

Universidade Federal de São João del Rei

Departamento de Ciências Naturais

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o estudo da  
assembleia de peixes em um riacho de altitude**

Nathalia de Oliveira Melo

São João del Rei

2018

Nathalia de Oliveira Melo

**Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o estudo da  
assembleia de peixes em um riacho de altitude**

Orientador: Andrey Leonardo Fagundes de Castro

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-graduação em  
Ecologia da Universidade Federal de  
São João del-Rei, como requisito  
parcial à obtenção do título de mestre.

São João del Rei

2018

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)  
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M528u      Melo, Nathalia .  
            Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o  
estudo da assembleia de peixes em um riacho de  
altitude / Nathalia Melo ; orientador Andrey  
Castro; coorientador Luiz Gustavo Silva . -- São  
João del-Rei, 2018.  
            83 p.

            Dissertação (Mestrado - Ciências Biológicas) --  
Universidade Federal de São João del-Rei, 2018.

            1. Vídeos remotos subaquáticos iscados (BRUV) e  
censos visuais (UVC): uso de métodos não invasivos  
para estudo da comunidade de peixes em riachos  
neotropicais. 2. Distribuição altitudinal da  
comunidade de peixes em um riacho de cabeceira. I.  
Castro, Andrey , orient. II. Silva , Luiz Gustavo,  
co-orient. III. Título.

Nome: Nathalia de Oliveira Melo

Título: **Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o estudo da assembleia de peixes em um riacho de altitude**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

Aprovado em:

Banca examinadora

Prof. Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro (Orientador).

Universidade Federal de São João del Rei

Assinatura:

Prof. Dr. Luiz Gustavo Martins da Silva (Coorientador)

Universidade Federal de São João del Rei

Assinatura

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Universidade Federal de Lavras

Assinatura:

## FINANCIAMENTOS



## APOIO E COLABORAÇÕES



## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de expressar meus mais sinceros agradecimentos às pessoas que, direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho:

À Universidade Federal de São João del Rei, ao Programa de Pós-Graduação (PGE) e a todos os professores e professoras pela oportunidade de convivência e aprendizado;

Agradeço a todos os colegas de laboratório, pela disponibilidade e ajuda em todos os momentos, especialmente no campo!!!

Agradeço a todos os amigos, primas, primos e tias pela parceria, paciência e apoio;

Gratidão eterna aos meus pais pelo apoio incondicional e amor, pois isso foi essencial para que eu mantivesse foco em meus propósitos. Muito obrigada;

Agradeço infinitamente ao Prof. Luiz Gustavo, meu queridíssimo coorientador, obrigada pela sua serenidade, paciência, disponibilidade e por todos os conhecimentos comigo compartilhados;

Por fim, agradeço ao melhor orientador que alguém poderia ter, Prof. Andrey Leonardo. Muita satisfação em ser sua primeira orientanda. Obrigada por cada segundo de aprendizado que me proporcionou. Você é um ser brilhante e espero que o universo esteja sempre a seu favor. Você é um grande exemplo. Obrigada por tudo.

## Sumário

Resumo Geral .....	1
Abstract .....	2

### **Capítulo I** - Vídeos remotos subaquáticos iscados (BRUV) e censos visuais (UVC): uso de métodos não invasivos para estudo da comunidade de peixes em riachos neotropicais

Resumo .....	3
Abstract .....	4
Introdução .....	5
Matodologia.....	10
Resultados .....	18
Discussão .....	28
Referências Bibliográficas .....	37
Anexo I.....	77

### **Capítulo II:** Distribuição altitudinal da comunidade de peixes em um riacho de cabeceira

Resumo .....	43
Abstract .....	44
Introdução .....	45
Metodologia.....	49
Resultados .....	60
Discussão .....	64
Referências Bibliográficas .....	72
Anexo I.....	77

## RESUMO

O presente trabalho teve como objetivos: a) avaliar a composição da ictiofauna em um riacho de cabeceira, através do uso de metodologias não-destrutivas, sendo elas estações de filmagens remotas iscadas (“Baited Remote Underwater Video” – BRUV) e censos visuais subaquáticos (“Underwater Visual Census” - UVC); e b) avaliar a distribuição das espécies de peixe ao longo de um gradiente altitudinal. O riacho estudado fica localizado na sub-bacia do rio das Mortes (Bacia do Alto Rio Grande), é caracterizado por percorrer um gradiente altitudinal (880 – 1.055m) representado por sucessivas quedas d’água. As amostragens foram realizadas em 12 pontos distribuídos ao longo de todo o riacho (da nascente à confluência com o rio das Mortes) e gradiente altitudinal. Cada ponto foi amostrado mensalmente, de janeiro a dezembro de 2017, onde a BRUV foi submersa por trinta minutos, seguido da realização de censos visuais com registro em vídeo. Foram registrados dados de riqueza e abundância (MaxN para BRUV e N total de indivíduos avistados para UVC). Um total de dez espécies foram registradas para o riacho, sendo nove delas registradas por ambos os métodos e uma única espécie com registro exclusivo pelas BRUVs. As estimativas de abundâncias se mostraram mais elevadas para os UVC ao se comparando com BRUVs, sendo que em ambos *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Oligosarcus paranensis* foram as espécies mais abundantes. Os métodos não-destrutíveis aqui utilizados se mostraram eficientes para a determinação da composição da ictiofauna em ambientes de riacho, sendo a BRUV de uso mais prático e com maior eficiência no registro de espécies considerando o esforço amostral empregado. O padrão de distribuição altitudinal das espécies foi avaliado através dos dados obtidos pela BRUV, onde foi possível observar uma clara redução da riqueza com o aumento da altitude. A distribuição das espécies se mostrou fortemente influenciada pelas barreiras de dispersão (quedas d’água) presentes ao longo do gradiente altitudinal, uma vez que não foram observadas variações relevantes nos parâmetros físico-químicos (temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido) ou nas características estruturais dos pontos (cobertura vegetal, tipo de substrato e margem) em função do aumento da altitude.



## ABSTRACT

The main goal of the present study was a) to evaluate the composition of the ichthyofauna in a headwater stream, through the use of non-destructive methods, such as Baited Remote Underwater Video (BRUV) and underwater visual censuses (UVC); and b) to evaluate the distribution of fish species along an altitudinal gradient. The studied stream is located in the sub-basin of the Mortes River (Alto Rio Grande Basin), characterized by an altitudinal gradient (880 - 1,055m) represented by successive waterfalls. The samplings were carried out in 12 points distributed along the entire course of the stream (from its source to the confluence with the Mortes river) and altitudinal gradient. Each point was sampled monthly, from January to December of 2017, where the BRUV was deployed for thirty minutes, followed by visual census with video recordings. Richness and abundance (MaxN for BRUV and total N of individuals sighted for UVC) data were recorded. A total of ten species were recorded for the stream, nine of them registered by both methods and a single species recorded exclusively with BRUVs. Although the abundance estimates were higher for UVC when compared to BRUV, in both methods *Hyphessobrycon bifasciatus* and *Oligosarcus paranensis* were the most abundant species. The non-destructive methods used here were efficient to determine the composition of the ichthyofauna in headwater streams, with BRUV being the most cost-efficient. The pattern of altitudinal distribution of the species was evaluated using the data obtained by BRUV, where it was possible to observe a clear reduction in richness with the altitude. Among the ten species sampled, only individuals of *O. paranensis* were found along the entire course of the stream. The species distribution was strongly influenced by the dispersion barriers (waterfalls) present along the altitudinal gradient, as no relevant variations in physical-chemical parameters (temperature, conductivity and dissolved oxygen) or structural characteristics were observed (vegetation cover, substrate type and margin) as a function of the increase in the altitude.

## Capítulo I

# Vídeos remotos subaquáticos iscados (BRUV) e censos visuais (UVC): uso de métodos não-invasivos para estudo da comunidade de peixes em riachos neotropicais

Nathalia de Oliveira Melo<sup>1</sup>, Luiz Gustavo Martins da Silva<sup>1</sup>, Andrey Leonardo Fagundes de Castro<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Universidade federal de São João del Rei. Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PGE).

---

### Resumo

Este trabalho teve por objetivo avaliar a composição da ictiofauna em um riacho de cabeceira com o uso de duas ferramentas amostrais não destrutíveis baseadas no registro de vídeo, BRUV (“Baited Remote Underwater Vídeo”– Estação de filmagem remota iscada) e UVC (“Underwater visual census”– censo visual subaquático com registro em vídeo). O riacho estudado fica localizado na sub-bacia do rio das Mortes (Bacia do Alto Rio Grande), sendo caracterizado por percorrer um gradiente altitudinal (880 – 1.055m). As amostragens foram realizadas em 12 pontos distribuídos ao longo de todo o riacho (da nascente à confluência com o rio das Mortes) e gradiente altitudinal. Cada ponto foi amostrado mensalmente, de janeiro a dezembro de 2017, onde a BRUV foi submersa por trinta minutos, seguido da realização de censos visuais com registro em vídeo. Foram registrados dados de riqueza e abundância (MaxN para BRUV e N total de indivíduos avistados para UVC). No que diz respeito à capacidade de registro de espécies, não foram observadas diferenças significativas entre os métodos. As estimativas de abundâncias se mostraram mais elevadas para os UVC ao se comparando com BRUVs, sendo que em ambos *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Oligosarcus paranensis* foram as espécies mais abundantes. As diferenças observadas com relação à estimativa de abundância, podem ser resultado das características inerentes a cada metodologia. Por fim, pode-se concluir que ambas as técnicas foram eficientes para o reconhecimento da ictiofauna e que, apesar de ser uma técnica ainda pouco utilizada para estudos em ambientes dulcícolas na região Neotropical, a BRUV pode ser considerada uma potencial ferramenta amostral, especialmente por ser um métodos não invasivo e destrutível, razoável custo benefício e aplicação descomplicada.

**Palavras-chave:** Riacho de altitude, ictiofauna, métodos não destrutíveis, BRUV, censo visual subaquático.

## Chapter I

# Baited Remote Underwater Video (BRUV) and Underwater Video Census (UVC): use of non-invasive methods to study the fish community in neotropical streams

Nathalia de Oliveira Melo<sup>1\*</sup>, Andrey Leonardo Fagundes de Castro<sup>1</sup>, Luiz Gustavo Martins da Silva<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Universidade federal de São João del Rei. Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PGE).

---

### Abstract

The main goal of this study was to determine the ichthyofauna composition in a headwater stream, with the use of two non-invasive sampling methods: BRUV (Baited Remote Underwater Video) and UVC (Underwater Visual Census). The stream is located in the sub-basin of the Mortes River (Alto Rio Grande Basin) with an altitudinal gradient ranging from 880 to 1,055 m. Twelve sampling points were distributed along the entire stream stretch. Each point was sampled monthly, from January to December of 2017, where the BRUV was deployed for 30', immediately followed by visual census with video recording. Richness and abundance data (MaxN for BRUV and total N of individuals sighted for UVC) were recorded. No significant differences were observed on the overall richness recorded by both methods. Although the abundance estimates were higher for UVC when compared to BRUV, in both methods *Hypheosobrycon bifasciatus* and *Oligosarcus paranensis* were the most abundant species. These differences in the abundance may be the result of inherent characteristics of each method. Based on our results, it is possible to conclude that both techniques were efficient in determining the composition of the ichthyofauna in a headwater stream. Additionally, due to its cost-efficiency, BRUV can be proposed as a potential non-invasive alternative to other capture-based methods to study fish composition.

Key-words: Headwater, ichthyofauna, BRUV, non-destructive methods, underwater visual census.

## INTRODUÇÃO

O uso de vídeo em censos subaquáticos para estudos ictiofaunísticos tem se mostrado crescente, tanto em número de estudos, quanto em abordagens (Cappo *et al.* 2006, Coghlan *et al.* 2017). Nos ambientes marinhos, tais ferramentas têm sido comumente utilizadas para a realização de inventariamento ictiofaunísticos, incluindo estimativas de diversidade e abundância (Cappo *et al.* 2006, Brooks *et al.* 2011), uso do habitat e distribuição (Becker *et al.* 2010, Birt *et al.* 2012, White *et al.* 2013), padrões de atividade (Harvey *et al.* 2012, Coghlan *et al.* 2017), avaliação de áreas de proteção ambiental (Cappo *et al.* 2003, Langlois *et al.* 2006), dentre outros. Sua característica não-destrutiva, justamente por não demandar captura, manuseio ou mesmo sacrifício de indivíduos, favorece estudos com espécies ameaçadas e/ou áreas de proteção. Além disso, outra vantagem é possibilitar que os vídeos registrados possam ser analisados por um ou mais pesquisadores, quantas vezes necessário e a qualquer momento, sem a perda de qualidade de imagem e informação (Stobart *et al.* 2007).

Os censos visuais subaquáticos (UVC - “Underwater Visual Census”), possuem longa história como ferramenta para estudos ictiológicos e consistem na coleta de dados (censos) durante o mergulho (livre ou autônomo). Os dados observados em campo (contagens de espécies, indivíduos, anotações sobre comportamentos e interações, etc...) são registrados durante o mergulho para posterior análise (Brock 1954). Apesar da ampla utilização da técnica, sabe-se que alguns fatores podem limitar seu emprego como a dependência de condições de visibilidade favoráveis. Com isso grande parte dos trabalhos envolvendo a técnica estão ligados a ambientes marinhos uma vez que são

caracterizados, em especial, pela maior visibilidade se comparado aos ambientes aquáticos continentais (Thompson & Mapstone 1997, MacNeil *et al.* 2008, Irigoyen *et al.* 2013, Pais & Cabral 2017). Além da visibilidade ou transparência da água como fator limitante, outras limitações também são comumente discutidas, como o efeito do observador/mergulhador e a capacidade de observação/identificação, que podem influenciar as estimativas de riqueza e abundância de peixes (Chapman *et al.* 1974, Brock 1982, Willis 2001, Harvey *et al.* 2004, Mallet & Pelletier 2014). Mais recentemente, o uso de registro em vídeo durante o UVC vem se mostrando uma importante estratégia, uma vez que tem sido retratada como forma de padronizar e otimizar a eficiência amostral, além de permitir o registro de indivíduos eventualmente não detectados durante o mergulho, principalmente em locais com alta densidade e riqueza (Tessier *et al.* 2005, Assis *et al.* 2013).

Outra técnica de sensoriamento subaquático que tem sido alternativamente proposta em estudos ictiofaunísticos, especialmente visando contornar algumas das limitações envolvendo o uso de UVC, é uso de estações remotas de vídeo subaquáticos (“Remote Underwater Video” – RUV). As RUVs não apresentam a desvantagem do efeito mergulhador durante os censos, além de incluir as vantagens analíticas do registro em vídeo das amostragens realizadas. Além disso, o uso de iscas associadas às RUVs (BRUV – “Baited Remote Underwater Video”) aumenta a probabilidade de registro dos indivíduos devido à atração para próximo do campo de filmagem da câmera (Harvey *et al.* 2007, Bernard & Gotz 2012, Wraith *et al.* 2013). Apesar dos primeiros estudos com RUVs datarem da década de 60, é possível observar uma significativa ascensão no número de trabalhos com o uso dessa metodologia (revisão em

Mallet & Palletier 2014). Isso se deve, em parte, ao avanço tecnológico que permite a obtenção de imagens subaquáticas de alta resolução, mesmo em ambiente de elevada profundidade, à custos cada vez menores (Harvey *et al.* 2007). Assim como mencionado para os UVC, transparência da água também confere uma severa limitação ao uso das RUVs, de modo que a grande maioria dos estudos utilizando tais ferramentas se limitam aos ambientes marinhos (e.g. ambientes recifais) (Willis & Babcock 2000, Langlois *et al.* 2006).

Nos últimos anos, estudos tem avaliado a eficiência do uso de BRUVs em estudos ictiofaunísticos, onde a técnica tem sido comparada com outras metodologias tradicionais de amostragem, inclusive os censos visuais (Willis *et al.* 2000, Colton & Swearer 2010, Langlois *et al.* 2010). De modo geral, o uso em conjunto de BRUV e censos visuais mostram que ambas apresentam vantagens e desvantagens, as quais dependem da abordagem e ou limitações de cada pesquisa e ainda recomendam que o uso em conjunto das técnicas pode ser o melhor caminho para uma ampla coleta de dados em assembleias de peixes (Willis & Babcock 2000, Watson *et al.* 2005, Colton & Swearer 2010). Mas vale considerar que, o uso de BRUVs apresenta um melhor custo-benefício, levando em consideração o tempo necessário de amostragem em campo, logística relativamente mais descomplicada e sobretudo uma maior amplitude de profundidade, podendo alcançar locais onde mergulhos se tornam arriscados (Mallet & Pelletier 2014). Entretanto, a vasta maioria dos estudos ainda se limitam aos ambientes marinhos.

O uso de técnicas de inventariamento por censos subaquáticos em águas continentais se mostra, consideravelmente, menor. Uma provável causa para essa menor frequência de uso pode ser devida à elevada descarga de sedimento

nesses ambientes, resultando em elevação da turbidez e redução da visibilidade. Não obstante, censos visuais têm sido tradicionalmente propostos em ambientes continentais, onde a transparência é permissiva, para diferentes abordagens como estimativas de abundância (Ensing *et al.* 1995), comparação da eficiência de amostragem com métodos tradicionais de pesca (Goldstein 1978), uso de habitat (Hankin & Reeves 1998), estudo de espécies ameaçadas (Jordan *et al.* 2008) e também como método alternativo aos métodos tradicionais para realização de amostragem não invasiva (Mullner & Hubert 1998). Mesmo na região Neotropical, o uso de censos visuais para o estudo de assembleias de peixes se mostra presente, onde se destacam alguns estudos clássicos que discutem a eficiência e viabilidade desta técnica (Sazima 1986, Sazima & Machado 1990, Sabino 1999).

Recentemente, o uso de BRUVs para o estudo de peixes em ambientes de água doce tem se mostrado crescente, sendo que a maioria ainda se limita a rios e riachos da Austrália (Ebner & Morgan 2013, Ebner *et al.* 2015, Cousins *et al.* 2017), com estudos demonstrando eficiência semelhante à técnicas de coleta como pesca elétrica (Ellender *et al.* 2012). Em ambientes Neotropicais apenas um único estudo fez uso dessa técnica (Schmid *et al.* 2016), onde diferentes tipos de iscas foram testadas para amostragem da comunidade de peixes no rio Xingu. Schmid *et al.* (2016) destacaram a potencialidade para uso da técnica tendo em vista a eficiência registrada para amostragem da ictiofauna em rios de águas claras da Amazônia.

Apesar da limitação quanto à visibilidade para o uso das técnicas de censo visual (UVC) e BRUVs, não é raro encontrar, na região Neotropical, trechos de água doce com condições de boa visibilidade, por grandes períodos de tempo,

como por exemplo em riachos de primeira ordem. Interessantemente, esses ambientes são, por sua vez, notoriamente carentes de estudos ictiofaunísticos, especialmente no Brasil (Buckup *et al.* 1999, Lemes & Garutti 2002, Valério *et al.* 2007, Araújo & Tejerina- Garro 2009). Isso se deve, em parte, ao fato de abrigarem uma ictiofauna caracterizada por peixes de pequeno porte, com pouco ou nenhum interesse comercial (Menezes 1996, Castro 1999, Uieda & Castro 1999, Uieda & Uieda 2001). Além disso, esses ambientes são caracterizados por uma considerável heterogeneidade espacial, sendo observados locais de diferentes profundidades e largura, em meio a mata fechada, desníveis abruptos, presença de substratos de diferentes composições (argiloso, arenoso, com alta deposição de material vegetal ou grandes seixos de pedras) (Castro 1999, Oyakawa *et al.* 2006). Tal heterogeneidade dificulta ou inviabiliza amostragens padronizadas com um único método de coleta. Ao mesmo tempo, seu porte reduzido, baixo fluxo d'água e descarga de sedimentos, tornam suas águas transparentes ao longo de todo o ano, o que pode favorecer o uso de censos de vídeos subaquáticos, como BRUVs.

Tendo em vista as potencialidades para o uso de vídeos subaquáticos para amostragem da ictiofauna em ambientes tropicais, este estudo propõe avaliar a composição da ictiofauna de um riacho de cabeceira com o uso de duas diferentes técnicas de amostragens subaquáticas: a) censos visuais subaquáticos (UVC) com registro em vídeo; e b) censos por vídeos remotos subaquáticos iscados (BRUVs). Ambas as técnicas se configuram alternativas não-destrutivas de inventariamento da ictiofauna. Assim, serão avaliados a potencialidade de cada método para a amostragem de riachos de cabeceira, identificando as eficiências e limitações amostrais de cada técnica.



