

UFRRJ
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

Dissertação

**APLICAÇÃO DA SIMULAÇÃO DE HABITATS FÍSICOS PARA AVALIAR
VAZÕES ECOLÓGICAS EM UM RIACHO DE MATA ATLÂNTICA DO
SUDESTE DO BRASIL: UM ESTUDO PILOTO**

Tailan Moretti Mattos

2014



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**APLICAÇÃO DA SIMULAÇÃO DE HABITATS FÍSICOS PARA AVALIAR
VAZÕES ECOLÓGICAS EM UM RIACHO DE MATA ATLÂNTICA DO
SUDESTE DO BRASIL: UM ESTUDO PILOTO**

Tailan Moretti Mattos

Sob a Orientação do Professor

Francisco Gerson Araújo

Co-orientação

Marcus Rodrigues da Costa

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências.

Seropédica, RJ

Agosto de 2014

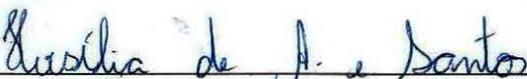
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

Tailan Moretti Mattos

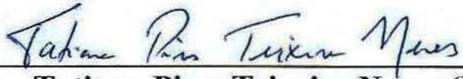
**APLICAÇÃO DA SIMULAÇÃO DE HABITATS FÍSICOS PARA AVALIAR
VAZÕES ECOLÓGICAS EM UM RIACHO DE MATA ATLÂNTICA DO
SUDESTE DO BRASIL: UM ESTUDO PILOTO**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 28 / 08 / 2014


Francisco Gerson Araújo – (Ph.D) – UFRRJ
Orientador


Hersília de Andrade e Santos (Dra.) – CEFET-MG


Fábio Cop Ferreira (Dr.) - UNIFESP


Tatiana Pires Teixeira Neves (Dra.) - UFRRJ

597

M444a

T

Mattos, Tailan Moretti, 1988-

Aplicação da simulação de habitats físicos para avaliar vazões ecológicas em um riacho de Mata Atlântica do sudeste do Brasil: um estudo piloto / Tailan Moretti Mattos - 2014.

59 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal.

Bibliografia: f. 51-59.

1. Peixe - Teses. 2. Peixe - Habitat - Teses. 3. Habitat (Ecologia) - Conservação - Teses. 4. Nicho (Ecologia) - Teses. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à Deus,
à minha família,
e aos meus queridos amigos.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado forças para concluir mais essa importante fase da minha vida.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e ao Laboratório de Ecologia de Peixes, por me proporcionar esses sete anos de aprendizado e acolhimento.

Ao professor Francisco Gerson Araújo por aceitar esse desafio de me orientar, pela paciência, atenção, pelas ótimas tardes de ensinamentos científicos e muitas risadas. Agradeço também principalmente pela confiança, possibilitando assim o desenvolvimento e conclusão desta Dissertação.

Ao professor Marcus Rodrigues da Costa, além de Co-orientador um grande Amigo! Companheiro em todos os momentos, e sem sua ajuda e parceria não teria sido possível realizar o presente trabalho.

Ao professor Victor Fernandes, pela grande ajuda nos trabalhos de campo, paciência, boa vontade e pelos ensinamentos passados durante o tempo em que trabalhamos juntos.

Ao professor Francisco Martínez Capel, pela grande colaboração, ensinamentos e atenção, e que mesmo à distância, foi imprescindível para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus pais João Luiz e Alcirlene, minha irmã Carla e minha namorada Mariana, que são minha família, base de tudo, que me apoiaram todos esses anos, proporcionando o meu ingresso nesta Universidade, toda a trajetória, e principalmente pela compreensão nestes momentos difíceis de conclusão.

Aos amigos que fiz aqui na UFRRJ e no LEP, que sempre me acompanharam todos esses anos, aprendendo juntos e em todos os momentos, dos mais desesperadores aos mais alegres. Nas disciplinas e nas coletas! Amigos que se tornaram uma família e estiveram comigo em todos os momentos, Wagner, Ruan, Alex, Benjamin, Hanna, Carol, Taynara, Zé Paulo, Joaquim, Paulinha, Tati, Léo, Albieri, Samara, Rosa, Luna, Salgado, Helaine, Antônio, Dna. Márcia, Diego, Cleivison, Karen, Débora, Rafa, Evelin, Geisa, Drielly, Bianca, as amigas mais intensas que já tive e que vou levar para o resto da minha vida, por mais que a distância seja grande, pois as lembranças estarão sempre comigo.

Aos amigos Fabrício Vieira, Alex Medeiros, Caroline Coelho e Bruna Pereira, que sempre me apoiaram em todos os momentos, e me ajudaram a superar as dificuldades e os problemas!

Aos membros da banca, Professora Hersíla de Andrade e Santos e Professor Fábio Cop Ferreira, pela contribuição valiosa nesse trabalho.

Resumo

MORETTI-MATTOS, Tailan. Aplicação da simulação de habitats físicos para avaliar vazões ecológicas em um riacho de Mata Atlântica do Sudeste do Brasil: um estudo piloto. 2014. 57 pg. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia. Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2014

A simulação de habitat físico é um componente chave da metodologia incremental – *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM) que utiliza variáveis hidráulicas (profundidade, velocidade e tipo de substrato) e os índices de aptidão de habitat para as espécies alvo. A partir desta simulação é obtido um índice quali-quantitativo para cada espécie, denominado superfície ponderada utilizável (SPU), que relaciona a vazão e a área de habitat utilizável. Neste estudo, foi utilizado um riacho de Mata Atlântica como modelo para aplicação da simulação de habitat físico, no seu trecho de montanha em duas áreas contíguas (trecho superior e inferior), com a finalidade de estimar a vazão que maximiza a SPU para três espécies de peixes de diferentes ordens: o Characiformes *Bryconamericus ornaticeps*, o Siluriformes *Ancistrus multispinis* e o Perciformes *Geophagus brasiliensis*. Para tal, foram realizadas duas campanhas (inverno de 2013 e verão de 2014) em dois trechos de 50 m de extensão, em períodos de baixa pluviosidade e vazões reduzidas. Foram mensuradas as características topográficas de cada trecho, assim como as variáveis hidráulicas de profundidade, velocidade e tipo de substrato de cada seção transversal (9 no trecho superior e 10 no inferior) divididas em células de 0,25m². Para avaliação da aptidão de habitat das espécies foram realizadas observações subaquáticas a fim de caracterizar o uso dos microhabitats por parte dos peixes. Após a obtenção de todas as variáveis foi realizada a simulação hidráulica, de habitat físico e os modelos de aptidão de habitat das espécies estudadas, obtendo-se como resultado as curvas de vazão *versus* SPU. Estas curvas são a base para se propor regimes de vazões ecológicas que permitam a manutenção das espécies de peixes no sistema. Foi possível determinar a vazão ecológica de 0.60 m³/s, considerada ideal para atender as necessidades das três espécies avaliadas em períodos vazão reduzida. Estas informações são importantes subsídios para serem consideradas pelos gestores de recursos hídricos, ao estabelecerem regimes de vazões ecológicas destinadas à conservação de ecossistemas.

Palavras-chave: Metodologia Incremental (IFIM), peixes, regime de vazões, índice de aptidão de habitats.

ABSTRACT

MORETTI-MATTOS, Tailan. Application of the physical habitat simulation to assess ecological flow in a Atlantic Forest stream in Southeastern Brazil: a study case. 2014. 57 pg. Dissertation (Master of Science – Animal Biology). Instituto de Biologia. Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2014

Simulation of the physical habitat is a key component of the incremental methodology - Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) that uses hydraulic variables (depth, velocity and type of substrate) and habitat suitable indices for targeted species. From these simulations, a quali-quantitative index is obtained for each species, named weighted usable area (WUA) that relate flow with usable habitat. In this study, we use the high waters of an Atlantic Forest stream, as a model for application of the physical habitat simulation in two contiguous stretches (upper and lower stretches) to assess the flow that maximizes the WUA for three fish species of different orders: the Characiformes *Bryconamericus ornaticeps*, the Siluriformes *Ancistrus multispinis* and the Perciformes *Geophagus brasiliensis*. Two field excursions were carried out (winter 2013 and summer 2014) in these two 50 m long stretches, in periods of low rainfall and reduced flow. The topographic characteristics of each stretches were measured, as well as the hydraulics measurements of water depth, velocity and type of substrate for each transect (9 in the upper stretch and 10 in the lower stretch) divided in cells of 0,25m². To assess habitat suitability of fish species, we performed subaquatic census to characterize microhabitats use by fish species. After having all variables, we performed hydraulic simulation, habitat simulation and the models of usable habitat by the studied fish species, obtained as results of the flow curves versus WUA. These curves are the baseline for proposition of regimes of ecological flow that enable the maintenances of fish species in the system. We determined an ecological flow of 0.60 m³/s, considered ideal for supply the requirements of the three fish species in periods of reduced flow. This information are important subsidies to be considered by environmental hydric resources managers, to establish ecological flow regimes to ecosystem conservation.

Keywords: Incremental Methodology (IFIM), fishes, flow regime; suitable habitat indices.

Índices de Tabelas

Tabela 1. Códigos e caracterização do tipo de substrato em função da granulometria (n.a.=não aplicável).....	14
Tabela 2. Método de classificação de importância ecológica para peixes.....	17

Índices de Figuras

Figura 1. Mapa do Rio Guandu e seus principais tributários, com indicação do local onde foi realizado o presente estudo.....	12
Figura 2. Vista parcial do trecho superior, com características de mesohabitat profundo-rápido.....	13
Figuras 3. Vista parcial do trecho inferior, com características de mesohabitat profundo-lento.....	13
Figura 4. Levantamento de dados da estrutura física do canal (perfis transversais, níveis d'água, distâncias entre seções e células).....	14
Figura 5. (A)- <i>Bryconamericus ornaticeps</i> ; (B)- <i>Ancistrus multispinis</i> ; (C)- <i>Geophagus brasiliensis</i>	16
Figura 6. Detalhes das observações subaquáticas: (A-1) Mergulhador com uma prancheta de PVC, e marcas vermelhas preparando-se para iniciar as observações subaquáticas; (A-2) mergulhador observando e registrando a ocorrência de espécimes; (B) Cardume de peixes mantendo posição junto à marca vermelha; (C) Chumbo numerado utilizado como marca.....	18
Figura 7. Medição das variáveis hidráulicas (velocidade e profundidade) de uso das espécies (A e B).....	19
Figura 8. Representação esquemática do método utilizado para determinar o IAH, onde todas as células do riacho representariam a disponibilidade (A) e em (B) as células que seriam hipoteticamente utilizadas pelas espécies.....	20
Figura 9. Fluxograma esquemático das etapas necessárias à obtenção da vazão ecológica.....	20
Figura 10. Diagrama esquemático dos trechos amostrados, com as seções transversais, as células dentro de cada seção e perímetro molhado referentes à campanha com menores vazões medidas (com a área alagada em azul).....	22
Figura 11. (A) Representação esquemática das profundidades nas seções mensuradas do trecho superior, simbolizadas pela letra "S"; (B) Representação esquemática das profundidades nas seções mensuradas do trecho inferior, simbolizadas pela letra "I". As linhas sólidas em azul representam as seções transversais, com seus respectivos códigos	

à esquerda. As isolinhas azuis representam as profundidades ao longo das seções. A intensidade de tons de cinza é diretamente proporcional à profundidade (i.e, tons mais intensos estão relacionados a locais mais profundos). As representações gráficas estão em escala diferentes.....23

Figura 12. (A) Representação esquemática das velocidades mensuradas nas seções do trecho superior, simbolizadas pela letra "S"; (B) Representação esquemática das velocidades mensuradas nas seções do trecho inferior, simbolizadas pela letra "I". As linhas sólidas em azul representam as seções transversais, com seus respectivos códigos à esquerda. As isolinhas azuis agrupam as células com velocidades semelhantes. A intensidade de tons de cinza é diretamente proporcional à velocidade da água (i.e, tons mais intensos estão relacionados a locais com maiores valores de velocidade mensurados). As representações gráficas estão em escala diferente.....24

Figura 13. Representação esquemática da distribuição dos tipos de substrato em ambos os trechos (trecho superior, parte de cima, A, B.. F; trecho inferior, parte de baixo, A, B.. F). Cada tipo de substrato foi representado separadamente para uma melhor visualização da distribuição espacial nos trechos. (A) rocha; (B) pedra; (C) pedra arredondada; (D) cascalho; (E) cascalho fino e (F) areia. As linhas sólidas em azul representam as seções transversais, com seus respectivos códigos à esquerda. As isolinhas azuis agrupam as células com porcentagem do tipo de substrato semelhantes. A intensidade de tons de cinza é diretamente proporcional à porcentagem do tipo de substrato (i.e, tons mais intensos estão relacionados a locais com maiores porcentagens).....25

Figura 14. Frequência das disponibilidades de habitats por classes de profundidade (m), velocidade ($m s^{-1}$) e tipo de substrato. (1- rocha; 2- pedra; 3- pedra arredondada; 4- cascalho; 5- cascalho fino; 6- areia e 7- vegetação).....26

Figura 15. Aptidões das três espécies em relação as variáveis de profundidade, velocidade e tipo de substrato (1- rocha; 2- pedra; 3- pedra arredondada; 4-cascalho; 5- cascalho fino; 6- areia e 7- vegetação).....27

Figura 16. Índice de aptidão de habitat composto nos trechos superior e inferior, independentes para as três espécies de peixes no riacho São Pedro. As curvas em azul expressam o IAHC corrigido pelo fator VDF (fator de correção do próprio programa); curvas em vermelho expressam o IAHC bruto. Para descrever os resultados foram utilizadas as curvas em azul, no entanto o padrão descrito pode apresentar-se mais evidentes nas curvas em vermelho, podendo ser utilizado para ponderações. Linhas em amarelo foram acrescentadas para facilitar a visualização.....29

Figura 17. Superfície Ponderada Utilizável (SPU) para o trecho superior e inferior, das três espécies estudadas. As curvas em azul expressam a SPU corrigida pelo fator VDF (fator de correção do próprio programa); curvas em vermelho expressam a SPU bruta. Para descrever os resultados foram utilizadas as curvas em azul, no entanto o padrão descrito pode apresentar-se mais evidentes nas curvas em vermelho, podendo ser utilizado para ponderações. Linhas em amarelo foram acrescentadas para facilitar a visualização.....30

SUMÁRIO

1. PROLEGÔMENOS	1
1.1. Proêmio	1
1.2. Termos congêneres de Vazão Ambiental	2
1.3. Metodologias para determinação de Vazões Ambientais	3
1.4. Legislação Brasileira	6
1.5. Epílogo	7
2. INTRODUÇÃO	8
2.1. Objetivos Específicos	11
3. MATERIAL E MÉTODOS	11
3.1. Área de Estudo	11
3.2. Programa de Amostragem (estrutura do canal e variáveis hidráulicas).....	12
3.3. Simulação Hidráulica	15
3.4. Seleção das Espécies	15
3.5. Determinação dos Índices de Aptidão de Habitats para as espécies	17
3.6. Simulação do Habitat Físico	19
3.7. Área de Microhabitat <i>versus</i> Vazão	21
4. RESULTADOS	22
5. DISCUSSÃO	30
5.1. Determinação da Vazão Ecológica.....	30
5.2. Uso do Habitat e curvas IAH.....	32
5.3. Curvas de SPU e Possíveis Aplicações Legais.....	35
6. CONCLUSÃO	38
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

1. Prolegômenos

1.1 Proêmio

Os ecossistemas aquáticos continentais (rios, riachos e córregos) são complexos e dinâmicos; em geral, apresentam várias características peculiares quando comparados a ecossistemas terrestres, como rápida ciclagem de nutrientes, elevada produtividade primária e diversas particularidades devido às propriedades físicas da água (ESTEVES, 1998). Tais características permitiram a evolução destes ecossistemas ao longo de milhares de anos, tornando-os dependentes das variações naturais dos fluxos e da qualidade da água (POFF et al., 1997).

O intenso conflito entre a proteção dos ecossistemas aquáticos e a crescente demanda por recursos hídricos, oriundos da geração de energia, abastecimento urbano, utilização agrícola e industrial têm se revelado um grande problema para órgãos gestores. O balanço adequado entre utilização da água e manutenção de sua qualidade natural permite seu uso continuado, no presente e no futuro. Quando este balanço não é resguardado, funções exercidas pela água deixam de existir, com enormes prejuízos sociais (GLEICK, 1998; SMOKOROWSKI & PRATT, 2007). Entre os prejuízos ambientais observa-se a degradação destes ecossistemas com um rápido declínio de espécies aquáticas, e com elas a perda de benefícios, culturais e econômicos (SOUZA, 2009).

Diversas linhas de pesquisas surgiram no âmbito deste conflito, com o objetivo de encontrar o equilíbrio entre o uso e a preservação. No intuito de amenizar ou até mesmo controlar tais conflitos, são comumente utilizadas metodologias para avaliação de vazões ambientais em rios e riachos. O termo vazão ambiental apresenta uma imensa variedade de aplicações associadas a diversos objetivos, contudo a existência de inúmeros métodos para determinação dessas vazões torna o processo mais complexo, sendo que a maior parte ainda utiliza o tradicional critério de vazão ambiental como um valor único, válido para todos os anos e para todas as estações do ano (COLLISCHONN et al., 2005). Em geral, o conhecimento e aplicação de vazões ecológicas para manutenção da qualidade de ambientes lóticos no Brasil ainda são muito limitados.

1.2. Termos congêneres de Vazão Ambiental

• **Vazão Ambiental:** A partir da Declaração de Brisbane (2007), definiu-se como vazão Ambiental aquela que visa descrever a quantidade, sazonalidade e qualidade das águas necessárias para manutenção dos ecossistemas aquáticos (rios, riachos estuários entre outros), e os serviços que prestam à sociedade. Com isto, as vazões ambientais resultam em processos técnico-científicos, culturais e sociais. Existem muitos conceitos que se enquadram no significado de vazão ambiental, porém não correspondem a sua totalidade, indicando apenas a necessidade de deixar água no corpo hídrico ou exprimindo apenas manutenção das condições ecológicas.

• **Vazão Ecológica:** É a demanda necessária de água a permanecer no sistema fluvial de maneira a assegurar a manutenção e conservação do ecossistema aquático natural, aspectos da paisagem, e outros de interesse científico e/ou cultural (ALVES, 1993; BERNARDO, 1996; GONDIM, 2006; SARMENTO, 2007).

• **Vazão mínima Ecológica:** Vazão que se deve garantir a jusante de uma estrutura de armazenagem (barragem) ou captação (tomada de água), para que se mantenha as condições ecológicas naturais de um rio (GONDIM, 2006; SARMENTO, 2007).

