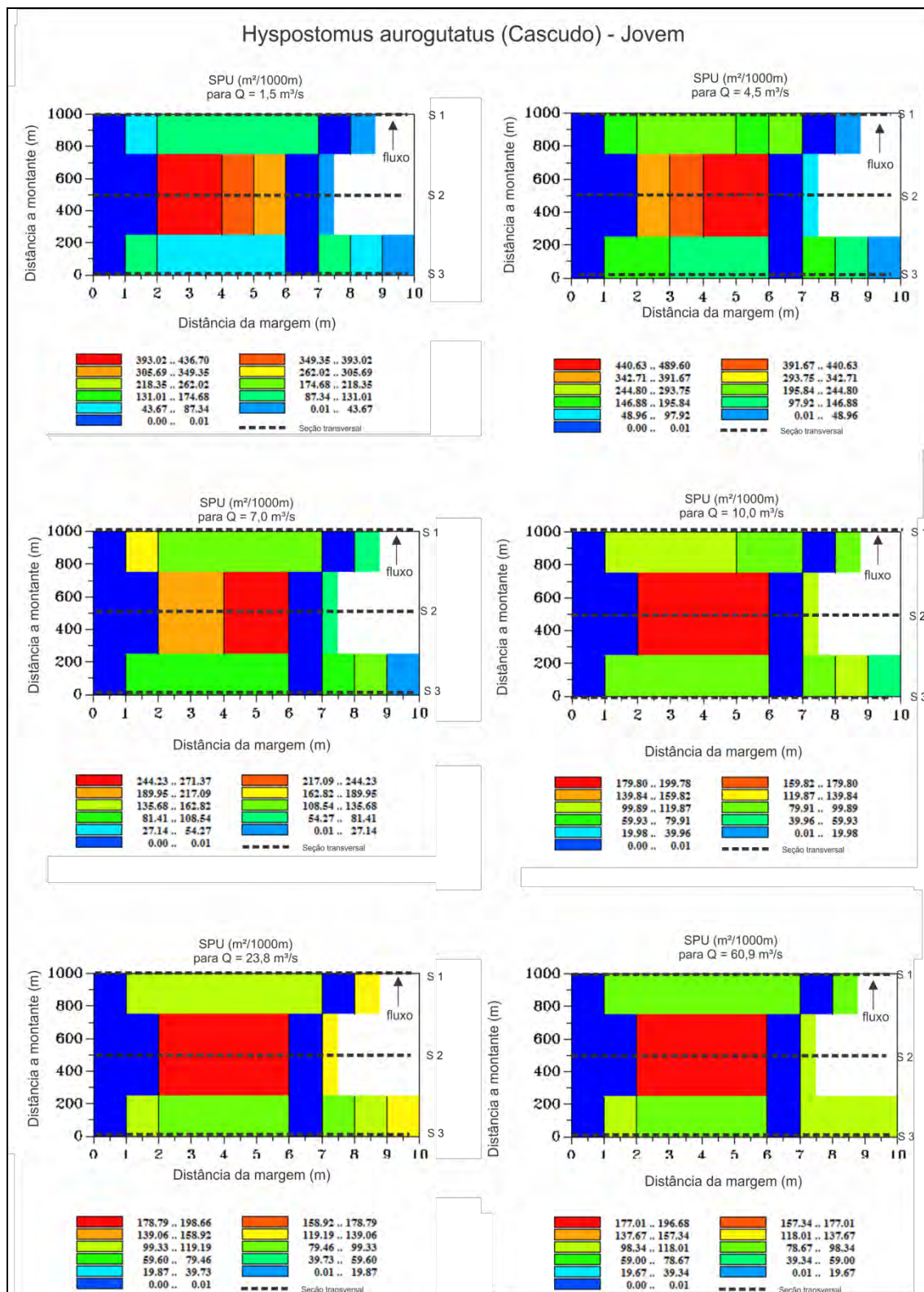


Figura 52. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus auroguttatus* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

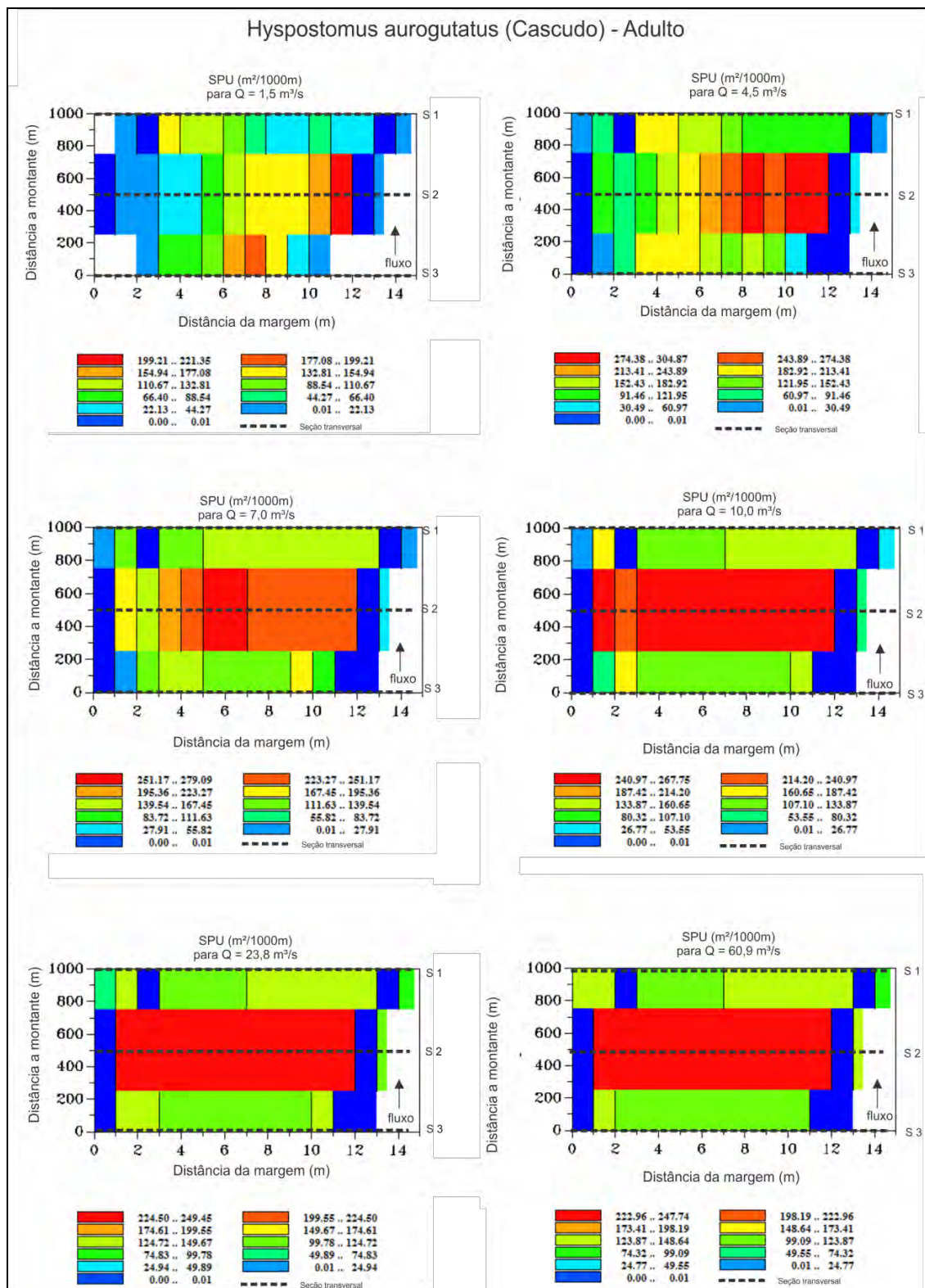


Figura 53. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus auroguttatus* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

