



**Universidade Federal de Uberlândia
Instituto de Biologia**



**A DINÂMICA NA COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE
PEIXES EM UMA VEREDA: A VARIAÇÃO DO
HABITAT COMO FATOR DETERMINANTE.**

Drielly da Silveira Queiroga

2018

Drielly da Silveira Queiroga

**A DINÂMICA NA COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA
DE PEIXES EM UMA VEREDA: A VARIAÇÃO DO
HABITAT COMO FATOR DETERMINANTE.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título
de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador

Prof. Dr. Kleber Del-Claro

Universidade Federal de Uberlândia

UBERLÂNDIA
Março - 2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

Q3d
2017

Queiroga, Drielly da Silveira, 1992

A Dinâmica na composição da assembleia de peixes em uma vereda:
a variação do habitat como fator determinante / Drielly da Silveira
Queiroga. - 2017.

54 f.

Orientador: Kleber Del-Claro.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos
Naturais.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.731>

Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Teses. 2. Peixes - Ecologia - Teses. 3. Cerrados -
Ecologia - Teses. 4. Biodiversidade - Teses. I. Del-Claro, Kleber. II.
Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

Angela Aparecida Vicentini Tzi Tziboy – CRB-6/947

Drielly da Silveira Queiroga

**A DINÂMICA NA COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE
PEIXES EM UMA VEREDA: A VARIAÇÃO DO
HABITAT COMO FATOR DETERMINANTE.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título
de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

_____ em 28 de fevereiro de 2018

Prof^ª. Dr^ª. Lucélia Nobre Carvalho, Universidade Federal do Mato Grosso

Prof. Dr. Flávio Popazoglo, Universidade Federal de Uberlândia

Prof^ª. Dr^ª. Vanessa Stefani Sul Moreira, Universidade Federal de Uberlândia (Suplente)

Prof. Dr. Kleber Del-Claro
UFU
(Orientador)

UBERLÂNDIA
Março – 2018



*Dedico este trabalho a memória da
minha avó Nilza.
Meu exemplo de vida e de amor à
natureza.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

À minha mãe, Rosimeri, por ter vivido meus sonhos comigo, por ter acreditado em mim e por ter me incentivado a seguir na profissão que amo, mesmo que nem sempre tenhamos de volta os frutos que plantamos.

À minha avó Nilza (em memória), minha tia Tereza e minha madrinha Simone, por todo o auxílio nessa jornada.

Ao meu namorado, companheiro e melhor amigo, Renan. Obrigada por ser minha coluna, meus cais, por me manter firme e de pé tanto na Ciência quanto na vida.

À todos os amigos do LECI (Laboratório de Ecologia Comportamental e de Interações), por todas as discussões, ajuda em campo, ideias e energia sempre positiva mesmo nos momentos difíceis. Em especial à Isamara, Liégy, Danilo, Dudu, Iasmim, Ruthe e à Prof^a Vanessa S. S. Moreira.

Ao Vitor pela imensa ajuda em campo e no laboratório. Meu fiel escudeiro.

Aos meus amigos de turma, todos eles, mas principalmente Uiara, Lino, Adilson, Felipe, Andressa e Adriane. Obrigada pelas boas risadas, os bons momentos e os desesperos compartilhados.

Aos amigos dos mamíferos Claire e Egon, por toda a força, companheirismo e por segurar as barras junto comigo.

Aos amigos, funcionários e professores da Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais pela estrutura, apoio e aprendizado.

Ao meu orientador, professor Kleber Del-Claro, por toda a confiança, incentivo e auxílio nessa caminhada. Obrigada por acreditar nas minhas ideias e pela oportunidade de realizar essa dissertação.

Ao Clube Caça e Pesca Itororó de Uberlândia e toda a sua equipe por permitirem o uso da reserva e condução da pesquisa.

À Universidade Federal de Uberlândia, pelo acolhimento e estrutura e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pelo fundamental suporte financeiro durante a realização do mestrado.

ÍNDICE

	Página
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUÇÃO GERAL	01
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	05
INTRODUÇÃO	15
MÉTODOS	18
Veredas	18
Local de estudo.....	19
Caracterização dos pontos de coleta.....	20
Coleta de dados	22
Análises estatísticas	24
RESULTADOS	25
DISCUSSÃO	30
REFERENCIAS	34
TABELAS	
Tabela 1.....	25
Tabela 2.....	27
FIGURAS	
Figura 1	16
Figura 2	19
Figura 3	22
Figura 4.....	23
Figura 5	26
Figura 6.....	28
Figura 7	29
Figura 8.....	30
CONSIDERAÇÕES GERAIS	44

RESUMO

Queiroga, Drielly S.; Del-Claro, Kleber. 2018. A Dinâmica Na Composição Da Assembleia De Peixes Em Uma Vereda: A Variação Do Habitat Como Fator Determinante. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia-MG. 54p.

As assembleias de peixes podem responder a variações bióticas e abióticas em seu habitat, principalmente as decorrentes de sazonalidade, se organizando e distribuindo de forma diferente no espaço e no tempo. As veredas, fisionomias do bioma Cerrado, são ambientes completamente desconhecidos sob qualquer aspecto da sua fauna de peixes, porém de grande ocorrência por todo bioma e principal aporte de água em pequena escala aos médios e grandes rios do interior do país. Esse estudo teve como objetivo descrever pela primeira vez a dinâmica temporal e espacial de uma assembleia de peixes em uma vereda. Testamos a hipótese de que, por ser um ambiente de nascente, as comunidades se manteriam estáveis em um gradiente sazonal, sendo a variação de habitats dentro da vereda o fator mais importante para a ocorrência das espécies. Realizamos coletas sazonais ao longo de um ano em uma vereda dentro de uma RPPN em três pontos fisionomicamente distintos. Os resultados mostraram que a vereda apresenta uma baixa riqueza de espécies (sete espécies), porém com a maior parte das espécies sendo exclusivas para a região. A espécie dominante do sistema foi o poecilídeo *Phalloceros harpagos*, correspondendo a mais de 90% das amostras. As análises multivariadas demonstraram que o habitat explicou melhor a variação na ocorrência das espécies do que a sazonalidade, tendo a condutividade e largura do corpo d'água sido os fatores mais importantes. A diversidade e o padrão encontrados para a vereda estudada sugerem que veredas possam ter uma dinâmica própria, diferente das descritas para riachos. Assim, fica clara a lacuna que ainda possuímos sobre nossos sistemas aquáticos e recomendamos mais estudos que possam nos ajudar a compreender melhor as assembleias de peixes em veredas.

Palavras-chave: Cerrado, Microhabitat, Diversidade, Comunidade, Neotrópico

ABSTRACT

Queiroga, Drielly S.; Del-Claro, Kleber. 2018. Fish Assemblage Dynamics in a Vereda system: Habitat Variation as a Determining Factor. Dissertation of Master Degree in Ecology and Conservation of Natural. UFU. Uberlândia-MG. 54p.

Fish assemblages respond to biotic and abiotic variations in their habitat, especially to seasonality and spatial heterogeneity, organizing itself in space and time. Physiognomies of Cerrado biome are completely unknown environments under any aspect of their fish fauna, but of great occurrence throughout the biome and main contribution of small-scale water to the medium and large rivers of the interior of the country. This study aimed to describe for temporal and spatial dynamics of an assembly of fish in a vereda system. We test the hypothesis that, because it is a spring environment, the communities would remain stable on a seasonal gradient, with habitat variation within the vereda being the most important factor for occurrence of fish species. We performed seasonal collections over a year in a Vereda inside a reserve, in three physiognomically distinct points. The results showed that the vereda presents a low species richness (seven species), but with most of species being exclusive to the region. The dominant species of the system was the poecilide *Phalloceros harpagos*, corresponding to more than 90% of the samples. The multivariate analyzes showed that the habitat explained better the variation in the occurrence of the species than the seasonality, and the conductivity and width of the water body were the most important factors. The diversity and pattern found for the studied vereda suggest that veredas may have their own dynamics, different from those described for streams. Thus, it is clear the gap we still have on our knowledge about aquatic systems and we recommend further studies that may help us better understand fish assemblages in trails

Keywords: Cerrado, microhabitat, diversity, community, neotropic.

INTRODUÇÃO GERAL

Animais e plantas convivem com variações espaciais e temporais em seu habitat, o que afeta diretamente sua distribuição e a composição de espécies em um ambiente (GUISAN; THUILLER, 2005; HERNANDEZ et al., 2006; TANG et al., 2006). Em ambientes aquáticos continentais essas mudanças tendem a ser mais acentuadas devido a contração e expansão do habitat, que podem ocorrer sazonalmente devido períodos de seca ou estiagem e em uma escala espacial, a medida que muda a paisagem (CASATTI, 2005). Em ambientes dulcícolas é comum que haja alterações locais nos fatores físico-químicos da água (THOMAS et al., 2004), na sua velocidade e profundidade (PERES-NETO, 2004), no tipo de substrato (CASATTI, 2002) e na vegetação (LUIZ; AGOSTINHO; HAHN, 1998; MAGALHÃES et al., 2007). O tipo de vegetação das margens pode determinar quais animais conseguirão se estabelecer no ambiente, através da quantidade de energia alóctone (proveniente do sistema terrestre) que provém pela entrada de folhas, frutos, e por vezes insetos terrestres na cadeia trófica (PADOVESI-FONSECA, 2005).

A heterogeneidade desses fatores geram os padrões de mosaico que podem aumentar a disponibilidade de habitats disponíveis e, conseqüentemente, a riqueza de espécies (LUIZ; AGOSTINHO; HAHN, 1998). Em uma escala longitudinal, essas variações podem ser observadas acompanhando mudanças no relevo do ambiente continental e sua composição florística. Porém, é possível investigar a variação em uma escala temporal, observando as respostas do ambiente à mudanças sazonais, criando, modificando ou eliminando micro-habitats. Estações úmidas com pronunciados períodos de chuvas podem provocar aumento no fluxo d'água, transportando materiais orgânicos e inorgânicos e levando a mudanças na configuração do leito do riacho e na composição da microbiota (LEIGH, 2013; UIEDA; CARVALHO, 2015).

As mudanças sazonais e espaciais em ambientes de água doce afetam principalmente a aquisição de energia dos organismos presentes. Em pequenos riachos, por exemplo, a principal fonte de energia é o folhicho submerso, que funciona como substrato base para a cadeia trófica nesses ambientes (MOLINERO; POZO, 2003). Alterações da vegetação natural e seus processos de decomposição modificam o aporte alóctone (como folhas, frutos e galhos), afetando em cadeia os recursos autóctones (que vem de dentro do fluxo. i.e. vegetação aquática). Essa alteração afeta a forma de criação de micro-habitats que suportam insetos jovens, peixes e outros organismos aquáticos (MONACO; SÚAREZ; LIMA-JUNIOR, 2014; MOTTA; UIEDA, 2004), em especial em riachos de cabeceira ou nascentes (HEPP; DELANORA; TREVISAN, 2009).