• **Vazão Residual:** É a quantidade de água que permanece no sistema fluvial após a retirada para atender aos múltiplos usos como: abastecimento público e industrial, irrigação, dessedentação de animais, geração de energia elétrica, entre outros. (GONDIM, 2006; SARMENTO, 2007).

• **Vazão de Limpeza:** É o volume hídrico liberado com o objetivo de remoção de sedimentos finos e sais de zonas estagnadas (TUNBRIDGE & GLENANE, 1988).

• **Vazão de Restrição:** É caracterizada como a quantidade de água com qualidade que deve permanecer à jusante de importantes usos destes recursos de forma a satisfazer os usos múltiplos (SANTOS & CUNHA, 2013).

• **Vazões Mínimas:** São frequentemente denominadas de “instream flows minimum requirements”. Estas vazões são definidas através de valores numéricos que representam a quantidade de água que permanece no leito do rio depois de retiradas para atender usos externos tais como abastecimento público, industrial, irrigação e, em algumas instâncias, energia elétrica. Em algumas situações, vazões mínimas são também fixadas para atender atividades de recreação (BENETTI et al., 2003; SOUZA, 2009).

1.3. Metodologias para determinação de Vazões Ambientais

Atualmente existem diversas metodologias, e derivações destas, para a determinação de vazões ambientais em todo o mundo. Todas variam em função do propósito final, podendo levar em consideração a demanda por conservação dos ecossistemas ou seus múltiplos usos baseados apenas em dados hidrológicos (séries temporais de vazões). Segundo Sarmiento (2007) há aproximadamente 207 metodologias descritas na literatura, aplicadas em mais de 44 países, para a avaliação de vazões ambientais. As metodologias podem ser classificadas em quatro grupos de métodos: (1) métodos hidrológicos; (2) métodos hidráulicos; (3) métodos de classificação de habitats e (4) métodos holísticos.

Métodos Hidrológicos

Os Métodos Hidrológicos utilizam séries temporais de vazões, que podem ser diárias, mensais ou anuais para fazer recomendações sobre Vazões Residuais. O método consiste em fixar um percentual ou uma proporção da vazão natural observada para permanecer no sistema. Não leva em consideração a necessidade dos organismos, parâmetros físico-químicos e as características ecológicas.

Método de Tennant” (TENNANT, 1976): Este é um dos métodos mais utilizados a nível mundial, que foi elaborado em 1975 a partir de observações sobre habitats e vazões durante 10 anos nos estados de Montana, Nebraska e Wyoming. Baseado no histórico das vazões fluviais, o autor categorizou as condições de habitat para rios em função das estações do ano e porcentagens de vazões médias anuais. A aplicação deste método raramente envolve a coleta de dados em campo, sendo sua recomendação baseada em registros de vazões. A metodologia tem sofrido diversas modificações ao longo do tempo, podendo incorporar informações físicas e biológicas, adquirido um aspecto mais conservador deixando assim de ser um método exclusivamente hidrológico (SARMENTO, 2007).

Método Q7,10 (CHIANG & JONHSON, 1976 citado por LOAR & SALE, 1981): É o principal método utilizado no Brasil para cálculos de Vazões Mínimas. As vazões são obtidas computando-se as médias das vazões diárias com intervalo de sete dias ao longo de um ano. 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 sete dias consecutivos, para cada ano. Estas vazões são ordenadas em ordem crescente de magnitude e a partir destas pode-se determinar a vazão mínima de sete dias com período de retorno de 10 anos (BENETTI et al., 2003).

Atualmente no país utilizam-se também outros dois métodos hidrológicos com a finalidade de determinar vazões residuais para fins de outorga dos recursos hídricos: Q90% e Q95%. Estes métodos correspondem respectivamente às vazões observadas em 90 e 95% do tempo da série histórica disponível para o rio.

Métodos Hidráulicos

Os Métodos Hidráulicos de classificação também utilizam séries temporais de vazões em seus cálculos para recomendações de Vazões Residuais. No entanto, consideram mudanças nas variáveis hidráulicas do rio, como profundidade máxima, velocidade, área molhada da seção, raio hidráulico e perímetro molhado. As Vazões Residuais são geralmente obtidas através de gráficos, onde são representadas a variável hidráulica em estudo e a vazão circulante.

O Método do Perímetro Molhado – MPM (ANNEN & CONDER, 1984), desenvolvida em 1983: É o método hidráulico mais difundido, e se baseia na existência de uma relação direta entre perímetro molhado e disponibilidade de habitat para a ictiofauna. É um dos métodos mais utilizados no mundo, e o terceiro mais utilizado nos EUA, porém esta técnica não considera fatores como a variabilidade interanual, variáveis físico-químicas da água, morfologia do canal e não é eficiente em rios que apresentem ilhas ou planícies de inundação em suas seções transversais (SARMENTO, 2007).

Métodos de Classificação de Hábitats

O método de classificação de vazões associadas aos habitats combina características hidráulicas de um trecho do rio, tais como velocidade, profundidade e tipo de substrato, com dados de aptidão de habitats para uma espécie alvo em função de uma determinada vazão. Como produto final da aplicação desta metodologia temos um regime de vazões ecológicas que objetivam manter a qualidade e a quantidade de habitats necessários à preservação de uma espécie alvo.

No ano de 1982 foi desenvolvido nos EUA uma metodologia de Habitat denominada “Instream Flow Incremental Methodology”–IFIM (BOVEE et al., 1982). A metodologia integra os principais componentes do ecossistema fluvial (estrutura do canal; características hidráulicas como profundidade, velocidade, tipo de substrato e índices de aptidão de habitats de uma dada espécie) para realizar simulações de habitat. A partir destas informações, são criados modelos para a simulação da hidrodinâmica do rio, e da disponibilidade do habitat, que são abastecidos com dados hidráulicos, biológicos e hidromorfológicos, obtidos diretamente do rio em trabalhos de campo. Assim sendo, para cada vazão simulada, é possível determinar a disponibilidade de habitat potencialmente útil para os organismos aquáticos estudados (geralmente peixes ou macro invertebrados). Em seguida constroem-se gráficos relacionando a vazão com o habitat, para que se possam determinar vazões ecológicas que maximizem a disponibilidade de habitats próprios para as espécies estudadas. Segundo Tharme (2003), o IFIM foi largamente aplicado em muitos países nas últimas décadas, sendo a segunda metodologia mais utilizada atualmente no mundo, superada apenas pelo método hidrológico de Tennant.

Métodos Holísticos

Os métodos Holísticos consideram as necessidades de todos os componentes de um ecossistema, assim como suas inter-relações, para determinação da vazão ecológica (BENETTI et al., 2003). Este método consiste basicamente em organizar e usar dados de vazão aliados a conhecimentos de especialistas e até mesmo incluir outros métodos no processo, e a partir da soma de todo conhecimento obtido, propor regimes de Vazões Ecológicas.

Como exemplo de metodologia Holística podemos destacar o “BBM-Building Block Methodology” (KING & LOUW, 1998): Este método foi desenvolvido na África do Sul e sua aplicação depende do conhecimento disponível e da opinião de *experts*, reunidos em um processo estruturado de workshops. Nos workshops são reunidos especialistas das áreas de peixes, invertebrados aquáticos, vegetação ciliar, integridade de habitats, geomorfologia fluvial, hidráulicos, hidrólogos, químicos aquáticos e cientistas sociais. O resultado dos workshops são descrições quantitativas, no espaço e no tempo, do regime de vazões que devem possibilitar a manutenção do ecossistema do recurso hídrico em um estado de qualidade desejado. A denominação *Building Block*

refere-se aos componentes do regime de vazões que são específicos para o rio estudado. Os “blocos” de vazão usualmente pertencem as seguintes categorias: vazões de base em períodos de estiagem, vazões de base em períodos de chuvas, enchentes nas estações chuvosas, pulsos de curta duração (*freshes*) e vazões sub-superficiais na estação seca. Os volumes mínimos de água para cada “bloco” são determinados, desta forma definindo-se um regime de vazões para manter os ecossistemas aquáticos. O regime de vazões é identificado e descrito em termos de tempo de ocorrência, duração e magnitude (KING & THARME, 1994). O método possui ampla aplicabilidade, podendo ser utilizado em rios regulados ou naturais. No entanto é necessário contar com uma equipe de profissionais qualificados, biólogos experientes e considerar o elevado custo de aplicação do método devido à aquisição de materiais e de dados de campo.

Apesar do desenvolvimento de métodos eficientes de avaliação e gestão de recursos hídricos no cenário internacional, como as metodologias de Habitat e Holísticas supracitadas, as metodologias utilizadas no Brasil com finalidade de estabelecer vazões de referência para utilização dos recursos hídricos são todas hidrológicas e regulamentadas por uma legislação defasada, conforme descrito no tópico abaixo.

1.4. Legislação Brasileira

O Brasil ainda encontra-se atrasado em relação ao cenário internacional, por não possuir uma legislação hídrica que contemple a conservação de nossos ecossistemas aquáticos. O país possui dois principais instrumentos jurídicos de gestão da água: i) Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934, intitulado “Código de Águas”, porém os artigos do mesmo apresentam-se subjetivos quanto ao direcionamento dos meios e métodos para a concessão e/ou autorização de uso dos recursos hídricos, além de não abordarem as problemáticas da conservação de rios e bacias (SANTOS & CUNHA, 2013); ii) Lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997 que cria a “Política Nacional de Recursos Hídricos” lei que instituiu o “objeto de outorga” que, de acordo com Santos & Cunha (2013) e Rodrigues et al (2011) foi a forma adotada pelo Brasil para garantir o racionamento, o disciplinamento do uso da água e impor prioridades para diversos usos, protegendo o abastecimento urbano e a vazão necessária em época de escassez. A lei 9.433/97 também determina que a Agência Nacional de Águas (ANA) outorgue as águas sobre jurisdição federal, mas permite que cada estado brasileiro gerencie a outorga sob sua

jurisdição. Sendo assim, há uma significativa desigualdade entre os estados no que se refere à gestão de recursos hídricos (SANTOS & CUNHA, 2013). Estados como Amapá e Amazônia não possuem nenhum grau de estruturação jurídica, e seus recursos hídricos estaduais vêm sendo utilizados sem gestão ou controle adequados. Estimar os impactos sofridos por estes ecossistemas é praticamente impossível frente a atual conjuntura de inadequado controle no uso destes recursos (SANTOS, 2011).

O Distrito Federal e a Bahia outorgam até 80% do Q90%, ou seja, o volume hídrico que permanece no sistema para atender a ictiofauna e outros organismos é cerca de um quinto da vazão média observada em 90% dos dados na série histórica. No Ceará e Rio Grande do Norte, a situação é ainda pior, a vazão residual a permanecer no corpo hídrico é de apenas 10% da Q90%. A Agência Nacional de Águas permite a outorga de até 70% de Q95%, porém como a Agência não possui uma legislação própria, o critério pode variar, possibilitando usos ainda mais impactantes. Para o Rio de Janeiro a Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA) definiu como vazão ambiental mínima a ser mantida no corpo hídrico como sendo 50% da Q7,10 (Portaria SERLA nº307/2002), ou seja, apenas metade do volume das menores vazões observadas ao longo de uma série histórica será mantido no flúmen. Em outros países, no entanto a legislação encontra-se em outros níveis de detalhamento. Em 1986, 33% dos EUA já possuíam uma legislação voltada para a manutenção de vazões ecológicas em seus rios (Bullock et al., 1991). A Lei Nacional das Águas promulgada na África do Sul em 1998 determina que todos os corpos hídricos do País tenham uma reserva, definida como a soma das vazões requeridas para atender as necessidades básicas humanas e de ecossistemas aquáticos (KING & THARME, 1994). Na Espanha foi criado o “Pla sectorial de cabals de manteniment de lês conques internes de Catalunya” (ACA, 2006) que determina que seja estabelecido um regime de vazões ecológicas capazes de manter o funcionamento, a composição e a estrutura dos ecossistemas fluviais, de maneira similar as condições naturais.

Em ambientes tropicais naturais é comum observarmos períodos de estiagem que acarretam em uma acentuada diminuição da vazão em relação à média anual, o que é importante para ecologia do sistema como um todo, porém não significa que as assembleias de peixes não estejam sob pressão. A aplicação dos métodos como Q7,10, Q90% e Q95% submete as comunidades a uma condição constante de *stress*, homogeneizando o regime de vazões, podendo inclusive levar espécies sensíveis a extinção. Há trabalhos que citam que longos períodos de exposição a vazões muito

reduzidas podem levar o ecossistema a um estágio de degradação irreversível (BENETTI ET AL., 2003; SOARES DA SILVA., et al 2010).

1.5. Epílogo

Neste contexto, podemos averiguar que existem diversas metodologias para a determinação de vazões ecológicas focadas na conservação dos organismos e garantindo os múltiplos usos dos recursos hídricos. No entanto o Brasil ainda encontra-se atrasado, adotando métodos defasados, que não levam em consideração o ecossistema aquático, mesmo sendo o país com a maior diversidade de peixes de água doce do mundo e também um dos maiores detentores de recursos hídricos. A proposição de medidas mitigadoras de impactos oriundas dos múltiplos usos da água seria a determinação de uma legislação própria, visando atender todos os usos de maneira sustentável, assim como ocorreu em Países desenvolvidos como EUA, Espanha, Canadá e outros. As novas leis devem também assegurar que ocorram: a aplicação de metodologias holísticas ou de habitat, avaliando o ambiente antes de intervenções físicas nos corpos hídricos, o que seria um grande avanço frente às práticas adotadas atualmente no país.

2. Introdução

A vazão é uma das variáveis mais importantes em um ecossistema fluvial, já que determinam a morfologia do sistema lótico, modelando não somente o canal principal como também as zonas marginais. A vazão também possui influencia determinante sobre outras variáveis como a profundidade, velocidade temperatura e oxigênio dissolvido (LAMOUREUX et al., 1999; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 1999). Alterações no regime de vazões podem produzir diversos impactos, dos quais pode-se citar: (i) o arrasto de organismos como fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados, macrófitas e peixes jovens, provocado por elevadas descargas naturais ou produzidas artificialmente pela atividade humana (JOWETT & RICHARDSON, 1995); (ii) alterações no processo de transporte de sedimento e matéria orgânica (GAWNE et al., 2000; LLOYD et al., 2003); e (iii) a perda de habitats por inundação ou redução das áreas de perímetro molhado (FROEND & VAN DER MOEZEL, 1994; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2000).

O habitat também faz parte de um conjunto de variáveis importantes dentro dos ecossistemas fluviais, podendo ser definido como sendo um determinado espaço físico influenciado por fatores abióticos que condicionam um ecossistema, afetando a vida animal durante todo o seu ciclo de vida. Segundo Bovee et al. (1998) o habitat pode ser subdividido em três escalas espaciais: macrohabitat, mesohabitat e micro-habitat. O macrohabitat compreende todo o conjunto de condições que compõem uma bacia, sub-bacia ou rio, como, geomorfologia, hidrologia, qualidade físico-química da água e outras características em larga escala. O mesohabitat é definido como sendo trechos de um rio que apresentem forma, estrutura do canal e declividade similares, enquanto o micro-habitat são áreas específicas dentro do mesohabitat, com características semelhantes de profundidade, velocidade e tipo de substrato.

O habitat influi diretamente sobre as populações de peixes, principalmente quando a biomassa se aproxima da capacidade de suporte máxima. Os melhores modelos que tentam explicar essa influência incorporam uma combinação de características locais como elevação, largura, profundidade, tipo de substrato, vazão média (ARMSTRONG et al., 1999; ARMSTRONG et al., 2003). Ambientes heterogêneos fornecem uma grande variedade de microhabitats, com locais protegidos onde os peixes podem abrigar-se de predadores bem como encontrar uma grande variedade de recursos alimentares e locais apropriados para a reprodução (WOOTTON, 1998). Muitos estudos foram realizados buscando entender como o habitat influencia a distribuição e abundância de peixes (FAUSCH et al., 1988; LOBÓN-CERVIA, 2007; MATTOS et al., 2013). No entanto, pouco se conhece sobre os padrões de seleção de habitats por peixes no Brasil (SANTOS et al., 2009; MAZZONI et al., 2011; COSTA et al., 2012; COSTA et al., 2013; LEAL et al., 2013; TERESA & CASATTI, 2013;). Os ecossistemas fluviais possuem dois componentes principais, a estrutura física do habitat e o regime de vazões, que determinam a presença, a abundância e a distribuição das assembleias de peixes (KARR et al., 1986; BUNN & ARTHINGTON, 2002). Para integrar estes componentes são utilizados modelos de simulação da hidrodinâmica fluvial e do habitat, que são alimentados com dados hidrológicos, biológicos e geomorfológicos, mensurados diretamente do ambiente. A simulação de habitats é um dos componentes principais dentro da metodologia IFIM (BOVEE, 1982; BOVEE et al., 1998) que foi desenvolvido para solucionar conflitos em projetos que afetam ecossistemas aquáticos. Para realizar a simulação do habitat físico para uma espécie (ou um grupo) é necessário contar com um modelo hidráulico detalhado do rio e conhecer os requerimentos de habitat para a

espécie (índices de aptidão de habitat IAH). A simulação pode ser utilizada para: (i) prever a ocorrência de espécies em função de variáveis de habitat; e (ii) melhorar a compreensão das relações entre espécie-habitat (AHMADI-NEDUSHAN et al., 2006). Após a simulação constroem-se curvas vazões *versus* habitat para conhecer as variações naturais do habitat, bem como suas variações temporais e determinar a vazão que maximiza a Superfície Ponderada Utilizável (SPU). Esta vazão constitui uma referência básica para determinar um regime de vazões ecológicas ou ambientais (BOVEE et al., 1998; BELMAR et al., 2013).

A determinação dos regimes de vazões ecológicas propicia a manutenção ou o reestabelecimento do bom estado de conservação de habitats ou espécies, permitindo que suas exigências ecológicas bem como a manutenção das funções ecológicas de longo prazo (BOVEE et al., 1998). Além disso, o regime de vazão ecológica ou ambiental deve incluir o ordenamento das vazões mínimas e máximas, e suas variações intra e interanuais. As consequências da manipulação destas variáveis físicas, tais como regime de vazões e variáveis hidráulicas, ainda não são totalmente compreendidos e quantificados. Diversos autores defendem que tais métricas devem ser complementadas com estudos contínuos, oferecendo soluções alternativas para os tomadores de decisões (BARQUÍN et al., 2011; COSTA et al., 2012; BELMAR et al., 2013). No entanto, esta abordagem ainda carece de informações precisas e detalhadas para as espécies neotropicais, o que limita o uso desta técnica como ferramentas de gestão das bacias hidrográficas brasileiras. Isto é particularmente preocupante porque mudanças nos regimes de vazões naturais vêm ocorrendo de maneira desordenada no país, estando entre uma das principais ameaças à conservação de peixes neotropicais em ambientes lóticos (BARLETTA et al., 2010).