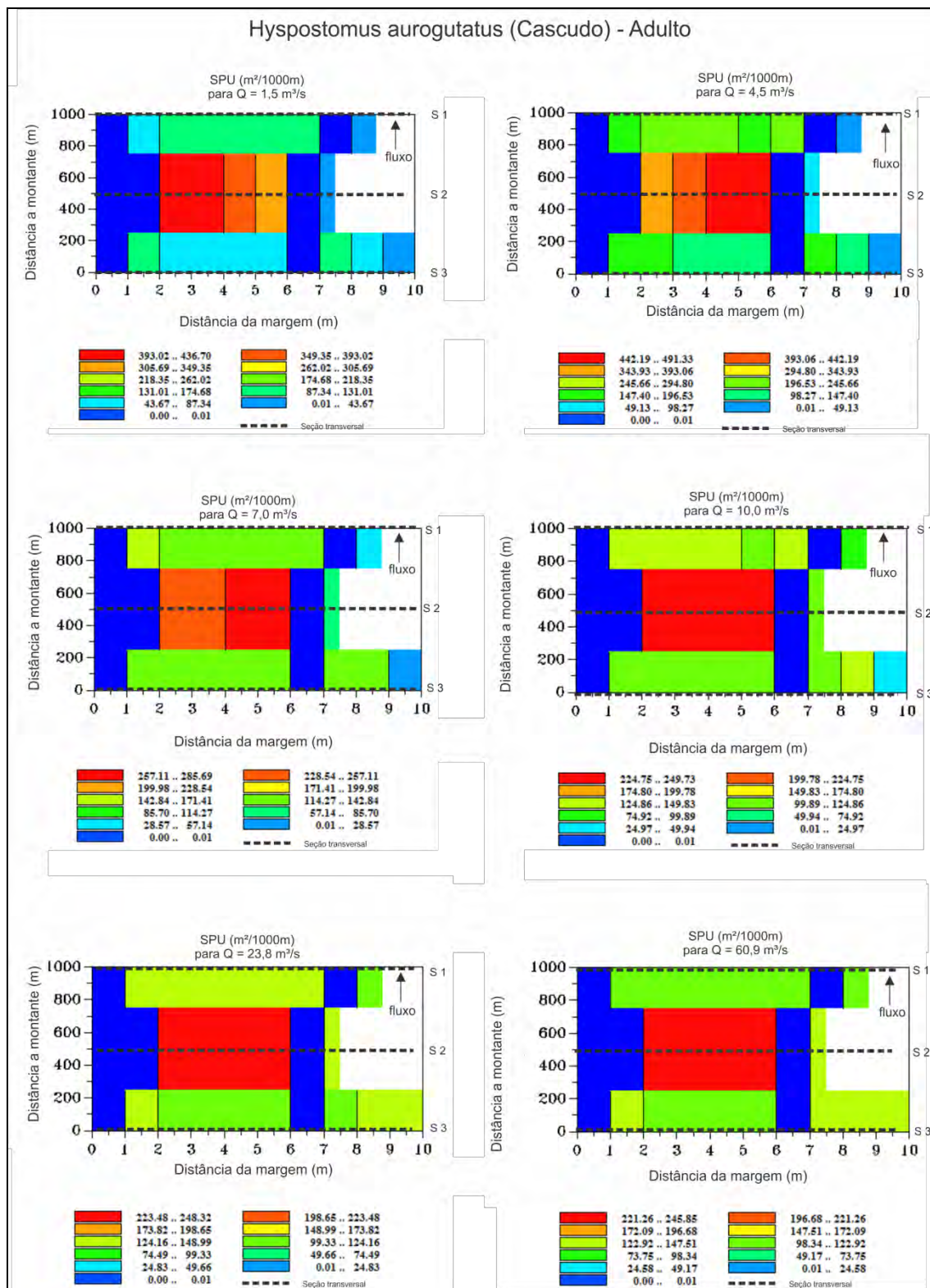


Figura 54. Resultado da SPU para o espécime *Hypostomus auroguttatus* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