O Cerrado brasileiro possui algumas das maiores bacias hidrográficas da América do Sul (BOAVENTURA, 2007). Portanto, são diversas possibilidades de se trabalhar com a vida aquática nesse bioma. É comum a presença de riachos, ribeirões e principalmente veredas, que são fisionomias únicas ao Cerrado (BOAVENTURA, 2007; PINESE; PINESE; CLARO, 2015; RAMOS et al., 2006). Veredas são ambientes de nascente no Cerrado, ocupados por uma densa vegetação herbácea, principalmente pelas famílias Cyperaceae, Eriocaulaceae e Poaceae, além da presença marcante da palmeira *Mauritia flexuosa*, conhecida popularmente como buriti (ARAÚJO et al., 2002; EITEN, 1982).

Os riachos e ribeirões do Cerrado são protegidos por matas de galeria e comumente nascem na região das chapadas (PADOVESI-FONSECA, 2005; WANTZEN et al., 2006). São pobres em nutrientes, levemente ácidos, com baixa condutividade elétrica, rasos e onde a temperatura não varia muito ao longo das estações (PADOVESI-FONSECA, 2005). Já as veredas são áreas onde o lençol freático tende a ser raso, aflorando para a superfície e mantendo o solo constantemente encharcado em um grande alagado (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002), criando um ambiente completamente distinto pela ausência de matas de galeira, propiciando a

incidência solar direta sobre o corpo d'água. Veredas são tidas como uma zona de investigação científica muito pouco explorada, provavelmente devido ao seu difícil acesso no coração do Cerrado (PADOVESI-FONSECA, 2005).

A larga presença de zonas úmidas no cerrado, como as veredas, é um fator único que propicia uma maior interação entre os meios aquático e terrestre (PADOVESI-FONSECA, 2005; VILELA; FERREIRA; DEL-CLARO, 2016). As veredas, assim como os riachos, possuem uma variação longitudinal de habitats disponíveis. Em áreas bem drenadas e mais altas a cobertura vegetal tende a ser composta por gramíneas, alguns arbustos e pequenas árvores, enquanto em áreas mais baixas, com uma maior saturação do solo por água, a vegetação tende a ser composta predominantemente por gramíneas (PADOVESI-FONSECA, 2005). Especificamente em veredas é comum a presença de plantas de charcos, como gramíneas, ciperáceas e pteridófitas, além da presença das palmeiras buriti (*Mauritia flexuosa*), características dessa fisionomia. (ARAÚJO et al., 2002; BISPO; SILVA; TORRADO, 2011; BOAVENTURA, 2007). A importância das veredas como suporte à fauna tem sido subestimada devido aos poucos estudos já realizados e/ou publicados sobre esse bioma. Geralmente são relatadas como de grande importância para local de pouso, alimentação e nidificação da avifauna, assim como fonte de água e alimento para a fauna terrestre (ITO et al., 2013; MATOS et al., 2014; PADOVESI-FONSECA, 2005; RECODER; NOGUEIRA, 2007). Porém, os estudos sobre a fauna aquática são escassos, sendo peixes um grupo ainda pouco estudado nesses ambientes (PADOVESI-FONSECA, 2005). Das 2.587 espécies de peixes encontradas para todo o Brasil (BUCKUP; NAÉRCIO; MIRIAM, 2007), cerca de 500 podem ser encontradas no Cerrado (DE SÁ; FENERICH-VERANI; FRAGOSO, 2003). Estimativas levam em conta que entre 30% e 40% da biota de peixes de água doce ainda é desconhecida no Brasil, o que pode elevar o número de espécies de peixes encontradas para o

cerrado próximo à 1.000 espécies, representando 1/3 do total de peixes estimados para a América do Sul (DE SÁ; FENERICH-VERANI; FRAGOSO, 2003; PADOVESI-FONSECA, 2005). Esses dados demonstram a incrível lacuna no conhecimento da biota aquática no Cerrado, principalmente para veredas, onde espécies podem estar se extinguindo sem que conheçamos seus verdadeiros papéis nesses sistemas.

Assim sendo, uma das maiores dificuldades da conservação da biota aquática no Cerrado está relacionada ao pouco estudo feito e a quantidade de organismos distintos que ele suporta (PADOVESI-FONSECA, 2005). As veredas são ambientes protegidos por lei (BRASIL, 1986, 2012), porém seu critério de proteção é baseado apenas nas características florísticas, não considerando impactos ou empreendimentos que possam afetar somente o lençol d'água. O fato das áreas de preservação ambiental raramente terem seu foco no ambiente aquático pode ser reflexo de uma visão de que proteger os ambientes terrestres automaticamente protege os ambientes aquáticos (AGOSTINHO; GOMES, 2005).

Sendo assim, para que as políticas de preservação atinjam os ambientes aquáticos é necessário que o foco inclua também os organismos aquáticos e não apenas os terrestres. Porém, são necessários estudos sobre o funcionamento desses ambientes para poder identificar que mudanças refletem distúrbios nesses sistemas (AGOSTINHO; GOMES, 2005; SCHNEIDER et al., 2011). Mendonça et al. (2005) argumentam que a diversidade que uma reserva pode manter depende do seu tamanho e de outras características. Porém, a eficiência da reserva irá depender principalmente do *pool* regional e local de espécies que ela está abrigando (KOLEFF; GASTON, 2002). Nesse sentido é vago determinar a importância da vereda como refúgio da vida aquática levando em conta o nulo conhecimento que temos sobre esse sistema.

Peixes é um grupo de topo dentro da cadeia trófica aquática, principalmente em ambientes de nascente e riachos. É um bom grupo para o estudo da saúde e organização do ambiente, devido seu tempo de vida, esforço de captura (fácil quando comparado a outros grupos de vertebrados) e capacidade de acompanhamento das populações da maioria das espécies (ARAÚJO, 1998a, 1998b). Considerando o alto potencial de endemismo no Cerrado e as grandes ameaças que sofre a ictiofauna, assim como as demais faunas aquáticas, é imprescindível a ampliação do conhecimento da biota aquática nesse bioma, em especial nos ambientes de cabeceira (PADOVESI-FONSECA, 2005).

Assim, o presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de propiciar um primeiro olhar sobre a composição e distribuição da assembleia de peixes dentro de uma vereda. Buscamos investigar se há variação longitudinal na composição da assembleia de acordo com a variedade de habitats disponíveis e se a sazonalidade é um fator que influencia essa composição em uma escala temporal. Utilizamos para isso uma vereda preservada, dentro de uma área de proteção na região da cidade de Uberlândia/Minas Gerais, realizando coletas ao longo das duas principais estações do cerrado (seca/úmida) e nos meses de transição entre elas ao longo de três pontos de coleta estruturalmente distintos. Testamos a hipótese de que, como na maioria dos ambientes aquáticos, a variação no habitat explicará a maior parte da composição achada nas assembleias, porém a sazonalidade não irá interferir nessa composição, visto a característica de aporte d'água contínuo desse ambiente.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Estocagem. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**, p. 253–274, 2007.

- AGOSTINHO, A. A; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Algae**, v. 1, n. 1, p. 70–78, 2005.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; JIMENEZ, L. F.; OLIVEIRA, R. S. Relação entre a complexidade do habitat, número de espécies de peixes e ordem dos riachos nas cabeceiras do rio Urubú. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 127–135, 1999.
- ARAÚJO, F. G. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 41, n. 3, p. 370–378, 1998a. <https://doi.org/10.1590/S1516-89131998000300016>
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547–558, 1998b. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>
- ARAÚJO, G. M. et al. Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 4, p. 475–493, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042002012000012>
- BISPO, F. H. A.; SILVA, A. C.; TORRADO, P. V. Solos em topossequência de veredas das chapadas do Alto Vale do Jequitinhonha, MG: I - caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1069–1080, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400001>
- BOAVENTURA, R. S. **Vereda berço das águas**. Belo Horizonte: Ecodinâmica, 2007.
- BORGES, P. P. et al. Tendências e lacunas da literatura científica sobre o bioma Cerrado: Uma análise cienciométrica. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, n. 1, p. 2–8, 2015.
- BRASIL. Lei nº 9.375, de 12 de dezembro de 1986. **Minas Gerais**, 1986.

BRASIL. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. 2012.

CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams?

Ecology of Freshwater Fish, v. 24, n. 2, p. 317–328, 1 abr. 2015.

<https://doi.org/10.1111/eff.12152>

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1–14, 2002.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032002000200012>

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 75–83, 2005.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000100009>

CASATTI, L.; DE FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273–283, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>

DE SÁ, M. D. F. P.; FENERICH-VERANI, N.; FRAGOSO, E. N. Peixes do Cerrado em Perigo. **Ciência Hoje**, v. 34, p. 68–71, 2003.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 470–497, 2009.

<https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.05>

EITEN, G. Brazilian “Savannas”. In: HUNTLEY, B.; WALKER, B. (Eds.). . **Ecological Studies**. Ecology of ed. Berlin- Heidelberg: Springer, 1982. p. 25–47. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-](https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_3)

[68786-0_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_3)

- FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 143–151, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200018>
- FERREIRA, C. DE P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642–651, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300006>
- GJELLAND, K.; BØHN, T.; AMUNDSEN, P. A. Is coexistence mediated by microhabitat segregation? An in-depth exploration of a fish invasion. **Journal of Fish Biology**, v. 71, n. SUPPL. D, p. 196–209, 2007.
- GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993–1009, set. 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- HEPP, L. U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 407–413, jun. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000200012>
- HERNANDEZ, P. A. et al. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**, v. 29, n. 5, p. 773–785, 1 out. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>
- HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 324–338, fev. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>

ITO, H. et al. Fogo em Veredas: Avaliação de Impactos sobre Comunidades de Odonata (Insecta). **Biodiversidade Brasileira**, v. 0, n. 2, p. 128–145, 2013.

JUNGER, W.; ANTONIO, P. **mtsdi: Multivariate time series data imputation**R packpage, , 2012. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=mtsdi>>

KINDT, R.; COE, R. **Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies**. Nairobi (Kenya): World Agroforestry Centre (ICRAF), 2005.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J. The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. **Global Ecology and Biogeography**, v. 11, n. 5, p. 363–375, 1 set. 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00302.x>

LEIGH, C. Dry-season changes in macroinvertebrate assemblages of highly seasonal rivers: responses to low flow, no flow and antecedent hydrology. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 95–112, 23 fev. 2013. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1347-y>

LEITÃO, R. P.; CARAMASCHI, É. P.; ZUANON, J. Following food clouds: feeding association between a minute loricariid and a characidiin species in an Atlantic Forest stream, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 307–310, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300011>

LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n. 2, p. 273–285, 1998.

MAGALHÃES, M. F. et al. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 8, p. 1494–1510, 1 ago. 2007.

MANNA, L. R.; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Effect of body size on microhabitat

preferences in stream-dwelling fishes. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, n. 2, p. 193–202, 2017. <https://doi.org/10.1111/jai.13320>

MATOS, F. DOS S. et al. Variação biométrica de diásporos de buriti (*Mauritia flexuosa* L.f. – Arecaceae) em veredas em diferentes estágios de conservação. **Ciencia Florestal**, v. 24, n. 4, p. 833–842, 2014.