O presente estudo foi desenvolvido em um riacho de Mata Atlântica do Sudeste do Brasil, onde apesar da grande importância ecológica, não haviam registros de estudos desta natureza na região. Este sistema representa uma boa oportunidade para a determinação de vazões ecológicas, já que parte de suas águas são abstraídas para abastecimento público, e por se localizar em uma área de proteção ambiental - Reserva Biológica do Tinguá (Rebio-Tinguá). Isto confere à sua porção de montanha características de ambiente natural pouco alterado. Três espécies de peixes morfológicamente distintas, pertencentes a diferentes gêneros e com ampla distribuição em riachos de Mata Atlântica foram escolhidas para determinação de um regime de vazões ecológicas capaz de preservar o ecossistema em períodos de vazões reduzidas.

O objetivo deste estudo foi contribuir para o desenvolvimento de novas políticas de gestão de recursos hídricos, identificar as principais metodologias existentes para a avaliação da vazão ecológica, e aplicar a simulação de habitat em um riacho modelo para determinar a vazão ecológica e as exigências da ictiofauna durante estações secas do ano.

2.1 Objetivos específicos

- Desenvolver curvas de aptidão para três espécies de peixes representativas da comunidade de peixes do riacho São Pedro.
- Avaliar a aplicabilidade da metodologia de simulação do habitat físico em um riacho de Mata Atlântica.
- Avaliar as relações entre a vazão e o habitat das três espécies de peixes.

3. Material e Métodos

3.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado no riacho São Pedro um tributário de segunda ordem do rio Guandu, localizado na região metropolitana do Rio de Janeiro. A bacia do rio São Pedro possui área de 98 km², sua nascente fica situada na cota de 1000m, tem comprimento de aproximadamente 28 km, desaguando no trecho médio do rio Guandu, a 25 m do nível do mar (Fig. 1). Sua vazão natural é de aproximadamente 1.8 m³/s (observação pessoal). A Companhia Estadual de Águas e Esgoto (CEDAE) abstrai em torno de 0.58m³/s (medida *in situ* nas duas campanhas) para abastecimento de quatro municípios do entorno de sua bacia. A captação é do tipo “fio-d’água, onde a vazão abstraída é inferior à descarga média que permanece no sistema. Desta forma o riacho ainda mantém um regime de vazão similar ao natural (apenas com redução de sua magnitude), pois não há regulação do flúmen.

Segundo a classificação de Köppen-Geiger o clima da bacia é do tipo tropical com estação seca de inverno (Aw). A precipitação média anual na bacia situa-se entre 1.000 e mais de 2.300 mm, sendo que nas áreas de serra a precipitação é superior às áreas de baixada. A estação úmida (precipitação máxima) ocorre de dezembro a março

(verão) e a estação seca ocorre de junho a agosto (precipitação mínima) (inverno), com média mensal de 350 mm (SEMADS, 2001).

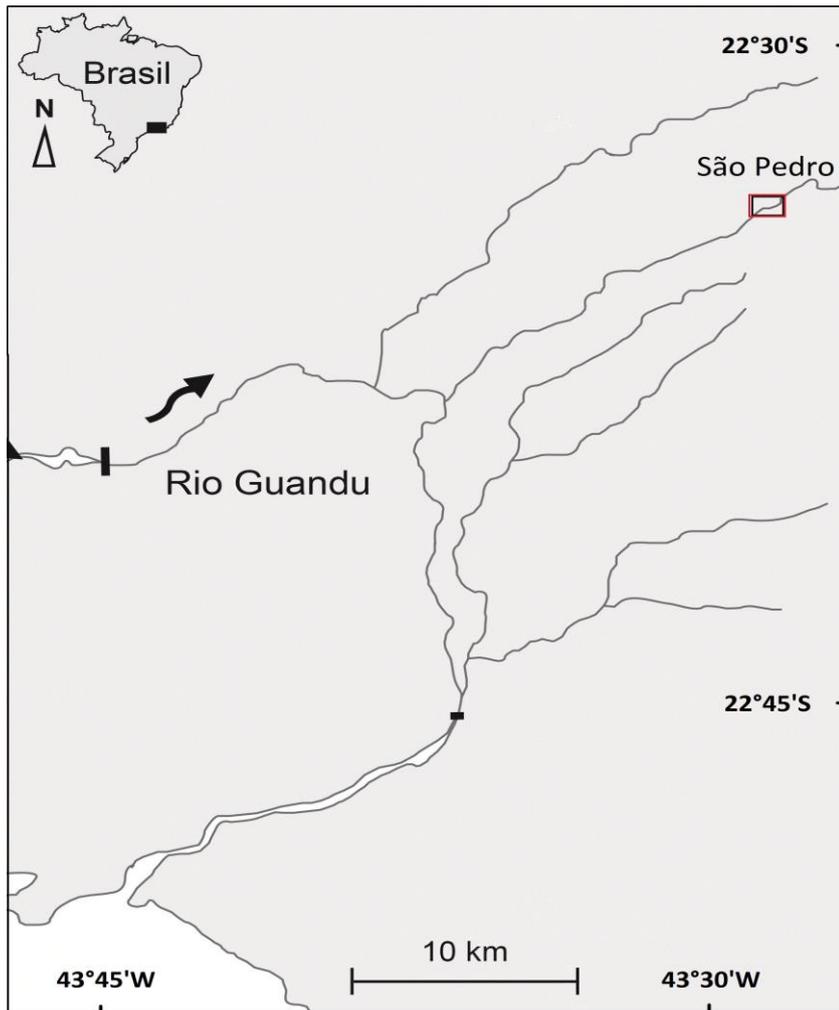


Figura 1. Mapa do Rio Guandu e seus principais tributários, com indicação do local onde foi realizado o presente estudo.

Foram escolhidos dois locais de amostragem localizados no trecho de montanha do riacho São Pedro, que está situado dentro da Reserva Biológica do Tinguá, apresentando bom estado de conservação (vegetação ripária conservada e diversa, canal e leito preservados, ictiofauna rica e abundante, mesohabitats diversificados, e ausência de cargas orgânicas de origem antrópica).

3.2. Programa de Amostragem (estrutura do canal e variáveis hidráulicas)

As amostragens foram conduzidas nos trechos superior (S22°35'47,1"-W043°33'41,6") e inferior (S22°35'51,1"-W043°33'70") localizados a aproximadamente 13km da nascente, em uma altitude de 62 m. Cada trecho apresentou aproximadamente 50 m de extensão, separados por uma distancia de 100m. O trecho superior,

caracterizado por maior declividade, menor largura do canal, maior velocidade da água, enquanto o inferior apresenta grandes poções, com aumento da largura, profundidade e diminuição da velocidade da água. No trecho superior foram estabelecidas 9 seções transversais e 10 no trecho inferior (Figs. 2 e 3). As seções foram distribuídas de maneira uniforme procurando englobar todos os mesohabitats, para que todo o ambiente fosse representado igualmente, seguindo o protocolo de “igual esforço” proposto por (BOVEE et al., 1998). Apenas três tipos de mesohabitats (*sensu* HEGGENES et al., 2002) foram identificados: profundo-rápido, profundo-lento e raso-rápido.



Figura 2. Vista parcial do trecho superior, com características de mesohabitat profundo-rápido.



Figura 3. Vista parcial do trecho inferior, com características de mesohabitat profundo-lento.

Foram realizadas duas campanhas, no período de 2013/2014, sempre em época de estiagem com vazão reduzida. Na primeira campanha, foi realizado um intenso esforço para obtenção dos dados de estrutura do canal, a partir de perfis topográficos de cada seção transversal de margem a margem com intervalo de 50 em 50 cm, para que fossem definidas células de 2.500cm², onde foram tomadas as medições das características hidrológicas e de estrutura do canal. Para a isso utilizou-se uma Estação Total Leica TS02 com precisão de 7”, um nível digital Leica Sprinter, dois GNSS Ashtech ProMark 3 L1 e outro Ashtech Promark 500 L1_L2, Mira e Prisma Leica (Fig.

4), com auxílio de uma equipe topográfica do Departamento de Agrimensura do Colégio Técnico da UFRRJ.



Figura 4. Levantamento de dados da estrutura física do canal (perfis transversais, níveis d'água, distâncias entre seções e células).

Em conjunto com o levantamento topográfico, foi mensurado o nível da água em cada seção (altitude em metros) utilizando o nível digital Leica Sprinter. Dentro de cada célula em cada seção transversal foram medidas: (i) a profundidade, utilizando um bastão graduado ou um profundímetro portátil (Echo-Sounder); (ii) a velocidade, medida em três diferentes profundidades (20, 40 e 60cm) com um fluxômetro manual (Global Waters PF-211 flow meter-Global Water Instrumentation, Inc. College Station, TX USA); e (iii) o tipo de substrato (Tabela 1), estimado visualmente seguindo a classificação adaptada de Krstolic et al., (2006). Também foram medidas as distâncias entre as seções, as áreas de cada mesohabitat amostrado e o perímetro molhado das seções, obtidos no pós tratamento dos dados através dos softwares GNSS Solution e data Geoffice, e a vazão circulante para cada seção, obtida a partir dos dados de velocidade, profundidade, tipo de substrato e perímetro molhado com auxílio do programa de simulação de habitat RHYHABSIM (River Hydraulics and Habitat Simulation) desenvolvido por Jowett (1989), trata-se de software pago, que realiza simulações em uma dimensão.

Tabela 1. Códigos e caracterização do tipo de substrato em função da granulometria (n.a.=não aplicável).

TIPO DE SUBSTRATO	GRANULOMETRIA	CÓDIGO
Rocha	1000-450mm	1
Pedra	449-180mm	2
Pedra arredondada	179-25mm	3
Cascalho	24-12mm	4
Cascalho fino	11-2mm	5
Areia	<2mm	6
Vegetação	n.a.	7

Fonte: Adaptada de Krstolic et al., (2006)

Com base no levantamento topográfico e nas medições de dados de estrutura do canal foi possível gerar uma matriz de disponibilidade de habitat. Esta matriz foi definida como a composição e quantidade de células com uma dada profundidade, velocidade e tipo de substrato em relação ao total de células examinadas em função da vazão observada.

3.3. Simulação Hidráulica

Na segunda campanha, foram mensuradas apenas as variáveis hidráulicas de nível da água, profundidade, velocidade e perímetro molhado. Os dados de estrutura do canal foram os mesmos obtidos na primeira campanha, pois não há uma variação significativa do ambiente físico. Todos os dados hidráulicos e de estrutura do canal foram organizados para realizar a simulação hidráulica dos trechos do riacho, utilizando o programa RHYHABSIM. Mudanças na profundidade, velocidade e perímetro molhado do riacho foram registrados em função de diferentes valores de vazão observados. Concomitantemente com o levantamento de dados de estrutura do canal e medição de variáveis hidráulicas, foram realizadas coletas de dados biológicos para a elaboração de índices de aptidão para as espécies selecionadas.

3.4. Seleção das Espécies

Três espécies de peixes (Fig. 5) de diferentes ordens (um Characiformes, *Bryconamericus ornaticeps*; um Siluriformes, *Ancistrus multispinis*; e um Perciformes, *Geophagus brasiliensis*) foram selecionadas neste estudo com base em dois critérios. O

primeiro deles foi baseado em três fatores pré-estabelecidos: (i) distinção filogenética - as espécies escolhidas pertencerem a diferentes ordens; (ii) diversidade funcional: por serem espécies morfologicamente distintas, esperava-se que apresentassem comportamentos específicos e ocupassem diferentes espaços no ambiente e desempenharem diferentes funções; (iii) serem facilmente observadas através de censo visual.

É, portanto, esperado, que as diferentes espécies estudadas apresentem diferentes demandas de vazão ecológica, e desta forma torne possível estipular vazões ecológicas que conservem não só estas espécies alvo, como também uma ampla gama de espécies, graças ao amplo espectro de distinção destas três espécies estudadas.



Figura 5. (A)-*Bryconamericus ornaticeps*; (B)-*Ancistrus multispinis*; (C)-*Geophagus brasiliensis*.

O segundo critério utilizado seguiu a proposição de Bovee (1986), que atribui notas a diversos fatores como a importância (ecológica/econômica) da espécie alvo, sua adaptação ao rio e informações existentes (Tab. 2). De acordo com esta classificação, *B. ornaticeps*, foi considerada como sendo de baixa importância comercial ou esportiva, espécie obrigatória do rio e com nenhuma informação existente (nota=22); *A. multispinis* também foi considerada de baixa importância comercial ou esportiva, obrigatória do rio e não haviam informações sobre a espécie, recebendo a mesma classificação de *B. ornaticeps* (nota=22), enquanto *G. brasiliensis* foi classificado como de moderada prioridade comercial/esportiva/ecológica, pelo fato de ter importância para a pesca e consumo local, ser uma espécie obrigatória do rio e com critérios desenvolvidos em outras bacias e ainda incompletos (nota=23).

A relevância da classificação adotada para a seleção de espécies reside em três fatores segundo Bovee (1986): (i) Espécies ameaçadas, comprometidas ou com algum interesse econômico-social ocupam uma posição muito elevada na hierarquia das metas de gestão; (ii) Espécies obrigatórias do rio ou que o habitam a maior parte do tempo são mais dependentes da vazão e, portanto, mais sensíveis às mudanças no micro-habitat e

(iii) Espécies com disponibilidade de informações na literatura corrente. Notas elevadas significam que a espécie possui maior importância (pontuação máxima 30 pts) para estudos nesta linha, portanto as três espécies selecionadas apresentam relevância como modelos biológicos para determinação da vazão ecológica.

Tabela 2. Método de classificação de importância ecológica para peixes.

CLASSIFICAÇÃO ECOLÓGICA DAS ESPÉCIES	NOTA
IMPORTÂNCIA	
1-Espécie ameaçada ou comprometida	10
2-Espécies comerciais ou esportivas	
a. Altíssima prioridade	10
b. Alta prioridade	8
c. Moderada prioridade	5
d. Baixa prioridade	2
e. Desinteresse	0
ADAPTAÇÃO AO RIO	
1-Espécie obrigatória do rio	10
2-Espécie facultativa do rio	
a. Espécies fluviais que habitam maior parte do tempo	8
b. Espécies fluviais que habitam pequena parte do tempo	6
c. Espécies lacustres que habitam maior parte do tempo	4
d. Espécie facultativa de lagoas	2
INFORMAÇÕES EXISTENTES	
1-Nenhuma informação sobre a espécie	10
2-Os critérios existentes são incompletos ou foram desenvolvidos em outra localização geográfica.	8
3-Os critérios existentes estão geralmente completos e menos do que três estudos tem sido conduzidos na mesma região geográfica.	6
4-Os critérios existentes estão geralmente completos e de três a cinco estudos tem sido conduzidos na mesma região geográfica.	4
5-Os critérios existentes estão completos e mais do que cinco estudos tem sido conduzidos na mesma região geográfica.	0

Fonte: Adaptado de Bovee (1986)

3.5. Determinação dos Índices de Aptidão de Habitats para as espécies

O desenvolvimento do Índice de Aptidão de Habitat (IAH) de cada variável (profundidade, velocidade e tipo de substrato) para cada espécie é o componente principal para determinação de um regime de vazões ecológicas capazes de manter e

conservar ecossistemas aquáticos naturais. O IAH pode ser obtido de diferentes formas; para o presente trabalho foi utilizada a Categoria III (BOVEE et al., 1998), obtida por observação direta (censo visual). A categoria III baseia-se no pressuposto de que se um organismo encontra-se em proporção elevada num dado micro-habitat, é porque selecionou esse micro-habitat de forma ativa, definindo-se assim, se a espécie possui aptidão por características contidas nos microhabitats observados. A determinação de IAH possibilita estimar a quantidade de microhabitats ótimos exploráveis existentes no rio para a espécie em função de uma determinada vazão, utilizando programas de simulação de habitats físico.

Em cada uma das campanhas foram realizadas observações subaquáticas diretas por “snorkelling” (censo visual), por dois mergulhadores treinados, o que permitiu a observação do real comportamento dos peixes, bem como a posição do peixe na coluna d'água (HEGGENES et al., 1990; MARTÍNEZ-CAPEL & GARCÍA DE JALÓN, 1999; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2008) em diferentes tipos de habitats. No início de cada seção, o mergulhador aguardava por 10 minutos a jusante de cada trecho, para permitir que os peixes acostumassem com sua presença. Em seguida, o mergulhador movia-se lentamente em "zigzag" sobre cada seção (transecto). Após avistar um peixe ou um cardume, registrava-se as informações de número de indivíduos, tipo de substrato e tipo de comportamento - "mantendo posição", por um período de 1-2 minutos em uma prancheta de PVC circular. Para cada espécie observada, a posição de cada peixe e/ou cardume observado foi marcada com auxílio de pequenos pesos de chumbo numerados e com uma fita de identificação (Fig. 6), que foi colocada na posição em que o peixe se encontrava no momento da observação, para posteriores medições das variáveis hidráulicas. Todas as observações foram realizadas entre 08:00 e 16:00 totalizando 30 horas de mergulho, sendo que os mesmos tinham duração média de 60 a 90 minutos, dependendo do número de peixes registrados.



Figura 6. Detalhes das observações subaquáticas: (A-1) Mergulhador com uma prancheta de PVC, e marcas vermelhas preparando-se para iniciar as observações subaquáticas; (A-2) mergulhador observando e registrando a ocorrência de espécimes; (B) Cardume de peixes mantendo posição junto à marca vermelha; (C) Chumbo numerado utilizado como marca.

Após o término das observações por censo visual, foram recolhidas as marcações e tomadas, em cada marcação, as medições das variáveis hidráulicas de uso pela(s) espécie(s). A velocidade foi medida em três diferentes profundidades quando possível (20, 40 e 60cm respectivamente), assim como a profundidade total referente a posição da marcação (Fig. 7).



Figura 7. Medição das variáveis hidráulicas (velocidade e profundidade) de uso das espécies (A e B).

Com os dados de uso obtidos, foi possível sobrepor com a matriz de disponibilidade de habitats (obtida anteriormente) e determinar as curvas de aptidão de habitat (IAH) para cada espécie, utilizando o programa RHYHABSIM (Fig. 8). O programa utiliza a porcentagem de ocorrência calculada em relação ao número de classes de cada variável hidráulica (i.e. o número de ocorrência de uma dada espécie, em relação a todas as possibilidades de ocorrer em todas as faixas de velocidade) definindo, assim, a aptidão para a espécie, para cada variável, expressa em curvas univariadas.