## **METODOLOGIA**

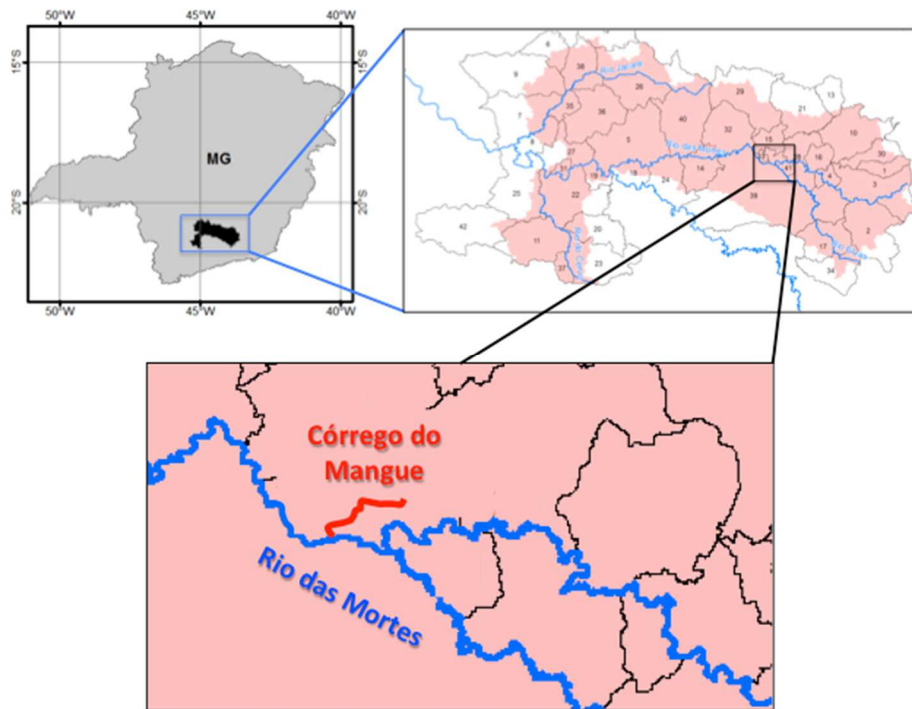
### *Área de estudo*

O estudo foi realizado em um riacho de cabeceira, denominado córrego do Mangue, pertencente à bacia do rio das Mortes, região do Alto Rio Grande que drena a Área de Preservação Ambiental (APA) da Serra de São José, Tiradentes (21°07'14" S 44°12'16" W), situada na mesorregião Campo das Vertentes no sudoeste do estado de Minas Gerais (Cirino & Lima, 2008) (Fig.1). O riacho possui nascente a 1.055m de altitude e deságua no Rio das Mortes (875m), percorrendo um trecho de 5 km (Fig.2). Ao longo de toda sua extensão é notório a presença de diferentes ambientes como quedas d'água (9 – 23 m vertical), corredeiras, remansos e poças de diferentes tamanhos (24 - 390m<sup>2</sup>) e profundidades (0,58 – 2,10m) e visibilidade horizontal superior a 2m (estimada durante mergulhos), ao longo de todo o percurso.

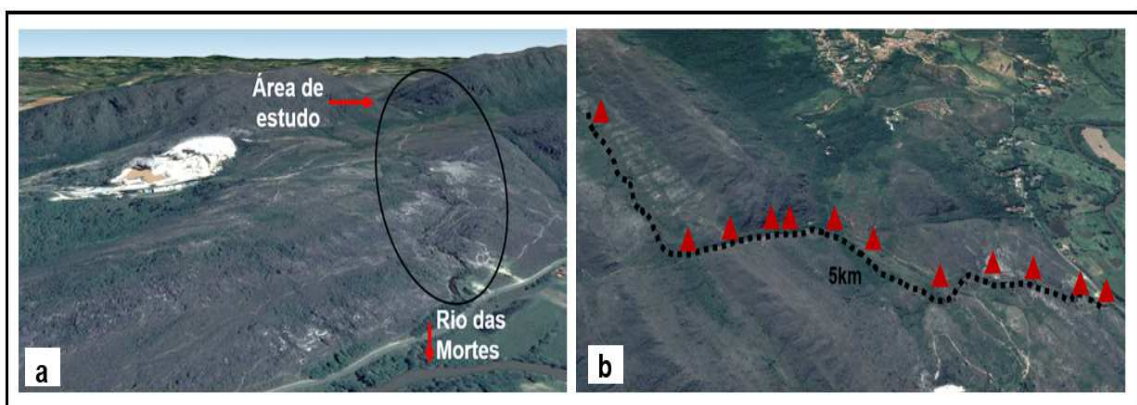
### *Coleta de dados*

Um total de 12 pontos de coleta foram selecionados de forma a amostrar os diferentes tipos de ambientes, ao longo toda a extensão do riacho, desde sua nascente até o ponto imediatamente anterior à confluência com o Rio das Mortes. Cada ponto foi amostrado mensalmente, entre janeiro e dezembro de 2017, com censos (UVC e BRUVs) realizados durante o período diurno, entre 08:00h e 16:00h. Os métodos (BRUVs e UVC com registro em vídeo) foram utilizados de modo subsequente, sendo inicialmente colocadas as BRUVs pelo período de 30 minutos. Em seguida, imediatamente após a retirada das BRUVs,

iniciou-se a amostragem através do UVC. Durante o período de seca, em alguns pontos, não foi possível realizar o censo visual devido ao baixo volume de água.



**Figura 1** - Localização geográfica da subbacia do Rio das Mortes (Bacia do Alto Rio Grande) dentro da qual o trecho de estudo está inserido (em vermelho).



**Figura 2** - Imagem de satélite (Fonte: Google Earth) representando a localização da área de estudo em relação ao Rio das Mortes (a) extensão total do riacho total amostrada (b) disposição dos pontos amostrais.

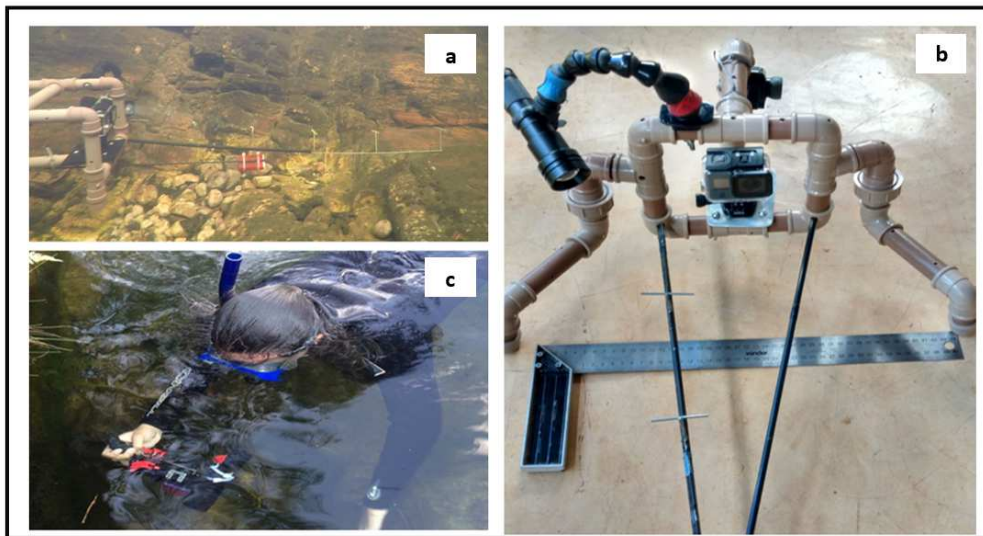
## *BRUV*

As BRUVs consistiram de uma estrutura em PVC onde foram acopladas uma câmera (GoPro Hero4 ou Hero5); uma lanterna subaquática (1.000 lumens) usada para otimizar a luminosidade; além de uma haste, posicionada na região frontal da estrutura, utilizada como suporte para o recipiente plástico perfurado contendo a isca (Fig.3 a - b). Como isca foi utilizada ração comercial de peixe, triturada. Os pontos foram amostrados de jusante para montante ao longo de 2 a 3 dias subsequentes, em cada campanha mensal. Para cada ponto de coleta, uma BRUV foi submersa na porção mais a montante de cada ponto de forma que o campo de filmagem permanecesse direcionado para jusante. Cada BRUV foi exposta por um tempo total de 30 minutos. Para evitar a perturbação da água e consequente suspensão de partículas do substrato, uma haste foi utilizada para submergir e emergir a estrutura da BRUV. Os vídeos foram gravados em formato “.mp4”, a uma velocidade de 60 fps (“frames per second” – quadros por segundo) e resolução de 1.080p, para posterior análise em laboratório.

## *Censo visual com registro em vídeo*

Os censos visuais (UVC) tiveram início imediatamente após a retirada das BRUVs em cada ponto de amostragem e foram conduzidos por um único mergulhador equipado com máscara, snorkel e uma estrutura manual de filmagem composta por uma câmera (GoPro Hero4 ou Hero5) e uma lanterna subaquática (1.000 lumens) usada para otimizar a luminosidade. O UVC foi conduzido de forma exploratória buscando percorrer toda a área do ponto amostral, de jusante para montante, em nado constante e sem uso de

nadadeiras (Fig.3 c). O sentido de nado de jusante para montante e de forma contínua foi mantido como padrão visando minimizar as chances de recontagem. Durante o mergulho, todos os indivíduos visualizados foram registrados em vídeo, realizando-se uma cuidadosa busca em todos ambientes de cada ponto amostral, como raízes e demais vegetações marginais, substrato e espaços entre seixos de pedras, assim como ao longo de toda a coluna d'água. Assim como para a BRUV, os vídeos foram gravados em formato “.mp4”, a uma velocidade de 60 fps e resolução de 1080p e foram, posteriormente, analisados em laboratório.



**Figura 3** - Estrutura da BRUV (a – b) e mergulhador durante censo visual (c).

### *Análise dos vídeos*

Para cada ponto amostral, vídeos de trinta minutos, a contar a partir da imersão e estabilização das BRUVs, foram analisados em laboratório com o uso do software VLC Media Player. A análise dos vídeos foi feita por apenas um observador e, em casos de necessidade de confirmação taxonômica, mais de um observador foi necessário. Em situações de elevada densidade e/ou com

necessidade de confirmação taxonômica, foi usada a função de redução de velocidade (4x, 8x, 12x, 24x ou quadro-a-quadro). Para cada vídeo buscou-se identificar as espécies de peixes presentes (menor nível taxonômico possível) e sua abundância. A riqueza foi medida como número total de espécies avistadas e a abundância foi estimada como o número máximo de indivíduos de uma dada espécie contabilizados em um único quadro de imagem (MaxN). O MaxN é convencionalmente usado como medida conservativa de abundância, uma vez reduz a pontencial recontagem de indivíduos (Cappo *et al.* 2006, Harvey *et al.* 2007). Foram registrados também, para cada vídeo analisado, a) o momento exato em que cada espécie foi vista pela primeira vez, permitindo compreender o tempo gasto para cada espécie aproximar-se da estação de filmagem; b) o momento exato em que o MaxN foi computado, permitindo avaliar o tempo requerido para que o maior número de indivíduos de cada espécie sejam atraídos para o campo de filmagem; c) além de estimativas, minuto a minuto, da riqueza e abundância das espécies presentes em um dado ponto amostral, permitindo compreender como se comporta a frequência de permanência dos indivíduos no campo de filmagem da estrutura.

Os registros de vídeo feitos durante os censos visuais foram analisados de forma similar às BRUVs, buscado a identificação da riqueza de espécies (menor nível taxonômico possível) e abundância de cada espécie. Devido ao fato de este ser um método de amostragem ativo e exploratório, a análise de cada vídeo foi feita a partir do momento da submersão da câmera pelo mergulhador. Todos os indivíduos registrados no campo de filmagem foram identificados e contabilizados. A contagem de indivíduos foi feita durante um dos sentidos de

nado e a abundância foi estimada como o número total de indivíduos avistados durante todo o censo, para cada amostragem.

### *Análises Estatísticas*

A suficiência amostral de cada método foi avaliada por meio de curvas de acumulação de espécies, levando em consideração a riqueza registrada pela BRUV e UVC, bem como o esforço amostral referente a cada método (4.384 minutos de filmagem pela BRUV e 2.170 minutos de filmagem pelo censo visual com registro em vídeo). Adicionalmente, curvas de acumulação de espécies também foram feitas com o intuito de verificar se o tempo de 30 minutos de exposição das BRUVs foram suficientes para atingir suficiência amostral. Para tanto foi contrastada a acumulação de espécies obtida nos 30 minutos de vídeo com acumulações obtidas por tempos de exposição inferiores, onde apenas os primeiros 20 e 25 minutos do vídeo foram analisados. Para ambos os casos, foi usado o estimador de primeira ordem Jackknife, com o uso do software EstimateS 9.1.0.

Para avaliar em que momento dos 30 minutos de exposição das BRUVs a maioria das espécies foram registradas, foi analisada a acumulação de espécies de minuto a minuto, ao longo dos 30 minutos de exposição de cada BRUV. Nesse caso, a presença espécies em cada minuto foi analisada de forma acumulativa, para cada evento amostral. Por fim, avaliou-se o tempo médio de resposta de cada espécie às BRUVs, a partir do tempo de primeira avistagem do primeiro indivíduo de uma espécie registrado em cada censo por BRUV.

As espécies amostradas em cada um dos métodos foram avaliadas quanto a sua constância (c), calculada como:  $c = n/N \cdot 100$ , onde, n= número de vezes que uma espécie foi amostrada; N= número total de amostras. Dessa forma, as espécies foram classificadas como: constantes (presentes em mais de 50% das amostras); acessórias (presentes em 25 a 50% das amostras); e acidentais (presentes em menos de 25% das amostras) (Dajoz 1983).

Estimativas da estrutura da comunidade obtidas por cada um dos métodos amostrais foram diretamente comparadas por meio de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS), usando a distância de Bray-Curtis. A distância de Bray-Curtis foi utilizada por não tratar a ausência de espécies como similaridade (Anderson *et al.* 2008). Em seguida, uma ANOVA Multivariada Permutacional (One-way PERMANOVA) foi realizada para testar diferenças estatisticamente significativas entre a estrutura da comunidade estimada por ambos os métodos, usando o software PAST 3.14.

Estimativas de abundância de cada espécie foram avaliadas em função do número máximo de indivíduos presente em um único quadro de imagem (MaxN) para as BRUVs e o número máximo de indivíduos contados por censo visual com registro em vídeo. Uma análise visual do agrupamento dos dados de abundância, para todo o trecho amostrado, foi também realizada através do nMDS. O teste de PERMANOVA one-way foi realizado visando a comparação entre os valores de abundância registrados para cada método. Com o intuito de visualizar quais as espécies possivelmente colaboraram para as diferenças observadas entre os métodos, foi realizado o teste de SIMPER. Todos os testes foram realizados no software Past 3.14 e as análises feitas com a distância de Bray-Curtis.

De modo a comparar as estimativas de abundância entre os métodos, foram avaliadas a abundância total das espécies mais conspícuas por campanha, além das diferenças nas estimativas obtidas em um mesmo evento/dia por cada um dos métodos durante as amostragens subsequentes. A abundância total das espécies amostradas em todo o trecho do riacho foi calculada pela somatória das abundâncias de cada um dos pontos, assumindo a sua independência ao longo de uma mesma campanha. Assim, somaram-se as abundâncias estimadas pelas BRUVs (MaxN) e o número total de indivíduos avistados durante os censos visuais com registro em vídeo (N).

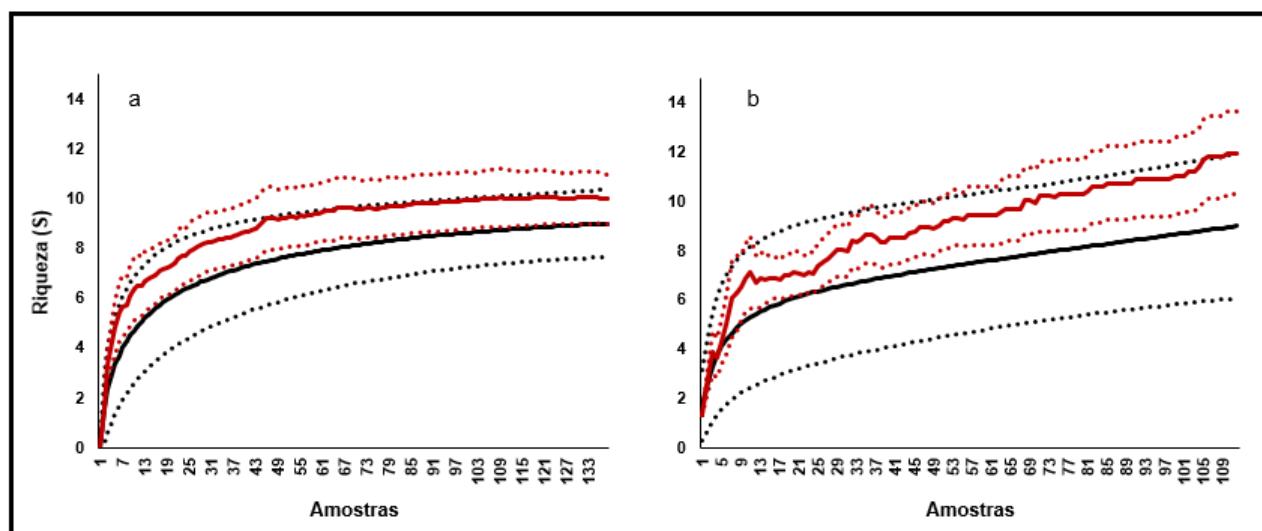
As diferenças nas estimativas foram também avaliadas ao se comparar diretamente as abundâncias estimadas por cada um dos métodos (o número total de indivíduos avistados - UVC e o MaxN - BRUV), para o mesmo ponto e mesmo dia de coleta. Por se tratar de amostragens que ocorriam imediatamente uma da outra, em um mesmo ponto, caso os métodos apresentassem a mesma capacidade de registrar a presença de um indivíduo, seria de se esperar que os peixes registrados pela as BRUV, seriam também registrados pelos UVC, resultando em uma razão 1:1 nas abundâncias. Diferenças nessa razão, indicariam a deficiência e/ou maior eficiência de um dos métodos em estimar a abundância. Tais razões foram graficamente representadas ao se plotar os valores de abundância obtidas por ambos os métodos para cada evento amostral. A distribuição dos pontos indicaria qual método obteve maiores ou menores estimativas de abundância.



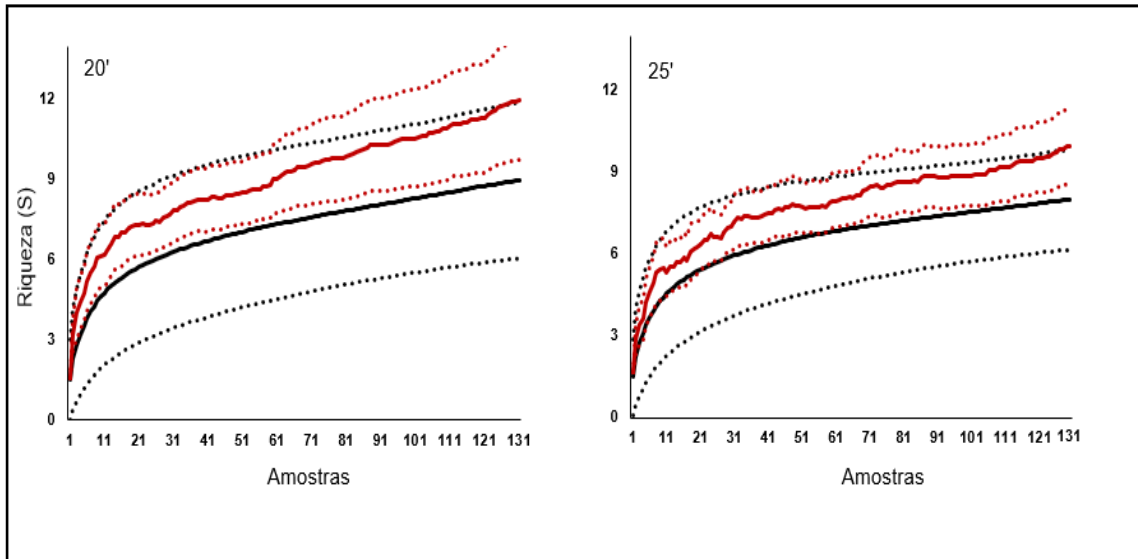
## RESULTADOS

No total, foram amostradas dez espécies de peixes (Anexo I), dentre as quais apenas uma, *Apareiodon* sp., teve seu registro exclusivo por um dos métodos (BRUV). (Tabela 1).