MATTOX, G. M. T.; IGLESIAS, J. M. P. Ichthyofauna of Rio Jurubatuba, Santos, São Paulo: a high diversity refuge in impacted lands. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 107–114, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000100010>

MELO, T. L.; TEJERINA-GARRO, F. L.; MELO, C. E. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 657–665, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000300017>

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. **Copeia**, v. 2005, n. 4, p. 751–764, 2005. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2)

MOLINERO, J.; POZO, J. Balances de hojarasca en dos arroyos forestados: Impacto de las plantaciones de eucalipto en el funcionamiento ecológico de un sistema lótico. **Limnetica**, v. 22, n. 3–4, p. 63–70, 2003.

MONACO, I. D. A.; SÚAREZ, Y. R.; LIMA-JUNIOR, S. E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 36, n. 2, p. 181, 2014. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v36i2.21394>

MOTTA, R. L.; UIEDA, V. S. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a

tropical stream. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 64, n. 4, p. 809–17, 2004.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**, 2007. Disponível em:

<<https://cran.r-project.org/package=vegan>>

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). . **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: [s.n.]. p. 91–120.

PADOVESI-FONSECA, C. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do cerrado. In: **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 415–429.

PANDER, J.; MUELLER, M.; GEIST, J. Habitat diversity and connectivity govern the conservation value of restored aquatic floodplain habitats. **Biological Conservation**, v. 217, p. 1–10, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.024>

PERES-NETO, P. R. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. **Oecologia**, v. 140, n. 2, p. 352–360, 8 jul. 2004. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1578-3>

PINESE, O. P.; PINESE, J. F.; CLARO, K. DEL. Structure and biodiversity of zooplankton communities in freshwater habitats of a Vereda Wetland Region, Minas Gerais, Brazil Estrutura e biodiversidade de comunidades zooplantônicas em habitats de água doce de uma Região de Vereda, Minas Gerais, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 3, p. 275–288, 2015. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0415>

RAMOS, M. V. V. et al. Veredas do triângulo mineiro: solos, água e uso. **Ciência e**

- Agrotecnologia**, v. 30, n. 2, p. 283–293, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542006000200014>
- RECODER, R.; NOGUEIRA, C. Composição e diversidade de répteis Squamata na região sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Brasil Central. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 267–278, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300029>
- ROBERTS, J. H.; ANGERMEIER, P. L. Spatiotemporal variability of stream habitat and movement of three species of fish. **Oecologia**, v. 151, n. 3, p. 417–430, 2 mar. 2007. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0598-6>
- RONDON, Y.; PETRERE, M. Organização das da s assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi , Estado do Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 2, p. 161–167, 26 mar. 2005.
- SAMPAIO, W. M. S. et al. Ichthyofauna, Uberabinha river (upper Paranaíba river basin), Mineiro triangle region, Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 6, p. 1085–1088, 2012. <https://doi.org/10.15560/8.6.1085>
- SCHNEIDER, M. Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 579–592, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011005000030>
- SKIDMORE, B. N. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. **Ecography**, v. 37, p. 191–203, 2014. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- SOUTO, R. DE M. G. et al. Influence of environmental factors on benthic macroinvertebrate communities of urban streams in Vereda habitats, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3, p. 293–306, 2011.

STRAND, S. Following Behavior: Interspecific Foraging Associations among Gulf of California Reef Fishes. **Copeia**, v. 1988, n. 2, p. 351, 18 maio 1988. <https://doi.org/10.2307/1445875>

TANG, D. et al. Spatial, seasonal and species variations of harmful algal blooms in the South Yellow Sea and East China Sea. **Hydrobiologia**, v. 568, n. 1, p. 245–253, 28 set. 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0108-1>

TAYLOR, C. M. Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. **Oecologia**, v. 110, n. 4, p. 560–566, 21 maio 1997. <https://doi.org/10.1007/s004420050196>

TEAM, R. D. C. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2016. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

TERESA, F. B.; CARVALHO, F. R. Scientific Note Feeding association between benthic and nektonic Neotropical stream fishes. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 1, p. 109–111, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000100013>

TERRA, B. DE F.; HUGHES, R. M.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 25, n. 4, p. 527–544, 2016. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>

THOMAS, S. M. et al. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, v. 68, n. 2, p. 135–151, abr. 2004. <https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000025734.66083.b7>

UIEDA, V.; CARVALHO, E. Experimental manipulation of leaf litter colonization by aquatic

invertebrates in a third order tropical stream. **Braz. J. Biol**, v. 75, n. 2, p. 405–413, 2015.

<https://doi.org/10.1590/1519-6984.15013>

VILELA, D. S.; FERREIRA, R. G.; DEL-CLARO, K. The odonata community of a brazilian vereda: Seasonal patterns, species diversity and rarity in a palm swamp environment. **Bioscience Journal**, v. 32, n. 2, p. 486–495, abr. 2016. <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n2a2016-30491>

WANTZEN, K. M. et al. **Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: Impact assessment and conservation scheme** *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, nov. 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.807>>. Acesso em: 24 nov. 2017

WARNES, G. R. et al. **gplots: Various R Programming Tools for Plotting Data**, 2016. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=gplots>>

WOOD, J. L. A. et al. Relationship of habitat variability to population size in a stream fish. **Ecological Applications**, v. 24, n. 5, p. 1085–1100, 1 jul. 2014. <https://doi.org/10.1890/13-1647.1>

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259–270, 10 mar. 2014. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>

INTRODUÇÃO

Padrões que moldam as comunidades são o ponto inicial para se investigar os mecanismos que determinam a distribuição de espécies (MATTOX; IGLESIAS, 2010; PERES-NETO, 2004; ROBERTS; ANGERMEIER, 2007). Vários fatores podem contribuir para a distribuição de espécies, tanto em escala local quanto em escala regional (HOEINGHAUS; WINEMILLER; BIRNBAUM, 2007; MENDONÇA; MAGNUSSON; ZUANON, 2005). Para peixes, a caracterização de suas comunidades auxilia na compreensão de como esses organismos se organizam nessas diferentes escalas (HOEINGHAUS; WINEMILLER; BIRNBAUM, 2007; KOLEFF; GASTON, 2002). Sendo esta caracterização importante para a conservação dos sistemas aquáticos (TERRA; HUGHES; ARAÚJO, 2016), visto sua íntima relação e rápidas respostas às mudanças nesses ambientes (MELO; TEJERINA-GARRO; MELO, 2007).

A composição de espécies de peixes muda com o tempo e com as características locais, principalmente sob os fatores abióticos do ambiente relacionados com as capacidades individuais de cada espécie (PERES-NETO, 2004; TAYLOR, 1997). Essas mudanças são mais acentuadas em ambientes aquáticos continentais, onde a ictiofauna é afetada pela sazonalidade (CASATTI, 2005; JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989), alterações locais nos fatores físico-químicos da água (THOMAS et al., 2004), velocidade e profundidade da correnteza (PERES-NETO, 2004), tipo de substrato no leito (CASATTI, 2002) e vegetação no leito e nas margens (LUIZ; AGOSTINHO; HAHN, 1998; MAGALHÃES et al., 2007).

As variações sazonais, como o volume de chuva, também podem alterar esses habitats aumentando ou diminuindo o carreamento, mudando o leito de um rio, sua disponibilidade de recursos e conexão com corpos d'água adjacentes (MELO; TEJERINA-GARRO; MELO, 2007). Em sistemas com planícies periodicamente inundadas, o bioprocessamento que ocorre de toda a

matéria trazida durante os pulsos alimenta toda uma cadeia trófica, ocasionando alta produção primária e secundária (RESENDE, 2008). Os nutrientes provenientes dessa matéria alcançada durante os períodos de cheia possuem um papel importante para a regulação e permanência desses sistemas em sua parte biótica, sendo de maior importância do que os nutrientes trazidos pela parte superior do curso, devido sua diversidade e quantidade (JUNK, 1980, 2001; RESENDE, 2008). Essa mudança sazonal no aporte de nutrientes também é responsável pela mudança nas interações entre as espécies, afetando seu nicho trófico e a relação entre predadores de topo e consumidores dentro do sistema aquático, modificando a composição das assembleias de peixes (POOL et al., 2017).

Entretanto, a sazonalidade não atua de forma unânime sobre os sistemas aquáticos. Estudos tem encontrado uma baixa variação, tanto na dieta quanto na composição de assembleias, em alguns riachos de cabeceira e mata de galeria (ESTEVES; LOBO; FARIA, 2008; ESTEVES; LOBÓN-CERVÍÁ, 2001; ROCHA; CASATTI; PEREIRA, 2009). Rocha et al. (2009) Argumenta que os peixes desses ambientes são em sua maioria detritívoros, o que pode explicar a baixa influência das inundações e seu aporte de nutrientes diversos sobre a comunidade de peixes. Esse cenário sugere um ambiente estável, com poucas guildas alimentares e espécies adaptadas a consumir o recurso mais abundante do ambiente, independente da estação (ESTEVES; LOBO; FARIA, 2008).

Dessa forma, além das possíveis mudanças provocadas pela sazonalidade, as comunidades de peixes podem responder também às mudanças estruturais do sistema aquático, que podem ocorrer ao longo de um mesmo corpo d'água (e.g. vegetação, correnteza, luminosidade e outros fatores), gerando padrões em mosaico e aumentando a variedade de habitats existentes (LUIZ; AGOSTINHO; HAHN, 1998; SCHNEIDER et al., 2011). A maior variação de habitats pode

aumentar a chance de coexistência entre as espécies, podendo também aumentar a riqueza local de um ambiente (GJELLAND; BØHN; AMUNDSEN, 2007; PANDER; MUELLER; GEIST, 2018). Porém, apesar de todos esses fatores serem tidos como importantes na determinação das assembleias de peixes, pouco dessas relações foi investigado para o sistema de veredas, uma das fisionomias mais distintas do bioma Cerrado (RAFÂNIA-ALMEIDA, 2016).

Entretanto, apesar de já haver um consenso sobre a importância das veredas, muito pouco se sabe sobre sua biota aquática (PADOVESI-FONSECA, 2005). Segundo Borges et al. (2015), peixes é o grupo menos estudado em todo o bioma cerrado, correspondendo apenas a 0,6% dos trabalhos publicados até 2012. Isso revela a grande lacuna no conhecimento da fauna aquática de uma das maiores redes hidrográficas do país. O cenário do conhecimento científico sobre a fauna aquática no Cerrado e nas veredas é agravado quando levamos em conta a rápida expansão urbana e agrícola, que tem posto em risco as poucas áreas remanescentes desse bioma (BOAVENTURA, 2007; DINIZ-FILHO et al., 2009). No entanto, apesar de já existirem medidas e leis que visem a proteção das veredas (BRASIL, 2012), considera-se ainda um desafio estudá-las, pois muitas estão em áreas afastadas e de difícil acesso (MATOS et al., 2014).