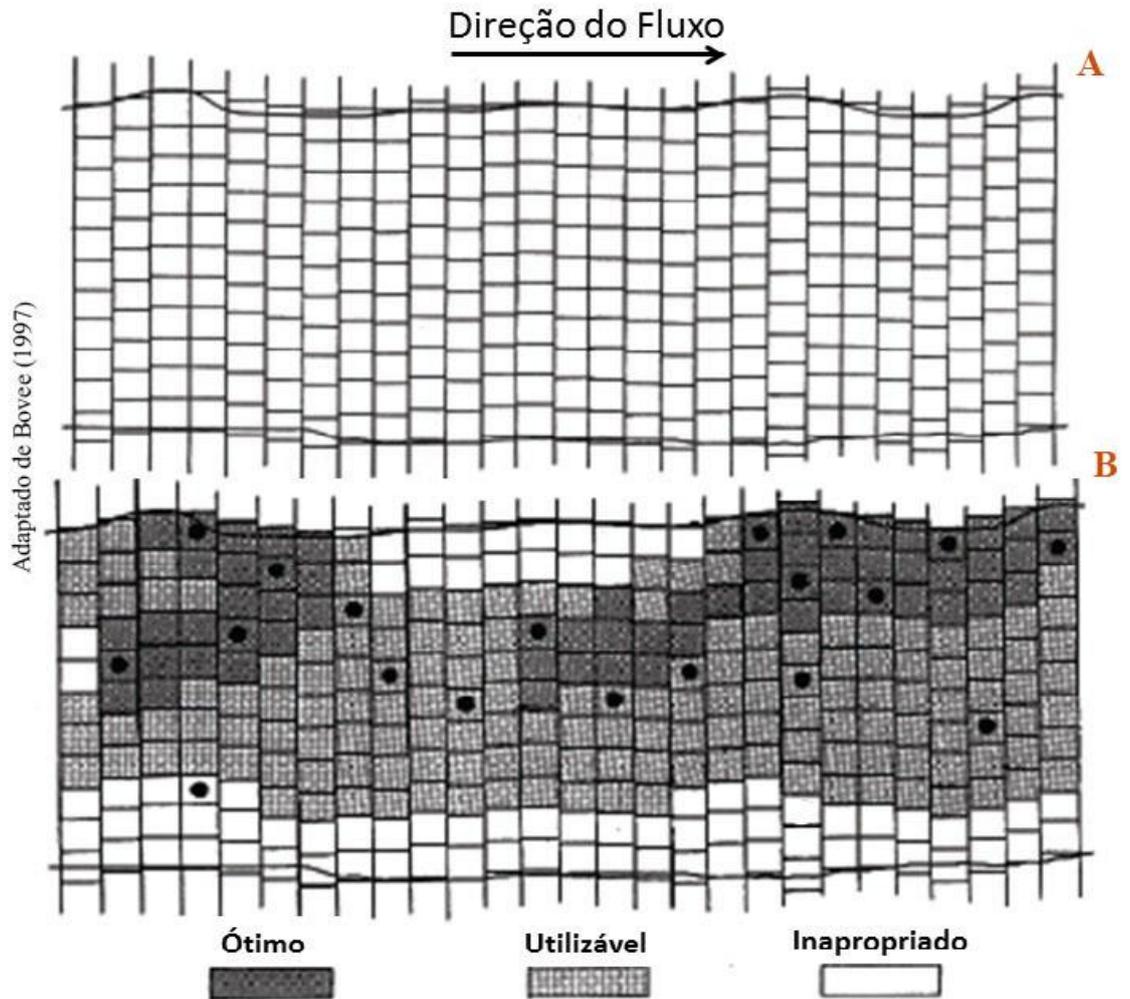


Figura 8. Representação esquemática do método utilizado para determinar o IAH, onde todas as células do riacho representariam a disponibilidade (A) e em (B) as células que seriam hipoteticamente utilizadas pelas espécies.

3.6. Simulação do Habitat Físico

Abaixo é apresentado um diagrama esquemático de todas as etapas e procedimentos realizados para a determinação da vazão ecológica durante o período de seca no riacho São Pedro (Fig. 9).

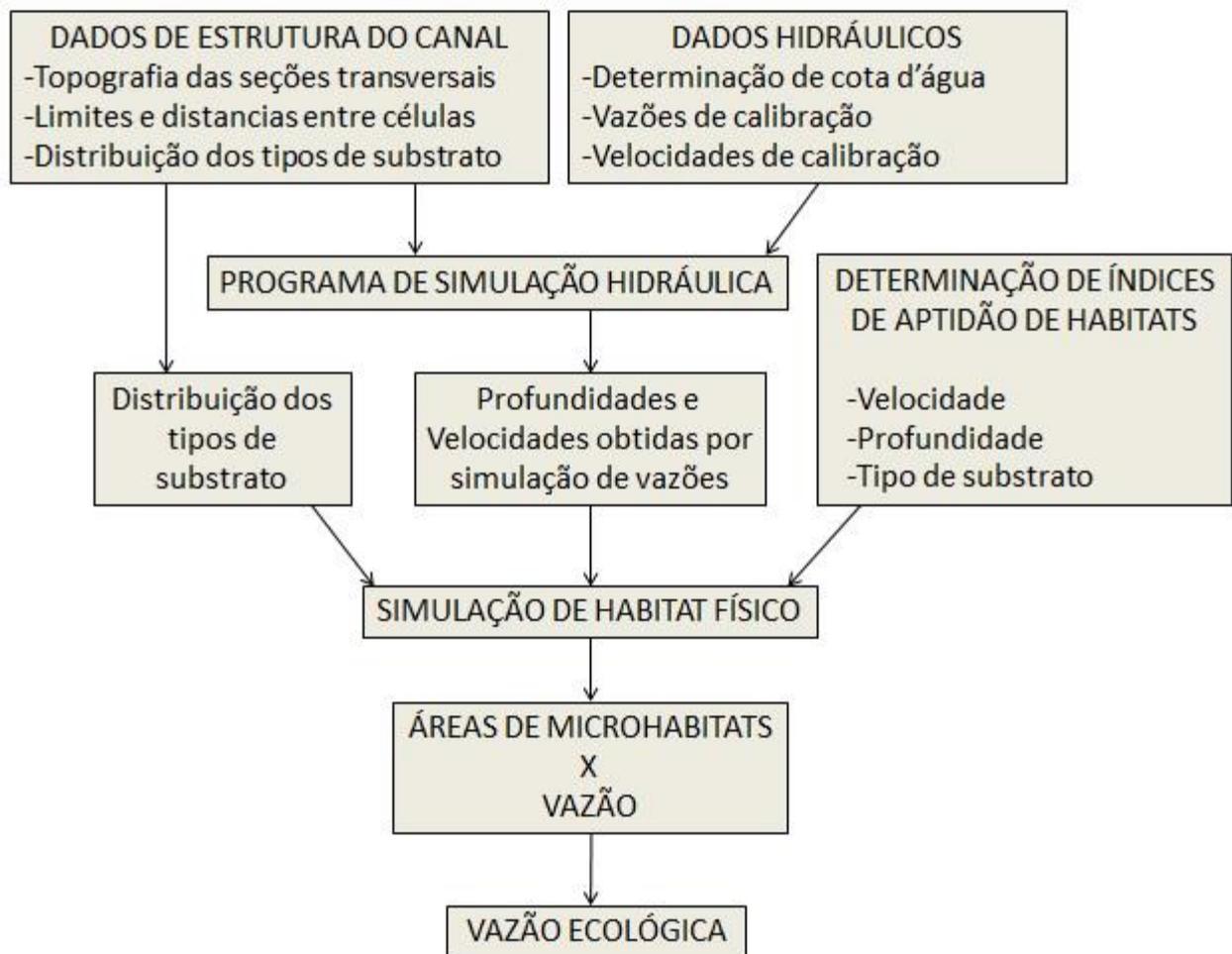


Figura 9: Fluxograma esquemático das etapas necessárias à obtenção da vazão ecológica.

A simulação do habitat físico foi realizada utilizando o programa RHYHABSIM, com o objetivo de determinar a relação entre a vazão e o microhabitat físico disponível. O RHYHABSIM necessita de três conjuntos de variáveis para executar a simulação: i) estrutura do canal; ii) dados hidráulicos e iii) IAH para as espécies selecionadas.

Os dados de estrutura do canal usados na simulação foram oriundos da primeira campanha, enquanto os dados hidráulicos foram inseridos diretamente no modelo após a calibração (nível da água, profundidade, velocidade e distribuição dos tipos de substrato, todos relacionados à vazão mensurada em campo). Desta forma o programa pode simular e estimar as variações que ocorreriam no trecho (profundidade, velocidade, área alagada) em função do aumento ou diminuição da vazão. Para inserir os dados de IAH para uma determinada espécie no programa de simulação faz-se necessário agregar matematicamente as curvas dos IHAs em único Índice adimensional, o índice de aptidão de habitat composto (IAHC) expresso numa escala que varia entre 0 e 1. A equação

utilizada para o cálculo se dá através de multiplicação simples, na qual cada variável possui o mesmo peso no resultado final, implicando numa ação sinérgica, em que o micro-habitat ótimo é atingido quando todas as variáveis tiverem também atingido seu ótimo (máxima valor da curva).

$$IAHC_{si} = (iah_{q,i,v})_s * (iah_{q,i,p})_s * (iah_{q,i,ts})_s$$

Onde:

$IAHC_{si}$ = índice de aptidão de habitat composto da célula (i), na vazão (q) e espécie (s)

$iah_{q,i,v}$ = índice de aptidão pela velocidade para a célula (i), vazão (q) e espécie (s)

$iah_{q,i,p}$ = índice de aptidão pela profundidade para a célula (i), vazão (q) e espécie (s)

$iah_{q,i,ts}$ = índice de aptidão do tipo de substrato na célula (i), vazão (q) e espécie (s).

3.7. Área de Microhabitat versus Vazão

Quando o índice de aptidão do habitat composto de cada célula (IAHC) é multiplicado pela sua respectiva área superficial de microhabitat (a_i), obtida por simulação do habitat físico, e sendo somados os valores encontrados para todas as células, determina-se o valor do microhabitat para o trecho representativo para a vazão e espécie de interesse. Este valor é denominado de superfície ponderada utilizável (SPU) e é expresso pela equação:

$$SPU_{q,s} = \sum (IAHC_{q,i}) * (a_{i,q})$$

Onde:

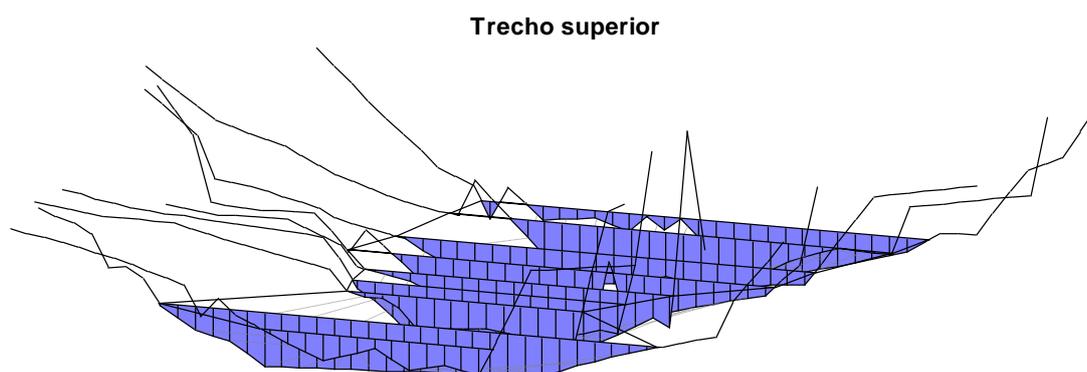
$SPU_{q,s}$ = superfície ponderada utilizável (área de microhabitat disponível) para o trecho representativo na vazão (q) e espécie (s) (m^2).

O valor do microhabitat (SPU) é um índice de qualidade que permite quantificar a aptidão média do meio (i.e. disponibilidade de microhabitats “ótimos”) para uma espécie em determinada fase do seu ciclo de vida. A SPU deve ser calculada para todas as vazões de interesse, resultando numa relação entre a vazão e a área de micro-habitat disponível, que permite avaliar se uma determinada vazão proporcionará áreas de habitat suficientes para a espécie. Por ser um índice quantitativo, possibilita que a partir dele um regime de vazões seja elaborado com a finalidade de conservar um determinado ecossistema fluvial. Esse regime de vazões recebe comumente a denominação de Vazão Ecológica. Muitos autores baseiam-se no critério de que, em condições normais, 80% da

SPU máxima é suficiente para que todas as necessidades da espécie alvo sejam atendidas, para períodos de seca intensa 30% da SPU assegura a manutenção da espécie (MARTÍNEZ-CAPEL & GARCÍA DE JALÓN, 1999; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2007; GARCÍA-RODRIGUEZ et al., 2008).

4. Resultados

Os dois segmentos do Rio São Pedro foram mensurados, totalizando 877 células amostradas (2.500cm²), utilizadas na simulação hidráulica e dos habitats físicos. O trecho superior apresentou perímetro molhado médio de 9.7m na campanha com menor vazão e 10.9m na campanha com a maior vazão. Já no trecho inferior os valores foram de 13.8m e 18.2m, respectivamente. O trecho superior possui um canal encaixado, mais estreito, com águas mais rápidas, categorizado como profundo-rápido (com profundidade > 0.5 m e velocidade \geq 0.1 m/s) e área de 205 m². O inferior apresentou dois tipos de mesohabitats, as cinco primeiras seções são do tipo raso-rápido (profundidade de \leq 0.5 m e velocidade \geq 0.1 m/s) com área de 210m², onde o canal é mais largo e sujeito a alagações. Nas cinco ultimas seções, o mesohabitat é profundo-lento (profundidade > 0.5 m e velocidade < 0.1 m/s) com área de 191m², sendo pouco declivoso e com a formação de grandes poções profundos (Fig. 10).



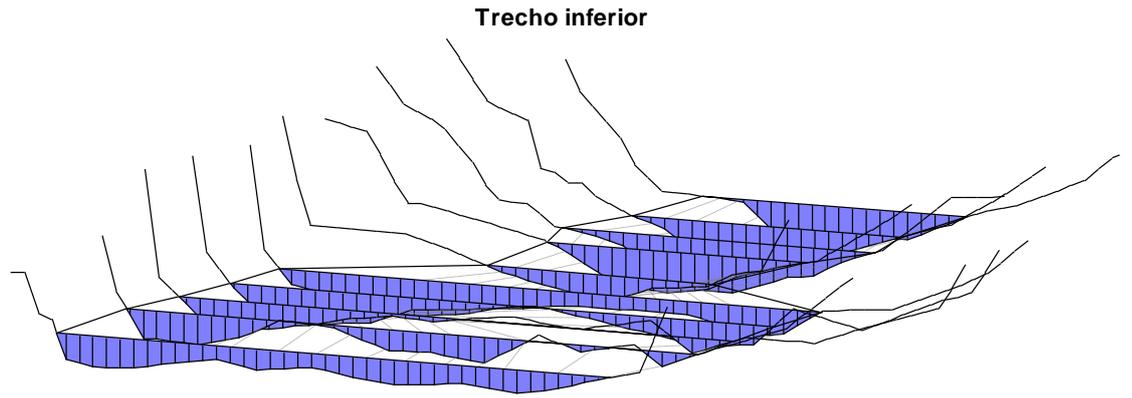


Figura 10. Diagrama esquemático dos trechos amostrados, com as seções transversais, as células dentro de cada seção e perímetro molhado referentes à campanha com menores vazões medidas (com a área alagada em azul).

A simulação do habitat físico de ambos os trechos permitiu caracterizá-los quanto as variáveis hidráulicas com precisão, ou seja, a profundidade apresentou um padrão bem definido, com áreas marginais mais rasas e o centro do canal mais profundo. As seções mais profundas foram I-8 e I-9 no trecho inferior e S-6 no superior (Fig. 11)

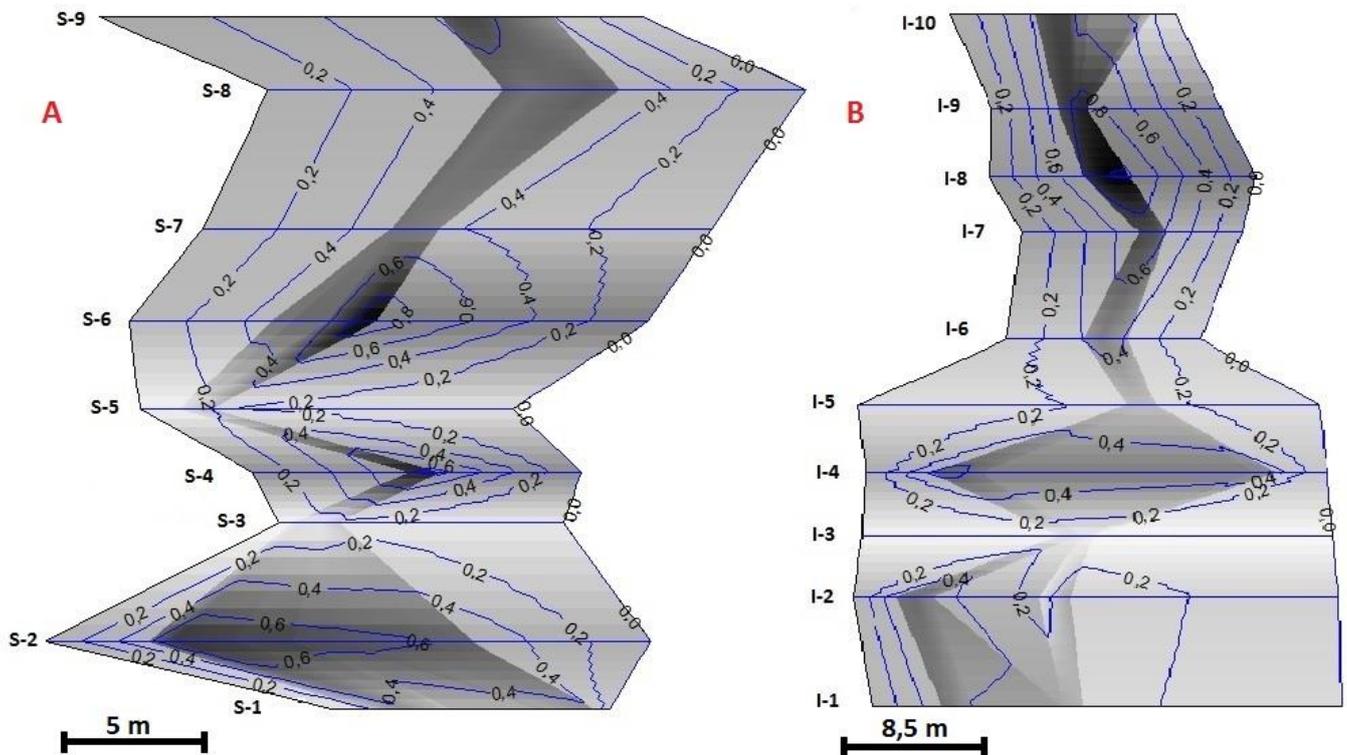


Figura 11. (A) Representação esquemática das profundidades nas seções mensuradas do trecho superior, simbolizadas pela letra "S"; (B) Representação esquemática das profundidades nas seções mensuradas do trecho inferior, simbolizadas pela letra "I". As linhas sólidas em azul representam as seções transversais, com seus respectivos códigos

à esquerda. As isolinhas azuis representam as profundidades ao longo das seções. A intensidade de tons de cinza é diretamente proporcional à profundidade (i.e, tons mais intensos estão relacionados a locais mais profundos). As representações gráficas estão em escala diferentes.