As curvas de acumulação de espécies indicaram que o número de amostras com BRUV (Fig. 4a) foram suficientes para detectar a maioria das espécies passíveis de serem detectadas pelo método, aproximando-se da assíntota onde valores observados se mostraram limítrofes aos valores estimados pelo Jackknife 1. Por outro lado, os dados indicam a necessidade de aumento no número de censos com registro em vídeo (Fig. 4b), uma vez que não houve estabilização na curva de acumulação. Já para as curvas de acumulação feitas para exposições inferiores à 30 minutos (20` e 25`) foi observada que a tendência à assíntota foi perdida (Fig. 5).



**Figura 4** - Curvas de acumulação de espécies para todas as amostragens feitas por BRUV (a) e censos visuais com registro em vídeo (b). Os valores de riqueza observados estão representados em preto, com os limites superiores e inferiores em tracejado e a riqueza estimada pelo Jackknife 1 em vermelho, sendo os limites superiores e inferiores em tracejado.

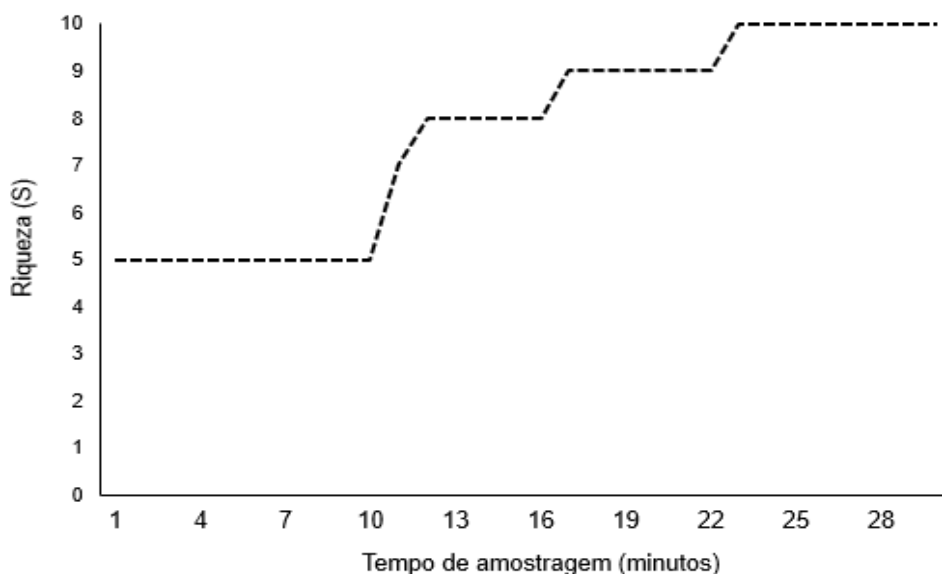


**Figura 5** - Curvas de acumulação de espécies registradas pela BRUV para 20, 25 minutos de exposição. Os valores de riqueza observados estão representados em preto, com os limites superiores e inferiores em tracejado e a riqueza estimada pelo Jackknife 1 em vermelho, sendo os limites superiores e inferiores em tracejado.

Em relação ao tempo de exposição da BRUV e a acumulação da riqueza registrada por minuto, observou-se que, para todas as amostras, 50% do total de espécies amostradas foram vistas durante os 10 minutos iniciais de exposição, sendo que outras quatro espécies nos 10 minutos subsequentes e apenas uma única espécie foi registrada após os 20 minutos de exposição (Fig.7).

No que diz respeito à constância de amostragem, com exceção de *Oligosarcus paranensis* todas as espécies foram consideradas acidentais ou acessórias em ambos os métodos, de acordo com a categorização proposta por Dajoz (1983). *O. paranensis*, por sua vez, foi a única espécie enquadrada como constante em ambos os métodos. A constância no registro se mostrou semelhantes entre BRUVs e censo visual com registro em vídeo para a maioria

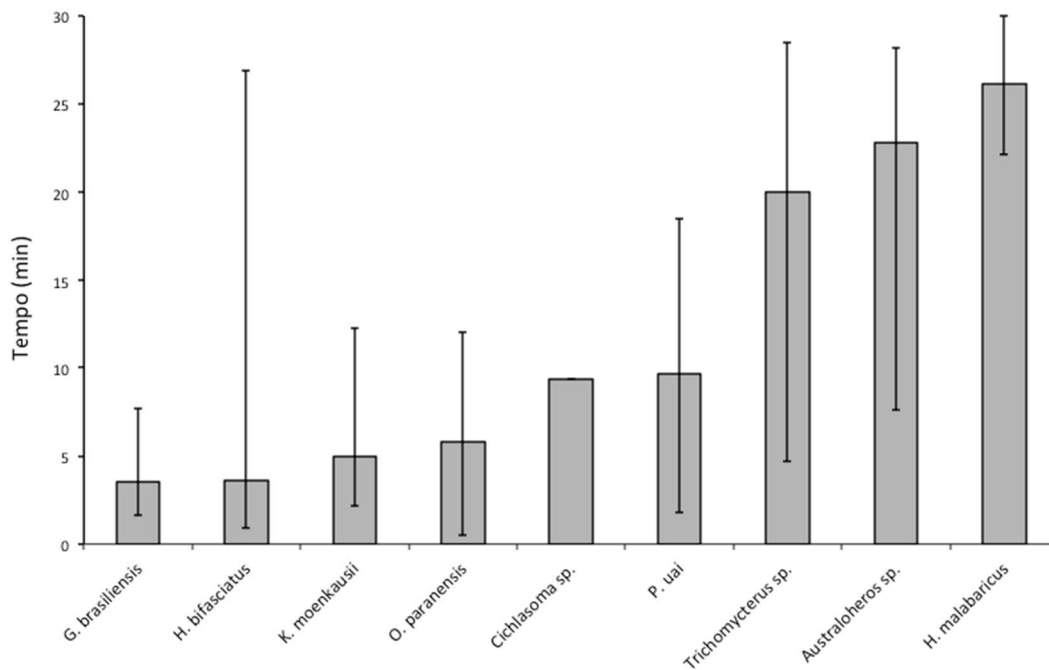
das espécies, apenas para *Phallocerus uai* observou-se uma constância de registro expressivamente maior durante os censos visuais registrados em vídeo, para o qual pode ser considerada acessória (Tab. 1).



**Figura 7** - Riqueza de espécie acumulada por tempo (minutos) de exposição das BRUV.

O tempo médio de resposta de cada espécie às BRUVs, indicado pelo minuto em que o primeiro indivíduo aparecia no vídeo, variou dentre as espécies (Fig. 8). *Geophagus brasiliensis*, *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Knodus moenkhausii*, *O. paranensis* e *P. uai* responderam de forma rápida à colocação das BRUVs, sendo registrados em média nos primeiros 10 minutos. Vale destacar que todos eles tiveram o tempo mínimo de primeira detecção inferior a três minutos. O único indivíduo de *Cichlasoma* sp. registrado também foi detectado nos primeiros 10 minutos, ao passo que o único *Apareiodon* sp. foi registrado no minuto 11. *Trichomycterus* sp., *Australoheros* sp. e *Hoplias malabaricus* tiveram resposta mais lenta, sendo avistados, em média, nos 10 minutos finais.

No entanto, *Trichomycterus* sp. e *Australoheros* sp apresentaram um tempo mínimo de resposta também inferior aos 10 minutos.



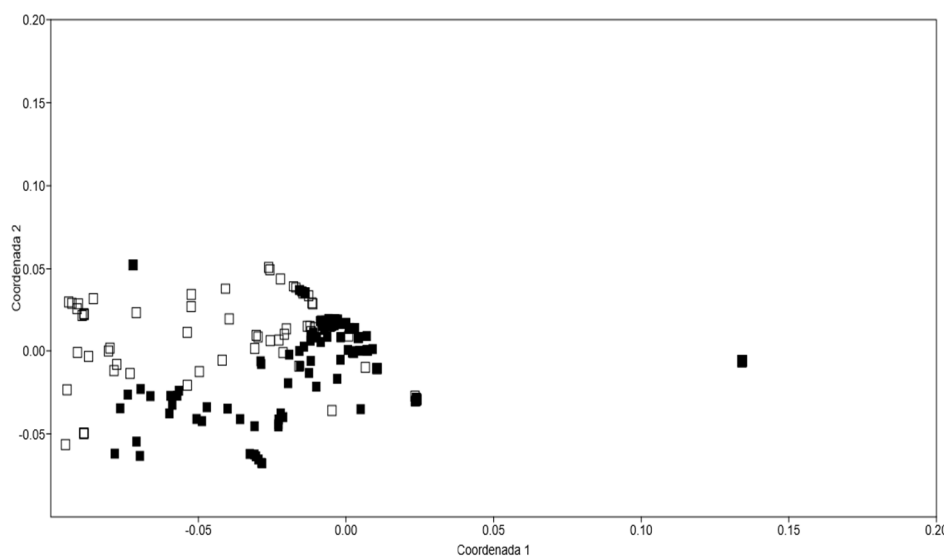
**Figura 8** - Tempo médio de primeiro registro de indivíduos das espécies amostradas pelas BRUV, contados a partir do momento submersão das BRUVS. Barras indicam o tempo mínimo e máximo de primeiro registro.

O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) feito para os dados de presença e ausência de espécies nos métodos usados não apresentou um agrupamento satisfatório (Stress= 0.271; PERMANOVA,  $p > 0,05$ ). Já para os dados de abundância, estimada pelo MaxN pela BRUV e N total pelo censo visual com registro em vídeo, foi observado um agrupamento satisfatório e diferença significativa (Stress = 0.172; PERMANOVA,  $p= 0.0003$ ) (Fig.9)

**Tabela1** - Relação do total de espécies amostradas em todo o trecho de estudo. Para todas as espécies amostradas pela BRUV são apresentados os valores médios de: MaxN, tempo médio de registro do MaxN e tempo médio de primeira aparição. O tempo está expresso em minutos (') e segundo ("). São apresentados também os valores da constância de cada espécie em cada método bem como a abundância média (máximos - mínimos) de cada espécie registrada pelo censo visual com registro em vídeo.

Espécies registradas	BRUV				Censo visual com registro em vídeo	
	Constância	MaxN	Tempo médio de registro do MaxN	Tempo médio de primeira aparição	Constância	Abundância
<i>Apareiodon</i> sp.	Acidental	0,01 (0-1)	11'38"	11'38"	Ausente	
<i>Australoheros</i> sp.	Acidental	0,01 (0 - 1)	23' (17'02"- 29'13")	22'51" (07'33"- 28'9")	Acidental	0.01 (0 - 1)
<i>Cichlasoma</i> sp.	Acidental	0,01 (0 - 3)	18'0" (18'0")	09'23"	Acidental	0.01 (0 - 1)
<i>G. brasiliensis</i>	Acidental	2,4 (0 - 54)	14'22" (02'07" – 28'28")	14'37" (02'04" –28'17")	Acidental	6.5 (0 - 87)
<i>Hoplias malabaricus</i>	Acidental	0,01 (0 - 1)	26'08" (23'12" – 30'0")	26'10" (29'10"- 22'2")	Acidental	0.07 (0 - 1)
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Acessória	9,14 (0 - 103)	12'28" (01'28" – 27'29")	3'35" (55" – 26'5")	Acessória	22.9 (0 - 240)
<i>Knodus moenkusii</i>	Acidental	2,58 (0 - 74)	10'19" (22"- 21'13")	4'59" (02'9" – 12'19")	Acidental	2.77 (0 - 81)
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Constante	5,19 (0 - 42)	12'8" (01'31" – 28'17")	5'48" (46" – 12'4")	Constante	8.84 (0 - 60)
<i>Phallocerus uai</i>	Acidental	0,21 (0 - 10)	13'37" (02'9"-23'40")	09'39" (01'50"-18'27")	Acessória	7.4 (0 - 99)
<i>Trichomycterus</i> sp.	Acidental	0,06 (0 - 2)	21'33" (13'09"-29'55")	20'6" (04'41"-11'31")	Acidental	0.01 (0 - 1)

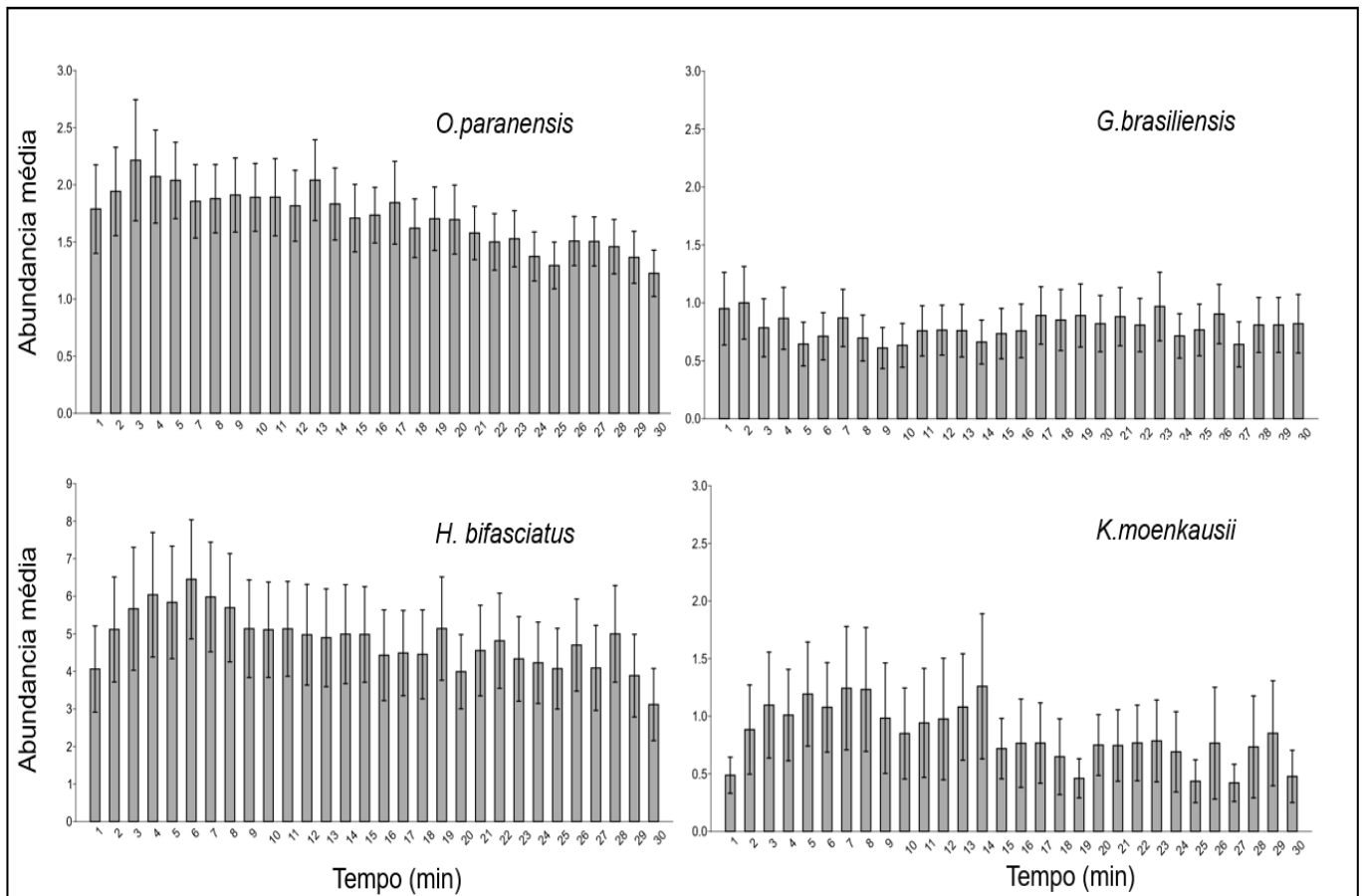
O teste de SIMPER permitiu observar que, dentre as espécies amostradas, *O. paranensis*, seguido por *H. bifasciatus* e *G. brasiliensis* foram aqueles que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os métodos (Tab. 2).



**Figura 9** - Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) para os dados de abundância estimado pelas BRUVs MaxN (■) e censo visual com registro em vídeo (□). Valor de Stress: 0.172.

**Tabela 2:** Resultados do teste de SIMPER com a identificação das espécies que contribuem para as diferenças entre na abundância estimada pelas BRUVs e UVC.

Espécies	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Acumulação (%)
<i>O. paranensis</i>	27,61	36,99	36,99
<i>H. bifasciatus</i>	22,12	29,63	66,63
<i>G. brasiliensis</i>	10,13	13,57	80,2
<i>P. uai</i>	8,82	11,82	92,02
<i>K. moenkusii</i>	5,21	6,98	99,01
<i>Trichomycterus</i> sp.	0,40	0,53	99,54
<i>H. malabaricus</i>	0,23	0,31	99,86
<i>Australoheros</i> sp.	0,05	0,07	99,92
<i>Cichlasoma</i> sp.	0,05	0,06	99,98
<i>Apareiodon</i> sp.	0,01	0,01	100,00



**Figura 10** - Distribuição da abundância das espécies mais comuns no BRUV, *Oligosarcus paranensis*, *Geophagus brasiliensis*, *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Knodus moenkauisii* ao longo do tempo de exposição (30 min).

Ao levar em consideração a abundância total para o riacho estudado, *H. bifasciatus* foi a espécie mais abundante em ambos os métodos seguida por *O. paranensis*, levando em consideração as abundâncias médias por ponto a cada mês de coleta (Tab.3).

Ao avaliar o MaxN médio por evento/exposição das BRUVs, e não mais a somatória dos registros de um mês, os valores se mostraram baixos em função

da alta frequência de censos onde as espécies estavam ausentes. Como indicado pela análise de constância, apenas o *O. paranensis* foi considerado constante pela BRUV (C = 87,4%). Essa espécie, por sua vez, manteve-se como a segunda mais abundante (MaxN médio = 5,19), sendo o *H. bifasciatus* a espécie com maiores valores de MaxN médio (9,14). Tais elevados valores médios para *H. bifasciatus* se deu, em especial, em função da elevada abundância em dois dos 12 pontos amostrais (ponto 1 = 15,4 indivíduos e ponto 5 = 64,3 indivíduos), uma vez que nos demais pontos sua abundância se mostrou expressivamente baixa.

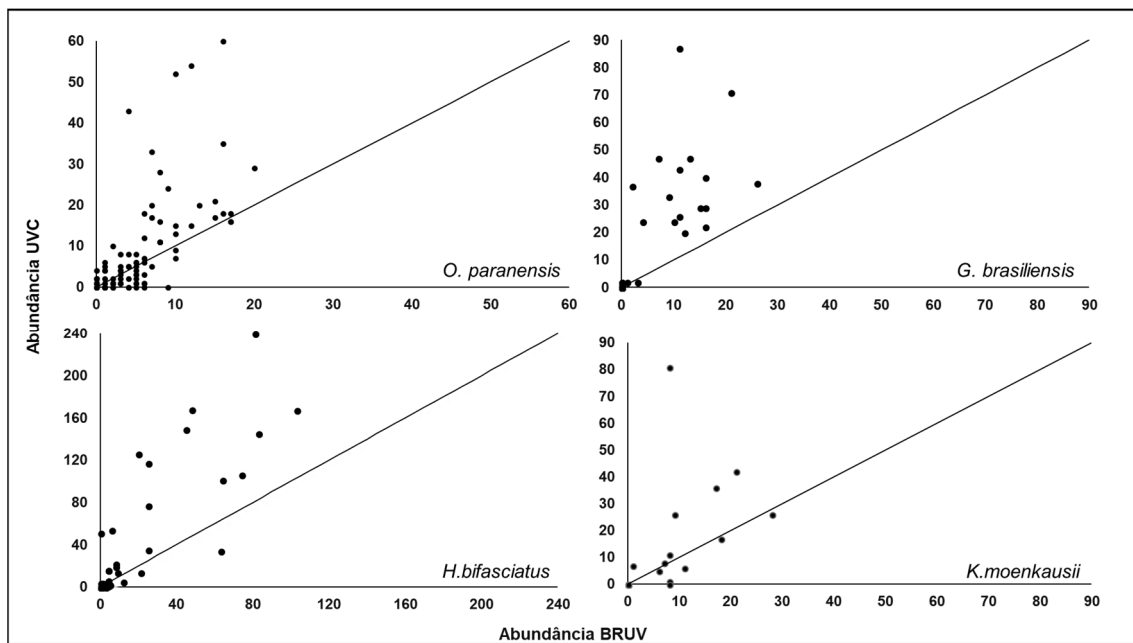
Ao se avaliar a abundância de indivíduos de cada espécie durante os 30 minutos de exposição das BRUVs, três das quatro espécies mais conspícuas (*H. bifasciatus*, *O. Paranensis*, *K. Moenkauisii*) se mostraram mais abundantes durante os primeiros 15 minutos de exposição das BRUVs, sofrendo uma diminuição gradativa nos minutos finais (Fig. 10). Para *G. brasiliensis*, a abundância se manteve constante ao longo de toda a exposição. Para essas mesmas espécies, o MaxN foi alcançado nos primeiros 15 minutos de exposição das BRUVs (Tab. 1).