A maior parte do conhecimento sobre peixes continentais está contida em lagos, riachos e represas, sem garantias de que esses saberes possam ser extrapoláveis para veredas (PADOVESI-FONSECA, 2005). A cobertura ripária, cobertura marginal, tipo de sedimento e aporte de água são diferentes (BISPO; SILVA; TORRADO, 2011), o que requer diferentes adaptações dos organismos aquáticos entre esses ambientes. Esse estudo busca investigar quais variáveis melhor explicam a distribuição de peixes de veredas em pequenas escalas. Para isso selecionamos uma vereda do município de Uberlândia, MG, Brasil, inserida em uma área de proteção ambiental, visto que ambientes naturais melhor representam os padrões reais das comunidades

(AGOSTINHO; GOMES, 2005). Partindo da premissa de que veredas são ambientes de nascente, suportando poucas espécies, testaremos a hipótese que as assembleias de peixes dentro da vereda estudada (i) não irão responder significativamente a mudanças sazonais, sendo o (ii) micro-habitat mais importante para a distribuição e permanência das espécies encontradas.

MÉTODOS

Veredas

A vereda é um afloramento do lençol freático, permeado por palmeiras *Mauritia flexuosa* (buriti), distribuídos em toda a rede hídrica do bioma (ARAÚJO et al., 2002; BOAVENTURA, 2007). Veredas possuem o solo do tipo hidromórfico, preto e arenoso, constantemente encharcado, rico em matéria orgânica e muito sensível à erosão (WANTZEN et al., 2006). Possuem um característico aumento sazonal do lençol freático, com os maiores volumes e maior afloramento na estação chuvosa (EITEN, 1982). As veredas são largamente distribuídas por todo o Cerrado (SOUTO et al., 2011), principalmente nas regiões do Alto Paranaíba, Triângulo Mineiro, Alto São Francisco e Paracatu (BISPO; SILVA; TORRADO, 2011).



FIGURA 1: Panorama frontal de uma vereda, mostrando sua inserção no meio do Cerrado sentido restrito. Ilustração da mudança vegetal.

A flora da vereda é composta por uma vegetação herbácea, principalmente formada por gramíneas, Cyperaceae e Eriocaulaceae (ARAÚJO et al., 2002; PADOVESI-FONSECA, 2005), ocorrendo também pteridófitas nas zonas mais encharcadas (PADOVESI-FONSECA, 2005). Veredas desempenham um importante papel no equilíbrio ecológico do Cerrado, protegendo nascentes, fornecendo água e servindo de refúgio, abrigo e local de nidificação para aves e outros animais (ARAÚJO et al., 2002; PADOVESI-FONSECA, 2005).

Local de Estudo

O estudo de campo foi feito em um ambiente de vereda protegido, localizado dentro da RPPN do Clube Caça e Pesca Itororó de Uberlândia (18°59'S, 48°17'W) em Uberlândia, MG, Brasil. A vereda possui em torno de 5km de comprimento, localizada no centro de toda a reserva (fig. 2). Nela passa o córrego Cabeceira do Lageado, que desagua no rio Uberabinha, responsável pelo abastecimento da cidade e pertencente à microbacia do rio Araguari, na bacia do Alto Paraná.

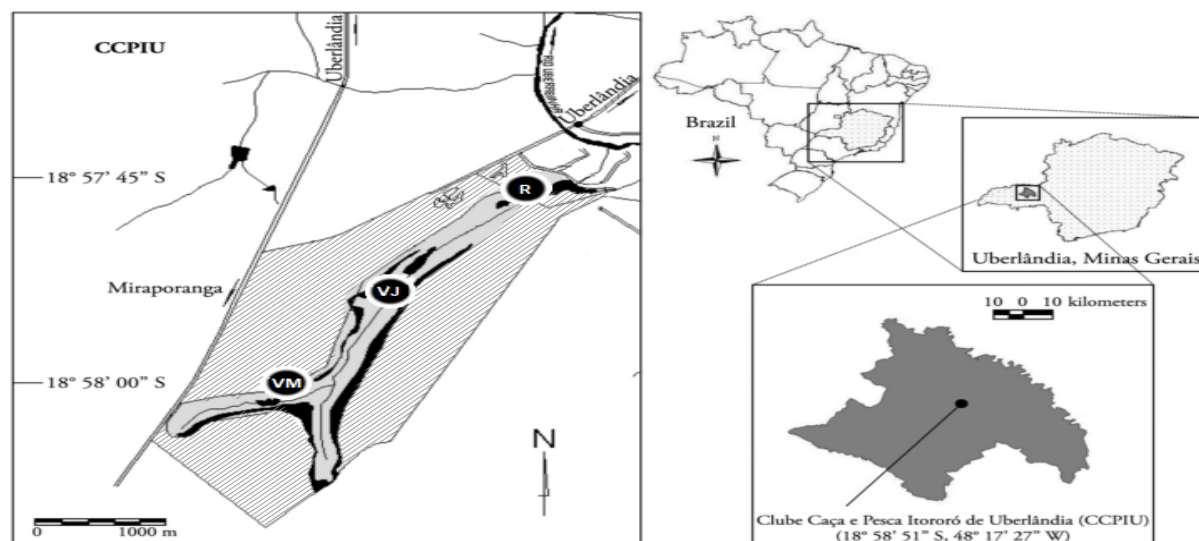


FIGURA 2: Mapa da área de estudo com pontuação dos pontos de coleta: V - Vereda Montante; VJ - Vereda Jusante; R - Riacho. A seta preta indica a direção do fluxo da água. Figura adaptada de Pinese et al. 2015.

A vegetação do entorno é predominantemente de cerrado senso restrito (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002). O clima regional é do tipo tropical de savana (Aw), de acordo com a classificação de Köppen, com duas estações bem definidas, uma seca (abril a setembro) e outra chuvosa (outubro a março).

Caracterização dos pontos de Coleta

A vereda foi particionada em três pontos de coleta (fig.): VM (vereda montante- fig.3a), que corresponde a porção inicial da vereda, com uma área alagada larga e brejosa, onde a vegetação predominante é de gramíneas que brotam meio ao corpo d'água, sem nenhum leito ou canal de escoamento definido; VJ (vereda jusante- fig.3b), ponto ao meio da vereda, cerca de 2,5km do início da vereda, onde já há um canal de escoamento definido, com arbustos e grande presença da palmeira buriti, além de solo brejoso e, por último, R (riacho – fig.3c), pertencente a porção final da vereda, onde o solo é mais firme e pouco encharcado, com canal definido e avanço da vegetação do cerrado próximo ao corpo d'água.

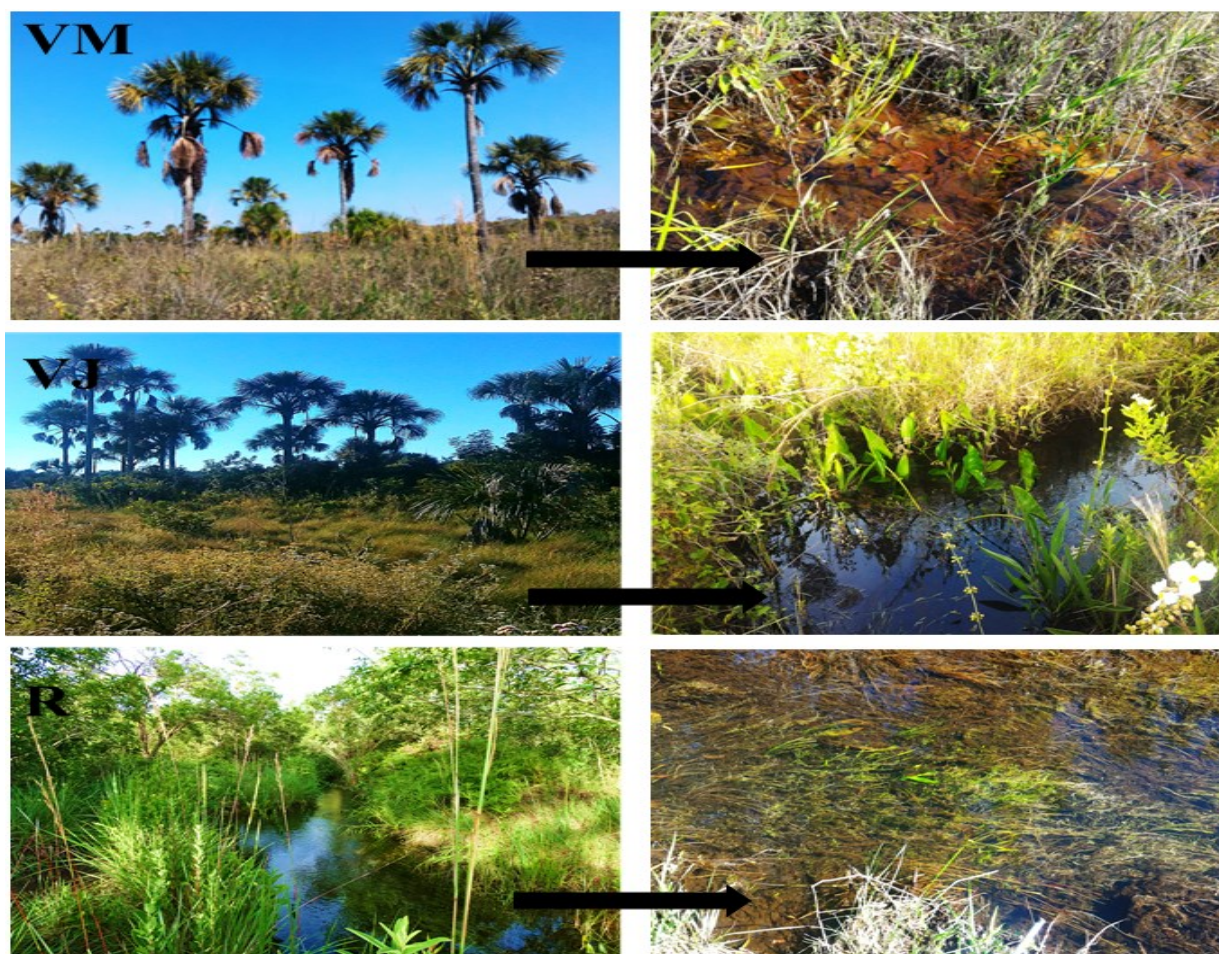


FIGURA 3: Pontos de coleta. VM: Vereda Montante, corresponde à porção inicial da vereda, com grande alagamento e presença de vegetação herbácea dentro do corpo d'água, além da única espécie arborea, a palmeira buriti; VJ: Vereda Jusante, corresponde à porção média da vereda, com solo alagado mas canal de escoamento delimitado e diversas plantas aquáticas, incluindo *Pontederia* sp. R: Riacho, corresponde à porção final da vereda antes de tributar no rio Uberabinha. Possui um canal formado, com margens delimitadas, solo lodoso-arenoso plantas aquáticas, principalmente *Ergia* sp. e *Hetherantera* sp.