As velocidades médias em ambos os trechos foram baixas, apenas as seções S-8 e S-9 apresentaram valores superiores a 0.3 m/s, enquanto que no trecho inferior as velocidades máximas observadas não excederam 0.2m/s (Fig.12).

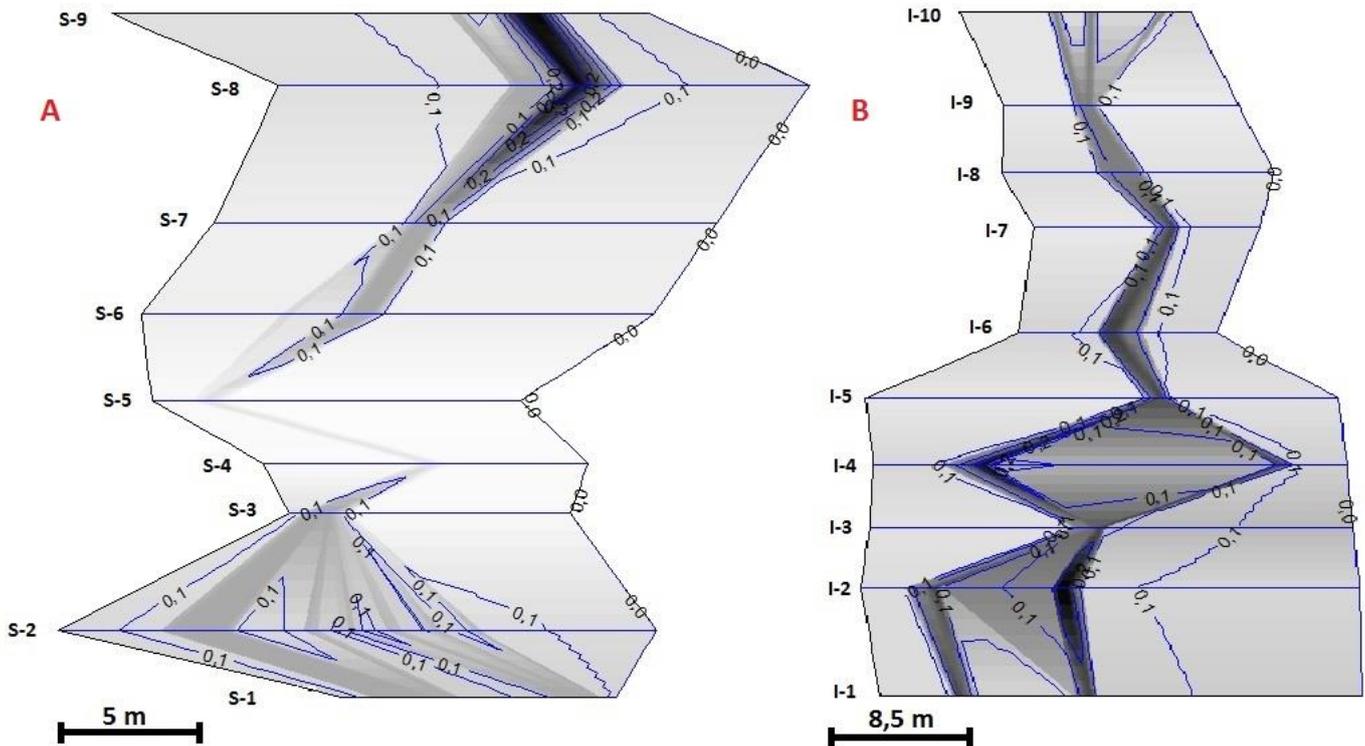


Figura 12. (A) Representação esquemática das velocidades mensuradas nas seções do trecho superior, simbolizadas pela letra "S"; (B) Representação esquemática das velocidades mensuradas nas seções do trecho inferior, simbolizadas pela letra "I". As linhas sólidas em azul representam as seções transversais, com seus respectivos códigos à esquerda. As isolinhas azuis agrupam as células com velocidades semelhantes. A intensidade de tons de cinza é diretamente proporcional à velocidade da água (i.e, tons mais intensos estão relacionados a locais com maiores valores de velocidade mensurados). As representações gráficas estão em escala diferente.

Quanto ao tipo de substrato, foi registrado que o tipo vegetação não ocorreu no perímetro molhado de nenhum dos trechos simulados. No trecho superior, os substratos rocha, pedra e areia ocorreram em proporções similares. Cascalho ocorreu apenas nas seções S-2 e S-8, e cascalho fino não ocorreu no trecho superior. No trecho inferior, o substrato areia foi marcadamente abundante, ocorrendo em mais de 50% das amostras. Rocha, pedra e pedra arredondada ocorreram em proporções similares. Bancos de cascalho fino só ocorreram na seção I-2 (Fig. 13).

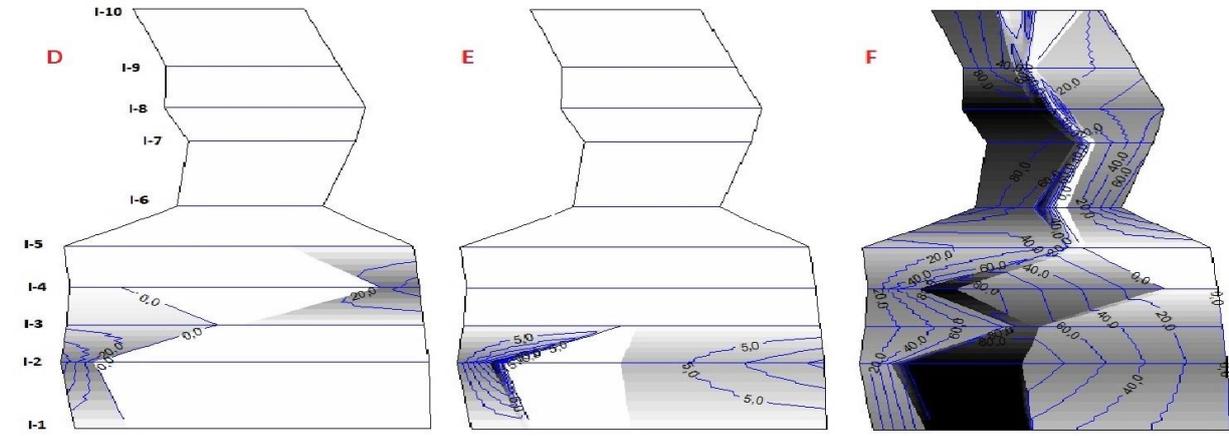
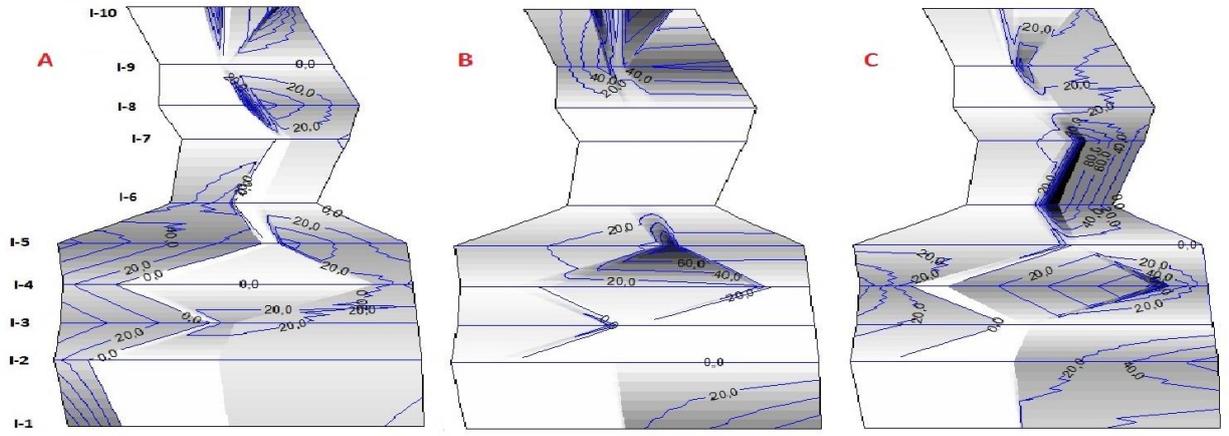
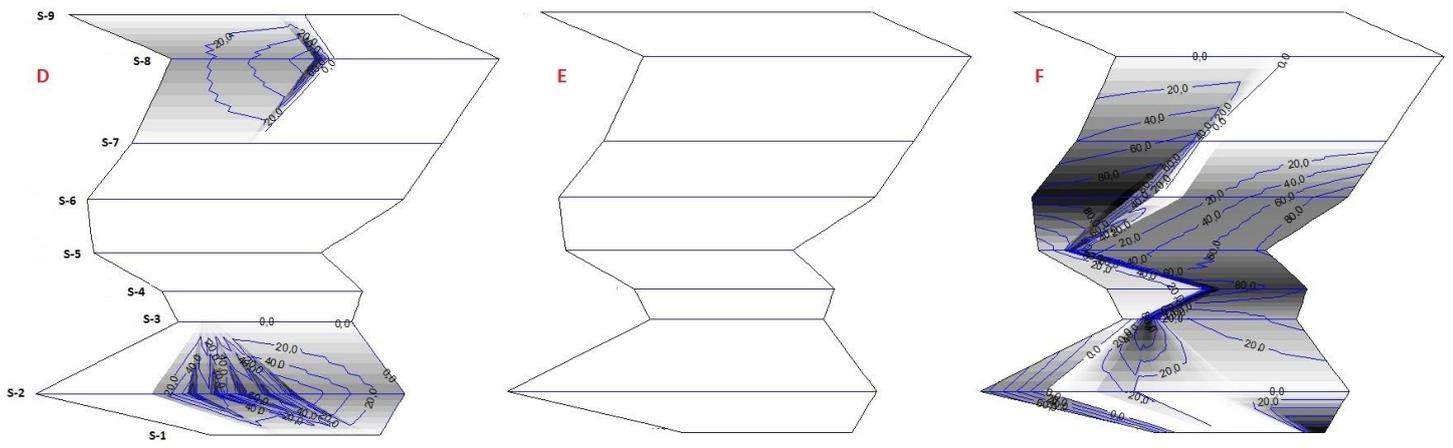
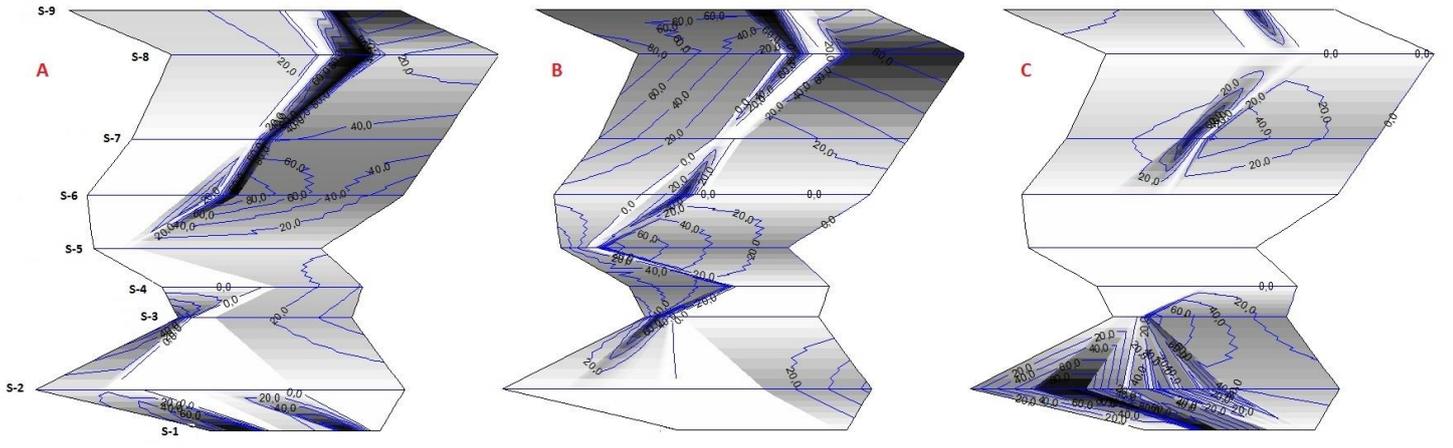


Figura 13. Representação esquemática da distribuição dos tipos de substrato em ambos os trechos (trecho superior, parte de cima, A, B.. F; trecho inferior, parte de baixo, A, B.. F). Cada tipo de substrato foi representado separadamente para uma melhor visualização da distribuição espacial nos trechos. (A) rocha; (B) pedra; (C) pedra arredondada; (D) cascalho; (E) cascalho fino e (F) areia. As linhas sólidas em azul representam as seções transversais, com seus respectivos códigos à esquerda. As isolinhas azuis agrupam as células com porcentagem do tipo de substrato semelhantes. A intensidade de tons de cinza é diretamente proporcional à porcentagem do tipo de substrato (i.e, tons mais intensos estão relacionados a locais com maiores porcentagens).

As variáveis hidráulicas do trecho superior e inferior foram agrupadas para avaliação da disponibilidade de habitats. A análise combinada de ambos os trechos permitiu identificar algumas características predominantes da área de estudo. A profundidade média das unidades de amostragens variou de 0.25 a 1.25 m, com uma única moda em torno de 0.65 m. A velocidade média variou de 0.05 a 0.65 m/s, com 70% dos dados apresentando valores de velocidade média de 0.05 e 0.1 m/s. O tipo de substrato foi classificado em sete categorias, com três modas bem evidentes para rocha, pedra e areia. Os demais tipos de substratos apresentaram frequência inferior a 10 % (Fig. 14).

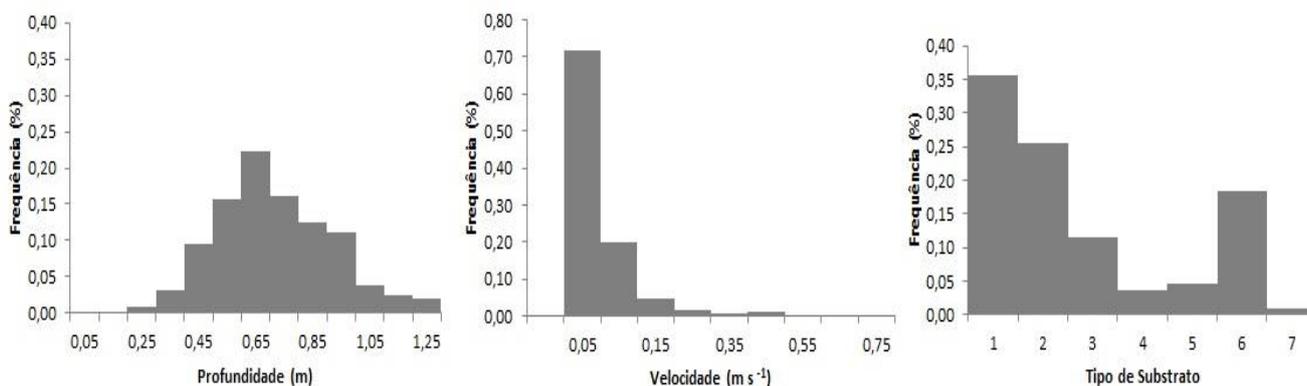


Figura 14. Frequência das disponibilidades de habitats por classes de profundidade (m), velocidade (m s⁻¹) e tipo de substrato. (1- rocha; 2- pedra; 3- pedra arredondada; 4- cascalho; 5- cascalho fino; 6- areia e 7- vegetação).

Durante as campanhas foram realizadas 335 observações das espécies de peixes, assim divididas: *A. multispinis* (dados de presença = 123; dados de disponibilidade = 212; classe de tamanho 5 a 18cm), *B. ornaticeps* (dados de presença = 120; dados de disponibilidade = 215; classe de tamanho 5 a 11cm) e *G. brasiliensis* (dados de presença = 92; dados de disponibilidade = 243; classe de tamanho 4 a 23cm). Não foram observadas diferenças entre as frequências de número de indivíduos por classes de

variáveis hidráulicas entre os trechos. Desta forma foi utilizada uma única matriz de dados de presença para elaboração das curvas de preferência.

As curvas de aptidão por classes de profundidade demonstraram que *B. ornaticeps* e *A. multispinis* selecionaram microhabitats com baixas profundidades (0.6 m) enquanto *G. brasiliensis* apresentou uma maior plasticidade quanto à aptidão por profundidades, associado tanto a locais rasos (0.35 m) como a locais de maior profundidade (0.9 m). Em relação a velocidade, todas as espécies, apresentaram curvas de aptidão idênticas para a mesma classe de velocidade (0.1 m/s) com tendência decrescente para maiores velocidades. As curvas de aptidão para o tipo de substrato indicaram que *B. ornaticeps* está associada uma grande variedade de tipos de substrato, como rochas, pedras, pedras arredondadas e areia. Para *A. multispinis* as curvas de aptidão indicaram preferência por rochas e pedras, enquanto que para *G. brasiliensis* apenas para rochas (Fig. 15).