Comparações diretas das abundâncias registradas por cada método (N e MaxN) em cada evento amostral permitiram observar que a grande maioria dessas comparações resultaram em estimativas de abundância maior pelo uso de UVC (Fig.11).



**Tabela 3** - Estimativas de abundância pelos censos com BRUV e censos visuais (UVC), para todos os pontos amostrais em uma mesma campanha/mês. Abundância registrada como soma dos MaxN de um mês (BRUV) e soma de todos os indivíduos (N) contabilizados durante os censos visuais (UVC) do mesmo mês.

	<i>O. paranensis</i>		<i>H. bifasciatus</i>		<i>G. brasiliensis</i>		<i>K. moenkusii</i>	
	MaxN	N	MaxN	N	MaxN	N	MaxN	N
Janeiro	49	102	73	156	53	147	25	37
Fevereiro	72	127	61	15	4	24	0	0
Março	50	64	68	51	0	0	0	0
Abril	70	69	97	207	29	51	39	32
Maio	54	97	134	284	32	97	28	50
Junho	58	56	141	1	1	0	92	0
Julho	44	0	84	0	0	0	0	0
Agosto	70	32	116	201	66	84	76	7
Setembro	38	27	76	110	0	1	0	0
Outubro	41	45	78	186	34	55	15	16
Novembro	44	105	69	224	25	75	26	98
Dezembro	39	130	100	284	24	92	9	26
<b>Média</b>	<b>52.42</b>	<b>71.17</b>	<b>91.42</b>	<b>143.25</b>	<b>22.3</b>	<b>52.17</b>	<b>25.83</b>	<b>22.17</b>



**Figura 11** - Gráficos representando as abundâncias registradas pelo UVC (“N” ou número total de indivíduos avistados) e BRUV (MaxN) em um mesmo evento amostral para as espécies mais conspícuas. Linha indicando razão 1:1 (N = MaxN). Pontos localizados acima da linha indicam valores de N > MaxN, ao passo que pontos abaixo da linha N < MaxN.

## DISCUSSÃO

A composição da comunidade de peixes avaliada pelos dois métodos de censo subaquáticos, por estação remota iscada e visual com registro em vídeo, se mostrou semelhante, diferindo apenas no registro de uma única espécie. Entretanto, a única espécie de registro exclusivo por BRUV não resultou em diferenças claras entre os métodos, avaliados através do escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) + PERMANOVA. Por outro lado, as curvas de acumulação mostraram uma suficiência amostral para detecção de espécies quanto utilizando as BRUV, ao passo que mais amostras seriam necessárias para os UVC.

Por ambos os métodos, as famílias e gêneros amostrados, se mostraram equivalente àquelas registradas por outros autores em riachos de ambientes Neotropicais, quando amostrados com técnicas tradicionais de coleta, como redes de arrasto, peneiras, puçás (Esteves & Lobón-Serviá 2001, Suárez *et al.* 2011, Carvalho *et al.* 2015, Fagundes *et al.* 2015) ou mesmo pesca elétrica (Cetra *et al.* 2012, Cetra *et al.* 2016).

Em relação ao tempo de exposição da BRUV, os 30 minutos foram definidos ao se considerar que os ambientes a serem amostrados apresentavam área e profundidade reduzidas. Com isso, o tempo estipulado seria suficiente para que os indivíduos de cada ponto fossem registrados ao se movimentarem aleatoriamente ou para o registro daqueles que fossem atraídos para o campo de filmagem em resposta à isca. Além disso, levou-se em consideração também outros trabalhos utilizando BRUVs em ambiente de riacho ou de baixa profundidade (Stobart *et al.* 2007, Ellender *et al.* 2012, Ebner & Morgan 2013),

onde tempos inferiores a 30 minutos se mostraram suficientes para o levantamento da riqueza de espécies.

Como observado pela curva de acumulação por tempo (Fig.7), o tempo de exposição se mostrou suficiente para registrar a maioria das espécies presentes no riacho aqui amostrado. De fato, nenhuma nova espécie foi registrada após os 23 minutos de filmagem, e a maioria das espécies (8 de 10 espécies) apresentaram um tempo de resposta inferior aos 10 minutos de exposição. Por outro lado, as curvas de acumulação de espécies registradas em tempos inferiores a 30 minutos, mostraram um claro afastamento da assíntota. Cousins *et al.* (2017), avaliando o tempo ótimo de exposição de BRUVs em ambientes de água doce, sugerem um tempo de exposição mínimo de 60 minutos, de modo a permitir a aproximação de espécies cujo tempo de resposta às iscas se mostra mais reduzido. Entretanto, aqueles autores amostraram ambientes de maiores profundidade, área e riqueza. Vale considerar também que durante os censos visuais, realizados imediatamente após a retirada das BRUV e percorrendo uma área maior que o alcance daquela técnica de amostragem, não resultou em incremento de espécies. Seria de se esperar que, espécies presentes e não atraídas para o campo de filmagem da BRUV fossem registradas pelos censos visuais, devido justamente ao caráter exploratório do método e pelo fato de contemplar uma amostragem em diferentes micro-habitats que compunham os ambientes amostrados. Assim, pode-se concluir que as amostragens com BRUVs pelo tempo exposto foram de fato eficientes no registro das espécies presentes.

Outros estudos ressaltam ainda que o aumento do número de amostras ao invés do tempo de exposição pode se mostrar de melhor custo benefício, em

especial ao se considerar o tempo de análise dos vídeos, que podem variar de 2x a 8x o tempo total filmado, dependendo, em especial, do número de peixes detectados e a dificuldade na identificação (Cappo *et al.* 2006, Stobart *et al.* 2007, Cousins *et al.* 2017). De fato, alguns dos pontos amostrados apresentaram uma elevada abundância para espécies como *H. bifasciatus*, *K. moenkhausii* e *G. brasiliensis*, com número de indivíduos registrados em um único quadro de imagem (MaxN) superior à 50 indivíduos (Tab. 1), tornando as análises das filmagens mais demoradas. Nesses ambientes, o tempo médio de análise foi 2x ou 3x o tempo total do vídeo.

Quanto à identificação de espécies, nem todas puderam ser identificadas em nível específico pois, apesar da alta qualidade e resolução das imagens, a identificação a nível de espécie muitas vezes depende da análise de caracteres morfológicos não possíveis de serem visualizados pelos vídeos (ex: contagem de dentes, escamas, raios das nadadeiras, dentre outros). Além disso, a ausência de registro de imagens de animais vivos em trabalhos taxonômicos, ou mesmo a definição de caracteres diagnósticos possíveis de serem vistos *in vivo* (ex: padrões de coloração, machas e ou ocelos), normalmente perdidos em animais fixados e preservados, dificultam a diagnose de espécies em estudos por imagem ou vídeo. Mudanças na transparência da água, em especial depois de chuvas intensas e grande descarga d'água ("flash floods"), configuraram desafio na identificação e contagem de alguns indivíduos. Diante disto, a análise com maior atenção em especial ao diminuir a velocidade de reprodução, foi uma medida necessária para garantir a qualidade dos parâmetros analisados.

No que diz respeito ao tempo de primeira avistagem pela BRUV, espécies como *H. bifasciatus*, *K. moenkhausii*, *G. brasiliensis* e *O. paranensis* foram

registrados nos primeiros minutos de filmagem ou mesmo imediatamente após a submersão da estrutura (Tab. 1). Aparentemente, alguns indivíduos se mostraram atraídos não só pela isca como também pela estrutura da BRUV, como *K. moenkhausii* e *P. uai*, que foram registrados apenas se movimentando nas adjacências da câmera e se mostraram indiferentes a isca. De fato, outros trabalhos trazem relatos da aproximação de indivíduos independente da isca, a qual pode ocorrer pela atração à estrutura, ou mesmo movimentação de outros peixes próximos à BRUV (Harvey *et al.* 2007). *Hyphessobrycon bifasciatus*, *G. brasiliensis* e *O. paranensis*, por outro lado, foram vistos claramente se alimentando de fragmentos da isca em suspensão ou junto ao substrato. Já para *Trichomycterus* sp. e *Cichlasoma* sp. a presença da isca se mostrou um forte fator de atração, já que todos os indivíduos registrados se comportaram de forma a explorar ativamente o recipiente contendo a isca. Além disso, o registro da única espécie exclusiva à BRUV, *Apareiodon* sp., foi feito enquanto praticava tentativas de predação de indivíduos de *H. bifasciatus*, que formaram densas aglomerações próximo à isca. Contudo, no que diz respeito ao poder de atração da isca utilizada, observa-se a necessidade de estudos destinados à avaliação de outros tipos de isca para o ambiente de riacho.

A permanência dos indivíduos junto à BRUV, ao longo do tempo de exposição, variou dentre as espécies registradas. As espécies mais conspícuas como *O. paranensis*, *H. bifasciatus* e *K. moenkhausii* apresentaram elevada abundância média durante os primeiros 10 minutos de filmagem, decaindo levemente com o tempo. Para essas espécies, a abundância máxima, MaxN, foi alcançada, em média, logo nos primeiros minutos de exposição.

As características próprias das espécies, como comportamento e história de vida, podem ser consideradas como um fator de peso em relação à detectabilidade pelo método usado (MacNeil *et al.* 2008). Por exemplo, as espécies mais conspícuas dentre as amostradas foram aquelas que ocupam a coluna d'água, de modo que sua detecção se mostrou favorecida tanto para as BRUVs quanto durante os censos visuais com registro em vídeo, explicando valores de constância semelhante entre os métodos. Entretanto, vale destacar que durante os censos visuais, ambos *H. bifasciatus* e *O. paranensis* eram comumente avistados junto à macrófitas e/ou raízes nas margens. *O. paranensis*, em pontos exclusivamente rochosos, foi frequentemente registrado, durante os UVCs, sob grandes seixos e rochas. Para *G. brasiliensis*, no entanto, observou-se o hábito demersal com grande associação ao substrato, o que também facilitou seu registro por ambos os métodos. Por outro lado, *P. uai* ocupa preferencialmente a porção superficial da coluna d'água rente à superfície, de modo que dificilmente foi registrado pelas BRUVs, colocadas junto ao fundo, mas teve o registro frequente pelo UVC. Além da ocupação do hábitat, padrões comportamentais também explicam a constância diferenciada entre BRUV e censo visual com registro em vídeo. Por exemplo, *H. malabaricus*, por se tratar de uma espécie de coloração e hábitos crípticos, que ocupa preferencialmente a região marginal (Casatti *et al.* 2001), foi registrada em menor frequência pelas BRUVs, ao passo que durante os UVC indivíduos foram mais comumente avistados. Por outro lado, *Trichomycterus* sp. que também pode ser considerada uma espécie de hábitos crípticos (Castro 1999), foi registrada com maior frequência pelo BRUV, onde se mostravam particularmente interessados pela isca. Por se tratar de uma espécie tipicamente noturna ou crepuscular (Casatti

2003) o que pode explicar os baixos valores de constância, o efeito de atração pela isca possivelmente explica os registros nos censos diurnos com as BRUVs. Durante os UVC, essa espécie foi registrada apenas uma única vez, escondida sob rochas.

Apenas *Oligosarcus paranensis* esteve presente em todos os pontos amostrais, ao longo de todo o trecho do riacho, justificando os elevados valores de constância para esta espécie. Outras espécies abundantes, apresentaram valores de constância menores em função da distribuição restrita a alguns pontos ao longo do trecho amostrado. Por exemplo, *K. moenkhausii* foi amostrada apenas em dois pontos amostrais, localizados no trecho inferior (pontos 1 e 2) do riacho. *G. brasiliensis*, por sua vez teve sua distribuição limitada aos três primeiros pontos amostrais, ao passo que *H. bifasciatus* foi encontrado em seis pontos (Capítulo 2).

Em relação à abundância estimada pelos métodos, a diferença observada pelo BRUV e UVC pode ser explicada por alguns aspectos inerentes aos métodos. O uso do MaxN para os dados de BRUV, como estimativa da abundância, é considerado uma medida conservadora e adotada com a finalidade de evitar recontagens de indivíduos (Colton & Swearer, 2010). Porém, em pontos com elevado número de indivíduos, a chance de que todos fossem registrados em uma mesma frame se mostrava reduzida, podendo resultar em subestimativa da abundância. Esse foi o caso para *H. bifasciatus*, *G. Brasiliensis*, ou mesmo *O. paranensis* em alguns dos trechos amostrados, onde os valores médios do MaxN se mostraram inferiores à abundância estimada durante os censos. Por outro lado, na maioria dos pontos o número de indivíduos se mostrou reduzido, tanto nos UVC e BRUVs, minimizando a chance de subestimativa.



Ainda assim, ao se analisar a razão das abundâncias obtidas em ambos os métodos durante um mesmo evento amostral (mesmo ponto e dia), a abundância obtida pelos UVC se mostrava maior (Fig. 11).

No caso dos UVC, a abundância foi estimada como o número total de indivíduos de uma dada espécie avistados durante o censo. Muitos estudos que utilizam de censos visuais para determinar a composição ictiofaunística de uma ambiente, relatam dificuldades em se estimar a abundância, seja a) pela incapacidade de se contar todos os indivíduos em espécies que formam grandes grupos e apresentam elevadas densidades, o que levaria a subestimativas da abundância; b) pelo risco de recontagem durante os censos, o que resultaria em superestimativas da abundância (MacNeil *et al.* 2008). A incorporação de vídeo registro durante os censos visuais, se mostrou uma importante ferramenta para auxiliar a contagem de indivíduos, já que todos os indivíduos avistados eram filmados.

Quando ao risco de recontagem, alguns autores utilizam de transectos fixos, de comprimento definido e largura igual visibilidade do meio (Wilson *et al.* 2018). Tais transectos, quando percorridos de maneira linear, reduzem a chance de recontagem de indivíduos já avistados, evitando superestimativas da abundância. No entanto, os transectos se mostram apropriados para ambientes abertos e vastos, o que não configura o riacho amostrado. Muito dos pontos amostrados se caracterizavam por poções de tamanho limitado, larguras, profundidades e áreas variadas, impedindo o estabelecimento de transectos de tamanhos iguais e padronizados. Nesses casos, a busca ativa por toda a área se mostrou a forma mais apropriada de conduzir os censos visuais com registro em vídeo. Porém, não há como excluir com segurança a probabilidade de

recontagem, mas é possível afirmar que, nesse aspecto, o registro em vídeo se mostrou de grande importância. Isso porque possibilitou uma refinada análise, levando em consideração, por exemplo, o sentido de deslocamento dos indivíduos em relação ao mergulhador, que permitiu a determinação de quais indivíduos já haviam sido registrados e, conseqüentemente, reduzindo o risco de superestimativa.

Outro fator que pode explicar as maiores abundâncias para os UVCs em comparação com as BRUVs está ligado a cobertura amostral diferenciada das técnicas. A princípio, as BRUV registraram apenas os indivíduos atraídas pela isca, ou nadando nas imediações da mesma, dentro do alcance do vídeo, aproximadamente 2 metros de diâmetro a frente da câmera. Já os UVC cobriam áreas consideravelmente maiores, o que potencializou as chances de encontrar indivíduos e espécies que se mostrassem indiferentes à atração da isca, ou mesmo se encontravam escondidas em ambientes afastados da BRUV. Em um dos pontos amostrais com marcada abundância de *H. bifasciatus*, foi possível perceber que nem todos os indivíduos presentes naquela área eram atraídos pela BRUV, e que a população se distribuía em grupos de indivíduos espacialmente afastados, sendo possível esta observação visualmente por fora da água. Neste caso, estimativas mais precisas da abundância durante os censos visuais foram possíveis, resultando em valores mais elevados de abundância. Mas como já mencionado, não foi possível identificar diferenças marcantes na composição amostrada pelos diferentes métodos, indicando a eficiência das BRUV em se amostrar a ictiofauna de riachos.

Outro fator que poderia levar a uma diferenciação na composição de fauna seria a atração seletiva da isca. Entretanto, assim como observado por Schimit

*et al.* (2016), a ração de peixe se mostrou eficiente na atração de espécies com diferentes hábitos alimentares.

De modo geral, podemos considerar que ambos os métodos foram eficientes para amostrar a ictiofauna do riacho estudado. As ferramentas se mostraram importantes justamente pelo fato de permitir o acesso à dados ictiológicos sem a necessidade de captura e ou sacrifício dos indivíduos amostrados. Ambos os métodos apresentaram limitações quanto à dificuldade de se identificar em nível específico algumas espécies, o que poderia ser contornado com uma pesca seletiva dos mesmo para confirmação taxonômica. Além disso, alterações na visibilidade durante ou após eventos de grandes descargas de água e sedimento como resultado de chuvas torrenciais (“flash floods” ou trombas d’água), podem ser considerados pontos limitantes ao uso das técnicas de amostragem, ainda que temporariamente. Outro fator limitante ao uso do UVC foi a variação sazonal no nível da água ao longo do riacho, especialmente restritiva nos períodos de seca para o qual o volume se mostrou expressivamente reduzido em alguns pontos. Isso limitou o acesso do mergulhador em alguns locais, impossibilitando a realização dos censos visuais com registro em vídeo, mas não necessariamente a BRUV. Por fim, podemos concluir que o uso de BRUVs se mostrou significativamente mais prático, viável e menos prejudicado pelas variações sazonais no ambiente. Além disso, para o esforço amostral empregado a BRUV obteve maior eficiência no registro de espécies.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK. 214 pp.
- Araújo, N.B., Tejerina-Garro, F.L. (2009). Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 7(1):31-38.
- Assis, J., Claro, B., Ramos, A., Boavida, J., Serrao, E.A. (2013). Performing fish counts with a wide-angle camera, a promising approach reducing divers limitations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 445:93–98.
- Becker, A., Cowley, P.D., Whitefield, A.K. (2010). Use of remote underwater video to record littoral habitat use by fish within a temporarily closed South African estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 391: 161-168.
- Bernard, A.T.F., Gotz, A. (2012). Bait increases the precision in count data from remote underwater video for most subtidal reef fish in the warm-temperate Agulhas bioregion. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 471- 235- 252.
- Birt, M.J., Harvey, E. S., Langlois, T. J. (2012). Within and between day variability in temperate reef fish assemblages: Learned response to baited video. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 416-417: 92- 100.
- Brock, V.E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management*. Vol.18: 297–308.
- Brock, R.E. (1982). A critique of the visual census method for assessing coral reef fish population. *Bulletin of Marine Science*, 32(1): 269-276.
- Brooks, E.J., Sloman, K.A., Sims, D.W., Danylchuk, A.J. (2011). Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. *Endangered species Research*. Vol. 13: 231–243, 2011.
- Buckup, P.A. (1999). Sistemática e biogeografia de peixes de riacho. *Série Oecologia Brasiliensis*. Vol. VI: 91-138.
- Casatti, L. (2003). Biology of a Catfish, *Trichomycterus* sp. (Pisces, Siluriformes), in a Pristine Stream in the Morro do Diabo State Park, Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. Vol. 38. 105- 110.
- Casatti, L., Langeani, F., Castro, R.M. (2001). Peixes do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*. V1(n1).