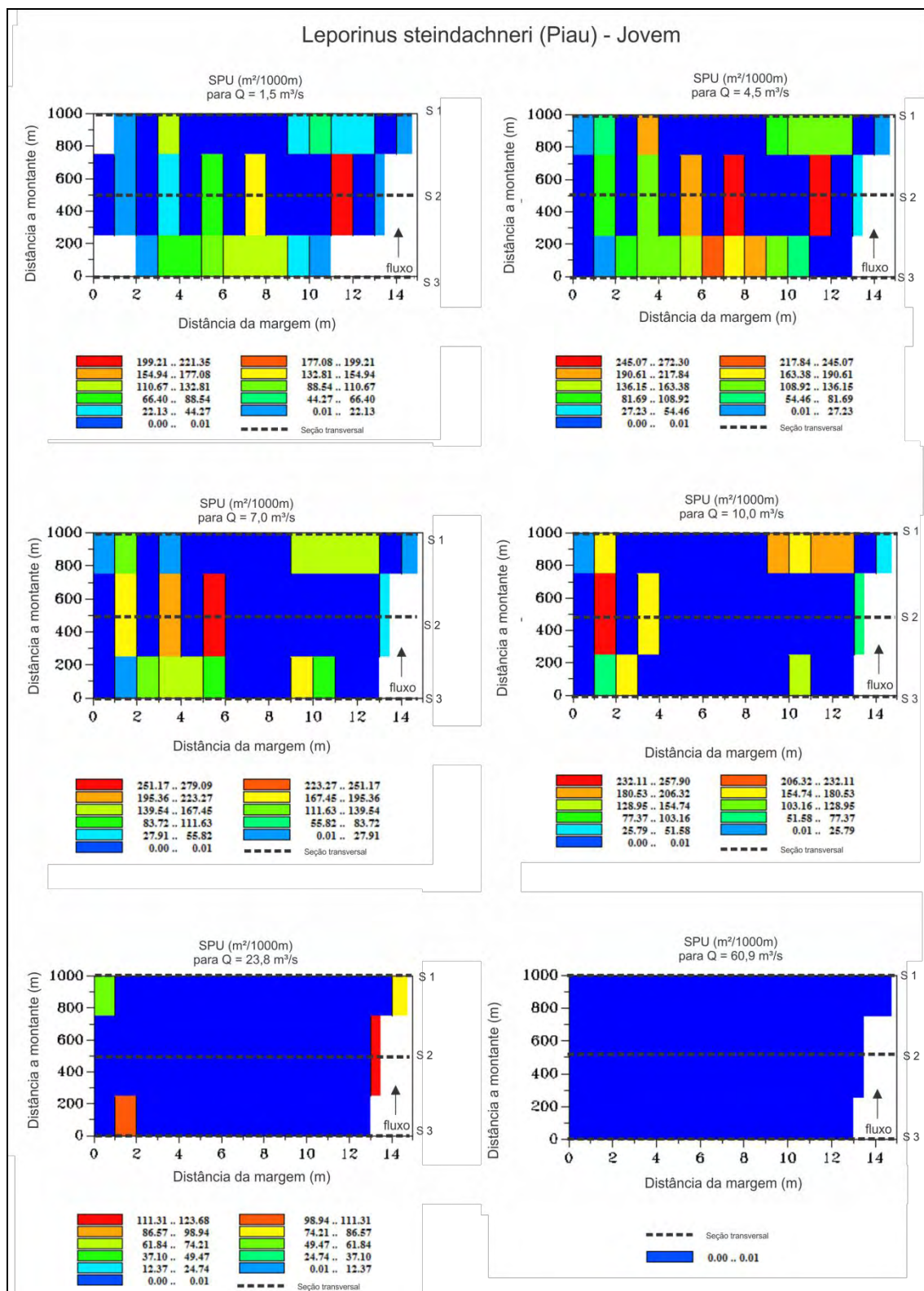


Figura 55. Resultado da SPU para o espécime *Leporinus steindachneri* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3/s no trecho 1 do rio Formoso.

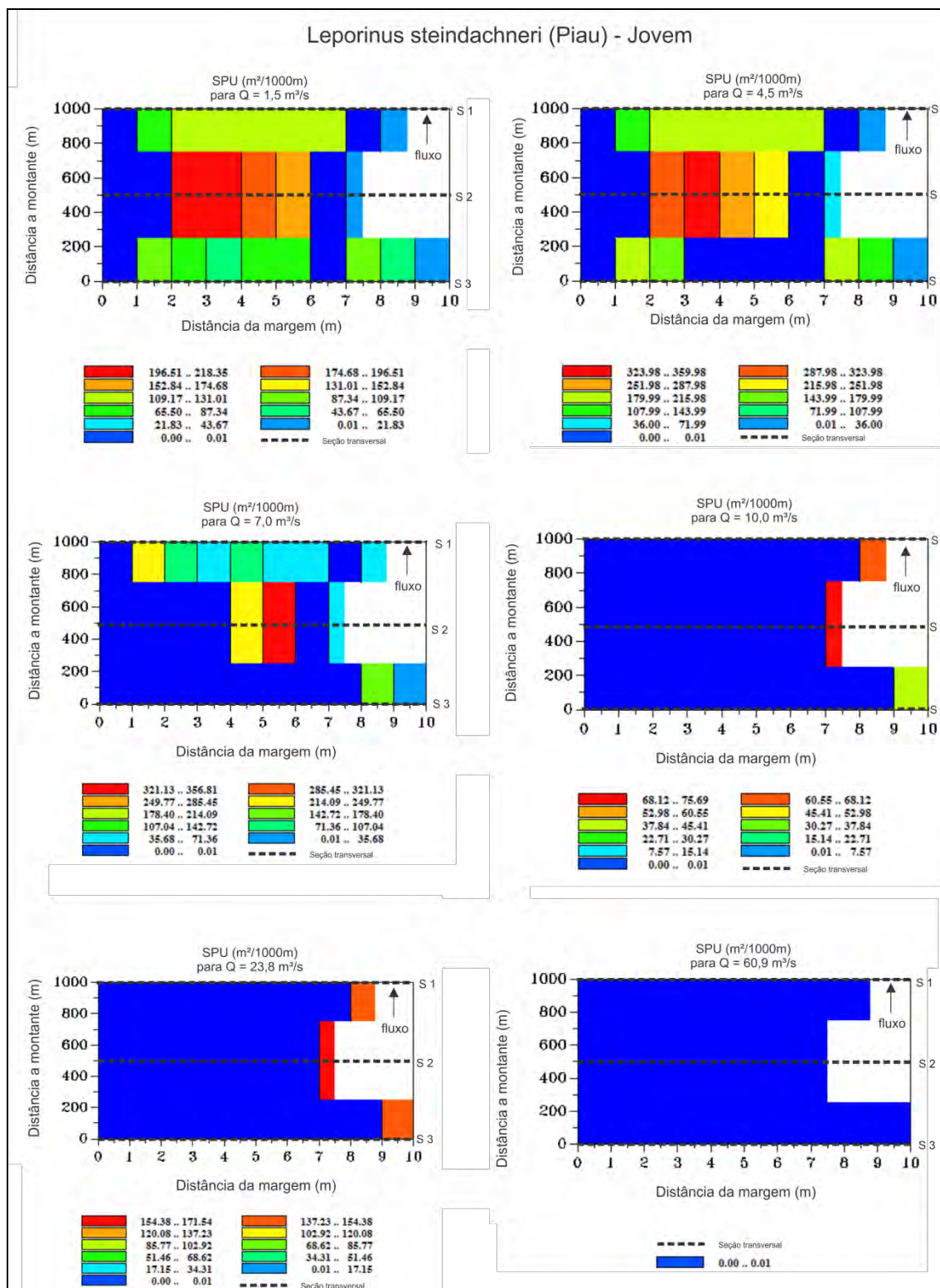


Figura 56. Resultado da SPU para o espécime *Leporinus steindachneri* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