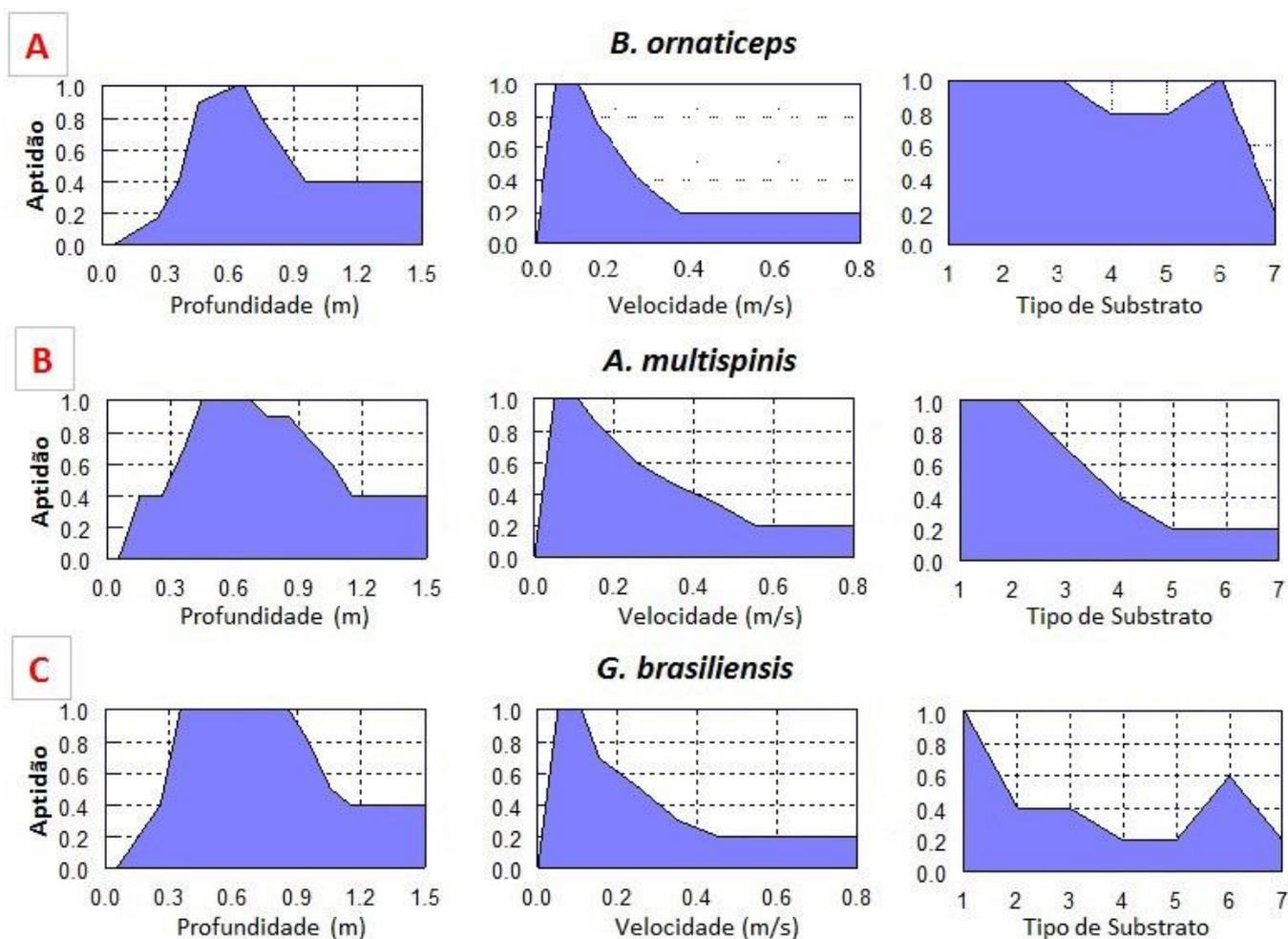


Figura 15. Aptidões das três espécies em relação as variáveis de profundidade, velocidade e tipo de substrato (1- rocha; 2- pedra; 3- pedra arredondada; 4-cascalho; 5- cascalho fino; 6- areia e 7- vegetação).

As curvas de aptidão aqui apresentadas podem ser válidas para estas espécies em riachos com características similares as do São Pedro. Para aplicá-las deverá ser considerado a estação do ano (i.e. inverno, ou em épocas de seca), a largura média do riacho, as variações de vazão e composição do substrato e a comunidade de peixes. Estas curvas serão ampliadas e melhoradas em novos estudos, porém podem ser aplicadas em riachos de iguais características morfológicas e ecológicas.

Concomitantemente com o levantamento topográfico e a determinação das curvas de aptidão para cada variável de habitat por espécie, foram determinadas as vazões de cada campanha, “condições de contorno”, visando a simulação de habitat físico para cada trecho. Os valores médios de vazões utilizadas nos modelos hidráulicos e de habitat foram: trecho superior vazão da 1ª campanha = 0,124 m³/s e 2ª campanha = 1,102 m³/s; trecho inferior: 1ª campanha = 0,123 m³/s e 2ª campanha = 0,965 m³/s. Os resultados da simulação de habitats estão demonstrados na figura 15 (IAHC do trecho em função da vazão) e figura 16 (SPU em função da vazão).

O IAH para cada variável foi utilizada para calcular a função de preferência composta ou índice de aptidão de habitat composto (IAHc) que expressa a melhor condição de habitat para a espécie em função da vazão. Este índice quando calculado para o trecho superior apresentou valores máximos associadas às vazões de 0,35 m³/s até 0,60 m³/s para todas as espécies. Já no trecho inferior o IAHc apresentou uma amplitude de valores de vazão entre 0,55 m³/s e 0,85 m³/s para *A. multispinis* e *B. ornaticeps*, enquanto *G. brasiliensis* apresentou maiores valores de vazão, entre 0,75 m³/s e 0,90 m³/s (Fig. 16). No trecho superior podemos observar que as curvas das três espécies apresentaram um mesmo padrão, atingindo um máximo de IAHC e depois tendendo a estabilidade em classes de vazões elevadas, diferentemente do trecho inferior onde *A. multispinis*, *B. ornaticeps* apresentam seu máximo próximo à assíntota, enquanto *G. brasiliensis* não apresenta uma assíntota clara, embora tenha seu máximo IAHC na vazão de 0,90 m³/s como as demais espécies.

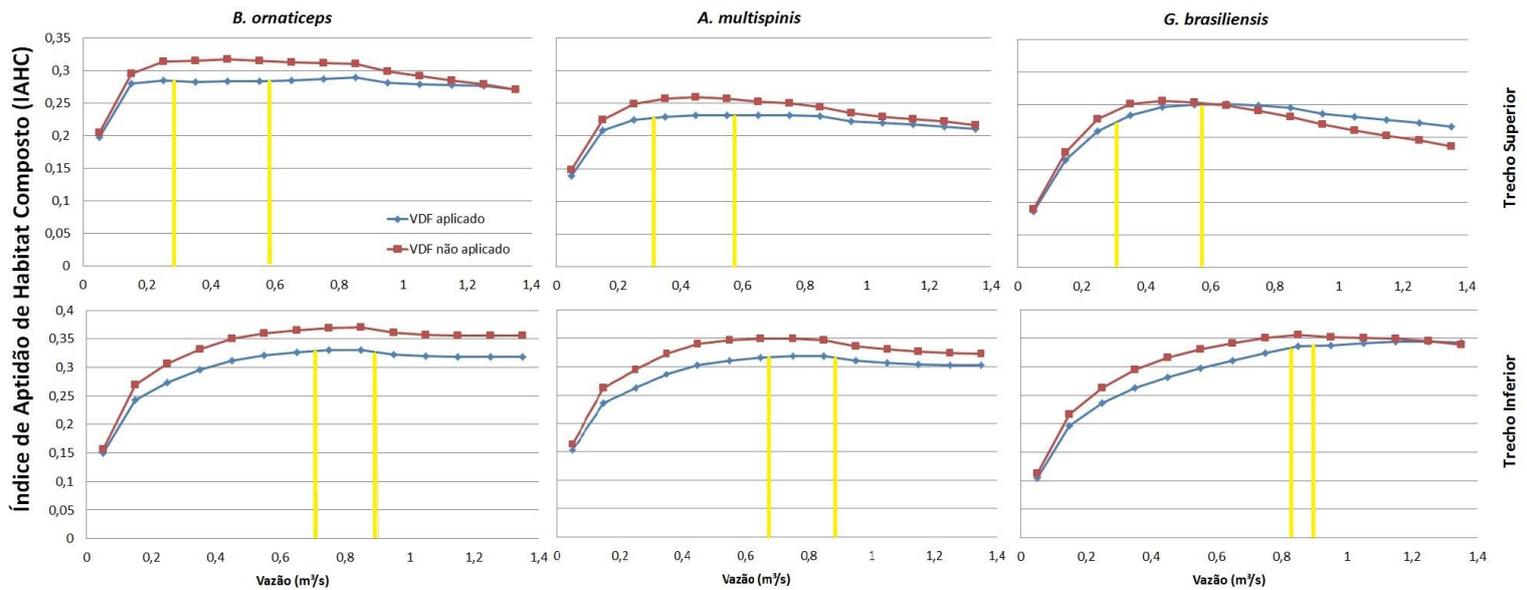


Figura 16. Índice de aptidão de habitat composto nos trechos superior e inferior, independentes para as três espécies de peixes no riacho São Pedro. As curvas em azul expressam o IAHC corrigido pelo fator VDF (fator de correção do próprio programa); curvas em vermelho expressam o IAHC bruto (dados obtidos em campo). Para descrever os resultados foram utilizadas as curvas em azul, no entanto o padrão descrito pode apresentar-se mais evidentes nas curvas em vermelho, podendo ser utilizado para ponderações. Linhas em amarelo foram acrescentadas para facilitar a visualização.

O índice SPU, que avalia o quanto de habitat existe para uma dada espécie em função de uma dada vazão para os trechos representativos apresentou as seguintes relações entre valores ótimos (80% da SPU) e a vazão (Fig. 16): trecho superior - *B. ornaticeps* - $3.28 \text{ m}^2/\text{m}$ ($Q = 0.24 \text{ m}^3/\text{s}$), *A. multispinis* - $2.55 \text{ m}^2/\text{m}$ ($Q = 0.24 \text{ m}^3/\text{s}$), e *G. brasiliensis* $2.68 \text{ m}^2/\text{m}$ ($Q = 0.32 \text{ m}^3/\text{s}$); trecho inferior - *B. ornaticeps* - $5.27 \text{ m}^2/\text{m}$ ($Q = 0.39 \text{ m}^3/\text{s}$), *A. multispinis* - $5.00 \text{ m}^2/\text{m}$ ($Q = 0.37 \text{ m}^3/\text{s}$), e *G. brasiliensis* $5.64 \text{ m}^2/\text{m}$ ($Q = 0.60 \text{ m}^3/\text{s}$). Deste modo podemos observar que tanto no trecho superior como no trecho inferior a variação de habitat disponível é semelhante entre *A. multispinis* e *B. ornaticeps* quando comparado com *G. brasiliensis*, independentemente. *G. brasiliensis* demanda maiores vazões para que 80% da SPU seja atendida. Logo a vazão que maximiza a SPU varia expressivamente no trecho inferior, demandando maiores vazões para maximizar a SPU, mas disponibilizando uma maior quantidade de habitats para as espécies, enquanto que no trecho superior observa-se um padrão oposto, (Fig. 17).

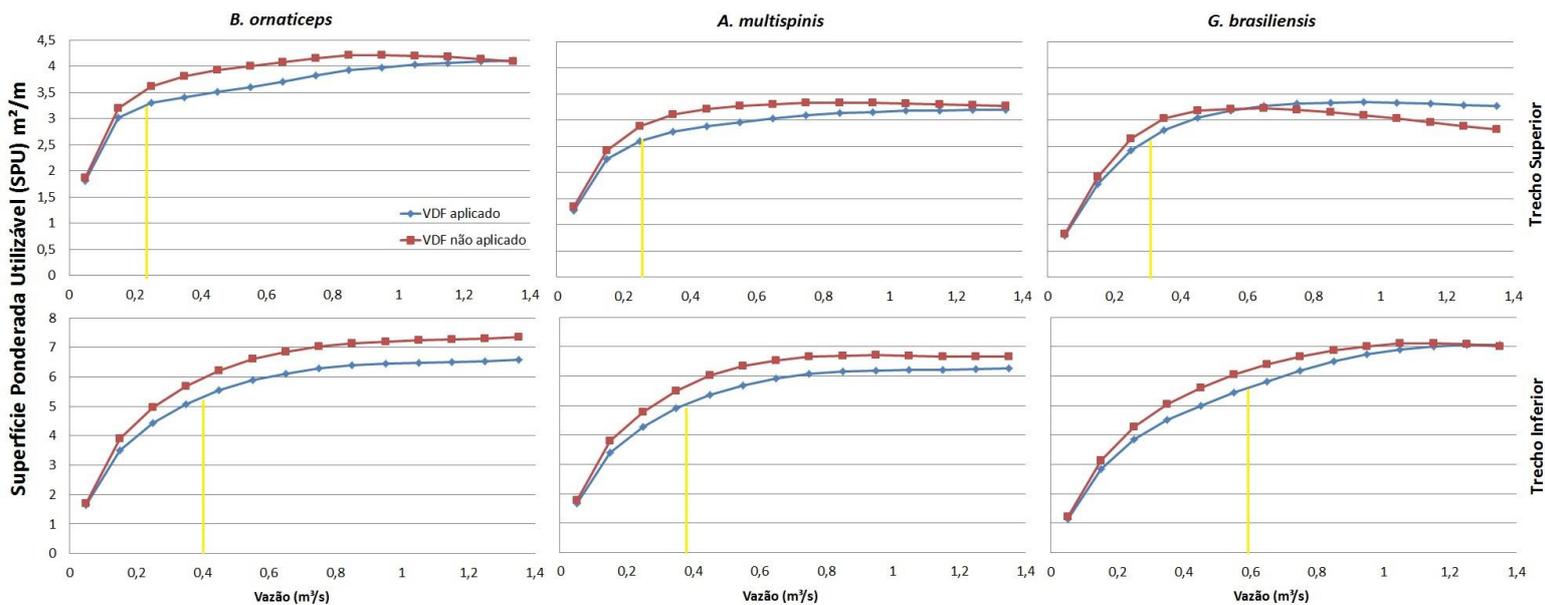


Figura 17. Superfície Ponderada Utilizável (SPU) para o trecho superior e inferior, das três espécies estudadas. As curvas em azul expressam a SPU corrigida pelo fator VDF (fator de correção do próprio programa); curvas em vermelho expressam a SPU bruta. Para descrever os resultados foram utilizadas as curvas em azul, no entanto o padrão descrito pode apresentar-se mais evidentes nas curvas em vermelho, podendo ser utilizado para ponderações. Linhas em amarelo foram acrescentadas para facilitar a visualização.

5. Discussão

5.1. Determinação da Vazão Ecológica

O presente estudo teve sucesso na determinação, pela primeira vez, da vazão ecológica para um riacho de Mata Atlântica. Considerando 80% do SPU máxima para as três espécies, um regime de vazões igual ou maior que 0.32 m³/s (trecho superior) e igual ou maior que 0.60 m³/s (trecho inferior) cumpre ou supera o indicado para a obtenção de um habitat “ótimo” para estas espécies. No entanto, como a distância entre os trechos foi de apenas 100 m, a maior demanda por vazão, 0.60 m³/s, foi considerada como sendo a vazão ecológica, atendendo as necessidades das três espécies avaliadas (em ambos os trechos) e correspondendo as expectativas de conservação da ictiofauna e demais organismos aquáticos.

O trabalho foi desenvolvido no período de seca (inverno-2013 e verão-2014, que foi excepcionalmente seco considerando o esperado para a área estudada). Muitos

trabalhos de simulação de habitat são desenvolvidos, ou iniciados na estação mais seca do ano, o que normalmente oportuniza as amostragens e permite identificar as principais necessidades das espécies em períodos críticos como a seca (Martínez-Capel & GARCÍA DE JALÓN, 1999; GARCÍA DE JALÓN, 2003; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2007). As espécies de peixes estão adaptadas às condições naturais dos rios, o que lhes confere a capacidade de suportar condições de seca. Identificar suas necessidades em períodos críticos possibilita a elaboração de medidas que mitiguem impactos, principalmente por mudanças nas disponibilidades de habitats e redução na oferta de alimento (MARTÍNEZ-CAPEL, 2000; BAEZA et al., 2003; BELMAR et al., 2013).

A elaboração de regimes de vazão ecológica, como este, possuem grande relevância, pois servem de base para a construção de um trabalho final robusto e podem ser aplicados em outros sistemas. No entanto, estes regimes de vazões determinados ainda não podem ser considerados como uma proposta definitiva de vazão ecológica. Para isto, seria necessário um estudo hidrológico que fornecesse dados confiáveis sobre o regime natural de vazões, bem como as vazões médias esperadas para a cada mês ou época do ano. O regime natural de vazões, sua respectiva variabilidade intra e interanuais, funcionam como um fator determinante na estrutura e função dos ecossistemas fluviais e de várias adaptações de sua biota (Poff et al., 1997; Lytle & POFF, 2004; NAIMAN et al., 2008). Por conseguinte, faz-se necessário manter a continuidade da pesquisa, afim de construir um históricos de vazões para o São Pedro bem como estudar as espécies e o ambiente no período de cheia.

A fixação de um regime de vazões ecológicas também deve levar em consideração os períodos de vazão elevada, que se ajustam as variações naturais necessárias para limpar o leito do rio, remover os sedimentos finos, disponibilizar áreas para reprodução e alimentação das espécies (LAMOUREUX et al., 1999; MARTÍNEZ-CAPEL, 2000; SCHWARTZ & HERRICKS, 2008). MUÑOZ-MAS et al. (2012) apontam a necessidade de se aplicar os conhecimentos de especialistas aos modelos de aptidão de habitat, especialmente quando os dados são escassos (e.g., altas vazões) e/ou quando as informações científicas estão disponíveis em outros formatos (relatórios técnicos, teses e dissertações). Ambas as técnicas, levantamento de campo e conhecimento de especialistas, devem corroborar para o desenvolvimento de curvas de aptidão mais confiáveis (MOUTON et al., 2011).

5.2. Uso do Habitat e curvas IAH

As espécies desenvolvem critérios de preferência de acordo com as condições de microhabitat (profundidade, velocidade e tipo de substrato), indicando a importância das variáveis hidráulicas como preditoras dos padrões de distribuição de peixes em ambientes lóticos (VADAS & ORTH, 2001; SCHWARTZ & HERRICKS, 2008; LEAL et al., 2011). Neste estudo, as três espécies exibiram diferentes padrões de uso do microhabitat, embora tenham coincidido na aptidão por velocidade de 0.1 m/s. Como a aplicação da simulação de habitats é pouco explorada no Brasil, não existem IAHs destas espécies para comparações. Porém quando comparamos as curvas de velocidade destas espécies com curvas de *Leuciscus pyrenaicus* (adulto- 0.1m/s; Juvenil- 0.2 a 0.5m/s; Alevino 0.3m/s) e *Barbus bocagei* (adulto- 0.2 a 0.35m/s; Juvenil- 0.2 a 0.45m/s; Alevino 0.18m/s) propostas por Martínez-Capel & García de Jalón (1999), podemos perceber que os intervalos de aptidão são muito reduzidos e conseqüentemente, as previsões dos modelos de simulação de habitat tornam-se sensíveis a eles (LAMOUROUX & CAPRA, 2002; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2011). As espécies *B. ornaticeps* e *A. multispinis*, apresentaram aptidão por baixas profundidades ($\cong 0.6\text{m}$) enquanto *G. brasiliensis* apresentou uma maior amplitude, variando de 0.3 a 0.9m. Rabeni & Jacobson (1993) demonstraram que a distribuição e a abundância de peixes são influenciados pela profundidade, velocidade e tipo de substrato, respondendo também às combinações destas variáveis de forma independente.