- Castro, R.M.C. (1999). Evolução da Ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. In Caramaschi, E.P., Mazzoni, R., Peres-Neto, P.R. (eds). *Ecologia de Peixes de Riacho. Série Oecologia Brasiliensis. Vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.*
- Cappo, M., Harvey, E. S., Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques – an overview. In ‘*Cutting-Edge Technologies in Fish and Fisheries Science, Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings*’, 28–29 August 2006, Hobart, Tas., Australia. (Eds J. M. Lyle, D. M. Furlani, and C. D. Buxton.) Vol. 1, pp. 101–114.
- Cappo, M.C., Harvey, E.S., Malcolm, H.A., Speare, P.J. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of Marine Protected Areas. Pp. 455-464. In ‘Aquatic Protected Areas - what works best and how do we know?’ Beumer, J.P., Grant, A., Smith, D.C. World Congress on Aquatic Protected Areas proceedings, Cairns, Australia, August 2002. Australian Society of Fish Biology.
- Carvalho, D.R., Casarim, R., Pereira, R.B., Pompeu, P.S. (2015). Habitat structure determining the spatial distribution of ichthyofauna in a Brazilian stream. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá. Vol. 37: 439-448.*
- Castro, R.M.C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. Pp. 139-155. In ‘*Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis*’. vol VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. Caramaschi, E.P., Mazzoni, R., Peres-Neto, P.R. (eds).
- Cetra, M., Barrella, B., Neto, F.L., Martins, A.G., Mello, B.J., Almeida R.S. (2012). Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. *Check List* 8(3): 421-425.
- Cetra, M., Mattox, G.M.T., Ferreira, F.C., Guinato, R.B., Silva, V.F., Pedrosa, M. (2016) Headwater stream fish fauna from the Upper Paranapanema River basin. *Biota Neotropica* 16(3): e20150145.
- Cirino, J.F., Lima, J.E. (2008). Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José- MG: um estudo de caso. *Revista de Ecologia e Sociologia Rural, Piracicaba, SP. Vol. 43: 647-672.*
- Chapman, C.J., Johnstone, A.D.F., Dunn, J.R., Creasey, D.J. (1974). Reactions of fish to sound generated by diver’s open-circuit underwater breathing apparatus. *Marine Biology. Vol. 27: 357-366.*
- Coghlan, A.R., McLean, D.L., Harvey, E.S., Langlois, T.J. (2017). Does fish behaviour bias abundance and length information collected by baited underwater video? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 497: 143-151.*

- Colton, M.A., Swearer, S.E. (2010). A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 400: 19–36.
- Cousins, S., Kennard, M.J., Ebner, B.C. (2017). Depth-related composition and structuring of tropical riverine fish assemblages revealed by baited video. *Marine and Freshwater Research*. doi.org/10.1071/MF16278.
- Dajoz, R. (1983). *Ecologia Geral*, 4ª Edição. São Paulo, Vozes. 472p.
- Ebner, B.C., Morgan, D.L. (2013). Using remote underwater video to estimate freshwater fish species richness. *Journal of Fish Biology*. Vol.82: 1592 – 1612.
- Ebner, B.C., Fulton, C.J., Cousins, S., Donaldson, J.A., Kennard, M.J., Meynecke, J., Schaffer, J. (2015). Filming and snorkeling as visual techniques to survey fauna in difficult to access tropical rainforest streams. *Marine and Freshwater Research*. Vol. 66: 120-126.
- Ellender, B.R., Becker, A., Weyl, O.L.F., Swartz, E.R. (2012). Underwater video as a non-destructive alternative to electrofishing for sampling imperilled headwater stream fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 22: 58–65.
- Ensign, W.E., Angermeier, P.L., Dolloff, C.A. (1995). Use of line transect methods to estimate abundance of benthic stream fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. Vol. 52: 213-222.
- Esteves, K.E., Lobón-Cerviá, J. (2001). Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. Vol. 62: 429-440.
- Fagundes, D.C., Leal, C.G., Carvalho, D.R., Junqueira, N.T., Langeani, F., Pompeu, P.S. (2015). The stream fish fauna from three regions of the Upper Paraná River basin. *Biota Neotropica*. Vol. 15(2): e20140187.
- Goldstein, R.M. (1978). Quantitative comparison of seining and underwater observation for stream fishery surveys. *The progressive Fish-Culturist*. Vol. 40: 108-111.
- Hankin, D.G., Reeves, G.H. (1998). Estimating total fish abundance and total habitat area in small stream based on visual estimation methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. Vol. 48: 834-884.
- Harvey, E.S., Fletcher, D., Shortis, M.R., Kendrick, G.A. (2004) A comparison of underwater visual distance estimates made by SCUBA divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine and Freshwater Research*. 55:573–580

- Harvey, E.S., Cappo, M., Butler, J.J., Hall, N., Kendrick, G.A. (2007). Baited attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 350: 245–254.
- Harvey, E.S., Butler, J.J., McLean, D.L., Shand, J. (2012). Contrasting habitat use of diurnal and nocturnal fish assemblages in temperate Western Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 426- 427: 78-86.
- Irigoyen, A.J., Galván, D.E., Venerus, L.A., Parma, A.M. (2013). Variability in Abundance of Temperate Reef Fishes Estimated by Visual Census. *PLOS ONE* 8(4): e61072. doi:10.1371/journal.pone.0061072.
- Jordan, F., Jelks, H.L., Bortone, S.A., Dorazio, R.M. (2008). Comparison of visual survey and seining methods for estimating abundance of an Endangered, benthic stream fish. *Environmental Biology of Fish*. Vol. 81: 313-319.
- Langlois, T., Chabanet, P., Pelletier, D., Harvey, E. (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. *Fisheries Newsletter-South Pacific Commission*, 118, p.53.
- Langlois, T., Harvey, E.S., Fitzpatrick, B., Meeuwing, J.J., Shedrawi, G., Watson, D.L. (2010). Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology*. Vol. 9: 155- 168.
- Lemes, E.M., Garutti, V. (2002). Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio paraná, Brasil. *Iheringia, Série. Zoolgica*. Porto Alegre. Vol. 92(3):69-78
- MacNeil, M.A., Graham, N.J., Conroy, M. J., Fonnesebeck, C.J., Polunin, N.V.C., Rushton, S.P., Chabanet, P., McClanahan, T.R. (2008). Detection heterogeneity in underwater visual-census data. *Journal of Fish Biology*. Vol. 73: 1748-1763.
- Mallet, D., Pelletier, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952- 2012). *Fisheries Research* 154 (2014) 44–62.
- Menezes, N.A. (1996). Methods for assessing freshwater fish diversity. In ‘Biodiversity in Brazil’. Bicudo, C.E.M., Menezes, N.A. (eds.). CNPq, São Paulo, p. 289-295.
- Mullner, S.A., Hubert, W.A., Wesche, T.A. (1998). Snorkeling as an alternative to depletion electrofishing for estimating abundance and length-class frequencies os Trout in small streams. *North American Journal of Fisheries Management*. Vol. 18: 947-953.
- Oyakawa, O. T., Akama, A., Mautari, K. C., & Nolasco, J. C. (2006). Peixes de riachos da Mata Atlântica: nas unidades de conservao do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: Editora Neotropica Ltda.

- Pais, M.P., Cabral, H.N. (2017). Fish behaviour effects on the accuracy and precision of underwater visual census surveys. A virtual ecologist approach using an individual-based model. *Ecological Modelling*. Vol. 346: 58-69.
- Sabino, J. (1999). Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística. *Série Oecologia Brasiliensis*. Vol. VI: 183-208.
- Sazima, I. (1986). Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology*. 29, 53-65.
- Sazima, I., Machado, F.A. (1990). Underwater observation of piranhas in western Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. Vol. 28: 17-31.
- Schmid, K., Reis-Filho, J.A., Harvey, E., Giarrizzo, T. (2016). Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of baited and habitat type. *Hydrobiologia*. doi10.1007/s10750-016-2860-1
- Suárez, Y.R., Souza, M.M., Ferreira, S.F., Pereira, J.M., Silva, E.A., Ximenes, L.Q.L., Azevedo, L.G., Martins, O.C., Júnior, S.E.L. (2011). Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensis*. Vol. 23:177-188.
- Stobart, B., García-Charón, J.A., Espejo, C., Rochel, E., Goñi, R., Reñones, O., Herrero, A., Crec'hriou, R., Polti, S., Marcos, C., Planes, S. (2007). A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345, 158–174.
- Tessier, E., Chabanet, P., Pothin, K., Soria, M., Lasserre, G. (2005). Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 315. 17-30.
- Thompson, A.A., Mapstone, B.D. (1997). Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 154:53-63.
- Thresher, R.E., Gunn, J.S. (1986). Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores (Carangidae). *Environmental Biology of Fishes*. Vol. 17: 93–116.
- Uieda, V. S., Castro, R.M.C. (1999). Coleta e fixação de peixes de riachos. pp. 01-22. In: 'Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis'. vol. VI, PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil Caramaschi, E.P., Mazzoni, R., Peres, P. R. (eds.).
- Uieda, V.S., Uieda, W. (2001). Composition and Spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. *Brazilian Journal of Biology*. 61(3): 377-388.



- Valério, S.B., Suárez, Y.R., Felipe, T.R.A., Tondato, K.K., Ximenes, L.Q.L. (2007). Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay – Paraná basins. *Hydrobiologia*. Vol. 583:241–250.
- Watson, D.L., Harvey, E.S., Anderson, M.J., Kendrick, G.A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*. Vol. 148: 415-425.
- White, J., Simpfendorfer, C.A., Tobin, A.J., Heupel, M.R. (2013). Application of baited remote underwater video surveys to quantify spatial distribution of elasmobranchs at an ecosystem scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 488: 281-288.
- Willis, T.J. (2001). Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology*. Vol. 59: 1408-1411.
- Willis, T. J., Babcock, R. C. (2000). A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. *Marine and Freshwater Research*. 51, 755–63
- Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C. (2000). Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 198: 249-260.
- Wilson, S.K., Graham, N.A.J., Holmes, T.H., MacNeil, M.A., Ryan, M.N. (2018). Visual versus video methods for estimating reef fish biomass. *Ecological Indicators*. Vol. 85: 146-152.
- Wraith, J., Lynch, T., Minchinton, T.E., Broad, A., Davis, A. R. (2013). Bait type affects fish assemblages and feeding guilds observed at baited remote underwater video stations. *Marine Ecology Progress Series*, 477 189-199.

## Capítulo II

# Distribuição altitudinal da comunidade de peixes em um riacho de cabeceira

Nathalia de Oliveira Melo<sup>1</sup>, Luiz Gustavo Martins da Silva<sup>1</sup>, Andrey Leonardo Fagundes de Castro<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade federal de São João del Rei. Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PGE)

---

### Resumo

O entendimento dos padrões de distribuição de espécies tem se mostrado um dos tópicos centrais em estudos ecológicos. O objetivo desse capítulo foi avaliar a distribuição da riqueza e abundância das espécies de peixe ao longo do gradiente altitudinal em um riacho de cabeceira. O riacho estudado fica localizado na sub-bacia do rio das Mortes (Bacia do Alto Rio Grande), percorrendo, da sua nascente (1.055m) até a foz (875m), um gradiente altitudinal caracterizado por sucessivas quedas d'água. As amostragens foram realizadas em 12 pontos distribuídos ao longo de todo o riacho e seu gradiente altitudinal. Cada ponto foi amostrado mensalmente, de janeiro a dezembro de 2017, com o uso de uma estação de filmagem remota iscada (Baited Remote Underwater Video – BRUV). A BRUV foi exposta por trinta minutos, possibilitando o registro das espécies (riqueza) e suas abundâncias (MaxN). Características estruturais (profundidade, área, tipo de substrato e margem e cobertura vegetal) e físico-químicas (temperatura, oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução) foram registradas para cada ponto. Um total de dez espécies de peixes foram registradas para o riacho, com notória redução da riqueza com o aumento da altitude, uma vez que a maioria das espécies se limitavam aos trechos de menor altitude. Apenas indivíduos de *Oligosarcus paranensis* foram encontrados ao longo de todo o trecho do riacho. Não foi possível observar variações relevantes nos parâmetros físico-químicos ou nas características estruturais dos pontos em função do aumento da altitude. A distribuição das espécies se mostrou fortemente influenciada pelas potenciais barreiras de dispersão proporcionadas por cachoeiras e quedas d'água presentes ao longo do gradiente altitudinal. Centros de distribuição foram propostos para explicar a ocorrência das duas espécies mais abundantes, *Hyphessobrycon bifasciatus* e *O. paranensis*.

**Palavras-chave:** Gradiente altitudinal, ictiofauna, barreiras de dispersão, BRUV.

## Chapter II

# Altitudinal distribution of fish assemblages in a headwater stream

Nathalia de Oliveira Melo<sup>1</sup>, Luiz Gustavo Martins da Silva<sup>1</sup>, Andrey Leonardo Fagundes de Castro<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade federal de São João del Rei. Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PGE)

---

### Abstract

Understanding the patterns of species distribution is one of the central topics in ecological research. The main goal of this chapter was to evaluate the distribution of fish species richness and abundance along the altitudinal gradient in a headwater stream. The stream is located in the sub-basin of the Mortes river (Upper Rio Grande Basin) and presents an altitudinal gradient (875 – 1,055 m) characterized by successive waterfalls. Twelve sampling points were distributed along the entire course (altitudinal gradient) of the stream. Each point was sampled monthly, from January to December 2017, using a Baited Remote Underwater Video (BRUV) station. The BRUV was deployed for thirty minutes, allowing the registration of species (richness) and their abundance (MaxN). Structural characteristics (depth, area, types of substrate and margin and vegetation coverage) and physical-chemical characteristics (temperature, dissolved oxygen and oxidation potential) were recorded for each point. A total of ten species of fish were recorded for the stream, with reduction on richness with the altitude, as the majority of the species were limited to the lower stretches. Only individuals of *O. paranensis* were found along the entire length of the stream. No relevant variations were observed in the physical-chemical parameters nor the habitat characteristics as a function of the altitude increase. The distribution of the species was strongly influenced by the potential dispersion barriers provided by waterfalls present along the altitudinal gradient. Centers of distribution were proposed to explain the occurrence of the two most abundant species, *Hyphessobrycon bifasciatus* and *Oligosarcus paranensis*.

Key-words: Altitudinal gradient, ichthyofauna, dispersion barriers, BRUV.

## INTRODUÇÃO

Predições a respeito da distribuição da riqueza e abundância de peixes tem se mostrado um desafio para estudos ictiofaunísticos, em especial para fauna Neotropical (Guisan & Zimmermann 2000, Buisson *et al.* 2008, Carvalho & Tejerina-Garro 2015). Essa região é caracterizada pela maior riqueza e diversidade de espécies de peixe de água doce de todo o planeta (Albert *et al.* 2011). Tamanha diversidade se deve, em parte, ao considerável número de bacias hidrográficas independentes (Abell *et al.* 2008, Albert *et al.* 2011), ou mesmo pela complexidade geográfica de uma mesma bacia, onde a diversidade de espécies (diversidade beta) se distribui pelos diferentes elementos que compõem tal bacia, tais como a calha principal dos rios, seus tributários e afluentes (Vitorino-Jr *et al.* 2016). Deste modo, a estrutura e dinâmica das comunidades de peixes nos sistemas ribeirinhos se mostram dependentes da composição das assembleias localizadas não só na calha principal desses sistemas, como também nos tributários (Datry *et al.* 2016). Muitos desses elementos, em especial tributários e cursos de pequena grandeza, apresentam espécies de distribuição restrita, resultando em elevada taxa de especiação e/ou endemismo em consequência de estratégias adaptativas, que as torna especialmente capazes de se estabelecer nestes ambientes (Oyakawa *et al.* 2006).

No que tange a composição das assembleias locais, variações na capacidade dispersiva das espécies associadas à filtros ambientais, tem se destacado como processos relevantes para o estabelecimento e manutenção de espécies (Poff 1997, Carvalho *et al.* 2015, Datry *et al.* 2016, Vitorino-Jr *et al.* 2016, Rodrigues-Filho 2017). Como filtros ambientais entende-se o conjunto de

características ambientais que afetam a probabilidade de uma dada espécie, com determinados atributos funcionais, persistir como membro de uma comunidade local (Poff 1997). De fato, a presença de uma espécie em um ambiente é o reflexo de um conjunto de condições favoráveis ao estabelecimento e manutenção de uma população viável (Hutchinson 1957), como as adaptações morfofuncionais e metabólicas expressas ao longo do processo (Poff 1997, Leal *et al.* 2011, Rodrigues-Filho 2017) e relações bióticas, tais como facilitação, predação e competição (Cilleros *et al.* 2017). Entretanto, para que tais condições possam afetar/selecionar o estabelecimento de uma espécie em um dado local, é necessário que a mesma tenha acesso a esse local, o que se mostra diretamente associado à capacidade dispersiva da espécie e/ou mesmo à tipos de barreiras que isolam uma dada localidade (Henio *et al.* 2015).

Trechos de riacho apresentam características intrínsecas do ambiente que podem ser destacadas como filtros ambientais, sejam características físico-químicas (e.g. temperatura, oxigênio dissolvido, pH) ou geomorfológicas (profundidade, área, vazão, tipo de substrato, cobertura vegetal, dentre outras), determinando assim sua composição ictiofaunística (Rincón 1999, Buisson *et al.* 2008, Abilhoa *et al.* 2011, Carvalho & Tejerina-Garro 2015, Junqueira *et al.* 2016, Terra *et al.* 2016). De fato, estudos tem sugerido que as comunidades de peixes de riachos de cabeceira se mostram mais dependentes da ação desses filtros ambientais do que as comunidades das calhas principais dos rios, que por sua vez são afetadas primordialmente por dispersão (discussão em Datry *et al.* 2016)

Em riachos de altitude, por sua vez, tais potenciais filtros se mostram distribuídos em mosaicos, separados por desníveis naturais (corredeiras, quedas d'água e cachoeiras), muitas vezes intransponíveis por alguns ou todos

os membros de uma comunidade (Torrente-Vilara 2011, Silva *et al.* 2016). Tais barreiras de dispersão resultam em um padrão altitudinal na estruturação das comunidades, podendo a capacidade de dispersão agir de forma preponderante para a distribuição longitudinal de uma espécie (Jaramillo-Villa 2010). De modo geral, trechos inferiores de rios e riachos altitudinais apresentam uma maior diversidade de espécies se comparado com trechos superiores (Abilhoa *et al.* 2011, Datry *et al.* 2016). Entretanto, muito do que se discute acerca dos padrões altitudinais de distribuição de espécies de peixe, a redução na diversidade com altitude tem sido explicada por fatores associados à filtros ambientais, tais como a) redução na disponibilidade de área e complexidade ambiental; b) influência de condições ambientais desfavoráveis; c) redução na disponibilidade de recursos e d) redução na produtividade primária (Jaramillo-Villa *et al.* 2010). Por sua vez, tais filtros se mostram consideravelmente mais importantes em sistemas que sofrem variações altitudinais severas.

Em sistemas Neotropicais, poucos são os estudos avaliando o efeito dos desníveis na distribuição longitudinal de peixes em riachos com variações altitudinais moderadas, onde o desnível e barreiras de dispersão possam ser preponderante sobre variações ambientais por efeito da altitude. Datry *et al.* (2016), sugere que a influência da dispersão sobre a estruturação da comunidade de peixes se mostra subestimada, sendo essa dependente não somente da capacidade de dispersão das espécies, como também da severidade das perturbações ambientais que um sistema está exposto, com ênfase para perturbações hidráulicas tais como em riachos intermitentes ou sob a ação de “flash floods” (trombas d’água). Nesses ambientes, espécies generalistas, com pouca preferência por habitat e alta capacidade dispersiva se

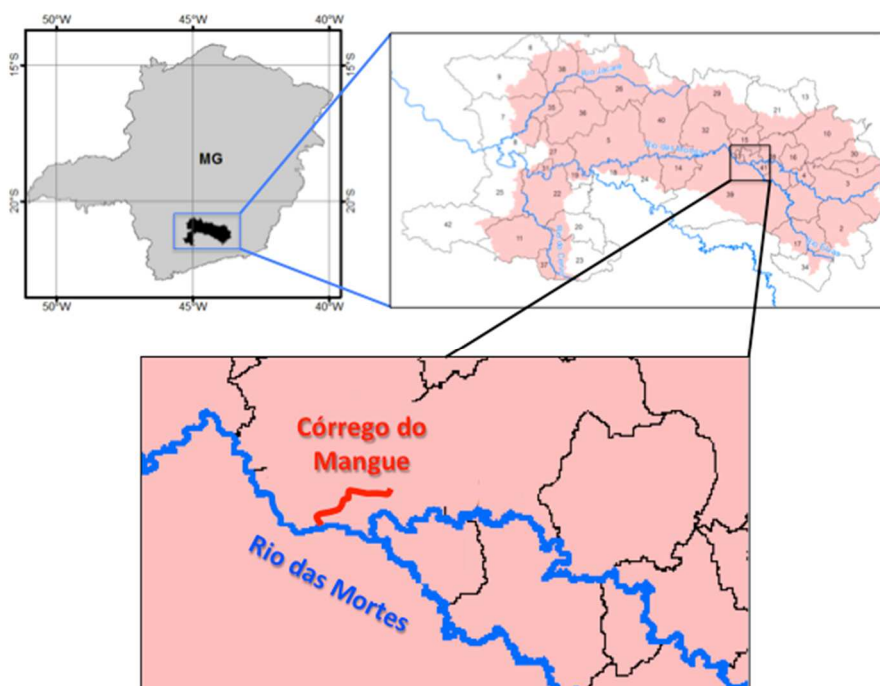
mostram favorecidas. De fato, riachos de altitude, durante os períodos de maior precipitação, são caracterizados pela ocorrência de eventos de breve e intensa descarga d'água (flash floods), o qual pode ocasionar uma mudança na composição da fauna, devido ao carreamento de indivíduos localizados a montante (Abilhoa *et al.* 2011). Além disso, um aumento da vazão pode resultar em maior conectividade entre habitats e consequente maior taxa de dispersão (Power *et al.* 1988, Poff *et al.* 1997, Henio *et al.* 2015).