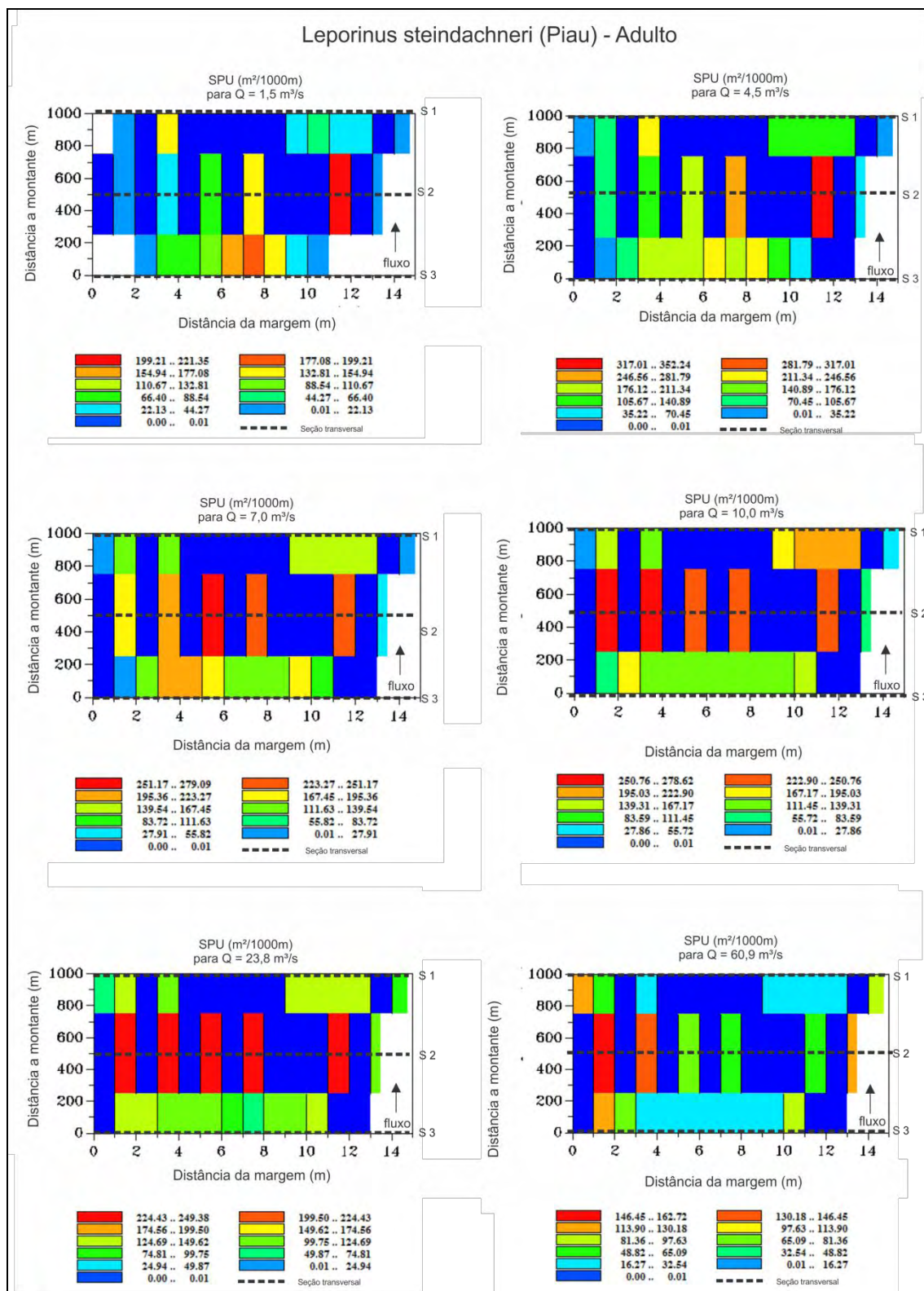


Figura 57. Resultado da SPU para o espécime *Leporinus steindachneri* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

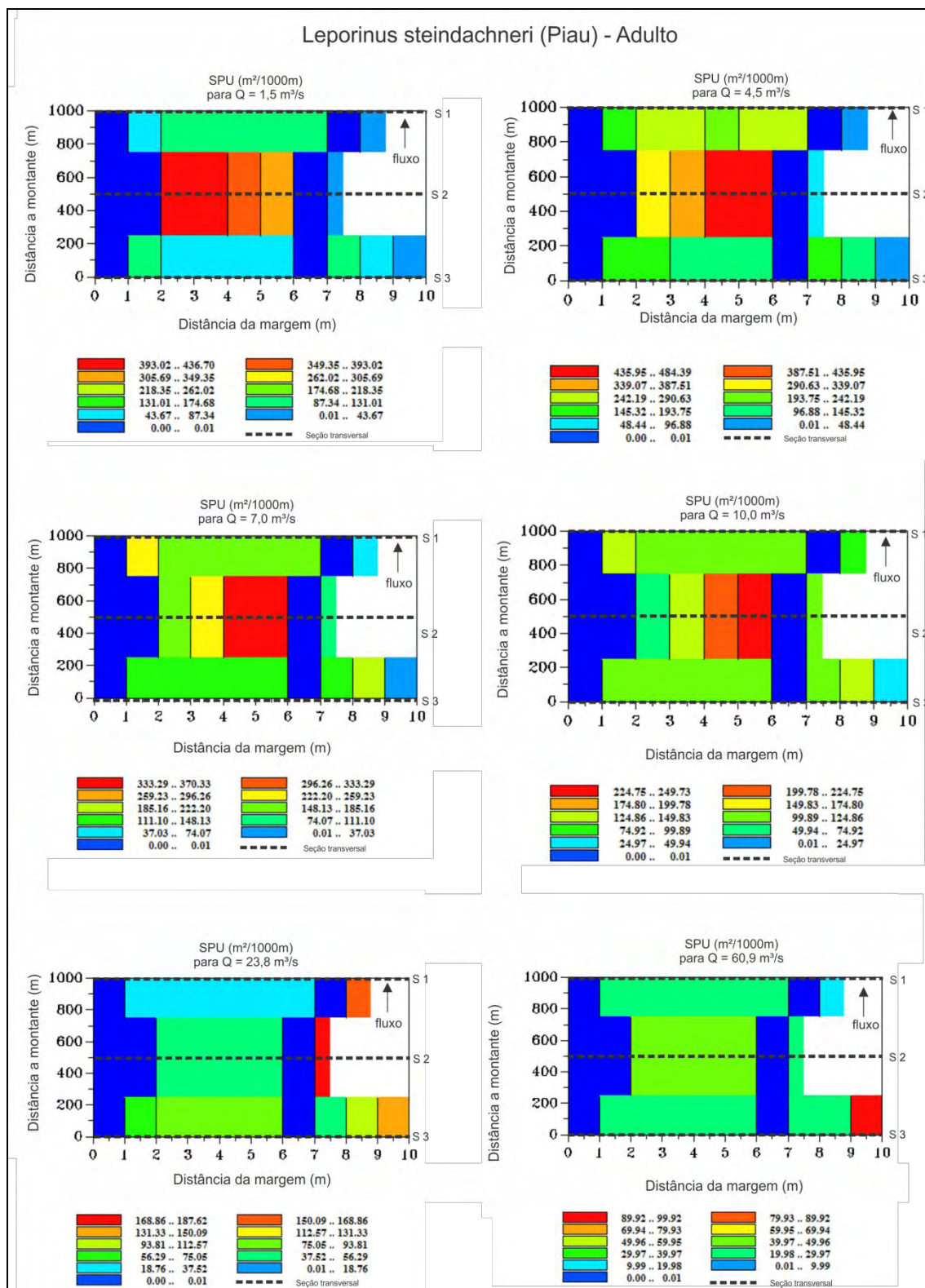


Figura 58. Resultado da SPU para o espécime *Leporinus steindachneri* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