Esses três pontos de coleta foram definidos pois representam diferentes estágios sucessionais da vegetação e relevo da vereda. O primeiro estado representa uma vereda primária ou inicial. O segundo representa fitofisionomicamente a vereda clímax, ou auge, correspondendo ao corpo da vereda, que ocorre em maior extensão e, por fim, o terceiro representa um estágio sucessional transitório entre uma vereda e um riacho de Cerrado, onde a vegetação característica

de vereda começa a dar lugar à uma vegetação próxima à mata de galeria, com o avanço do cerradão.

Coleta de Dados

As coletas aconteceram entre os anos de 2016 e 2017 em três períodos definidos de acordo com a estação: Transição, Úmida e Seca. “Transição” corresponde ao fim da seca e início das chuvas no ano de 2016 ocorrendo entre setembro e outubro e ao mês de abril de 2017. Úmida corresponde a estação chuvosa, janeiro, fevereiro e março. Por fim, estação Seca correspondendo à maio e julho de 2017, respectivamente, meses de pouca pluviosidade.

Foi usada uma rede de mão do tipo puçá (fig.4a), com entrenós de 5mm e aro de 60 cm como apetrecho de captura. Outros tipos de rede e peneira foram testados, porém devido a grande presença de plantas aquáticas, algas e solo movediço, o puçá foi o apetrecho que melhor conseguiu amostrar os organismos em um teste piloto. Foram realizados lances de puçá contínuos em ambas as margens de cada um dos pontos amostrados, com o esforço de uma pessoa por uma hora em um trecho de aproximadamente 20 metros de comprimento. As coletas aconteceram no período da manhã, entre 8:00h e 10:30h. Todo o material coletado foi armazenado em sacos plásticos, etiquetado e levado ao Laboratório de Ecologia Comportamental e de Interações (LECI) da Universidade Federal de Uberlândia para triagem.

Os peixes coletados foram fixados por uma semana em formol 10%, em seguida conservados em álcool 70%. Os indivíduos foram quantificados e identificados de acordo com a literatura e a ajuda de especialistas (BAUMGARTNER et al., 2012; CARMO; TRIQUES, 2016; COSTA, E M, 1989; COSTA, WILSON J. E. M., 2005; FAGUNDES et al., 2015; LUCINDA,

2008). Os espécimes tipo foram enviados ao Setor de Ictiologia do Museu Nacional para tombamento sob a seguinte identificação: Minas Gerais, Uberlandia, Alto Parana, RPPN Clube Caca e Pesca Itororo de Uberlandia, Vereda. Sub-drenagem Alto Paranaíba. D.S.Queiroga Ponto CPR2. 18°58'56"S 48°17'39"W. 13/x/2016, MNRJ 48931, *Astyanax paranae*, Det: S.A.Santos, MNRJ 48932, *Trichomycterus pauciradiatus*, Det: S.A.Santos, MNRJ 48933, *Aspidoras fuscoguttatus*, Det: M.R.Britto, MNRJ 48934, *Australoheros* sp. Os demais espécimes coletados foram armazenados na coleção ictiológica do LECL.

As variáveis abióticas como temperatura (°C), pH, turbidez (NTU), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (mg/l) foram obtidas a cada coleta usando uma sonda multiparamétrica Horiba U-50 (fig.4b). Foram medidas a largura e profundidade trez vezes em cada coleta e ponto (VM, VJ e R) e tomada a média por ponto de coleta para avaliar a mudança na área do corpo d'água entre as estações e os pontos amostrais.



FIGURA 4: Demonstração dos procedimentos de coleta. A) Coleta dos peixes utilizando rede de mão do tipo puçá (ponto: VM). B) Medição dos parâmetros físico-químicos da água utilizando uma sonda multiparamétrica (ponto: R).

Análises estatísticas

Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico do programa R versão 3.3.2 (TEAM, 2016). Utilizando a função *specaccum* o pacote “vegan”(OKSANEN et al., 2007) foi elaborada uma curva de acumulação de espécies (total da vereda e por ponto de amostragem) com o objetivo de averiguar se os locais haviam sido suficientemente amostrados. Utilizando o pacote “vegan” e o pacote “mtdi” (JUNGER; ANTONIO, 2012), foi feita uma Análise dos Componentes Principais (ACP) para determinar quais das variáveis abióticas e estruturais seriam utilizadas nas análises subsequentes. Os três primeiros eixos foram mantidos (PC3 cumulativo = 74%) sem que nenhum das variáveis fossem descartadas

Foram calculados estimadores da diversidade de espécies Jackknife e bootstrap através dos pacotes “vegan” e “BiodiversityR” (KINDT; COE, 2005) para estimar a diversidade esperada total do ambiente. A mudança nas variáveis ambientais entre os pontos foi investigada usando o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis separadamente para cada variável abiótica devido a não normalidade e homogeneidade dos dados. Para verificar mudanças nas comunidades foi realizada uma Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) para dois fatores, entre os pontos amostrais e as estações, utilizando os pacotes “vegan” e “usdm” (SKIDMORE et al., 2014). Análises *à posteriori* foram feitas através da função “pairwise.adonis”. Uma Análise de Redundância (Redundancy analysis, RDA) foi feita utilizando o pacote “vegan”, para verificar quais variáveis ambientais melhor correspondem à abundância e presença das espécies. A significância dos eixos da RDA foi testada através de uma ANOVA. Através dos pacotes “gplots” (WARNES et al., 2016) e “vegan” foi elaborado um heatmap para verificar a dissimilaridade, usando o método de Bray-Curtis, buscando observar as semelhanças na composição entre os pontos amostrais e as espécies.

RESULTADOS

Ao total foram capturados 1.525 indivíduos, de sete espécies de peixes (tab.1), pertencentes a sete famílias, englobadas em quatro ordens. A espécie mais abundante foi *Phalloceros harpagos* (90,03%) e a espécie mais rara *Trichomycterus pauciradiatus*, com apenas cinco indivíduos coletados.

TABELA 1: Espécies de peixes e abundância coletadas na vereda por ponto amostral e estação.

ORDEM	Estações / Pontos de coleta								
Família	Seca			Transição			Úmida		
Espécie	V.M	V.J	V.R	V.M	V.J	V.R	V.M	V.J	V.R
CYPRINODONTIFORMES									
Poeciliidae									
<i>Phalloceros harpagos</i>	87	82	167	167	64	277	167	156	106
Rivulidae									
<i>Rivulus giarettai</i>	28			22		20	31	1	2
SILURIFORMES									
Callichthyidae									
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>			6			3			2
Trichomycteridae									
<i>Trichomycterus pauciradiatus</i>			1			2			2
CHARACIFORMES									
Characidae									
<i>Astyanax aff. paranae</i>			1		3	1		2	
Erythrinidae									
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>			2					1	
PERCIFORMES									
Cichlidae									
<i>Australoheros sp.</i>		1	3		2	13			3

A curva de acumulação de espécies mostrou uma proximidade ao platô (fig.5), indicando que houve uma amostragem satisfatória das espécies coletadas quando olhamos para toda a

comunidade. Nas curvas por ponto amostral (fig.5) é possível observar o início de estabilização dos pontos R e VM, enquanto o ponto VC, que corresponde a parte mais à montante da vereda se estabilizou completamente, com apenas duas espécies de peixes encontradas: *P. harpagos* e *Rivulus giarettai*.

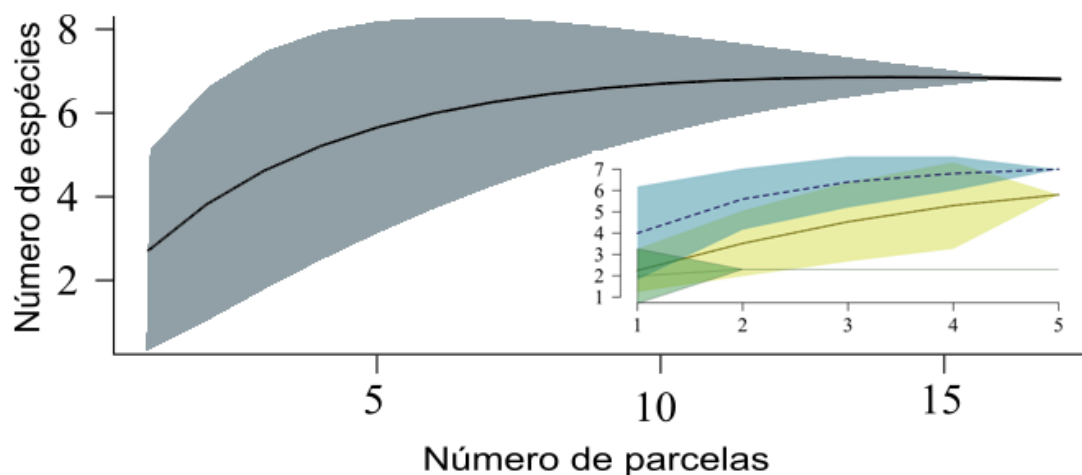


FIGURA 5: Curva de acumulação de espécies. A curva maior, em cinza, representa o número total de espécies encontradas pelo número total de parcelas amostradas. As curvas coloridas menores representam a relação entre espécies encontradas versus parcela agrupadas por ponto amostral: Verde: VC (Vereda Cima) ; Amarelo: VM (Vereda Meio); Azul: R (Rlacho)

Os índices de diversidade de Jackknife2 (15.19) e bootstrap (19.67) estimam uma riqueza esperada maior que o dobro da riqueza observada (7 espécies). Essas estimativas podem ter relação com a contínua inserção de espécies novas, porém raras, que apareceram em algum momento das coletas

A PERMANOVA não encontrou diferença entre a composição e abundância de espécies entre as estações coletadas ($F_{2,15} = 0.32$; $R^2 = 0.04$; $P = 0.92$), porém os pontos de coleta se mostraram diferentes ($F_{2,15} = 4.21$; $R^2 = 0.36$; $P < 0.01$), sendo a principal diferença encontrada entre os pontos VM e VJ. Esse resultado mostra que as comunidades aquáticas da vereda não são

afetadas pelas mudanças sazonais do ambiente e sim pelas diferenças estruturais de micro-habitat. VM e VJ compartilharam apenas uma espécie, *P. harpagos*, que esteve presente em abundância ao longo de todo o ambiente. O teste de Kruskal-Wallis apontou como variáveis que diferiram entre os pontos amostrais a condutividade, largura e profundidade do corpo d'água (fig.6), que podem ser as variáveis responsáveis pelas diferenças encontradas entre os pontos na PERMANOVA.

TABELA 2: Variáveis abióticas para cada ponto amostral e estação coletada.