Nesse contexto, o trabalho tem como objetivo avaliar os fatores ambientais e sazonais que estruturam a distribuição longitudinal da ictiofauna em um riacho de altitude, amostrado desde sua nascente até o ponto de confluência com rio de maior porte. O trecho de estudo se destaca pela presença de um considerável desnível altitudinal (175m em pouco menos que 5 Km), resultando em ambientes separados por sucessões de quedas d'águas e cachoeiras, muitas delas verticais e virtualmente intransponíveis. Por se tratar de um trecho de considerável desnível, mas com variação altitudinal moderada, e com ambientes estruturalmente semelhantes ao longo de todo o gradiente altitudinal, é esperado que a distribuição e composição da assembleia de peixes seja influenciada preferencialmente pelas barreiras de dispersão.

## METODOLOGIA

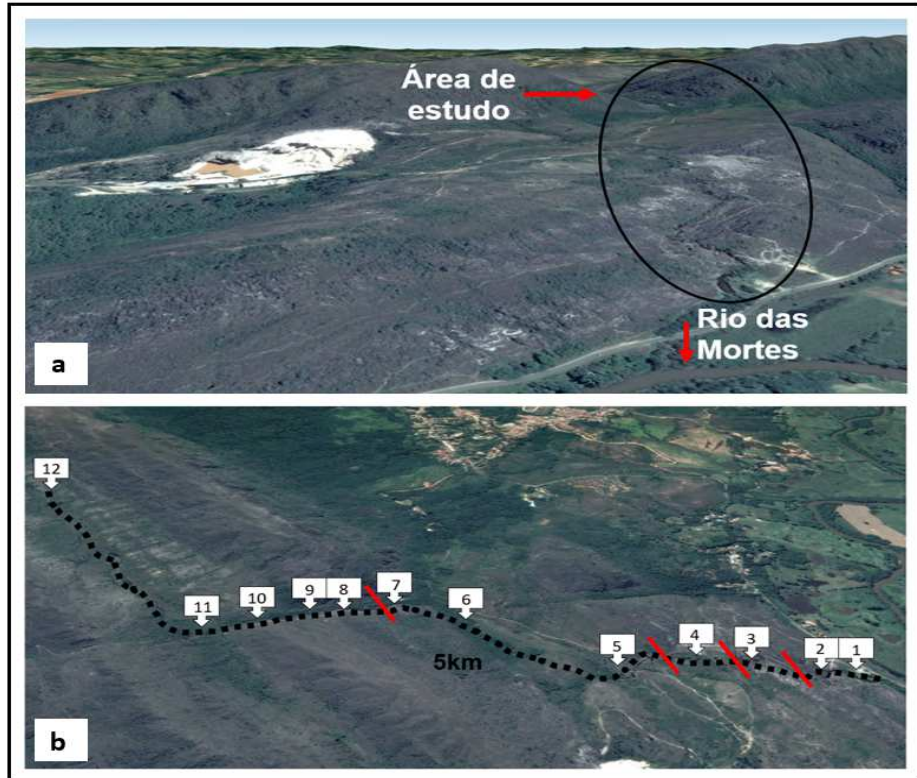
### *Área de estudo*

Foi amostrada toda a extensão do riacho de cabeceira, denominado córrego do Mangue, pertencente à bacia do Alto Rio Grande. O riacho encontra-se dentro da área de Preservação Ambiental (APA) da Serra de São José, Tiradentes (21°07'14" S 44°12'16" W), situada na mesorregião Campo das Vertentes no sudoeste do estado de Minas Gerais (Cirino & Lima, 2008) (Fig.1). O riacho percorre um trecho de 5 km, com sua nascente à 1.055m de altitude, desaguando no Rio das Mortes à 875m de altitude (Fig. 2 e 3). Ao longo de toda sua extensão é notório a presença de diferentes ambientes como quedas d'água, corredeiras, remansos e poças de diferentes tamanhos (24 - 390m<sup>2</sup>) e profundidades (0,58 – 2,10m).

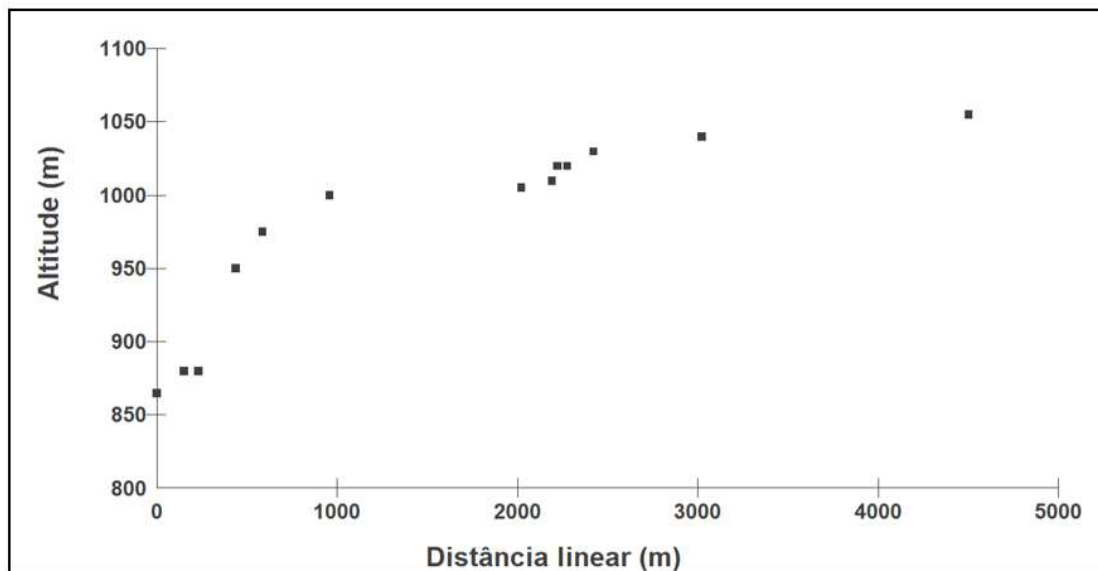


**Figura 1** - Localização geográfica da subbacia do Rio das Mortes (Bacia do Alto Rio Grande) dentro da qual o trecho de estudo está inserido (em vermelho).





**Figura 2** - Imagem de satélite (Fonte: Google Earth) representando a localização da área de estudo em relação ao Rio das Mortes (a) e a disposição dos doze pontos amostrais ao longo do riacho (b) bem como a presença de quedas d'água intransponíveis (barras vermelhas).



**Figura 3** - Gráfico representando a distância linear entre cada um dos pontos amostrais e a altitude. Rio das Mortes representado como ponto inicial (875 m).

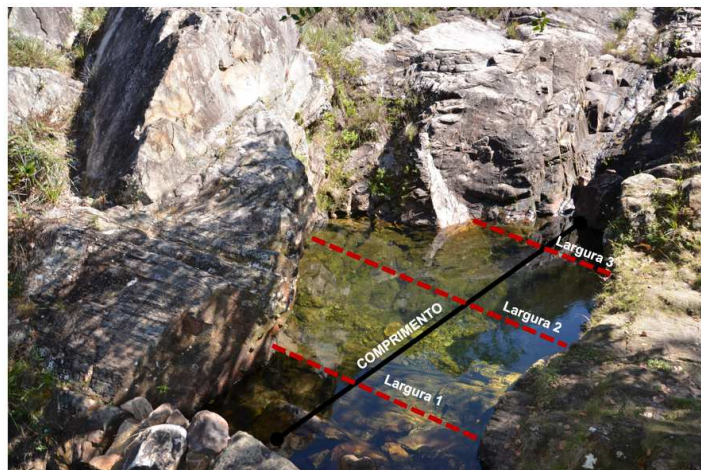
Um total de 12 pontos amostrais foram selecionados ao longo de toda a extensão do córrego, percorrendo um gradiente altitudinal desde o ponto imediatamente anterior à confluência com o rio das Mortes (880m) até o poço mais próximo à sua nascente (1.055m). Os pontos se caracterizavam por poços e/ou remansos, podendo estar separados uns dos outros por grandes desníveis (quedas d'águas verticais ou sucessões de quedas d'águas), corredeiras e/ou extensões de água de baixa profundidade (0,1 – 0,3 m de profundidade) (Fig. 4). Os pontos foram selecionados com o intuito de amostrar todo o espectro altitudinal do córrego, além de trechos com diferentes características estruturais (Tab. 1).

#### *Caracterização estrutural e físico-química do ambiente*

Para cada ponto amostral foram mensuradas a área e profundidade. A área foi calculada pelo comprimento (mensurado de montante para jusante) x largura média (obtida por três medições de largura em cada um dos terços do comprimento) (Fig. 5). A profundidade foi calculada por três medições (em cada um dos terços do comprimento) com auxílio de uma haste milimetrada e então feita a média da profundidade.

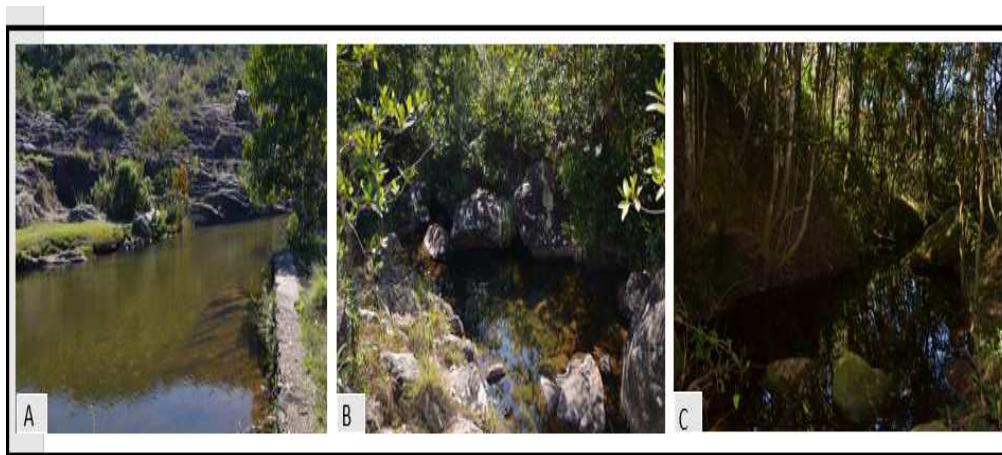


**Figura 4** - Trechos do córrego ilustrando desníveis ao longo da sua extensão, seja eles formados por queda d'água vertical ou série de quedas d'água.



**Figura 5** - Representação das medidas tomadas de cada ponto para o cálculo da área.

Além disso, as características estruturais de cada ponto como cobertura vegetal, tipo de margem e substrato foram observados e categorizados. Com relação à cobertura vegetal, os pontos foram caracterizados em três níveis de cobertura vegetal sendo: 0 - ausência de cobertura (ponto totalmente desprovido de sombreamento); 0,5 - cobertura parcial (30-80% da área sombreada) e 1 – cobertura total (pontos totalmente sombreados) (Fig. 6).



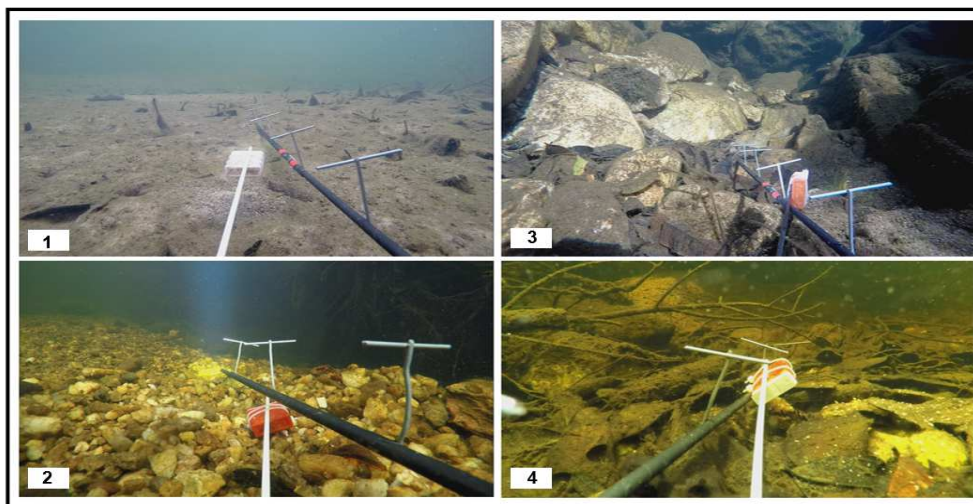
**Figura 6** - Imagens representando as categorias de cobertura vegetal sendo: A= ausente; B= parcial e C = total.

O tipo de substrato de cada ponto amostral foi categorizado em função das imagens geradas pelas filmagens da BRUVs (Fig. 7). Foi possível discriminar quatro categorias em função da predominância (superior à 70%) do tipo de substrato, sendo elas: 1) areia; 2) cascalho; 3) rocha; e 4) detrito vegetal.

Por fim, pelas imagens geradas pela BRUV, assim como a observação visual do entorno de cada ponto amostral, foi possível caracterizá-los quanto aos tipos de margem, sendo criadas três categorias: 1) margem composta por raiz/vegetação e rochas em proporções iguais; 2) margem predominantemente composta por rochas; 3) margem predominantemente composta por raiz/vegetação (Tab.1).

Além das características acima mencionadas, para cada ponto foram registrados parâmetros físico-químicos da água (temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade), durante as amostragens mensais.

Os parâmetros foram medidos com uso de uma sonda multiparâmetros (YSI Environmental, model 556). Os parâmetros foram mensurados concomitantemente à filmagem pela BRUV.



**Figura 7** - Imagens dos tipos de substratos dos pontos amostrados. 1- Arenoso; 2- Pedregoso; 3- Pedregoso com presença de plantas aquáticas e/ou material vegetal.

### *Composição da Ictiofauna*

Para caracterização da ictiofauna, os 12 pontos distribuídos ao longo do gradiente altitudinal foram inventariados mensalmente entre janeiro e dezembro de 2017, com o uso de estações subaquáticas iscadas de vídeo remoto (BRUVs - Baited Remote Underwater Video). As BRUVs consistiram de uma estrutura em PVC onde foram acopladas uma câmera (GoPro Hero4 ou Hero5); uma lanterna subaquática (1.000 lumens), usada para otimizar a luminosidade; além de uma haste, posicionada na região frontal da estrutura, utilizada como suporte para o recipiente plástico perfurado contendo a isca (Fig. 8).

**Tabela 1:** Pontos amostrais e variáveis descritivas do ambiente quanto a altitude(m), área (m<sup>2</sup>), profundidade média (m), categorias de cobertura vegetal, substrato, margem e temperatura média (°C), condutividade média (µs/cm<sup>3</sup>) e oxigênio dissolvido médio (mg/L). Desvio padrão (±).

Ponto	Altitude (m)	Área (m <sup>2</sup> )	Profund. (m)	Cobert. Veget.	Substr.	Margem	Temp. (°C)	Condut. (µs/cm <sup>3</sup> )	OD (mg/L)
1	880	392	0.95	0	1	1	19.2 (±2.4)	4.4 (±0.5)	6.8 (±0.9)
2	880	44	1.1	0	2	1	19.2 (±3.0)	3.7 (±0.7)	7.7 (±0.4)
3	950	26	0.58	0	3	2	19.6 (±3.5)	4 (±0.8)	7.2 (±0.6)
4	975	21.7	0.98	0.5	2	1	18.8 (±2.5)	3.7 (±0.9)	6.8 (±0.8)
5	1000	126	1.3	0	1	3	20 (±2.9)	4.7(±1.1)	5.6 (±1.7)
6	1005	59.7	0.85	1	4	3	19.1(±1.9)	5.3 (±1.3)	6.1 (±1.2)
7	1010	105.3	1.95	0.5	3	2	19.3 (±2.4)	4.3 (±1.2)	6.4 (±0.8)
8	1020	24	0.86	1	4	3	20.1 (±2.3)	4 (±1.4)	6.5 (±0.9)
9	1020	45.5	1.1	0	2	2	20.1 (±2.3)	3.6 (±1.1)	7.2 (±0.6)
10	1030	16.8	2.1	0.5	3	2	19.9 (±2.3)	3.7 (±0.9)	7 (±0.7)
11	1040	28.2	0.58	0.5	3	2	19.6 (±2.0)	3.7 (±0.6)	6.4 (±0.7)
12	1055	81	0.95	0	2	3	21.6 (±2.7)	4.3 (±0.7)	6.8 (±1.3)

Como isca foi utilizada ração comercial de peixe, triturada. Em cada ponto de coleta, uma BRUV foi submersa na porção mais a montante de cada ponto de forma que o campo de filmagem permanecesse direcionado para jusante. Cada BRUV foi exposta por um tempo total de 30 minutos. As BRUVs registravam vídeos em formato “.mp4”, a uma velocidade de 60 fps (“frames per second” – quadros por segundo) e resolução de 1080p, para posterior análise em laboratório. Os 12 pontos foram amostrados de jusante para montante, ao longo de 2 a 3 dias subsequentes em campanha mensal.



**Figura 8** - Imagem da estrutura que compõe a BRUV utilizada para o levantamento dos dados.

### *Análise de vídeos*

Para cada ponto amostral, vídeos de 30 minutos, a contar a partir da imersão e estabilização das BRUVs, foram analisados em laboratório com o uso do software VLC Media Player. Quando necessário (e.g. situações de elevada densidade e/ou com necessidade de confirmação taxonômica), os vídeos foram reproduzidos em velocidade reduzida, facilitando a contabilização de indivíduos. Para cada vídeo foi registrado o número de espécie (riqueza) e o número de indivíduos de cada espécie (abundância). A riqueza foi medida como número total de espécies avistadas ao longo dos 30 minutos de filmagem e a abundância foi estimada como o número máximo de indivíduos de uma dada espécie, contabilizados em um único quadro de imagem (MaxN). O MaxN é convencionalmente usado como medida conservativa de abundância, uma vez que evita a recontagem de indivíduos (Cappo *et al.* 2006, Harvey *et al.* 2007).

## *Análises estatísticas*

A distribuição da riqueza ao longo do gradiente altitudinal foi avaliada por regressão linear. Para avaliar a distribuição da abundância das espécies ao longo do gradiente altitudinal, foi utilizada a análise de escalonamento multidimensional não-métrico usando a distância de Bray-Curtis, seguido por teste one-way PERMANOVA e teste de SIMPER, permitindo discriminar as espécies responsáveis por possíveis diferenças entre os pontos.