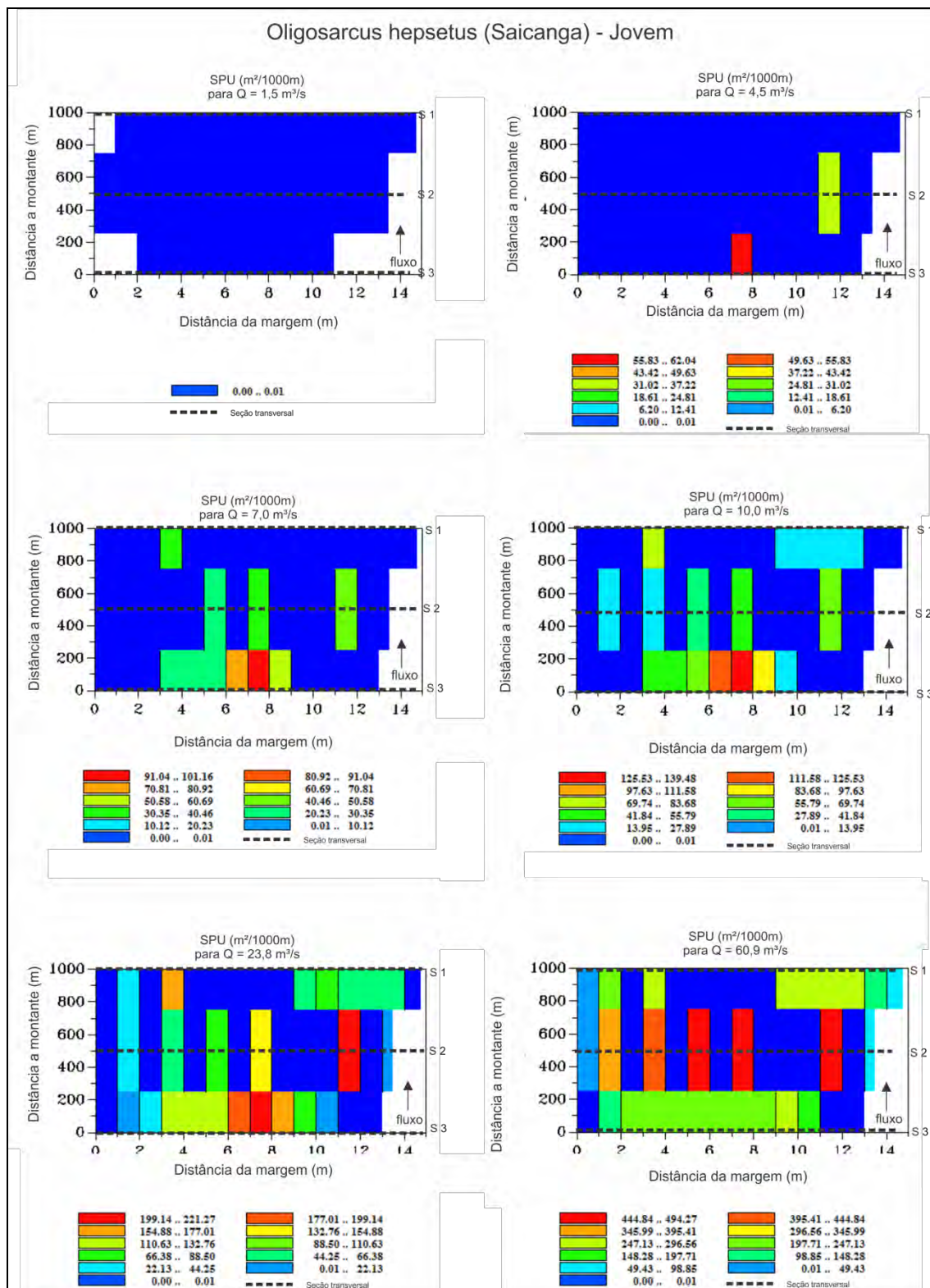


Figura 59. Resultado da SPU para o espécime *Oligosarcus hepsetus* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

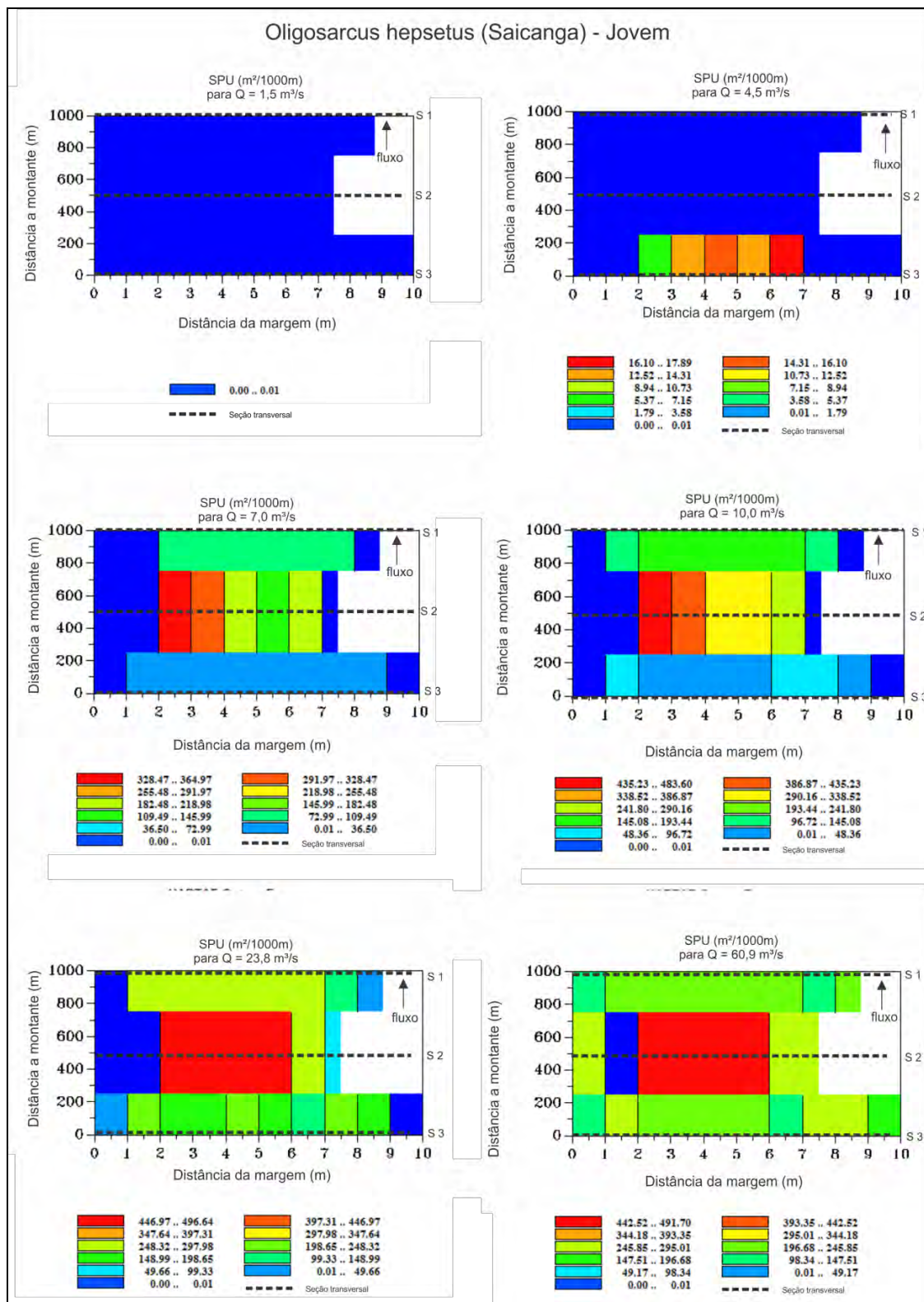


Figura 60. Resultado da SPU para o espécime *Oligosarcus hepsetus* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3/s no trecho 2 do rio Formoso.