Variáveis Ambientais	Estações / Pontos de coleta								
	Seca			Transição			Úmida		
	V.M	V.J	V.R	V.M	V.J	V.R	V.M	V.J	V.R
<i>Temperatura (°C)</i>	15.1 - 17.4	16.59 - 18.35	15.54 - 17.64	19.5 - 21	20.0 - 21.0	20.0 - 22.63	21.9 - 21.52	21.83 - 21.87	21.9 - 22.1
<i>pH</i>	4.9 - 5.51	4.24 - 5.83	4.48 - 5.74	5.25 - 5.58	5.25 - 5.66	5.25 - 5.65	5.01 - 5.16	5.12 - 5.3	5.08 - 5.97
<i>Condutividade (µS/cm)</i>	0.005 - 0.006	0.008 - 0.009	0.008	0.005 - 0.006	0.005 - 0.006	0.006	0.005 - 0.006	0.006 - 0.007	0.007
<i>Turbidez (NTU)</i>	8.3 - 8.9	10.3 - 11.2	9.4 - 10.1	10 - 10.8	9.5 - 10.9	11.07 - 15.4	11.3 - 13.3	10.3 - 15.7	10.4 - 12
<i>Oxigênio dissolvido (mg/l)</i>	7.34 - 12.07	11.04 - 11.48	9.67 - 10.02	8.02 - 8.89	7.58 - 8.89	7.04 - 8.89	8.88 - 9.22	7.54 - 10.04	7.28 - 10.22
<i>Largura média (cm)</i>	6300 - 6410	100 - 132	110 - 125	6150 - 6520	120 - 127	160 - 165	6760 - 6800	107 - 110	166 - 258
<i>Profundidade média (cm)</i>	78 - 80	71 - 85	70 - 73	70 - 91	80 - 95	65 - 90	77 - 85	140 - 167	65 - 76

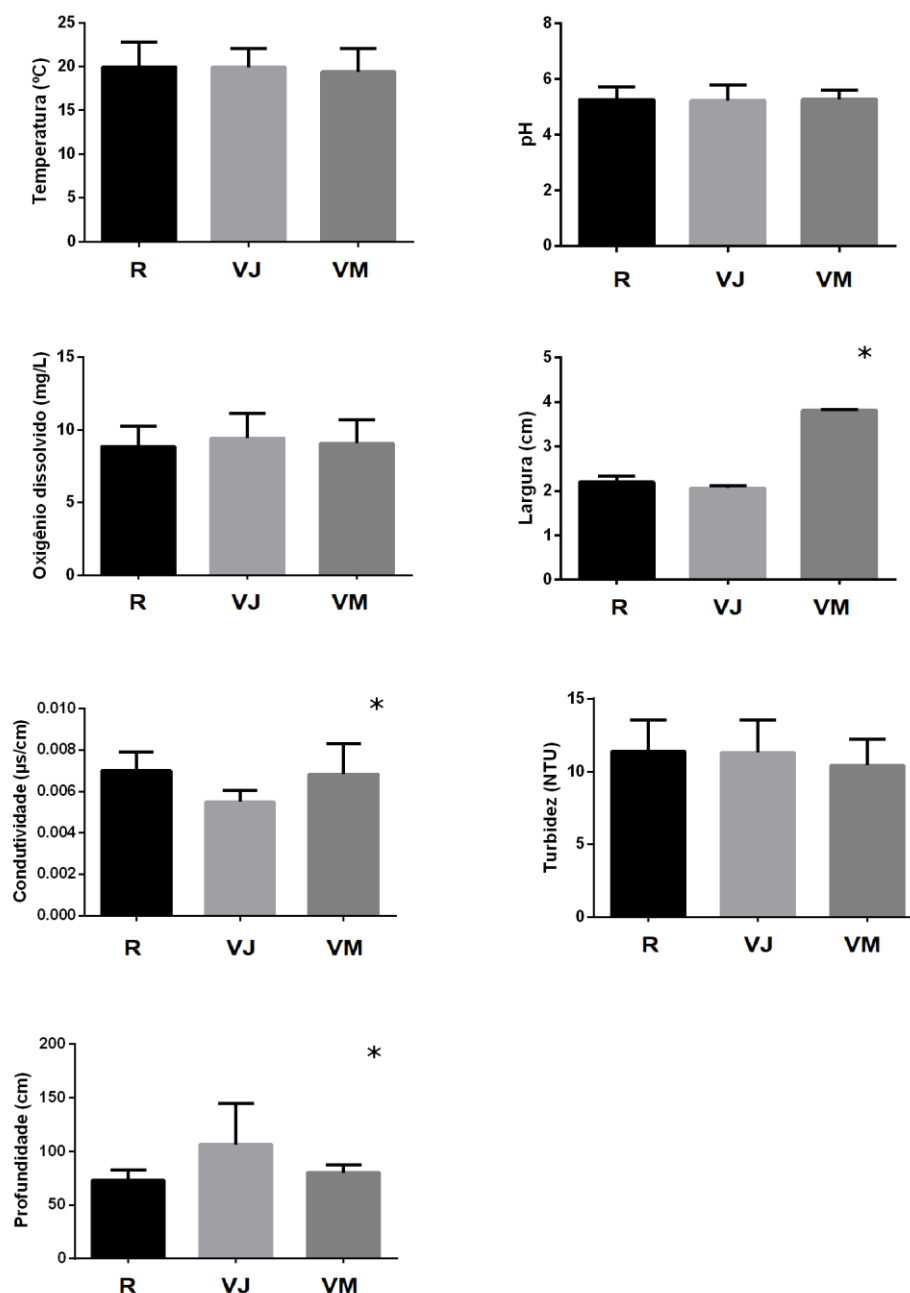


FIGURA 6: Parâmetros abióticos da vereda para cada ponto amostral. Barras representam a média com desvio padrão. Os dados de largura (cm) foram transformados em escala logarítmica para melhor visualização. Diferenças significativas foram representadas por “*” ($p < 0.005$).

A Análise de Redundância (RDA) encontrou apenas duas variáveis ambientais explicativas para o padrão de ocorrência das espécies: condutividade e largura do canal ($R^2 =$

35.5%), com o eixo 1 explicando 89.24% da distribuição (fig.7). Ambos foram os únicos fatores que variaram entre os locais, principalmente a largura do canal, que em VM chegou a 68m de área alagada na estação úmida.

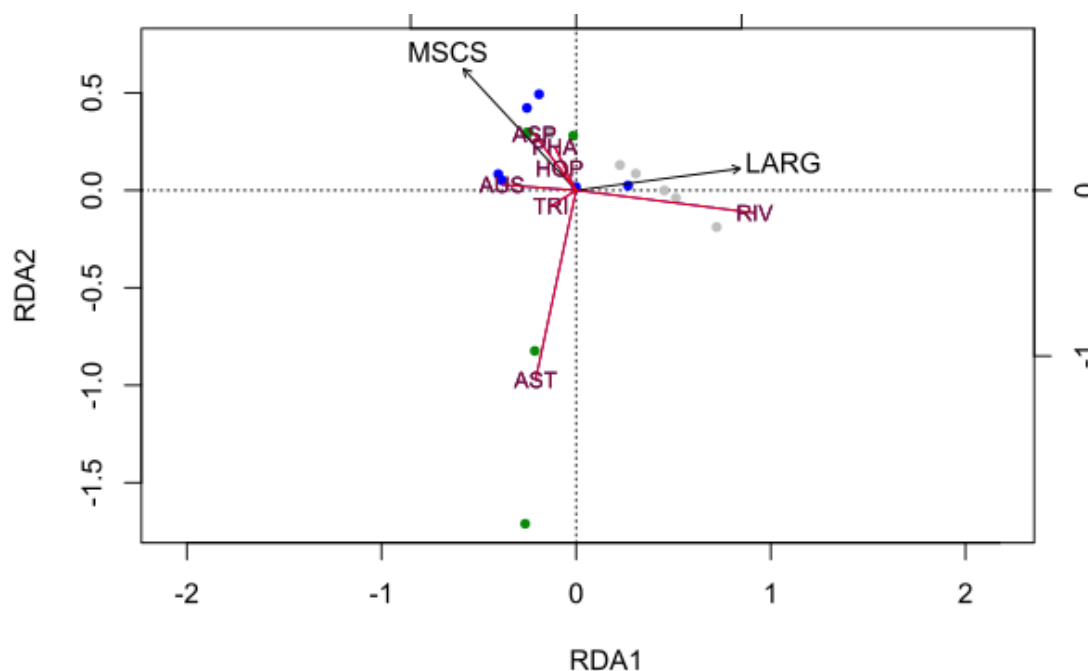


FIGURA 7: Análise de Redundância (RDA). Os pontos representam os locais de coleta: VM = cinza; VJ = verde; R = azul. As siglas em preto representam as variáveis ambientais selecionadas: MSCS = condutividade; LARG = largura. Em vermelho estão as espécies amostradas: HOP = *H. malabaricus*; AUS = *Australoheros* sp.; TRI = *T. pauciradiatus*; ASP = *A. fuscoguttatus*; AST = *A. paranae*; PHA = *P. harpagos*; RIV = *R. giarettai*.

O heatmap (fig.8) classificou VJ e R como ambientes mais semelhantes baseado na composição de espécies, e VM como grupo externo. Este agrupamento ocorreu devido a VM ter como única espécie compartilhada de forma marcante *P. harpagos*, já que *R. giarettai* apareceu ocasionalmente nos demais pontos. *Pallocerus. harpagos* e *R. giarettai*, pertencentes a mesma ordem, foram agrupados juntos, ocorrendo em densidade na VM e, muito provavelmente, por compartilharem hábitos semelhantes de vida. Em seguida *A. paranae* aparece como grupo

adjacente, seguido pelos dois siluriformes (*A. fuscogutattus* e *T. pauciradiatus*) que formam um clado próprio, assim como *H. malabaricus* e *Australoheros sp.*

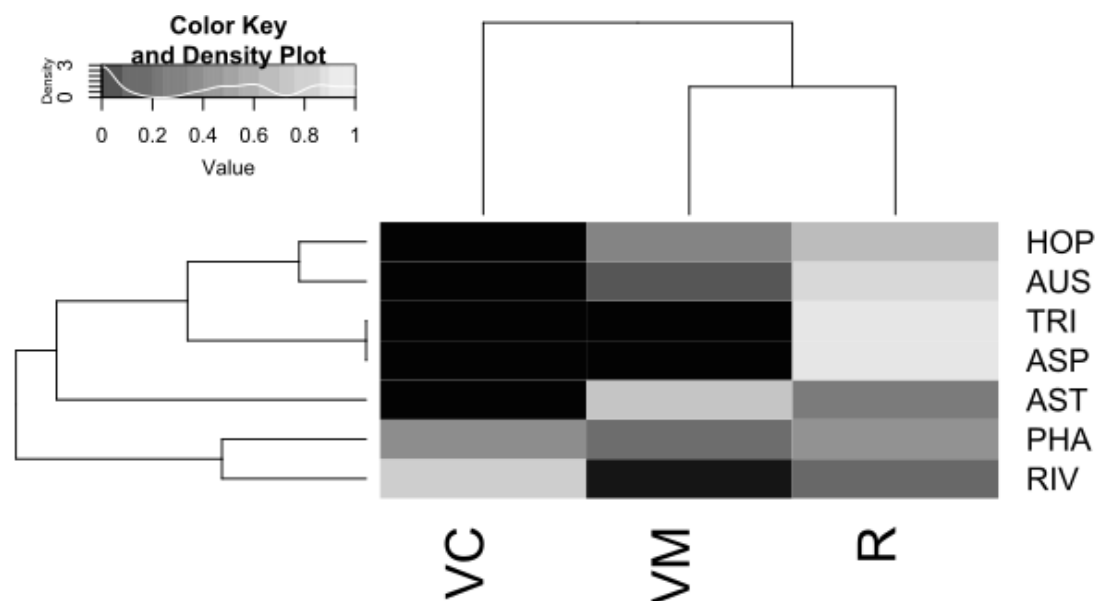


FIGURA 8: Heatmap entre os pontos de coleta e as ocorrências das espécies. Cores mais escuras representam maior dissimilaridade e cores mais claras maior similaridade. Pontos de coleta: VC = Vereda cima; VM = Vereda meio; R = Riacho. Espécies representadas: HOP = *H. malabaricus*; AUS = *Australoheros sp.*; TRI = *T. pauciradiatus*; ASP = *A. fuscogutattus*; AST = *A. paranae*; PHA = *P. harpagos*; RIV = *R. giarettai*.