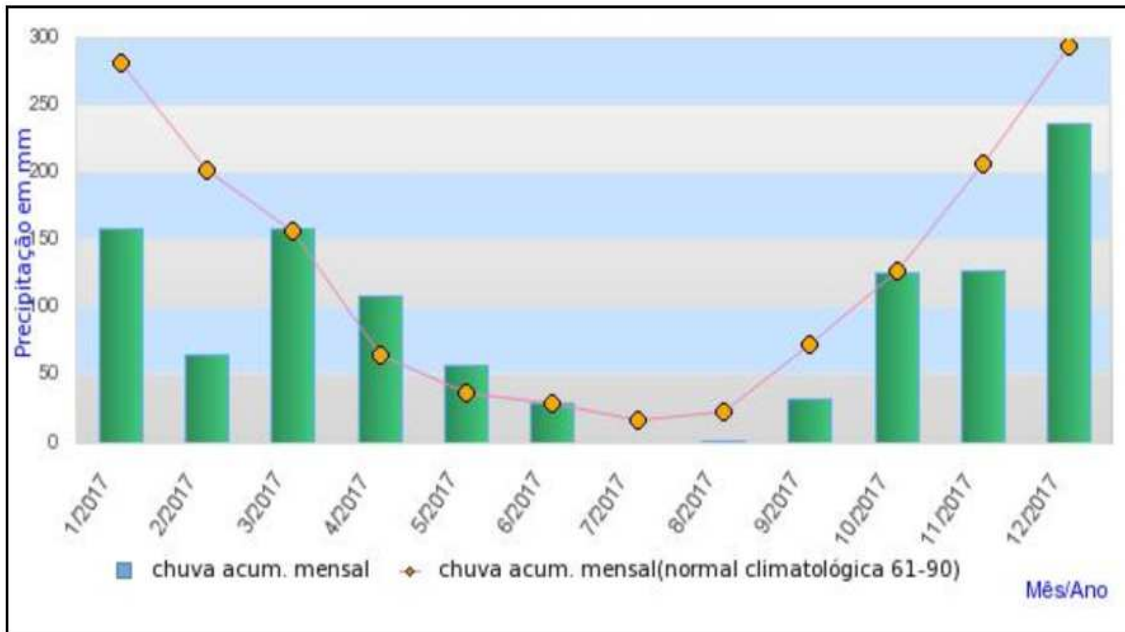
Para avaliar a importância dos desníveis na composição da comunidade, o escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) seguido pela análise de variância dos dados (one-way PERMANOVA) foi realizado para trechos separados por grandes desníveis altitudinais ou barreiras notórias de dispersão, como cachoeiras/quedas d'água verticais. Para tanto, foram agrupados pontos amostrais de altitude semelhante e/ou sem a presença de potenciais barreiras de dispersão: I) pontos 1 e 2; II) pontos 5, 6 e 7 e III) pontos 8 a 12. A separação dos níveis "I" e "II" se deu em função do grande desnível altitudinal (150m), representado por um grande número de quedas d'águas verticais e potencialmente intransponíveis. Já a separação entre "II" e "III" se deve à presença de uma única cachoeira vertical de 10m de altura. Todos os demais pontos amostrais do nível "III" se mostravam conectados por sucessões de quedas d'águas de baixo desnível ou corredeiras, não podendo ser consideradas barreiras notórias de dispersão. Os pontos dentro de cada nível tiveram suas riquezas e abundâncias agrupadas. Teste de SIMPER foi feito para discriminar as espécies responsáveis por eventuais diferenças. Para todos os testes, utilizou-se da distância de Bray-Curtis para dados de presença-ausência e abundância.



Mudanças na composição de espécies ao longo do gradiente altitudinal, turnover, foram computadas utilizando dados de presença/ausência e pelo cálculo do índice de Beta-diversidade de Whittaker ( $\beta_w$ , Koleff *et al.* 2003):  $\beta_w = (a+b+c)[0,5(2a+b+c)]^{-1}$  entre pontos amostrais adjacentes, onde “a” é o número total de espécies que ocorrem em qualquer par de pontos adjacentes ao longo do gradiente altitudinal, e “b” e “c” o número de espécies exclusivas (que ocorre em um ponto mas não no ponto adjacente). Tal índice indica o grau de dissimilaridade, de modo que valores aumentam quando pontos diferem quanto a composição de espécies, funcionando como índice de substituição (“turnover”) de espécies. Por não indicar se as mudanças se devem ao ganho ou perda de espécies, para cada comparação foi calculado separadamente o número de espécies adicionadas ou perdidas.

Variações nos parâmetros físico-químicos ao longo do gradiente altitudinal amostrado (temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido) foram avaliados pelo teste U (Mann-Whitney pairwise).

O efeito da sazonalidade na estrutura da comunidade foi testado ao se avaliar a abundância e riqueza dos indivíduos amostrados em diferentes períodos: Cheia – janeiro a maio e novembro e dezembro- e Seca – junho a outubro. A determinação dos períodos de seca e cheia foi feita a partir dos dados de precipitação compilados pela estação mais próxima à área de estudo (Fig.9). A análise foi feita pelo agrupamento dos dados através do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e análise de variância (one-way PERMANOVA). Por fim, a variação sazonal foi testada também para os três níveis altitudinais (“I”, “II” e “III”) com teste de variância (two-way PERMANOVA) e distância de Bray-Curtis.



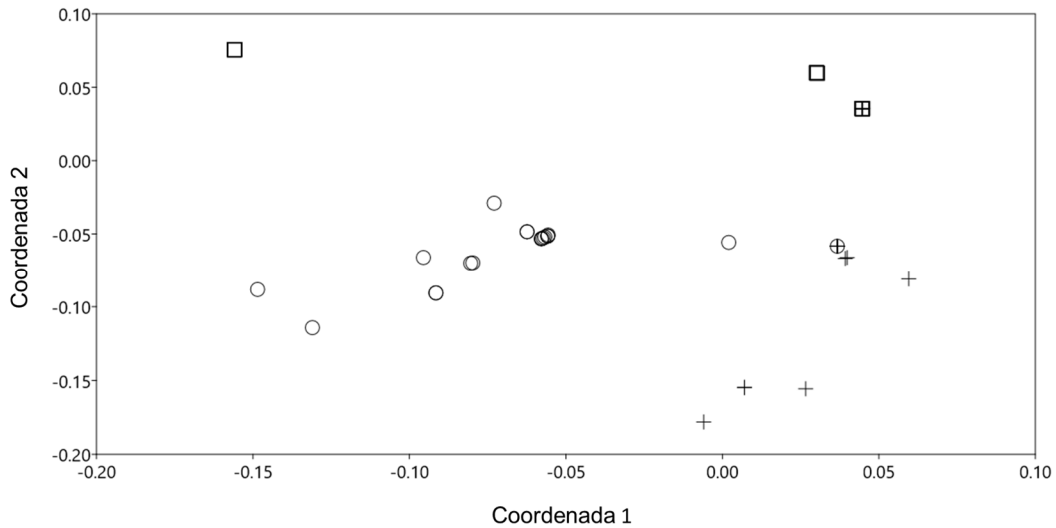
**Figura 9** - Gráfico de precipitação acumulada mensalmente durante o ano de 2017. Dados obtidos pelo INMET estação do município de Lavras-MG. ([http://www.inmet.gov.br/sim/abre\\_graficos.php](http://www.inmet.gov.br/sim/abre_graficos.php)).

## RESULTADOS

Um total de dez espécies foram amostradas no córrego do Mangues ao longo do período de estudo (Anexo I), sendo a maior riqueza observada nos trechos de menor altitude, próximos a confluência com o rio das Mortes (Tab. 2). A riqueza de espécie se mostrou inversamente relacionada com a altitude ( $p < 0,0001$ ;  $R^2 = 0,477$ ). Apenas indivíduos de *Oligosarcus paranensis* foram registrados em trechos de maior altitude (Tab.2). O registro de abundância das espécies foi significativamente diferente ao longo da maioria dos pontos amostrados ( $p < 0,05$ ), mesmo não apresentando um claro agrupamento dos dados ao longo dos pontos (stress: 0,254). A maior parte da diferença observada (87,1%) foi explicada pelas espécies *O. paranensis* (44,76%) presente em todos os pontos, *Hyphessobrycon bifasciatus* (31,29 %), presente em seis pontos amostrados e *Geophagus brasiliensis* (11,15 %), presente em três dos doze pontos. Considerando os três níveis altitudinais, o agrupamento do nMDS se mostrou mais evidente para os dados de presença e ausência (stress: 0,138) do que para os dados de abundância (stress: 0,241), sendo ambos significativos ( $p < 0,005$ ). Entre o primeiro (880 m) e o segundo (1.000 – 1.010 m) nível altitudinal, *H. bifasciatus*, *Knodus moenkhausii*, e *G. brasiliensis* foram as espécies que juntas explicaram 82,16 % da diferença observada. As mesmas espécies explicam 82,07% da diferença observada entre o primeiro e terceiro nível (1.020 - 1.055m). Já entre o segundo e o terceiro nível, a diferença foi explicada em 98.8 % pelas espécies *H. bifasciatus*, *O. paranensis* e *Phallocerus uai*.

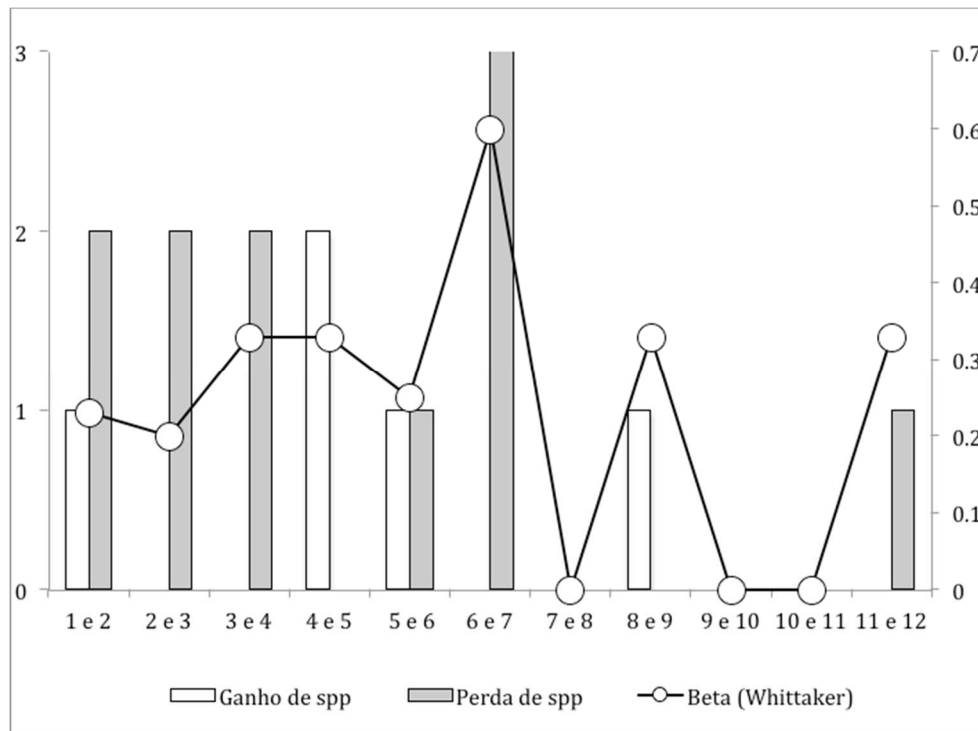
**Tabela 2:** Distribuição da abundância média (máxima e mínima) de cada espécie nos 12 pontos amostrais (altitude em metros) ao longo do gradiente altitudinal.

<b>Espécies</b>	<b>Pt01 (880)</b>	<b>Pt02 (880)</b>	<b>Pt03 (950)</b>	<b>Pt04 (975)</b>	<b>Pt05 (1000)</b>	<b>Pt06 (1005)</b>	<b>Pt07 (1010)</b>	<b>Pt08 (1020)</b>	<b>Pt09 (1020)</b>	<b>Pt10 (1030)</b>	<b>Pt11 (1040)</b>	<b>Pt12 (1055)</b>
<i>O. paranensis</i>	1.5 (±1.2)	1 (±1.2)	0.5 (±0.7)	4.41 (±2.3)	0.5 (±0.5)	5.16 (±1.4)	11.66 (±4.1)	7.83 (±4.0)	1.18 (±1.8)	2.58 (±4.7)	4.75 (±1.8)	13.5 (±12.8)
<i>H. bifasciatus</i>	17.2 (±14.5)	6.1 (±6.2)	0.08 (±0.08)	0.66 (±0.6)	68.2 (±23.1)	3.0 (±2.4)						
<i>P. uai</i>		1.6 (±1.6)	0.25 (±0.8)		0.33 (±0.01)	0.25 (±0.8)						
<i>G. brasiliensis</i>	14.8 (±16.1)	10.1 (±6.0)	1.55 (±3.2)									
<i>H. malabaricus</i>	0.1 (±0.3)					0.8 (±0.2)						
<i>K. moenkusii</i>	17.7 (±26.4)	13.3 (±8.3)										
<i>Trichomycterus</i> sp.									0.18 (±0.4)	0.16 (±0.5)	0.33 (±0.4)	
<i>Apaeiroduon</i> sp.					0.08 (±0.2)							
<i>Australoheros</i> sp.	0.1 (±0.3)	0.2 (±0.4)										
<i>Cichlasoma</i> sp.	0.2 (±0.6)											



**Figura 10:** Gráfico de escalonamento multidimensional não métrico nMDS para dados de presença e ausência de nos três níveis altitudinais I (□) II (+) e III (○).

A análise de substituição (“turnover”) de espécies entre pontos altitudinais adjacentes mostrou um aumento na distinção com a altitude, em especial pela perda de espécies (Fig. 11). Dentre as espécies adicionadas ao longo do gradiente altitudinal se destacam o *P. uai*, registrada inicialmente no ponto 02, *H. malabaricus*, registrada inicialmente no ponto 01, ausente nos pontos 02 a 05 e registrada novamente no ponto 06 e o *Trichomycterus* sp., registrada a partir do ponto 09. O maior valor de turnover ocorreu entre os pontos 06 e 07, com a perda de três espécies, sendo elas *H. bifasciatus*, *H. malabaricus* e *P. uai*. É importante ressaltar que apenas *H. bifasciatus* foi registrada em todos os pontos inferiores ao ponto 07, sendo as duas outras espécies com ocorrências esporádicas em alguns pontos inferiores ao ponto 06 (Tab. 2).



**Figura 11.** Estimativas de índice de Whittaker ( $\beta_{w, o}$ ) entre pontos altitudinais adjacentes, assim como o número de espécies adicionadas (□) ou perdidas (■).

Não foi encontrada nenhuma relação clara entre os parâmetros físico-químicos mensurados (temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido) e a altitude. Apenas o OD apresentou uma relação direta ( $p=0,001$ ) com altitude, mas com valor de  $R^2=0,092$ . Nenhum outro parâmetro apresentou diferenças significativas ao longo dos pontos amostrais.

Ao longo de todo o trecho do riacho, a distribuição da riqueza e abundância das espécies não foi significativamente diferente entre as estações seca e chuvosa. Quando levado em consideração os três grupamentos altitudinais, também não foram observadas diferenças significativas na riqueza ( $p=0,29$ ) e na abundância ( $p=0,66$ ) em relação aos períodos de seca e cheia, para cada um dos níveis.

## DISCUSSÃO

A distribuição da comunidade de peixes no riacho estudado mostrou uma clara redução na riqueza de espécies com a altitude. Tal redução da riqueza de espécies ao longo do gradiente altitudinal corrobora com o padrão observado em outros estudos em riachos altitudinais (Lomolino 2001, Bistoni & Hued 2002, Miranda-Chumacero 2006, Pompeu *et al.* 2009, Jaramillo-Villa *et al.* 2010, Casarim *et al.* 2012, Mee *et al.* 2016). De modo geral, a redução da diversidade de peixes com altitude tem sido observada em riachos que percorrem um elevado gradiente altitudinal, onde condições adversas, em função da altitude, como baixas temperaturas, redução na produtividade primária e/ou escassez de recursos alimentares, redução na disponibilidade de área e de complexidade ambiental, determinam a persistência de uma dada espécie, agindo como filtro ambiental (Poff 1997, Jaramillo-Villa *et al.* 2010).

No riacho estudado, no entanto, fatores que normalmente são tratados como filtros para a estabilização de espécies não apresentaram mudanças perceptíveis ou significativas, seja na estrutura do ambiente (área, profundidade, cobertura vegetal, tipo de margem e substrato observados), ou em relação aos parâmetros intrínsecos da água mensurados (condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura) com o aumento da altitude (Tab.1). Com isso, apesar da altitude estar diretamente relacionada com a redução da riqueza, o gradiente altitudinal não resultou em grandes alterações no ambiente físico. Por outro lado, refletiu o considerável desnível ao longo do trecho (175m), onde sucessões de quedas d'água e cachoeira foram observadas como possíveis barreiras de dispersão,

resultando no padrão altitudinal de estruturação da comunidade de peixes (Robinson & Rand 2005, Nislow *et al.* 2011).

A análise de agrupamento dos pontos em três níveis altitudinais, ou seja, aqueles separados por desníveis formando quedas d'águas, permitiu observar uma significativa diferença entre os níveis em relação à abundância e riqueza e uma clara separação espacial de fauna ao longo do trecho. No primeiro nível (880m), a maior riqueza observada pode ser explicada pela proximidade à drenagem de maior grandeza. Áreas baixas dos trechos de cabeceira são descritos como locais normalmente usados por algumas espécies de calhas principais, seja durante eventos reprodutivos ou durante períodos de cheia (Mazzoni & Iglesias-Junior 2012, Mazzoni *et al.* 2018). Com isso, a maior riqueza no primeiro nível altitudinal do riacho estudado pode ser consequência da proximidade com o rio das Mortes. Além disso, a possível movimentação no sentido jusante de ovos, larvas e indivíduos residentes nos pontos a montante, especialmente possível durante eventos de aumento de vazão (Abilhoa *et al.* 2011), pode ter colaborado para a maior diversidade em ambientes de intermediária e baixa altitude. Em contrapartida, a movimentação de indivíduos do primeiro nível em direção aos níveis superiores, mesmo durante o período de cheia onde, teoricamente, há uma maior conectividade entre ambientes, é impossibilitado pela amplidão dos desníveis observados.

De fato, a formação geológica da área por onde corre o riacho de cabeceira e a descontinuidade provocada pelos desníveis são revelados como fator de extrema importância para a separação de fauna e que, a composição da ictiofauna encontrada pode ser elucidada pelos eventos geológicos passados. Eventos pretéritos como soerguimentos ou aqueles que permitiram a junções de



diferentes corpos d'água podem explicar, especialmente, a ocorrência de populações espacialmente isoladas em trechos superiores (Robinson & Rand 2005).

Dentre todas as espécies amostradas, apenas *O. paranensis* se mostrou presente em todos os pontos e pouco se sabe sobre a capacidade dispersiva da espécie, além de possuir uma ampla distribuição na bacia do Alto Paraná e ser comumente encontrada em riachos de cabeceira (Menezes 1988, Casatti *et al.* 2001). Sua presença em todos os trechos do gradiente altitudinal, levando em consideração a presença de ambientes com diferentes características estruturais, demonstra pouca especificidade em relação ao tipo de habitat requerido, assim como o fato de ser encontrado em ambientes desde riachos de cabeceira à reservatórios, (Abelha *et al.* 2012), que corrobora para um provável hábito generalista da espécie. De fato, espécies que possuem hábitos generalistas são consideradas favorecidas em ambientes de altitude, uma vez que estes são mais suscetíveis a variações drásticas de habitat em decorrência de eventos hidrológicos, como intermitência ou “flash floods” (descargas d'água) (Datry *et al.* 2016).

Além disso, a diferença observada em relação à abundância ao longo do trecho, foi explicada pelo *O. paranensis* (44,76%), justamente por estar presente em todos os pontos. Apesar de sua ampla distribuição, foram observadas maiores abundâncias nos trechos superiores (altitude superior à 1.010m), onde a espécie se mostrou dominante ou mesmo exclusiva. Por outro lado, sua abundância se mostrou menor em ambientes onde outras espécies estavam presentes, em especial nos pontos onde *Hyphessobrycon bifasciatus*, segunda espécie em amplitude de distribuição, se mostrava abundante (Tab. 2).

Embora tenham sido registrados em seis dos doze pontos amostrais, indivíduos de *H. bifasciatus* mostraram expressiva abundância e dominância em um único ponto, 05, onde os registros foram feitos durante todo o período amostral, com elevados valores de MaxN (25 - 103 indivíduos) e para o qual indivíduos de *O. paranensis* foram registrados esporadicamente. No ponto imediatamente a montante, 06, e sem qualquer barreira notória de dispersão, sua abundância sofreu uma severa redução, sendo o ponto a partir do qual *O. paranensis* se mostra a espécie dominante.

Tais padrões de distribuição das espécies nos pontos supracitados remetem dois importantes aspectos: centro de distribuição e interações competitivas. Centros de distribuição são caracterizados pela maior abundância em relação às localidades adjacentes, podendo funcionar como fonte de indivíduos em ambientes sujeitos a variações ambientais e oscilações populacionais (Reyjol *et al.* 2007, Perón & Altwegg 2015). Considerando as abundâncias de ambas as espécies, é possível sugerir que o ponto 05 funcione como potencial centro de distribuição de *H. bifasciatus*. Além da maior abundância para a espécie, esse ambiente é caracterizado por uma maior área (165 m<sup>2</sup>) e profundidade, e conseqüentemente maior resistência potencial a distúrbios hídricos como “flash floods”.

Tal centro de distribuição pode explicar a ocorrência esporádica do *H. bifasciatus* nos trechos inferiores (pontos 03 e 04), funcionando como população “source”. Para *O. paranensis*, por outro lado, o ponto 07 pode ser considerado como um possível centro de distribuição descendente, uma vez que apresentou uma elevada abundância para a espécie, possuindo também uma maior área e conseqüente resistência a distúrbios, com insignificante variação na abundância

ao longo do período amostral. Entretanto, a presença de uma queda d'água vertical (~9m de altura) imediatamente acima deste ponto, impossibilita, potencialmente, movimentos ascendentes. Por outro lado, sua ocorrência nos demais pontos a montante pode ser explicada pela população encontrada no ponto 08, onde foi observada uma abundância relativamente elevada, com pouca flutuação temporal. Apesar de não possuir maior área e profundidade, sua composição marginal complexa em quantidade de raízes e vegetação (observações em campo), supostamente, confere maiores chances de abrigo e proteção à “lavagem” de indivíduos riacho a baixo. Assim, o ponto 08 possivelmente atua como centro de distribuição para os demais pontos a montante.