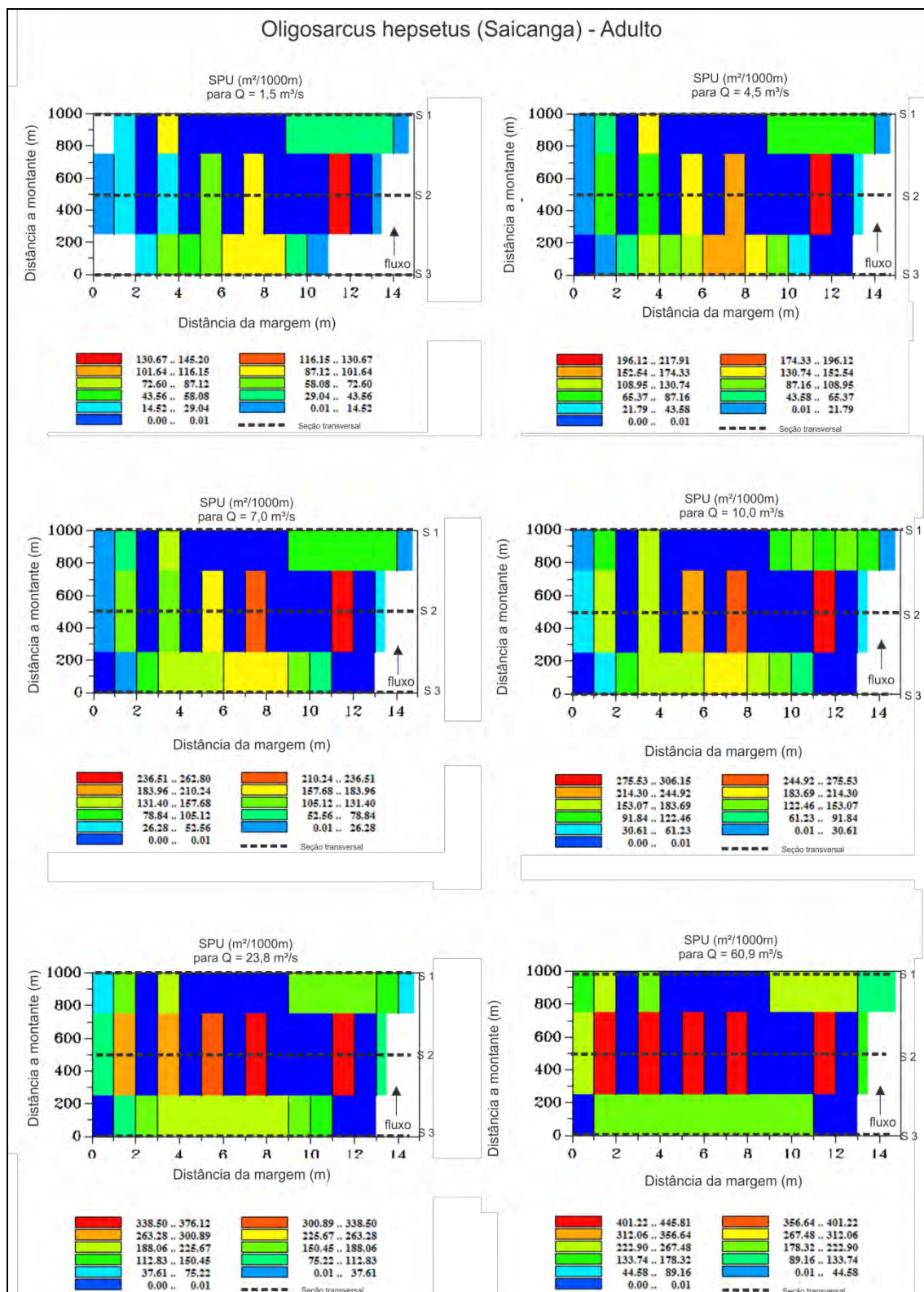


Figura 61. Resultado da SPU para o espécime *Oligosarcus hepsetus* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

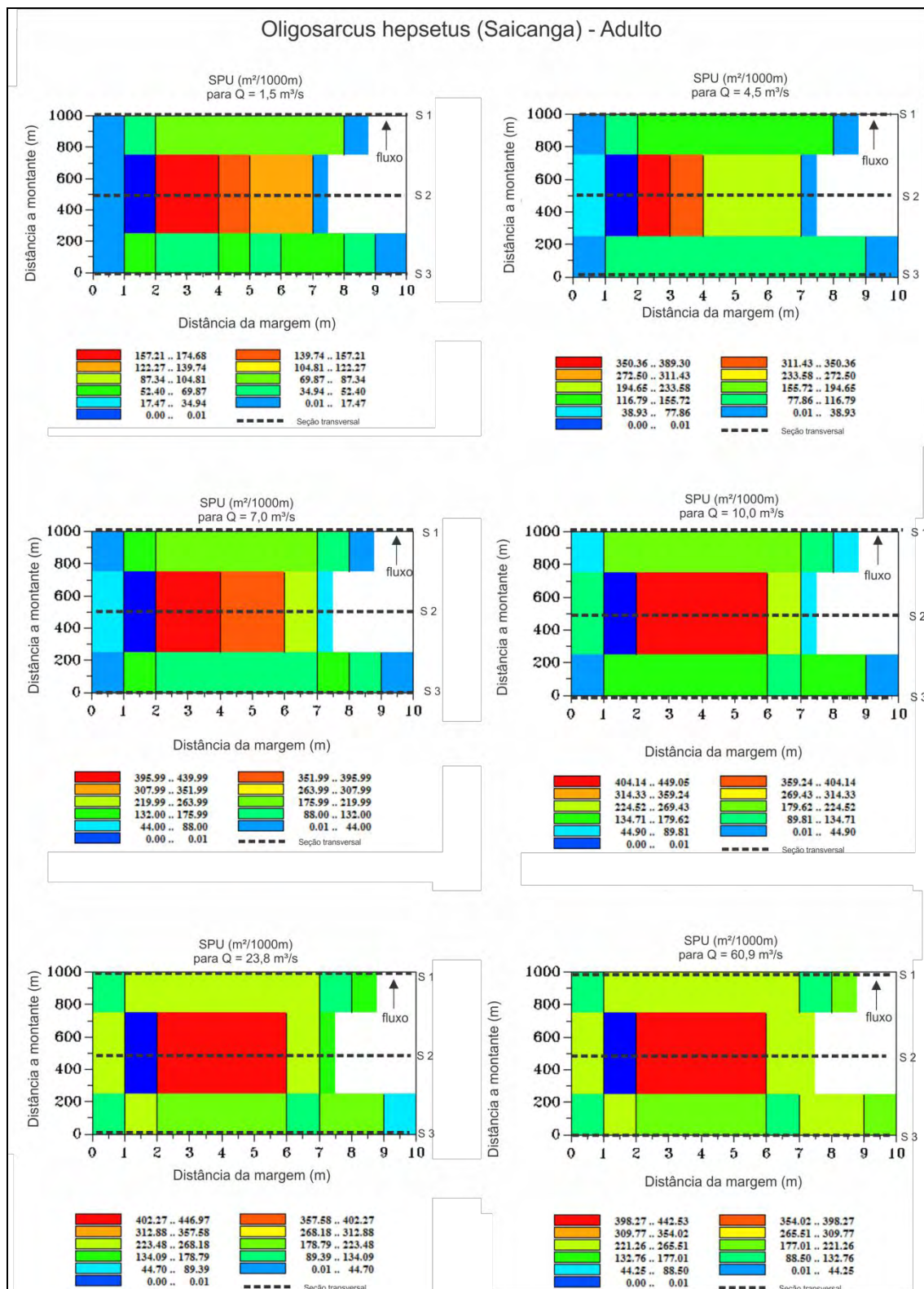


Figura 62. Resultado da SPU para o espécime *Oligosarcus hepsetus* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1,5, 4,5, 7,0, 10,0, 23,8, 60,9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.