DISCUSSÃO

A hipótese sobre a estabilidade das comunidades de peixes nas veredas ao longo das estações foi confirmada, sendo o fator do micro-habitat o determinante para a ocorrência das espécies. A dominância de *P. harpagos* em todos os pontos e estações reflete um claro

favorecimento das características do habitat a essa espécie. As veredas não apresentam o mesmo tipo de cobertura vegetal que os riachos e matas de galeria, tendo uma baixa cobertura herbácea e sua vegetação do entorno é dominada por gramíneas (ARAÚJO et al., 2002). *P. harpagos* é uma espécie de hábito generalista, tamanho pequeno, onde adultos e jovens compartilham o ambiente sem grandes requerimentos (MANNA; REZENDE; MAZZONI, 2017). Possuindo hábito alimentar detritívoro, com leve tendência à insetivoria (SCHNEIDER et al., 2011). É possível que a espécie consiga fazer uso de toda a vereda sem limitações na sua aquisição de alimento, ocorrendo em toda a extensão. Além da baixa restrição alimentar, Manna et al. (2017) estudando o uso de microhabitats por *P. harpagos* não encontrou nenhuma preferência da espécie relacionada a indivíduos jovens ou adultos, porém houve uma preferência para ambientes de poça, substrato lodoso e ambientes rasos, independente da cobertura vegetal. Ambos os fatores podem explicar a capacidade de *P. harpagos* de ocorrer em toda a vereda, visto que não há limitações para a sua aquisição de alimento ou uso do habitat em toda a sua extensão.

Casatti et al. (2009) estudando riachos antropizados dominados por gramíneas, encontrou uma forte dominância de *guppies* (i.e. poecilídeos) nesses ambientes sobre as demais espécies, semelhante ao achado nesse estudo. A dominância dessas espécies está relacionada aos resultados de Manna et al. (2017), onde a não seletividade dos poecilídeos os permitiu ocupar mais tipos de habitat, independente da cobertura vegetal. Esse padrão de dominância por *guppies* fica claro principalmente na parte superior da vereda (VM), dominada por gramíneas e sem qualquer cobertura arbórea ou herbácea, onde ocorreram apenas duas espécies de peixes (*P. harpagos* e *R. giarettai*), ambos funcionalmente equivalentes a *guppies*. Da mesma forma, enquanto ambas as espécies de *guppies* ocorreram em VM devido ao seu baixo requerimento de cobertura vegetal, a não ocorrência das demais espécies pode ser explicada pelo mesmo motivo, principalmente para *A. paranae* e *Australoheros* sp, que ocorreram nos demais pontos, com exceção de VM. Em

específico, a não ocorrência dos siluriformes *A. fuscogutattus* e *T. pauciradiatus* nas partes altas (VM) e médias (VJ) da vereda pode estar atrelada ao tipo de substrato e estrutura do canal. Essas espécies são geralmente associadas a substratos consolidados, com mais partes duras (Casatti et al. 2009), o que não é encontrado em outros pontos na vereda (VJ e VM). Além desses fatores, a velocidade da correnteza pode estar influenciando a ocorrência da espécie, visto que enquanto R apresenta um canal formado, cujo é possível observar a formação de correntes na água, VJ tem um canal principal, mas com substrato lodoso e VM é um grande alagamento sem um canal d'água definido.

Também segundo Casatti et. al (2009), ambientes aquáticos dominados por gramíneas tendem a ter as espécies dominantes onívoras, com forte tendência à insetivoria, o que reflete os hábitos alimentares principalmente de *P. harpagos*. Em conjunto, há uma alta disponibilidade de insetos aquáticos em toda a vereda, agindo como fonte de alimento contínua (dados não publicados). Resultados similares também foram encontrados por outros estudos em riachos antropizados (FERREIRA; CASATTI, 2006), onde a supressão da vegetação ripária arbórea, com o predomínio de gramíneas está constantemente ligado à uma condição do ambiente aquático para os peixes os peixes detritívoros e generalistas, como *P. harpagos* (FERREIRA; CASATTI, 2006). Porém, para veredas, onde a alta incidência de luz e baixa cobertura arbórea são naturais, cabe ressaltar que a extrapolação dos resultados encontrados em estudos em riachos, pode levar a resultados errôneos sobre a saúde desses ambientes.

A partição da maioria das espécies ao longo da vereda pode não se dar apenas pelo gradiente ambiental, mas também sob uma perspectiva de interação ecológica, ocorrendo pela facilitação entre as espécies. Um exemplo que podemos inferir é a coexistência de *A. fuscogutattus* e *T. pauciradiatos* com *A. paranae*. Ambos os bagres foram classificados no

heatmap como similares à *A. paranae* em sua ocorrência, o que pode ter ocorrido devido a complementaridade de seus hábitos e não-sobreposição de nicho (CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009; TERESA; CARVALHO, 2008). As particularidades que fortalecem essa co-ocorrência não foram investigadas nesse estudo, porém há relatos de dinâmicas interessantes que possam ocorrer entre esses táxons. Um exemplo é uma dinâmica conhecida como “comportamento do seguidor” (LEITÃO; CARAMASCHI; ZUANON, 2007; STRAND, 1988), um tipo de associação onde espécies que exploram ou inspecionam o fundo durante o forrageio (espécies nucleares), beneficiam espécies seguidoras ao disponibilizarem itens alimentares derivados do ato de remexer o leito do corpo d’água (TERESA; CARVALHO, 2008). Essa associação já foi descrita entre *A. fuscoguttatus* (espécie nuclear) e *Astyanax altiparanae* (espécie seguidora, funcionalmente similar a espécie do estudo *A. paranae*) por Teresa e Carvalho (2008) na bacia do alto paraná e, portanto, acreditamos que esta associação possa ser investigada vereda estudada com o objetivo de descobrir se neste ambiente ela também está presente.

Sampaio et al. (2012) realizaram um inventário dos peixes do rio Uberabinha, em Uberlândia, ao qual a vereda estudada  tributária. Das sete espécies encontradas na vereda apenas *H. malabaricus* e *A. paranae* são compartilhadas com o rio Uberabinha. Isso significa que, apesar da baixa riqueza encontra, a vereda tem uma alta contribuição para a diversidade regional de espécies, podendo ser maior se levarmos em conta os estimadores de diversidade. Resultados parecidos com esse foram encontrados por Araújo-Lima et al. (1999) em pequenos riachos de até terceira ordem na Amazônia Central. Eles encontram que a complexidade do habitat foi importante na ocorrência de espécies e, devido a características morfológicas distintas, riachos de 1 a 3 ordem dificilmente compartilharam as mesmas espécies com rios maiores.

Apesar de existirem estudos em riachos que não encontraram relação entre a fisionomia do ambiente e a distribuição de espécies (MELO; TEJERINA-GARRO; MELO, 2007; RONDON; PETRERE, 2005), nossos resultados se assemelham a uma boa parte de estudos feitos em riachos que encontraram essa relação (CARVALHO; TEJERINA-GARRO, 2015; WOOD et al., 2014; ZENI; CASATTI, 2014). Um exemplo é a caracterização feita por Felipe & Suárez (2010) para riachos na mesma bacia hidrográfica, do Alto Paraná, onde a variação do ambiente explicou o padrão de ocorrência das espécies, principalmente através da condutividade, largura e profundidade dos riachos.

Não é possível criar um panorama completo ou propor novas teorias a partir de um único estudo, porém os resultados encontrados demonstram claramente o quanto é inseguro tentar extrapolar o conhecimento das dinâmicas que regem rios e riachos para o sistema de veredas, visto que esses sistemas não têm suas dinâmicas bem esclarecidas nos Neotrópicos. É necessário que o conhecimento sobre a fauna aquática em veredas avance para nos ajudar a compreender a diversidade de peixes em uma escala regional, mas principalmente, as dinâmicas em pequenas escalas, atreladas às particularidades das veredas. Espera-se que esse estudo sirva como ponto inicial para de incentivo a pesquisa em ambientes de veredas, vastas no Cerrado, porém ainda completamente desconhecidas.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Estocagem. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**, p. 253–274, 2007.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do

Brasil. **Algae**, v. 1, n. 1, p. 70–78, 2005.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; JIMENEZ, L. F.; OLIVEIRA, R. S. Relação entre a complexidade do habitat, número de espécies de peixes e ordem dos riachos nas cabeceiras do rio Urubú. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 127–135, 1999.

ARAÚJO, F. G. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 41, n. 3, p. 370–378, 1998a. <https://doi.org/10.1590/S1516-89131998000300016>

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547–558, 1998b. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>

ARAÚJO, G. M. et al. Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 4, p. 475–493, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042002012000012>

BAUMGARTNER, Gilmar *et al.* **Peixes do Baixo Rio Iguaçu**. [S.l.]: EDUEM, 2012. 202 p. Disponível em: <<http://books.scielo.org/id/sn23w>>. Acesso em: 15 jan. 2018. .9788588020528.

BISPO, F. H. A.; SILVA, A. C.; TORRADO, P. V. Solos em topossequência de veredas das chapadas do Alto Vale do Jequitinhonha, MG: I - caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1069–1080, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400001>

BOAVENTURA, R. S. **Vereda berço das águas**. Belo Horizonte: Ecodinâmica, 2007.

BORGES, P. P. et al. Tendências e lacunas da literatura científica sobre o bioma Cerrado: Uma análise cienciométrica. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, n. 1, p. 2–8, 2015.

BRASIL. Lei nº 9.375, de 12 de dezembro de 1986. Minas Gerais, 1986.

BRASIL. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. 2012.

CARMO, Gilmar Ferreira; TRIQUES, Mauro Luis. *Australoheros mattosi* Ottoni, 2012

(Teleostei: Cichlidae): live coloration, population differences, and new data on adult external anatomy. **Biotemas** v. 29, n. 1, p. 55–66, 5 fev. 2016. Disponível em:

<<https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2016v29n1p55>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams?