O Characiformes *B. ornaticeps* e o Siluriformes *A. multispinis*, são espécies com distintas características e que apresentaram aptidões semelhantes quanto à profundidade e velocidade, porém ocupam diferentes posições no mesmo tipo de ambiente, onde *B. ornaticeps* explora a coluna d'água enquanto *A. multispinis* associa-se ao fundo do riacho. Alguns estudos com Salmonídeos, desenvolvidos em rios Espanhóis demonstraram que as espécies, quando jovens, possuem aptidão por áreas marginais rasas, quando atingem maiores tamanhos migram para áreas mais profundas (ELLIOTT, 1990; ELSON & GILLER, 2001). O mesmo foi observado com *G. brasiliensis*, que apresentou a maior amplitude de profundidade, o que poderia ser explicado pela variabilidade de tamanho dos indivíduos, onde os menores espécimes explorariam áreas marginais mais rasas e os adultos de maior porte refugiar-se-iam em locais mais profundos e conseqüentemente com menores velocidades. Diversos estudos, em diferentes tipos de rios, defendem a ideia de que a velocidade e a profundidade podem

ser fatores chave para se compreender como as espécies utilizam e selecionam os tipos de habitats (COPP & JURAJDA, 1993; GROSSMAN & DE SOSTOA, 1994; MATÍNEZ-CAPEL et al., 2009). A espécie *B. ornaticeps* apresentou ocorrência em um maior número de tipos de substrato (rocha, pedra, pedra arredondada e areia). Por ser uma espécie de coluna d'água (NELSON, 2006), esta espécie não apresenta relação direta com nenhum tipo de substrato. Na maioria das observações *in situ* a espécie esteve relacionada à áreas com características de águas rápidas e a corredeiras (i.e. principalmente no trecho superior – profundo-rápido) o que leva a acreditar que as variáveis profundidade e velocidade são mais relevantes para a espécie. No entanto, *A. multispinis* e *G. brasiliensis* já aparentam estar fortemente relacionadas ao tipo de substrato. *Ancistrus multispinis* apresentou características específicas de associação ao tipo de substrato rochoso, o que pelo menos em parte pode ser explicado às suas adaptações morfológicas (corpo achatado dorso-ventralmente, boca ventral em forma de ventosa para fixação) que são importantes características para o uso do sistema, explorando um nicho diferente das demais espécies (i.e, sempre apoiada sobre rochas e pedras de ambos os trechos). Allan (1995) destaca que ambientes lóticos exibem uma série de características que representam desafios espaciais para as espécies, muitas das quais desenvolveram adaptações que lhe permitem explorar estes ambientes de forma eficiente.

Geophagus brasiliensis foi associado a dois tipos de substratos específicos, rocha e areia. Essa associação marcante com substrato rochoso poderia ser explicado com base em observações *in situ*, onde a espécie foi observada próxima a grandes rochas e pedras, que proporcionam uma maior estruturação do ambiente (i.e, trechos superior e inferior na porção superior - profundo-lento) conferindo proteção contra possíveis predadores, bem como abrigo para construção de ninhos. A aptidão por areia esteve possivelmente relacionada à ocorrência em locais com presença de pequenos bancos de areia cobertos de matéria orgânica submersa (i.e., troncos, pequenos galhos e folhiço), quase sempre vigiados de forma agressiva e territorialista (PARAGUASSÚ et al., 2005) por casais da espécie (i.e., principalmente no trecho inferior na porção inferior – raso-rápido). *Geophagus brasiliensis* apresenta uma grande plasticidade adaptativa amplamente reportada na literatura, que lhe permite explorar uma grande diversidade de ambientes (SABINO & CASTRO, 1990; MESCHIATTI, 1995; AGUIARO & CARAMASCHI, 1998; AGOSTINHO & JÚLIO JR., 1999; VONO & BARBOSA, 2001).

Nossos resultados sugerem que as variáveis examinadas influenciam as espécies em diferentes graus e de diferentes formas. A profundidade e o tipo de substrato foram

determinantes para a ocorrência de *G. brasiliensis* bem como a estruturação do habitat promovido por substrato rochoso. Para *A. multispinis*, o fator preponderante foi o tipo de substrato (rocha e pedras), seguido por velocidade em torno de 0,15 m/s; nas observações *in situ* a espécie foi pouco frequente em ambientes com velocidade da água reduzida dos poções (profundo-lento). *Bryconamericus ornaticeps* exibiu aptidão pela combinação de velocidade e profundidade, sendo pouco frequente em locais rasos, porém ocorrendo em elevada densidade em locais com profundidade acima de 0.5m e com velocidade perceptível, parecendo estar estimulado pelo fluxo e sempre mantendo posição nadando em sentido contrário à correnteza.

A aptidão média de habitats (avaliada através do IAHC) foi maior no trecho inferior para as três espécies e seu valor tende a se estabilizar em vazões elevadas. Segundo Hilderbrand et al. (1999), que realiza estudos comparativos entre períodos de baixa e elevada vazão, as áreas ocupadas por poções aumentam com a redução da vazão e as características contidas nos habitat podem variar. Assim sendo, somente estudos futuros durante o período de cheia poderão confirmar ou ir de encontro ao padrão encontrado entre os trechos.

O nível de especialização de uso dos habitats entre peixes é por si só bastante variável, sendo que algumas espécies são encontradas em quase todos os lugares, enquanto outras demonstram preferências por locais específicos. Um outro fator importante na determinação do uso do habitat é morfologia das espécies. *Geophagus brasiliensis* possui o corpo alongado dorso-ventralmente, adaptado a explorar ambientes de águas lânticas e profundas; por outro lado, *B. ornaticeps* utiliza a coluna d'água com eficiência, pois seu corpo é alongado e quase fusiforme, enquanto *A. multispinis* com seu corpo dorso-ventralmente achatado e boca modificada para fixar-se ao substrato consegue explorar locais de correnteza com pouco gasto energético. Alguns autores (WOOD & BAIN, 1995; BLANCK et al., 2007; LEAL, et al., 2011) apontam que a morfologia dos peixes é frequentemente interpretada como um conjunto de atributos físicos relacionadas com a utilização dos habitats sendo um eficiente preditor de suas ocorrências em diferentes habitats.

O tamanho dos indivíduos também pode determinar a seleção de habitats (e.g., raso ou profundo, lento ou rápido). Juvenis de *G. brasiliensis* ($\cong 4$ cm) foram frequentemente observados junto as margens rasas enquanto adultos foram observados em locais profundos e estruturados. Este padrão observado pode ser parte de uma estratégia para evitar a predação (POWER, 1984) e/ou facilitar a obtenção de recursos

alimentares (RINCÓN et al., 2002). Contudo, todas as espécies estudadas apresentam características morfológicas distintas, com respostas divergentes quanto ao uso dos microhabitats. Entretanto, as condições consideradas ideais (IAHC =1) não são necessariamente as únicas habitáveis, porque dentro da faixa de classes estabelecidas para cada variável hidráulica podem existir diferentes condições (ótimas, utilizável e não utilizável) que uma dada espécie pode ou não ocorrer dependendo de vários fatores intrínsecos e extrínsecos (WOOTTON, 1990). Neste trabalho, não consideramos as diferenças existentes entre as classes de tamanho para as três espécies. No entanto, a maioria dos peixes já havia atingido a idade adulta, embora *G. brasiliensis* tenha apresentado uma maior amplitude de tamanho. Futuros trabalhos deverão considerar as diferentes necessidades das espécies, que são dependente da fase do ciclo de vida em que se encontram. Trabalhos desenvolvidos para regiões temperadas (e.g., JOWETT & RICHARDSON, 1995; LAMOUREUX et al., 1999; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2009) têm considerado as diferentes fases do ciclo de vida das espécies, onde elas devem apresentar diferenças na aptidão. Outro ponto igualmente importante seria expandir o presente trabalho, replicando-o em uma gama maior de ambientes. Desta forma teríamos estimativas de variabilidade nas definições de vazão ecológica para o Brasil.

5.3. Curvas de SPU e Possíveis Aplicações Legais

Um objetivo da simulação de habitat físico (segundo a metodologia IFIM) é o desenvolvimento de uma relação funcional entre os parâmetros físicos do microhabitat e o regime de vazões. Esta relação funcional entre vazão e Superfície Ponderada Utilizável (SPU), permite a integração do microhabitat com o macrohabitat bem como a comparação direta dos potenciais efeitos do regime de fluxos utilizando séries de dados temporais (Payne, 2007). Não obstante, as três espécies estudadas apresentaram variações do indicador SPU por trecho de rio em função da vazão. As curvas vazão-habitat (Q-SPU) mostraram um aumento significativo da área utilizável no trecho inferior em relação ao superior, para *A. multispinis* e *B. ornaticeps*, mas não muito relevante para *G. brasiliensis*. Segundo García-Rodríguez et al. (2008), fatores locais contidos no próprio trecho estudado podem influenciar a quantidade de áreas de habitats utilizáveis, que pode favorecer uma determinada espécie ou fase do seu ciclo de vida.

A partir das curvas de SPU apresentadas na Figura 16, definiu-se claramente que, para o trecho superior, vazões de 0.25m³/s atenderiam as necessidades mínimas exigidas

por *A. multispinis* e *B. ornaticeps*, e as mesmas demandaram maiores vazões para o trecho inferior (0.38m³/s). *Geophagus brasiliensis* apresentou o mesmo padrão, demandando menores vazões para o trecho superior e maiores para o inferior, tendo sido a espécie mais exigente dentre as examinadas, o que vai de encontro com o observado em muitos estudos (SABINO & CASTRO, 1990; MESCHIATTI, 1995; AGUIARO & CARAMASCHI, 1998; AGOSTINHO & JÚLIO JR., 1999; VONO & BARBOSA, 2001), que defendem a ideia de que a espécie não possui preferência definida, adaptando-se a uma grande diversidade de condições.

Em estudos futuros, a partir da análise de dados hidrológicos, será possível avaliar series temporais de SPU e compará-la em diferentes cenários de regulação e de mudanças climáticas. Para isto deverão ser utilizadas curvas de duração de habitat e outros indicadores, ilustrados em trabalhos específicos (MILHOUS et al., 1990; BOVEE et al., 1998) e em ferramentas para vazão ecológica (SCHNEIDER, 2001; PAYNE & JOWETT, 2012).

Uma das vantagens desta metodologia é a otimização do habitat perante as reais demanda dos múltiplos usos da água. Neste processo, podemos estimar a abrangência dos benefícios para o meio ambiente e fauna em geral, concomitantemente com diferentes atividades antrópicas como produção de energia e abastecimento público. Outra característica desta abordagem é a determinação das áreas mínimas necessárias para manutenção da ictiofauna e outros organismos, fato este que já se encontra bem consolidado em alguns países como EUA, Espanha, Portugal e Nova Zelândia (BOVEE et al., 1998; JOWETT & DAVEY, 2007; MUÑOZ-MAS, 2012), permitindo assim a transferibilidade desta abordagem para outras bacias hidrográficas.

Por outro lado, tais critérios de otimização utilizados para favorecer a biodiversidade, necessitam de ajustes e/ou consultas a especialistas nos distintos locais de estudos, a fim de garantir todos os requisitos para manutenção das comunidades biológicas. A avaliação de habitat dentro dos reais limites de cada bacia hidrográfica e qualquer aumento ou diminuição do regime de vazões pode não produzir modificações suficientes para beneficiar o habitat de forma significativa em relação ao regime mínimo estabelecido por lei para cada localidade.

A escolha do método de simulação de hidráulica e de habitat físico também é importante, uma vez que diferentes métodos podem apresentar inconsistência nos valores de vazão derivados dos diferentes modelos, implicando na adoção de distintos valores de vazão ecológica. O método utilizado no presente estudo é amplamente

aplicado na avaliação de regimes de vazão ecológica na Península Ibérica (e.g. ACA, 2008) sendo à abordagem mais restritiva além de produzir curvas de SPU que permitem o estabelecimento da quantidade de água necessária para atender ao uso e conservação do ecossistema. Alguns autores demonstraram que vazões elevadas podem reduzir a adequabilidade do habitat (TURNPENNY et al., 2011), enquanto outros estudos têm demonstrado que a seleção de habitats pode mudar a medida que aumenta o fluxo (RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1993; STRAKOSH et al., 2003; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2008). Assim sendo, faz-se necessário a continuação do presente estudo para complementar os dados obtidos e aplicar a metodologia em outros rios do sudeste, a fim de melhor compreender como mudanças no regime de vazões afetam nossas espécies.

Uma das limitações deste estudo foi a falta de curvas de aptidão de habitat para as espécies selecionadas a fim de realizar comparações. Estudos que abordam o desenvolvimento de curvas de aptidão para espécies neotropicais são recentes no Brasil (PELLISSARI & SARMENTO, 2003; LEAL et al., 2011; COSTA et al., 2013; TERESA & CASATTI, 2013) e seus resultados são incipientes no que diz respeito a utilização de tais curvas para simulação de habitat físico a fim de determinar a vazões mínimas para determinado rio ou riacho. Por outro lado, nos EUA e Espanha já existem bancos de dados de curvas de aptidão para diversas espécies em diferentes estágios de desenvolvimento do ciclo de vida. Nestes países, a simulação de habitat tem sido aplicada com diferentes configurações na análise de habitat (BOVEE et al., 1998; GARCÍA DE JALÓN, 2003; KRSTOLIC et al., 2006; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2006; ACA, 2008), e podemos observar, nas últimas décadas, um esforço considerável dedicado a estudos de microhabitat (curvas Q-SPU) (MARTÍNEZ-CAPEL, 2000; BOWEN et al., 2001; ARMSTRONG & RICHARDS, 2001; MARTÍNEZ-CAPEL et al., 2009; MUÑOZ-MAS et al., 2014).

Esta metodologia tem sido amplamente utilizada para avaliar distintos cenários de regimes de vazões e compará-los com os regimes naturais ou próximo destes, possibilitando o teste de hipóteses sobre possíveis ameaças e gargalos que podem afetar as comunidades aquáticas. Tais métodos de classificação de Habitats para determinação dos regimes de vazão ecológica aplicados na Espanha, segundo a legislação vigente, exigem a fixação dos valores mínimos de vazão dentro de uma amplitude de 50 a 80 % dos valores máximos registrados nas curvas Q-SPU, em anos normais, enquanto que em períodos de grande estiagem aceita-se valores equivalente a 30% do registrado (Martínez-Capel com. Pess.). Para o estado do Rio de Janeiro, definiu-se como vazão

ambiental a ser mantida no corpo hídrico, um percentual das menores vazões mínimas médias observadas durante sete dias consecutivos do ano, com recorrência de 10 anos (i.e, 50% da Q7,10) (SERLA 307.2002). Portanto, o que se adota em nosso estado como sendo um valor aceitável de vazão ambiental é algo em torno da metade do volume médio observado durante a época mais seca do ano, com reincidência de 10 anos. Assim sendo, se fossemos aplicar 50% da Q7,10 em nossa área de estudo com a proposta de avaliar a manutenção das espécies no sistema, adotaríamos um valor de vazão de aproximadamente 0,05m³/s a permanecer no riacho, considerando como base o menor valor mínimo mensurado no presente estudo, que foi de 0,1m³/s. A vazão ecológica calculada para garantir valores elevados de habitat (80% da SPU máxima) para as três espécies no trecho inferior foi de 0,60m³/s, ou seja um volume 12 vezes maior do que 50% da Q7,10. Com isso as espécies que ali habitam ficariam impossibilitadas de completar seus respectivos ciclos de vida, e acabariam sob forte pressão antrópica, já que o sistema dificilmente comportaria o desenvolvimento de populações viáveis.

Como sugestão de vazão ecológica para o Rio São Pedro adotamos um valor intermediário entre os registrados, para atender as três espécies, levando-se em consideração a relação Q-SPU (Q=0,60 m³/s). Assim sendo, este valor de vazão ótimo para manutenção das três espécies corrobora as variações observadas entre os habitats físicos e vazões circundantes. Além disto, mais estudos a respeito deste tema deverão ser realizados, principalmente aqueles voltados para a determinação dos índices de aptidão de habitat das espécies para rios de diferentes bacias, e suas respectivas curvas de Q-SPU visando facilitar a tomada de decisões por parte dos gestores dos recursos hídricos. A presente abordagem também representa um esforço inicial para integrar esta metodologia a atual legislação sobre os múltiplos usos da água fortalecendo subsídios científicos para reestruturação da atual legislação sobre recursos hídricos.

6. Conclusão

1- Independente do caráter experimental deste trabalho, a metodologia de vazão ecológica foi aplicada com sucesso e obteve-se um valor de vazão (Q= 0.60 m³/s) que garante as necessidades das três espécies, pertencentes a distintas ordens, comuns em riachos de mata atlântica.

2- As três espécies apresentaram aptidões distintas para as variáveis de profundidade e tipo de substrato, bem como para os tipos de mesohabitat: *B. ornaticeps* esteve mais

associado ao trecho superior; *A. multispinis* ocorreu nos dois trechos sempre associado a rochas e pedras e *G. brasiliensis* esteve associado a locais mais profundos de ambos os trechos e aos bancos de matéria orgânica do trecho inferior – Raso-Rápido.

3- Para que esta metodologia se torne uma ferramenta eficiente e real para gestão de recursos hídricos é necessário o desenvolvimento de estudos que determinem novas curvas de aptidão de distintas espécies, bem como estudos de determinação dos regimes de vazões naturais de diferentes rios e riachos com potencial para os múltiplos usos humanos.

7. Referências Bibliográficas

AGÈNCIA CATALANA DE L’AIGUA. Càlcul de cabals ambientals a les conques del Segre, Matarranya, Sénia i afluent del Baix Ebre a Catalunya i validació biològica en trams significatius de la xarxa fluvial de Catalunya. Generalitat de Catalunya: Agència Catalana de l’Aigua. Departament de medi ambient i habitatge, 2008.

AGÈNCIA CATALANA DE L’AIGUA. Pla sectorial de cabals de manteniment de les conques internes de Catalunya, 2006.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: EDUSP, pp. 374–400, 1999.

AGUIARO, T.; CARAMASCHI, E. P. Trophic guilds in fish assemblages in three coastal lagoons of Rio de Janeiro State (Brazil). **Verhandlungen - Internationalem Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 26, n. 5, p. 2166–2169, 1998.

AHMADI-NEDUSHAN, B. et al. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. **River Research and Applications**, v. 22, n. 5, p 503-523, 2006.

ALLAN J.D. **Stream ecology. Structure and function of running waters**. 1. ed. Dordrecht: Springer, 1995. 388 p.