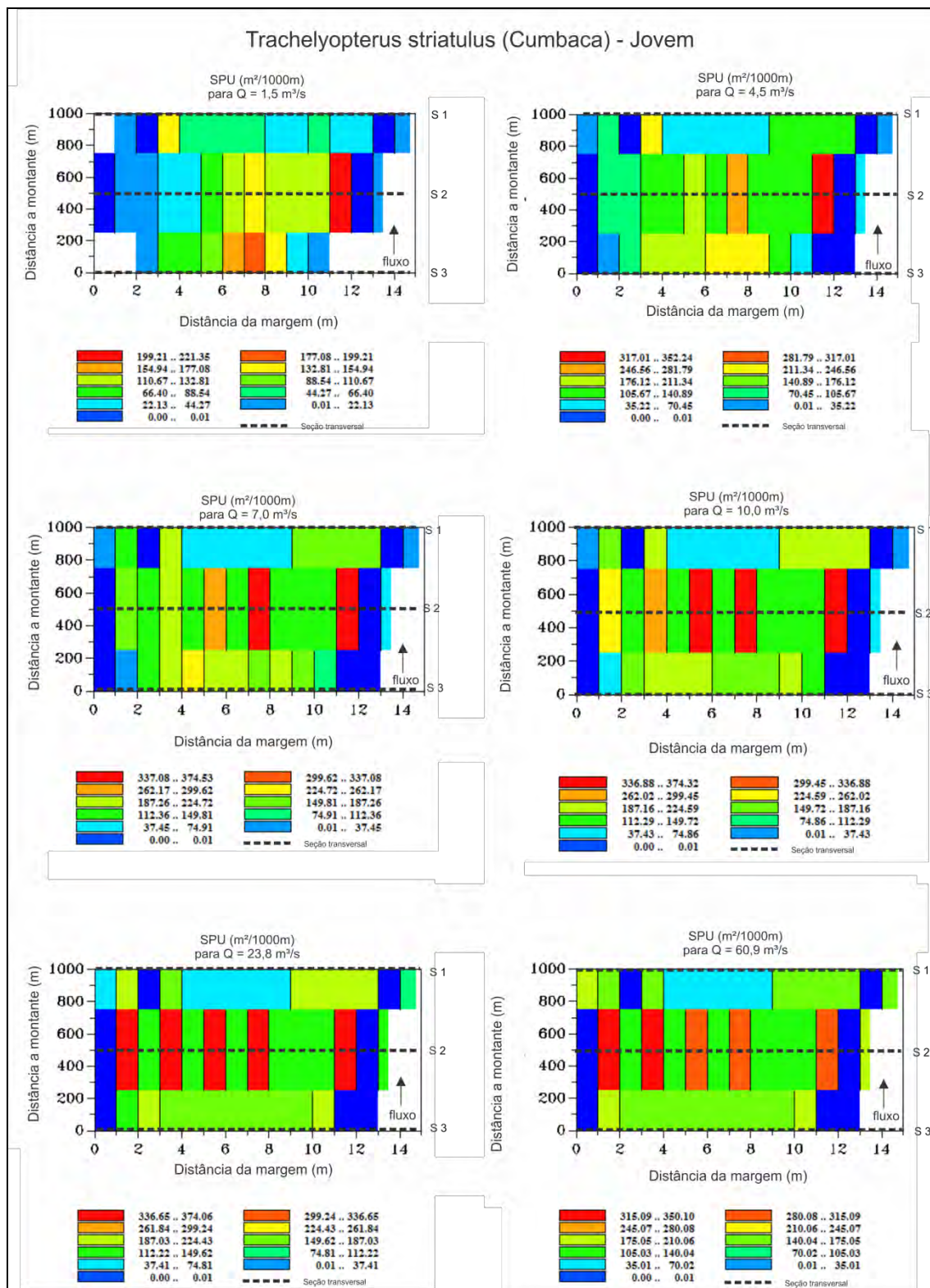


Figura 63. Resultado da SPU para o espécime *Trachelyopterus striatulus* na fase de vida jovem para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

Trachelyopterus striatulus (Cumbaca) - Jovem

SPU (m²/1000m)
para Q = 1,5 m³/s

Distância a montante (m)

Distância da margem (m)

327.52 .. 294.77	294.77 .. 262.02
262.02 .. 229.26	229.26 .. 196.51
196.51 .. 163.76	163.76 .. 131.01
131.01 .. 98.26	98.26 .. 65.50
65.50 .. 32.75	32.75 .. 0.00

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 4,5 m³/s

Distância a montante (m)

Distância da margem (m)

437.30 .. 393.57	393.57 .. 349.84
349.84 .. 306.11	306.11 .. 262.38
262.38 .. 218.65	218.65 .. 174.92
174.92 .. 131.19	131.19 .. 87.46
87.46 .. 43.73	43.73 .. 0.00

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 7,0 m³/s

Distância a montante (m)

Distância da margem (m)

442.37 .. 398.13	398.13 .. 353.89
353.89 .. 309.66	309.66 .. 265.42
265.42 .. 221.18	221.18 .. 176.95
176.95 .. 132.71	132.71 .. 88.47
88.47 .. 44.24	44.24 .. 0.00

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 10,0 m³/s

Distância a montante (m)

Distância da margem (m)

374.92 .. 337.12	337.12 .. 299.67
299.67 .. 262.21	262.21 .. 224.75
224.75 .. 187.29	187.29 .. 149.83
149.83 .. 112.37	112.37 .. 74.92
74.92 .. 37.46	37.46 .. 0.00

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 23,8 m³/s

Distância a montante (m)

Distância da margem (m)

298.70 .. 268.83	268.83 .. 238.96
238.96 .. 209.09	209.09 .. 179.22
179.22 .. 149.35	149.35 .. 89.61
89.61 .. 29.87	29.87 .. 0.00

Seção transversal

SPU (m²/1000m)
para Q = 60,9 m³/s

Distância a montante (m)

Distância da margem (m)

295.07 .. 265.55	265.55 .. 236.05
236.05 .. 206.54	206.54 .. 177.04
177.04 .. 147.53	147.53 .. 88.52
88.52 .. 29.51	29.51 .. 0.00