Ecology of Freshwater Fish, v. 24, n. 2, p. 317–328, 1 abr. 2015.

<https://doi.org/10.1111/eff.12152>

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1–14, 2002.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032002000200012>

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 75–83, 2005.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000100009>

CASATTI, L.; DE FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273–283, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>

COSTA, E M. Descrição de cinco novas espécies de Rivulus das bacias dos rios Paraná e São Francisco (Cyprinodontiformes, Rivulidae). **Revista Brasileira de Zoologia** v. 6, n. 3, p. 523–

534 , 1989. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-81751989000300012&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 15 jan. 2018.

COSTA, E. M. Seven new species of the killifish genus. **Neotropical Ichthyology** v. 3, n. 1, p. 69–82, mar. 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252005000100003&lng=en&tlng=en>. Acesso em: 15 jan. 2018.

DE SÁ, M. D. F. P.; FENERICH-VERANI, N.; FRAGOSO, E. N. Peixes do Cerrado em Perigo. **Ciência Hoje**, v. 34, p. 68–71, 2003.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 470–497, 2009.

<https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.05>

EITEN, G. Brazilian “Savannas”. In: HUNTLEY, B.; WALKER, B. (Eds.). **Ecological Studies**. Ecology of ed. Berlin- Heidelberg: Springer, 1982. p. 25–47. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_3

FAGUNDES, Daniela Cristina *et al.* The stream fish fauna from three regions of the Upper Paraná River basin. **Biota Neotropica** v. 15, n. 2 , jun. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032015000200203&lng=en&tlng=en>. Acesso em: 15 jan. 2018.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 143–151, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200018>

FERREIRA, C. DE P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um

riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642–651, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300006>

GJELLAND, K.; BØHN, T.; AMUNDSEN, P. A. Is coexistence mediated by microhabitat segregation? An in-depth exploration of a fish invasion. **Journal of Fish Biology**, v. 71, n. SUPPL. D, p. 196–209, 2007.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993–1009, set. 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>

HEPP, L. U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 407–413, jun. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000200012>

HERNANDEZ, P. A. et al. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**, v. 29, n. 5, p. 773–785, 1 out. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 324–338, fev. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>

ITO, H. et al. Fogo em Veredas: Avaliação de Impactos sobre Comunidades de Odonata (Insecta). **Biodiversidade Brasileira**, v. 0, n. 2, p. 128–145, 2013.

JUNGER, W.; ANTONIO, P. **mtsdi: Multivariate time series data imputation** R packpage, , 2012. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=mtsdi>>

KINDT, R.; COE, R. **Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies**. Nairobi (Kenya): World Agroforestry Centre (ICRAF), 2005.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J. The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. **Global Ecology and Biogeography**, v. 11, n. 5, p. 363–375, 1 set. 2002.

<https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00302.x>

LEIGH, C. Dry-season changes in macroinvertebrate assemblages of highly seasonal rivers: responses to low flow, no flow and antecedent hydrology. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 95–112, 23 fev. 2013. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1347-y>

LEITÃO, R. P.; CARAMASCHI, É. P.; ZUANON, J. Following food clouds: feeding association between a minute loricariid and a characidiin species in an Atlantic Forest stream, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 307–310, 2007.

LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n. 2, p. 273–285, 1998.

MAGALHÃES, M. F. et al. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 8, p. 1494–1510, 1 ago. 2007.

MANNA, L. R.; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Effect of body size on microhabitat preferences in stream-dwelling fishes. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, n. 2, p. 193–202, 2017. <https://doi.org/10.1111/jai.13320>

MATOS, F. DOS S. et al. Variação biométrica de diásporos de buriti (*Mauritia flexuosa* L.f. – Arecaceae) em veredas em diferentes estágios de conservação. **Ciencia Florestal**, v. 24, n. 4, p. 833–842, 2014.

MATTOX, G. M. T.; IGLESIAS, J. M. P. Ichthyofauna of Rio Jurubatuba, Santos, São Paulo: a high diversity refuge in impacted lands. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 107–114, 2010.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000100010>

MELO, T. L.; TEJERINA-GARRO, F. L.; MELO, C. E. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 657–665, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000300017>

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. **Copeia**, v. 2005, n. 4, p. 751–764, 2005. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2)

MOLINERO, J.; POZO, J. Balances de hojarasca en dos arroyos forestados: Impacto de las plantaciones de eucalipto en el funcionamiento ecológico de un sistema lótico. **Limnetica**, v. 22, n. 3–4, p. 63–70, 2003.

MONACO, I. D. A.; SÚAREZ, Y. R.; LIMA-JUNIOR, S. E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 36, n. 2, p. 181, 2014. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v36i2.21394>

MOTTA, R. L.; UIEDA, V. S. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. **Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia**, v. 64, n. 4, p. 809–17, 2004.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**, 2007. Disponível em:
<<https://cran.r-project.org/package=vegan>>

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the

Cerrado Biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). . **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: [s.n.]. p. 91–120.

PADOVESI-FONSECA, C. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do cerrado. In: **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 415–429.

PANDER, J.; MUELLER, M.; GEIST, J. Habitat diversity and connectivity govern the conservation value of restored aquatic floodplain habitats. **Biological Conservation**, v. 217, p. 1–10, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.024>

PERES-NETO, P. R. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. **Oecologia**, v. 140, n. 2, p. 352–360, 8 jul. 2004. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1578-3>

PINESE, O. P.; PINESE, J. F.; CLARO, K. DEL. Structure and biodiversity of zooplankton communities in freshwater habitats of a Vereda Wetland Region, Minas Gerais, Brazil **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 3, p. 275–288, 2015. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0415>

RAMOS, M. V. V. et al. Veredas do triângulo mineiro: solos, água e uso. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 2, p. 283–293, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542006000200014>

RECODER, R.; NOGUEIRA, C. Composição e diversidade de répteis Squamata na região sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Brasil Central. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 267–278, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300029>

ROBERTS, J. H.; ANGERMEIER, P. L. Spatiotemporal variability of stream habitat and movement of three species of fish. **Oecologia**, v. 151, n. 3, p. 417–430, 2 mar. 2007. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0598-6>

RONDON, Y.; PETRERE, M. Organização das da s assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi , Estado do Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 2, p. 161–167, 26 mar. 2005.

SAMPAIO, W. M. S. et al. Ichthyofauna, Uberabinha river (upper Paranaíba river basin), Mineiro triangle region, Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 6, p. 1085–1088, 2012. <https://doi.org/10.15560/8.6.1085>

SCHNEIDER, M., AQUINO, P., FONSECA, M. P. Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 579–592, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011005000030>

SKIDMORE, B. N. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. **Ecography**, v. 37, p. 191–203, 2014. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>

SOUTO, R. DE M. G. et al. Influence of environmental factors on benthic macroinvertebrate communities of urban streams in Vereda habitats, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3, p. 293–306, 2011.

STRAND, S. Following Behavior: Interspecific Foraging Associations among Gulf of California Reef Fishes. **Copeia**, v. 1988, n. 2, p. 351, 18 maio 1988. <https://doi.org/10.2307/1445875>

TANG, D. et al. Spatial, seasonal and species variations of harmful algal blooms in the South Yellow Sea and East China Sea. **Hydrobiologia**, v. 568, n. 1, p. 245–253, 28 set. 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0108-1>

TAYLOR, C. M. Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. **Oecologia**, v. 110, n. 4, p. 560–566, 21 maio

1997. <https://doi.org/10.1007/s004420050196>

TEAM, R. D. C. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2016. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

TERESA, F. B.; CARVALHO, F. R. Scientific Note Feeding association between benthic and nektonic Neotropical stream fishes. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 1, p. 109–111, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000100013>

TERRA, B. DE F.; HUGHES, R. M.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 25, n. 4, p. 527–544, 2016. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>

THOMAS, S. M. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, v. 68, n. 2, p. 135–151, abr. 2004. <https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000025734.66083.b7>

UIEDA, V.; CARVALHO, E. Experimental manipulation of leaf litter colonization by aquatic invertebrates in a third order tropical stream. **Braz. J. Biol**, v. 75, n. 2, p. 405–413, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.15013>

VILELA, D. S.; FERREIRA, R. G.; DEL-CLARO, K. The odonata community of a brazilian vereda: Seasonal patterns, species diversity and rarity in a palm swamp environment. **Bioscience Journal**, v. 32, n. 2, p. 486–495, abr. 2016. <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n2a2016-30491>

WANTZEN, K. M. et al. **Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: Impact assessment and conservation scheme** Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, nov.

2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.807>>. Acesso em: 24 nov. 2017

WARNES, G. R. et al. **gplots: Various R Programming Tools for Plotting Data**, 2016.

Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=gplots>>

WOOD, J. L. A. et al. Relationship of habitat variability to population size in a stream fish.

Ecological Applications, v. 24, n. 5, p. 1085–1100, 1 jul. 2014. <https://doi.org/10.1890/13-1647.1>

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259–270, 10 mar. 2014.

<https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Concluimos que as variações de micro-habitat ao longo da vereda estudada são o principal fator que explica a organização das assembleias de peixes, onde não foi verificada a influência da sazonalidade sobre essa distribuição. A vereda estudada possui três variações bem marcadas na fitosionomia, onde em cada uma delas foi encontrada uma composição diferente em número de espécies de peixes e/ou sua abundância. Dentre os fatores investigados, os que se mostraram responsáveis por essa organização foram a largura e a condutividade desses três locais. Veredas são caracterizadas por serem ambientes de nascente, com solo hidromórfico e constantemente alagado. Esta característica pode ter contribuído para que a sazonalidade do Cerrado (com estação seca e chuvosa) não causasse alterações significativas na composição da assembleia de peixes, ao contrário do que é bem descrito para o ambiente terrestre.

A espécie de peixe mais abundante foi o poecilídeo *Phalloceros harpagos*, estando presente nos três pontos amostrados. A presença de *Rivulus giarettai* ocorreu principalmente na porção inicial da vereda, uma larga área alagada com grande presença de gramíneas, onde o único outro peixe registrado foi *P. harpagos*. O lambari *Astyanax paranae*, assim como o ciclídeo *Australoheros sp.* e a traíra *Hoplias malabaricus* foram encontrados nos demais pontos com exceção da porção inicial da vereda. Já os bagres *Aspidoras fuscoguttatus* e *Trichomycterus pauciradiatus* ocorreram apenas na porção final da vereda, onde as características do ambiente começam a apresentar um estágio de transição entre vereda e riacho.

Não existe um padrão sobre a influência da sazonalidade para riachos e demais pequenos corpos de água doce. Neste primeiro estudo realizado sobre a composição da fauna de peixes em um ambiente de vereda, propiciamos um primeiro resultado que abre as portas para esta investigação. Ambientes de vereda podem diferenciar de riachos devido suas características do solo e dinâmica hídrica. Acreditamos que o resultado encontrado deva se manter em próximos

estudos realizados com números maiores de veredas preservadas, onde o habitat foi responsável pela variação na comunidade de peixes e a sazonalidade do continente não afetou a distribuição e organização das assembleias.