ALVES, M.E. **Métodos de Determinação do caudal ecológico**. 1993. 162 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos) - Universidade Técnica de Lisboa, Portugal.

ANNEAR, T. C.; CONDER, A. A. Relative bias of several fisheries instream flow methods. **North American Journal of fisheries Management**, v. 4, n. 4B, p.431-539, 1984.

ARMSTRONG, J. D. et al. The application of science to the management of Atlantic salmon: integration across scales. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. S1, p. 303–311, 1999.

- ARMSTRONG, J. D. et al. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. **Fisheries Research**, v. 62, n. 2, p. 143-170, 2003.
- ARMSTRONG, D. S.; RICHARDS, T. A. Assessment of habitat, fish communities, and stream flow requirements for habitat protection, Ipswich River, Massachusetts: 1998-99, **U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report**, 01-4161, p.72, 2001.
- BAEZA SANZ, D.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA DE JALÓN, D. Variabilidad temporal de caudales: aplicación a la gestión de ríos regulados. **Ingeniería del Agua**, v. 10, n. 4, p. 469–478, 2003.
- BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010.
- BARQUÍN, J. et al. Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. **Limnetica**, v. 30, n. 2, p. 329–346, 2011.
- BELMAR, O. et al. Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality in a semiarid Mediterranean basin. **Ecological Indicators**, v. 30, n. 1, p. 52-64, 2013.
- BENETTI, A. D.; LANNA, A. E.; COBALCHINI, M. S. Metodologias para Determinação de Vazões Ecológicas em Rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 149-160, 2003.
- BERNARDO, J. M. et al. Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. **River Research Applications**, v. 19, n. 5-6, p. 521-532, 2003.
- BLANCK, A.; TEDESCO, P. A.; LAMOUREUX, N. Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 5, p. 843–859, 2007.
- BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 10 de julho de 1934.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 08 de janeiro de 1997.
- BOVEE, K. D. **Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology**. U.S.Fish and Wildlife Service Biological Report 86(7), p. 235,1986 .
- BOVEE, K. D. **A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology**. U.S.Fish and Wildlife Service FWS/OBS-82/26. p.248, 1982.

BOVEE, K.D. et al. **Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology**. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD- 1998-0004. Colorado, p.139. 1998.

BOWEN, B. W. et al. Phylogeography of the trumpETFishes (*aulostomus*): ring species complex on a global scale. **Evolution: International Journal of Organic Evolution**, v. 55, n. 5, p. 1029-1039, 2001.

BRISBANE. **Resumen de los aspectos clave y la agenda de acción global que señala la urgente necesidad de proteger los ríos a nivel mundial**. SIMPOSIO INTERNACIONAL DE RÍOS Y CONFERENCIA INTERNACIONAL DE CAUDALES AMBIENTALES QUE TUVO LUGAR. Brisbane, Australia. p.11, 2007.

BULLOCK, A. et al. **Instream flow requirements of aquatic ecology in two British Rivers**. Report n. 115, Institute of hydrology, Wallingford, UK, 1991, p.138.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A.H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 492–507, 2002.

COLLISCHONN, W. et al. Em busca do hidrograma ecológico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., João Pessoa. **Anais...** João Pessoa, 2005, CD- ROOM.

COPP, G. H.; JURAJDA, P. Do small riverine fish move inshore at night? **Journal of Fish Biology**, v. 43, n. SA, p. 229–241, 1993.

COSTA, M. R. et al. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 871-880, 2013.

COSTA, R. M. S. et al. Habitat suitability modelling at mesohabitat scale and effects of dam operation on the endangered júcar nase, parachondrostoma arrigonis (river cabriel, Spain). **River Research and Applications**, v. 28, n. 6, p. 740-752, 2012.

ELLIOTT J.M. Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. III. The role of territorial behavior. **Journal of Animal Ecology**, v. 59, n. 3, p. 803-818, 1990.

ELSO, J. I.; GILLER, P. S. Physical characteristics influencing the utilization of pools by brown trout in an afforested catchment in Southern Ireland. **Journal of Fish Biology**, v. 58, n. 1, p. 201-221, 2001.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FAUSCH, K. D.; HAWKES, C. L.; PARSONS, M. B. **Models that predict standing crops of stream fish from habitat variables: 1950–1985**. USDA Forest. Service. General. Technical. Report. WO-213. 1988.

FROEND, R. H.; VAN DER MOEZEL, P. G. The impact of prolonged flooding on the vegetation of Coomalbidgup Swamp, Western Australia. **Journal of the Royal Society of Western Australia**, v. 77, n. 1, p. 15–22, 1994.

- GARCÍA DE JALÓN, D. The Spanish Experience in Determining Minimum Flow Regimes in Regulated Streams. **Canadian Water Resources Journal**. Vol. 28, n. 2, p. 185- 198, 2003.
- GARCÍA-RODRÍGUEZ, E. et al. Simulación del hábitat físico en un tramo del río Lozoya, utilizando el sistema PHABSIM. **Ingeniería hidráulica en México**, v. 23, n. 4, p. 41-52, 2008.
- GAWNE, B. et al. **Ecological functioning of lowland river ecosystems**. CRC Freshwater Ecology. 2000.
- GLEICK, P. H. The World's Water. **Issues in Science and Tchnology**, v. 14, n. 4, p. 80-82, 1998.
- GONDIM, J. 2006. **Apresentação na 51^a Reunião da CTAP** – Câmara Técnica de Análise de Projetos do CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
- GROSSMAN, G. D.; DE SOSTOA, A. Microhabitat use by fishes in the lower Rio Matarraña, Spain: 1984-1987. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 3, n. 3, p. 123-136, 1994.
- HEGGENES, J.; BRABRAND, Â. G.; SALTVEIT, S. 1990. Comparison of three methods for studies of stream habitat use by young brown trout and Atlantic Salmon. **Transaction of the American Fisheries Society**, v. 119, n. 1, p. 101e111, 1990.
- HEGGENES, J. et al. Static habitat partitioning and dynamic selection by sympatric young Atlantic salmon and brown trout in south-west England streams. **Journal of Fish Biology**, v. 60, n. 1, p. 72-82, 2002.
- HILDERBRAND, R. H.; LEMLY A.D.; DO- LLOFF C. A. Habitat sequencing and the impor- tance of discharge in inferences. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 19, p.198-202, 1999.
- JOWETT, I. G. River hydraulic and habitat simulation, RHYHABSIM computer manual. **New Zealand Fisheries Miscellaneous Report**, v. 49, n. 1, p. 241-248, 1989.
- JOWETT, I. G.; DAVEY, A. J. H. A comparison of composite habitat suitability indices and generalized additive models of invertebrate abundance and fish presence–habitat availability. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 136, n. 2, p. 428-444, 2007.
- JOWETT, I. G.; RICHARDSON, J. Habitat preferences of common, riverine New Zealand native fishes and implications for flow management. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 29, n. 1, p. 13-23, 1995.
- KARR, J. R. et al. Assessing biological integrity in running water: a method and its rationale. **Illinois Natural History Survey**, v. 5, n. 1, p. 1-28, 1986.
- KING, J. M.; THARME, R. **Assessment of the InStream Flow Incremental Methodology and Initial Development of Alternative. InStream Flow Methodologies for South Africa**. Water Research Comission report No. 295/1/94. Water Research Commission: Pretoria, South Africa, 1994.

- KING, J. M.; LOUW, D. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the building block methodology. **Aquatic Ecosystem Health and Restoration**, v. 1, n. 2, p. 109- 124, 1998.
- KRSTOLIC, J. L.; HAYES, D. C.; RUHL, P. M. **Physical Habitat Classification and Instream Flow Modeling to Determine Habitat Availability During Low-Flow Periods, North Fork Shenandoah River, Virginia**: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2006-5025, 63 p. 2006.
- LAMOUREUX, N. et al. Fish habitat preferences in large streams of southern France. **Freshwater Biology**, v. 42, n. 4, p. 673–687, 1999.
- LAMOUREUX, N.; CAPRA, H. Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 8, p. 1543- 1556, 2002.
- LEAL, C. G.; JUNQUEIRA, N. T.; POMPEU, P. S. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 90, n. 2, p. 143- 157, 2011.
- LEAL, C. G. et al. Variações ecomorfológicas e de uso do habitat em *Piabina argentea* (Characiformes, Characidae) da bacia do rio das Velhas, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 103, p. 222-231, 2013.
- LLOYD, N. et al. **Does flow modification cause geomorphological and ecological response in rivers? A literature review from an Australian perspective**. 1. ed. Canberra: CRC for Freshwater Ecology, 2003. 57 p.
- LOAR, J. M.; SALE, M. J. Analysis of environmental issues related to small-scale hydroelectric development v. instream flow needs for fisheries resources. **Environmental Sciences Division**. Publication n. 1829. Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy. 1981.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. Numerical changes in stream-resident brown trout (*Salmo trutta*): uncovering the roles of density-dependent and density-independent factors across space and time. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences**, v. 64, n. 10, p. 1429-1447, 2007.
- LYTLE, D. A.; POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 2, p. 94-100, 2004.
- MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA DE JALÓN, D. Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el río Jarama (Cuenca del Tajo). **Limnetica**, v. 17, n. 1, p. 71-83, 1999.
- MARTÍNEZ-CAPEL, F. et al. Assessing impacts of a hydropower plant: Ebro River, Spain. **Conference proceedings Hungarian journal of industrial chemistry veszprém**, v. 2, n. 1, p. 1-6, 2000.
- MARTÍNEZ-CAPEL, F. et al. Validació biològica del règim de cabals de manteniment definits al pla sectorial de les conques internes de catalunya en 10 trams fluvials. Technical report of the Universidad Politècnica de Valencia for the Agència Catalana de l'Aigua (Generalitat de Catalunya). Five volumes Barcelona.

http://acaeb.gencat.cat/aca/documents/es/planificacio/cabals/validacio_cabals_CIC_complet.pdf 2006.

MARTÍNEZ-CAPEL, F. et al. Estudi dels cabals ecològics i la disponibilitat del hàbitat per a les espècies piscícoles en la plana baixa del Ter. **Papers del Montgrí**, 28, 2007.

MARTÍNEZ-CAPEL, F. et al. Nose velocity calculation for spatial analysis of habitat and environmental flow assessments. In: ECRR CONFERENCE ON RIVER RESTORATION, 4., Venice. **Anais...** Venice, Italy, 2008. p. 16-21.

MARTÍNEZ-CAPEL, F. et al. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). **Fisheries Management and Ecology**, v. 16, n. 1, p. 52-60, 2009.

MARTÍNEZ-CAPEL, F.; MUÑOZ-MAS, R.; COSTA, R. M. S. **Estudio comparativo y de transferibilidad de las curvas de preferencia para el establecimiento de caudales ecológicos**. Technical Report of the Universitat Politècnica de València for the Ministry of Environment and Rural Affairs (Gobierno de España). Valencia; 2011. p. 305.

MATTOS, T. M. et al. To what extent are the fish compositions of a regulated river related to physico-chemical variables and habitat structure? **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, n. 6, p. 717-730, 2013.

MAZZONI, R.; NOVAES, V. C.; IGLESIAS-RIOS, R. Microhabitat use by *Phalloceros harpagos* Lucinda (Cyprinodontiformes:Poeciliidae) from a coastal stream from Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n 3, p. 665-672, 2011.

MESCHIATTI, A. J. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 7, n. 1, p. 115-137, 1995.

MILHOUS, R.T. et al. **Reference manual for the generation and analysis of habitat time series-Version II**. Washington: U.S. Fish and Wildlife Service, 1990. 249 p.

MOUTON, A. M. et al. Data-driven fuzzy habitat suitability models for brown trout in Spanish Mediterranean rivers. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n. 5, p. 615-622, 2011.

MUÑOZ-MAS, R. et al. Assessment of brown trout habitat suitability in the Jucar River Basin (SPAIN): Comparison of data-driven approaches with fuzzy-logic models and univariate suitability curves. **Science of the Total Environment**, v. 440, n. 1, p. 123-131, 2012.

MUÑOZ-MAS, R. et al. Application of Probabilistic Neural Networks to microhabitat suitability modelling for adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in Iberian rivers. **Environmental Modelling & Software**, v. 59, n. 1, p. 30-43, 2014.

NAIMAN, R. J. et al. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. **Comptes Rendus Geoscience**, v. 340, n. 9-10, p. 629-643, 2008.

NELSON, JS. 2006. **Fishes of the world**. 4. ed. New Jersey: John Wiley & Sons. 601 p.

- PARAGUASSÚ, A. R.; ALVES, D. R.; J. L. LUQUEL, J. L. Metazoários parasitos do acará, *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes: Cichlidae) do Reservatório de Lajes, do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 14, n. 1, p. 35-39, 2005.
- PAYNE, T. R.; JOWETT, I. G. SEFA - Computer Software System for Environmental Flow Analysis Based on the Instream Flow Incremental Methodology. In: GEORGIA WATER RESOURCES CONFERENCE, Athens. **Annals...** Athens. Georgia Institute of Technology, 2012.
- PAYNE, T. R. Alternative conceptualization of the IFIM/PHABSIM habitat index. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ECOHYDRAULICS, 6., Christchurch. **Anais...** Christchurch, New Zealand. 2007. p. 18-23.
- PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. Vazão ecológica para o rio Santa Maria da Vitória, ES. In: SEMINÁRIO ESTADUAL SOBRE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 5., Joinville. **Anais...** Joinville. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. p. 1-13.
- POFF, N. L. et al. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997.
- POWER, M. E. Depth distribution of armored catfish: predator induced resource avoidance. **Ecology**, v. 65, n. 2, p. 523-528, 1984.
- PRATT, A. C. The cultural industries production system: a case study of employment change in Britain, 1984-91. **Environment and Planning**, v. 29, n. 11, p. 1953-1974, 1997.
- RABENI, C. F.; JACOBSON, R. B. The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in low-gradient alluvial streams. **Freshwater Biology**, v. 29, n. 2, p. 211-220, 1993.
- RINCÓN, P. A. et al. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. **Journal of Fish Biology**, v. 61, n. 6, p. 1560-1585, 2002.
- RINCON, P. A.; LOBON-CERVIA, J. Microhabitat use by stream-resident brown trout: Bioenergetic consequences. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 122, n. 4, p. 575-587, 1993.
- RODRIGUES, A. C. L.; CELESTE, A. B.; CURI, W.F.; CURI, R. C.; BARBOSA, R. L. Um modelo de outorga para bacias controladas por reservatórios: 2 - aplicação do modelo na bacia hidrográfica do rio Piancó - PB. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.16, n. 4, 2011.
- SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n.1, p. 23-36, 1990.

SANTOS, H. A. et al. Importância da modelagem hidrodinâmica para fins de revitalização de cursos d'água: aplicação do método PHABSIM em um trecho do rio das Velhas. In: XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2009, Campo Grande. **Anais...** do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009. p. 1-12.

SANTOS, P. V. C. J.; CUNHA, A. C. Outorga de recursos hídricos e vazão ambiental no Brasil: perspectivas metodológicas frente ao desenvolvimento do setor hidrelétrico na Amazônia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 85-91, 2013.

SANTOS, P. V. C. J. **Potencial de Vazão Ambiental como subsídio à outorga de Recursos Hídricos para construção e operação de hidrelétricas na Amazônia**. 2011. 140 f. Dissertação (Mestrado em Direito Ambiental e Políticas Públicas) - Universidade Federal do Amapá, Macapá.

SARMENTO, R. 2007. **Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo**. Edital n. 05 do ano de 2006, PROJETO 704BRA2041 da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura – UNESCO. 38pp.

SCHNEIDER, M. **Habitat - und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen**. 2001. 181 f. Tese (PhD em Engenharia Hidráulica) – Universität Stuttgart, Stuttgart.

SCHWARTZ, J. S.; HERRICKS, E. E. Fish use of ecohydraulic based mesohabitat units in a low-gradient Illinois stream: implications for stream restoration. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v.18, n. 6, p. 852-866, 2008.

SEMADS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Bacia da baía de Sepetiba: Bacias Hidrográficas e Recursos Hídricos da Macrorregião Ambiental 2**. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001a, 79p.

SERLA. Portaria serla nº 567, de 07 de maio de 2007. Estabelece critérios gerais e procedimentos técnicos e administrativos para cadastro, requerimento e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos de domínio do estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. Considera as Leis nº. 3.239, de 02 de agosto de 1999, nº. 650, de 11 de janeiro de 1983, nº. 4247, de 16 de dezembro de 2003, nº. 9.433, de 08 de março de 1997, nº. 3.239, de 02 de agosto de 1999, nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997; nº. 4247, de 16 de dezembro de 2003; e os Decretos nº. 15.159, de 24 de julho de 1990, nº. 2.330, de 08 de janeiro de 1979. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 07 de maio de 2007.

SMOKOROWSKI, K.E.; PRATT, T.C. Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems - a review and meta-analysis. **Environmental Reviews**, v.15, p.15-41, 2007.

SOARES DA SILVA; J. L. et al. Impactos do desenvolvimento do potencial hidroelétrico sobre os ecossistemas aquáticos do Rio Tocantins. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 1, p. 189-203, 2010.

SOUZA, C.F. **Vazões ambientais em hidrelétricas: Belo Monte e Manso**. 2009. 163 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

STRAKOSH, T. R.; NEUMANN, R. M.; JACOBSON, R. A. Development and assessment of habitat suitability criteria for adult brown trout in southern New England rivers. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 12, n. 4, p. 265-274, 2003.

TENNANT, D. L. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. **Fisheries**, v. 1, n. 4, p. 6-10, 1976.

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

THARME, R. E. A Global Perspective on Environmental Flow Assessment: Emerging Trends in the Development and Application of Environmental Flow Methodologies for Rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5-6, p. 397-441, 2003.

TUNBRIDGE, B. R.; GLENANE, T. J. **A study of environmental flows necessary to maintain fish populations in the Gellibrand River and estuary**. Heidelberg: Arthur Rhyllah Institute for Environmental Research, 1988.

TURNPENNY, A. W. H. et al. **Literature review of swimming speeds of freshwater fish**. R & D Technical Report. Bristol, UK: Environment Agency; 2011. 46 p.

VADAS, R. L. Jr.; ORTH, D. J. Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds: do the standard methods work? **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, n. 2, p. 217-235, 2001.

VONO, V.; BARBOSA, F. A. R. Habitats and litoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 61, n. 4, p. 371-379, 2001.

WOOD, B. M.; BAIN, M. B. Morphology and microhabitat use in stream fish. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 52, n. 7, p. 1487-1498, 1995.

WOOTTON, R. J. **Ecology of Teleost Fishes: Fish and Fisheries**. 1. ed. London: Chapman & Hall, 1990. 404 p.

WOOTTON, R. J. **Ecology of Teleost Fishes**. 2. ed. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers, 1998. 386 p.