Seção transversal

113

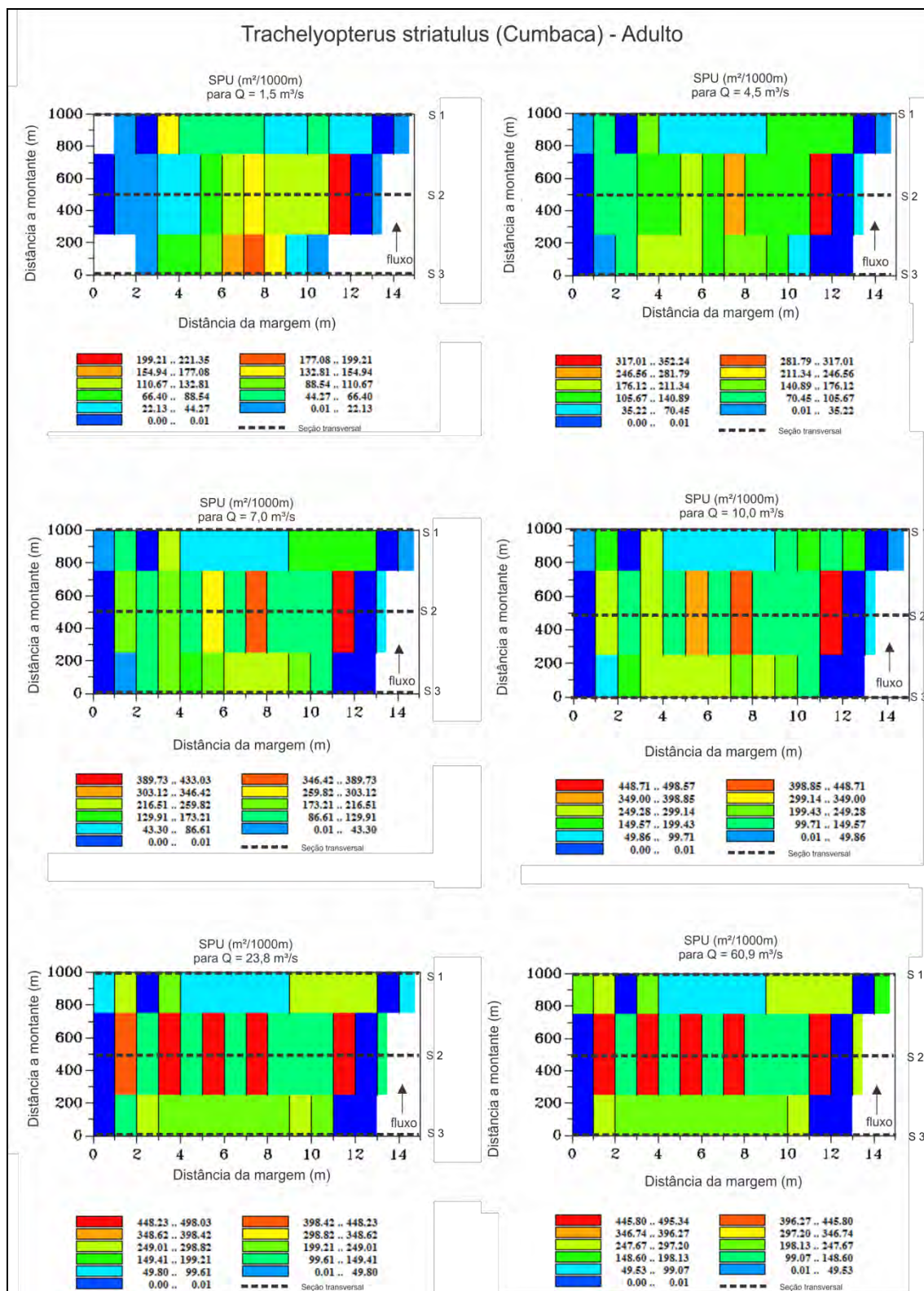


Figura 65. Resultado da SPU para o espécime *Trachelyopterus striatulus* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 1 do rio Formoso.

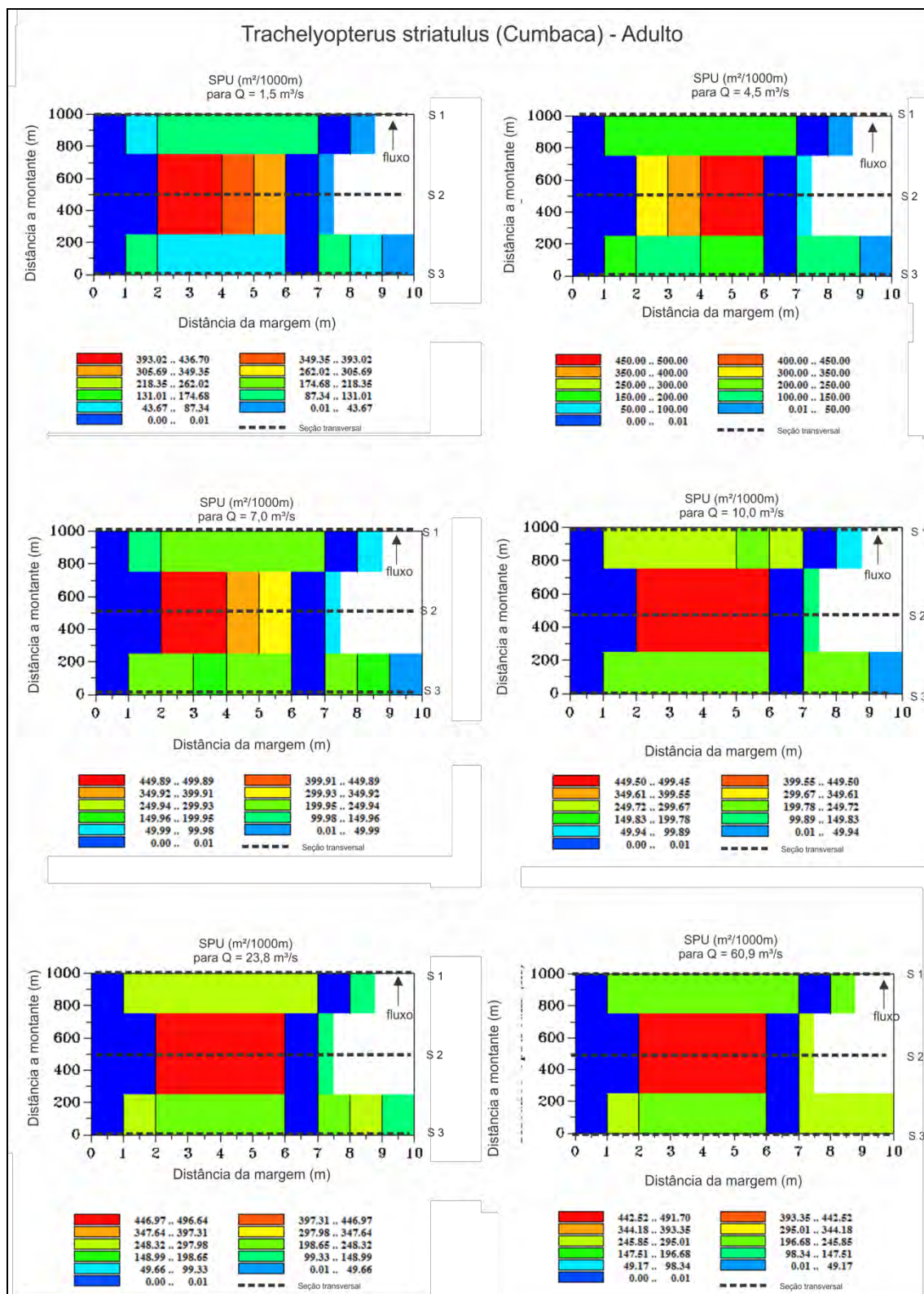


Figura 66. Resultado da SPU para o espécime *Trachelyopterus striatulus* na fase de vida adulta para as vazões de simulação de 1.5, 4.5, 7.0, 10.0, 23.8, 60.9 m^3s^{-1} no trecho 2 do rio Formoso.