Para ambas as espécies, *O. paranensis* e *H. bifasciatus*, a ação de eventos de aumento da vazão e volume da água em períodos de cheia e consequente possibilidade de carreamento de ovos, larvas e indivíduos (Abilhoa *et al.* 2011) parece ser a melhor explicação para a ocorrência das espécies em pontos de altitudes inferiores.

O padrão de ocorrência dos centros de distribuição de *H. bifasciatus* e *O. paranensis* em altitudes potencialmente inacessíveis frente às barreiras naturais de dispersão podem remeter a história geográfica de distribuição dessas espécies. Muito do que se discute sobre a ocorrência de espécies isoladas em ambiente de cabeceira remetem o isolamento histórico de populações de ampla distribuição (Schlosser 1982, Rahel 2007, Nislow *et al.* 2011, Gido *et al.* 2016). A melhor compreensão do padrão de distribuição desses remanescentes demanda estudos sobre a história geológica da serra São José e consequente formação do riacho estudado, ou mesmo a utilização de ferramentas

moleculares que permitam estimar a estruturação das populações e tempo de divergência das mesmas.

Outros fatores que são conhecidos por estruturarem a distribuição de peixes são os tipos de relações bióticas, tais como facilitação, predação e competição podem agir na determinação da distribuição longitudinal de espécies (Cilleros *et al.* 2017). No caso de *O. paranensis* e *H. bifasciatus*, o padrão de distribuição reversa pode sugerir a ocorrência de exclusão competitiva e/ ou predação. Isso porque, *O. paranensis* é caracterizado por variações ontogenéticas na dieta (Milla *et al.* 2007) se alimentando durante a fase juvenil de invertebrados aquáticos e podendo, nessa fase, competir por estes recursos com *H. bifasciatus* que é descrito por sua dieta invertívora (Carvalho *et al.* 2015). Quando em fase adulta, *O. paranensis* possui preferências piscívoras (Oyakawa *et al.* 2006, Abelha *et al.* 2012) o que pode resultar em uma possível relação de predação de indivíduos de *H. bifasciatus*, especialmente enquanto juvenis.

A ausência de indivíduos ou a baixa abundância das espécies *P. uai* e *H. malabaricus* em alguns pontos pode estar diretamente relacionada à técnica de amostragem empregada. Isso porque as BRUVs são posicionadas junto ao substrato, de modo que o registro do *P. uai*, encontrados em porção próxima à lâmina d'água, pode ter sido subestimado. Os registros de *H. malabaricus* podem também ter sido influenciado pela metodologia amostral, já que se trata de uma espécie críptica e de espreita, de comportamento “senta-espera” e ocupação preferencial de regiões marginais (Casatti *et al.* 2001), possivelmente teve influência na capacidade de registro pelas BRUVs. Assim, os registros dessa espécie foram feitos durante sua movimentação ocasional próximo à estrutura da BRUV.

A única espécie que de fato apresentou novos registros apenas nas altitudes superiores foi o *Trichomycterus* sp. Esses indivíduos possuem hábito criptobiótico e noturno que utilizam espaços entre rochas ou sob folhiços no substrato para forrageamento e refúgio (Casatti & Castro 1998, Castro 1999, Suzuki *et al.* 2010). Tais características intrínsecas da espécie podem também ter reduzido a capacidade de registro pelas BRUVs, em amostragens diurnas, levando a uma subestimativa da ocorrência e abundância. Aqueles indivíduos registrados se mostraram fortemente interessados na isca, apesar de serem descritos como preferencialmente insetívoro (Oyakawa *et al.* 2006, Neves *et al.* 2015).

Quanto à perda de espécies, essa foi notória entre os trechos mais baixos (880m) e intermediários (1.000 - 1.010m) do riacho. *Geophagus brasiliensis*, *Australoheros* sp. *Cichlasoma* sp. e *Knodus moenkusii*, tiveram suas ocorrências restritas aos pontos próximos à confluência com o rio das Mortes (880m). Dentre elas, *K. moenkusii* e *G. brasiliensis* foram abundantes durante todo o período amostral nestes pontos, ao passo que o registro de *Australoheros* sp. e *Cichlasoma* sp. foram observados pontualmente em algumas amostras, sendo o primeiro e único indivíduo de *Australoheros* sp. registrado no mês de maio e *Cichlasoma* sp. em dezembro. A maior proximidade e interligação com o rio das Mortes, trecho de ordem superior, provavelmente pode ter levado ao intercâmbio de fauna. Já a população de *G. brasiliensis* se mostrou residente nos dois primeiros pontos amostrais, onde indivíduos juvenis e adultos foram registrados em grande abundância ( $24,9 \pm 22,1$ ). Mazzoni *et al.* (2018) observaram um padrão de territorialidade para a espécie, como ausência de movimento, em estudos de marcação e recaptura.

Tais espécies encontram um considerável desnível entre os pontos 01-02 e ponto 03 (~70m), composto por sucessões de quedas d'água, muitas delas verticais, sendo esse desnível determinante para a perda de espécies em pontos a montante. A ocorrência de espécies acima desse desnível, como *H. bifasciatus* e *O. paranensis*, podem ser explicadas por eventuais indivíduos em movimento descendente a partir dos centros de distribuição localizados à montante. O registro do *G. brasiliensis* acima desse desnível, por outro lado, não pode ser explicado da mesma forma, pois, a capacidade de nado dessa espécie não remete dispersão ativa a montante. Sua presença no ponto 03 poderia então ser explicada por dois fatores: a) remanescente de uma distribuição ancestral, b) dispersão passiva (e.g: resultado de ações antrópicas relacionadas a atividades de pesca - observadas algumas vezes durante o estudo - como soltura de indivíduos em locais diferentes de onde haviam sido pescados).

A composição das espécies no córrego Mangues se mostrou fortemente influenciada pelo relevo ao qual percorre. Embora vários estudos tenham apontado a estrutura do ambiente como fator determinante na distribuição longitudinal da ictiofauna em ambientes de cabeceira, para o riacho aqui estudado a presença de barreiras de dispersão em função do relevo, se mostrou a principal condicionante para a distribuição das espécies. Pois, apesar das condições e características estruturais serem importantes para o estabelecimento de uma espécie, pode-se observar que a viabilidade de movimentação e dispersão são essenciais para que haja a ocorrência de uma espécie em um dado local.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R., Thieme, M.L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S.C., Bussing, W., Stiassny, M.L.J., Skelton, P., Allen, G.R., Unmack, P., Naseka, A.N.G., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J.V., Heibel, T.J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H. L., Reis, R. E., Lundberg, J. G., Sabaj-Pérez, M.H., Petry, P. (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, Vol. 58, No. 5, pp. 403-414, ISSN 0006-3568.
- Abelha, M.C.F., Kashiwaqui, E.A. L., Goulart, E. (2012). Population structure, conditions and diet of *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery. 1983). *Biota Neotropica*. Vol.12 no.1. Campinas Jan/Mar. 2012
- Abilhoa, V., Braga, R.R., Bornatowski, H., Vitule, J.R.S. (2011). Fishes of Atlantic rain forest streams: Ecological patterns and conservation. Changing Diversity in Changing Environment. IntechOpen.
- Albert, J.S., Petry, P., Reis, R.E. (2011). Major biogeographic and phylogenetic patterns, In: *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes*. J.S. Albert & R.E. Reis (Eds.), 21-57, Berkeley University of California Press, ISBN 978-0-520-26868-5, Berkeley, USA.
- Bistoni, M.A., Hued, A.C. (2002). Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*. 62(4B): 753-764.
- Buisson, L., Blanc, L., Grenouillet, G. (2008). Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish*. Vol.17: 244–257.
- Cappo, M., Harvey, E. S., and Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques – an overview. In 'Cutting-Edge Technologies in Fish and Fisheries Science, Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings', 28–29 August 2006, Hobart, Tas., Australia. (Eds J. M. Lyle, D. M. Furlani, and C. D. Buxton.) Vol. 1, pp. 101–114.
- Carvalho, R.A., Tejerina-Garro, F.L. (2015). The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in central Brazil. *Neotropical Ichthyology*. Vol.- 13(2): 349-360.

- Carvalho, D.R., Casarim, R., Pereira, R.B., Pompeu, P.S. (2015). Habitat structure determining the spatial distribution of ichthyofauna in Brazilian stream. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá*, Vol37, n. 4, p. 439-448.
- Casarim, R., Bueno, M, L., Pompeu, P.S. (2012). Ichthyofauna of the Aiuroca river basin, Minas Gerais, basin. *Check List*, [S.l.], v. 8, n. 6, p. 1166-1171. ISSN 1809-127X.
- Casatii, L., Castro, R.M. (1998). A fish community of São Francisco river headwater riffles southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*. Vol. 9. No.3 229-242.
- Casatii, L., Langeani, F., Castro, R.M.C. (2001). Peixes de riacho do parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*. v1(n1). BN00201122001.
- Castro, R.M.C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. Pp. 139-155. In *Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & P.R. Peres-Neto (eds). Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis, vol VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.*
- Cilleros, K., Allard, L., Vigouroux, R., Brosse, S. (2017). Disentangling spatial and environmental determinants of fish species richness and assemblage structure in Neotropical rainforest streams. *Freshwater Biology*. Vol. 62:1707–1720.
- Cirino, J.F., Lima, J.E. (2008). Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José- MG: um estudo de caso. *Revista de Ecologia e Sociologia Rural, Piracicaba, SP*. Vol. 43: 647-672.
- Datry, T., Melo, A.S., Moya, N., Zubieta, J., Barra, E.D.L. Oberdorff, T. (2016). Metacommunity patterns across three Neotropical catchments with varying environmental harshness. *Freshwater Biology*. doi:10.1111/fwb.12702.
- Gido, K. B., Whitney, J. E., Perkin, J. S., Turner, T. F. (2015). Fragmentation, connectivity and fish species persistence in freshwater ecosystems. *Conservation of freshwater fishes*, 292.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecology Modelling*. Vol-135, 147–186.
- Harvey, E.S., Cappo, M., Butler, J.J., Hall, N., Kendrick, G.A. (2007). Baited attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 350: 245–254.
- Henio, J., Melo, S.A., Siqueira, T., J. Soininen, S., Valanko, S., Bini, L.M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, 60: 845-869.

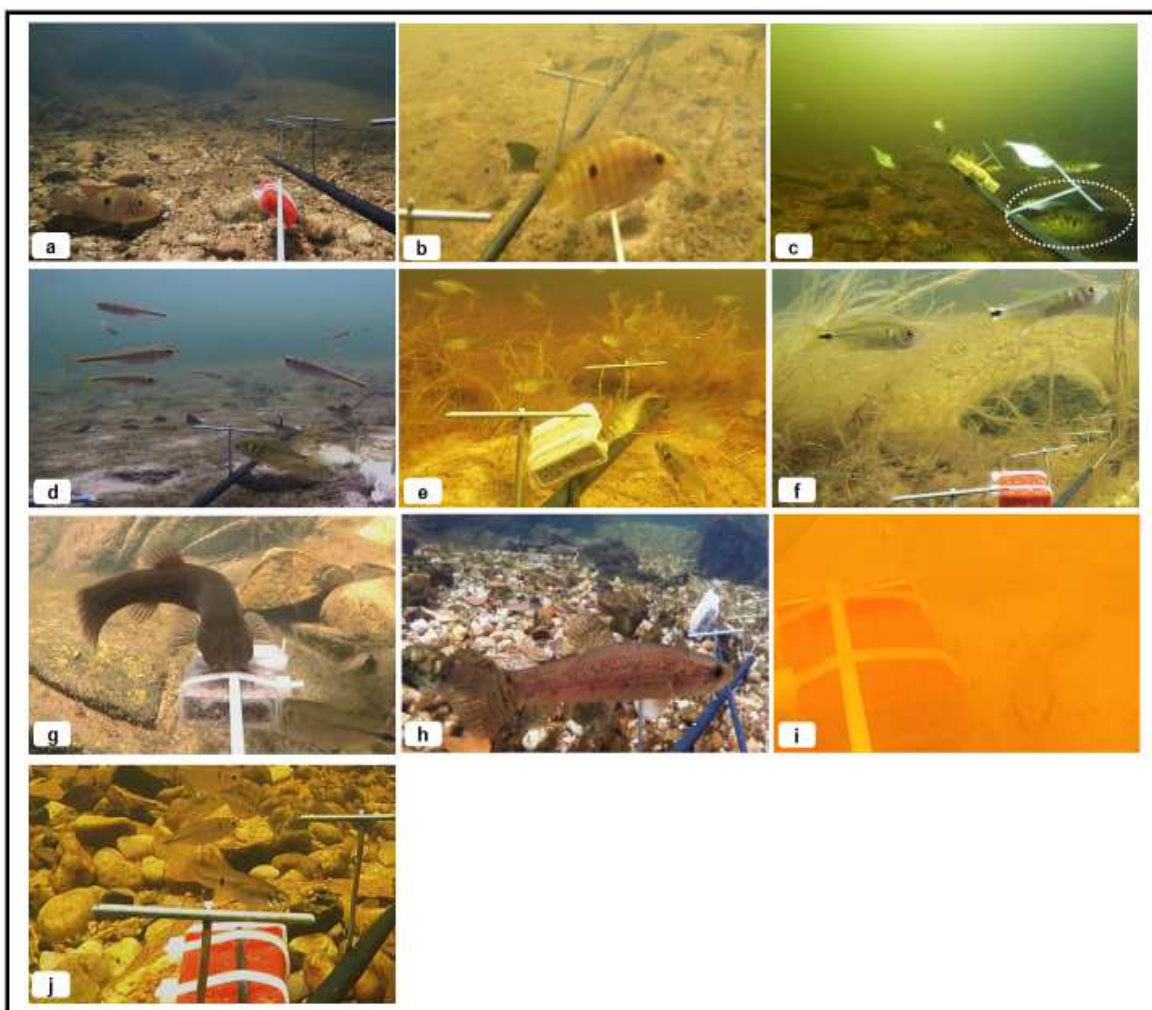


- Hutchinson, G.E., 1957. Population studies: animal ecology and demography - concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, vol. 22, p. 415-427.
- Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J.A., Escobar, F. (2010). Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *Journal of Fish Biology*. 76: 2401-2417. doi 10.1111/j.1095-8649.2010.02629.x.
- Junqueira, N.T., Macedo, D.R., ; Souza, R.C.R., Hughes, R.M., Callisto, M., Pompeu P.S. (2016) . Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. *Neotropical Ichthyology*. 14 (3) p. 1-11.
- Leal, C.G., Junqueira, N.T., Pompeu, P.S. (2011). Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environmental Fish Biology*. Vol. 90:143–157 DOI 10.1007/s10641-010-9726-6
- Lomolino, M.V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology & Biogeography*. Vol 10:3-13.
- Mazzoni, R., Iglesias-Rios, R. (2002). Environmentally related life history variations in *Geophagus brasiliensis*. *Journal of Fish Biology*. 61(6):1606-18.
- Mazzoni, R., Iglesias-Rios, R., (2012). Movement patterns of stream-dwelling fishes from Mata Atlântica, Southeast Brazil. *Revista de Biología Tropical (International Journal of Tropical Biology and Conservation)*. 60(4): 1837-1846.
- Mazzoni, R., Pinto, M.P., Iglesias-Rios, R., Costa, R. (2018). Fish movement in na Atlantic Forest stream. *Neotropical Ichthyology*, 16(1): e170065.
- Mee, J.A., Robins, G.L., Post, J.R. (2016). Patterns of fish species distributions replicated across three parallel rivers suggest biotic zonation in response to longitudinal temperature gradient. *Ecology of Freshwater Fish*. doi:10.1111/eff.12322.
- Menezes, N. A. (1988). Implications of the distribution patterns of the species of *Oligosarcus* (Teleostei, Characidae) from central and southern South America. *Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns. Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, pp. 295-304. 1988.
- Milla, B., Gomeiro, L.M., Braga, F.M.S. (2007). Feeding of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) in the Serra do Mar State Park – Santa Virgínea Unit, São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*. 67(4): 741-748.

- Miranda-Chumacero, G. (2006). Distribución altitudinal, abundancia relativa y densidad de peces em el Río Huarinilla y sus tributarios (Cotapata, Bolivia). *Ecología em Bolivia*, 41(1):79-93.
- Neves, M.P., Delariva, R.L., Wolff, L.L. (2015). Diet and ecomorphological relationships of a endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National Park. *Neotropical Ichthyology* 13(1): 245-254.
- Nislow, K. H., Hudy, M., Letcher, B. H., Smith, E. P. (2011), Variation in local abundance and species richness of stream fishes in relation to dispersal barriers: implications for management and conservation. *Freshwater Biology*, 56: 2135-2144.
- Oyakawa, O. T., Akama, A., Mautari, K. C., & Nolasco, J. C. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica: nas unidades de conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: Editora Neotropica Ltda.
- Pompeu, P.D.S., Reis, L.S.D., Gandini, C.V., Souza, R.C.R.D., Favero, J.M.D. (2009). The ichthyofauna of upper rio Capivari: defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. *Neotropical Ichthyology*, 7(4), pp.659-666.
- Péron, G., Altwegg, R. (2015). The abundant centre and species interactions. *Global Ecology and Biogeography*, 24: 215-225.
- Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*. Vol.16(2):391-409.
- Power, M. E., Stout, R.J., Cushing, C.E., Harper, P.P., Hauer, R.R., Matthews, W.J., Moley, P.B., Statzner, B., Badgen, I.R.W. (1998). Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 7, No. 4, Community Structure and Function in Temperate and Tropical Streams: Proceedings of a Symposium (Dec., 1988), pp. 456-479.
- Rahel, F. J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology*, 52: 696-710.
- Reyjol, Y., Hugueny, B., Pont, D., Bianco, P. G., Beier, U., Caiola, N., Casals, F., Cowx, I., Economou, A., Ferreira, T., Haidvogel, G., Noble, R., De Sostoa, A., Vigneron, T., Virbickas, T. (2007). Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 65-75.

- Rincón, P.A. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos; Métodos e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis*. pp- 23-90. In Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & P.R. Peres-Neto (eds). Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. PPGE- UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Robinson, J. L., Rand, P. S. (2005). Discontinuity in fish assemblages across an elevation gradient in a southern Appalachian watershed, USA. *Ecology of Freshwater Fish*, 14: 14-23.
- Rodrigues-Filho, C.A.S., Gurgel-Lourenço, R.C., Lima, S.M.Q., Oliveira, E.F., Sánchez-Botero, J.I. (2017). What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions? *Environmental Biology Fish*. Vol. 100:1023–1032.
- Silva, J.C., Gubiani, É.A., Piana, P.A., Delariva, R.L. (2016). Effects of small natural barrier on the spatial distribution of the fish assemblage in the Verde River, Upper Paraná River Basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. Vol.76: 851-863.
- Schlosser, I. J. (1982). Fish Community Structure and Function along Two Habitat Gradients in a Headwater Stream. *Ecological Monographs*, 52: 395-414.
- Suzuki, F.M., Zambaldi, L.P., Pompeu, P.S. (2010). Uso de marcação e recaptura para estimar a abundância e densidade de *Trichomycterus brasiliensis* (Siluriforme, Trichomycteridae) em poções do córrego da Bexiga, Carrancas, Minas Gerais, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. (N. Sér.) 28:89-104.
- Terra, B.F., Hughes, R.M., Araújo, F, G. (2016). Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater fish*. Vol. 25. 527-544.
- Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Leprieur, F., Oberdorff, T., Tedesco. P.A. (2011). Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira river (Amazon basin). *Ecology of Freshwater fish*. Vol.20: 588–597.
- Vitorino-Júnior, O.B., Fernandes, R., Agostinho, C.S., Pelicice, F, M. (2016). Riverine network constrain  $\beta$ - diversity patterns among fish assemblages in large neotropical river. *Freshwater Biology*. doi: 10.1111/fwb.12813.

## ANEXO I



Imagens das espécies amostradas através do registro da BRUV: a) *Geophagus brasiliensis*; b) *Australoheros* sp.; c) *Cichlasoma* sp.; d) *Knodus moenkauzii*; e) *Hyphessobrycon bifasciatus*; f) *Oligosarcus paranensis*; g) *Trichomycterus* sp.; h) *Hoplias malabaricus*; i) *Apareiodon* sp.; j) *Phallocerus uai*