

## Variação da Diversidade $\alpha$ e $\beta$ das Assembleias de Peixes num Gradiente Montante-Jusante em um Rio Tropical, Brasil Central

### *Variation of $\alpha$ and $\beta$ Diversity of Fish Assemblages in an Upstream-Downstream Gradient of a Tropical River, Central Brazil*

#### **Andréia Oliveira de Santana**

Mestre em Ecologia e Evolução pela Universidade Federal de Goiás (Goiás/Brasil).

andreyasantana@gmail.com

#### **Francisco Leonardo Tejerina-Garro**

Doutor em Ecologia de Sistemas Aquáticos Continentais pela Université Montpellier 2 - Sciences et Techniques (França). Docente da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, do Centro Universitário de Anápolis – UniEVANGÉLICA e da Universidade Federal de Goiás (Goiás/Brasil)

garro@pucgoias.edu.br

#### **Rodrigo Assis de Carvalho**

Doutor em Ecologia e Evolução pela Universidade Federal de Goiás (Goiás/Brasil).

rodrigoassiscarvalho@gmail.com

SANTANA, Andréia Oliveira; TEJERINA-GARRO, Francisco Leonardo; CARVALHO, Rodrigo Assis. Variação da Diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  das Assembleias de Peixes num Gradiente Montante-Jusante em um Rio Tropical, Brasil Central. *FRONTEIRAS: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, Anápolis-Goiás, v.3, n.1, jan.-jul. 2014, p.106-118.

#### Resumo

O presente estudo foi desenvolvido ao longo da calha do ribeirão João Leite, afluente do rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná, Goiás. Foram determinados previamente três trechos amostrais de 500m de comprimento, onde foram realizadas as amostras das assembleias de peixes. Os peixes foram coletados durante o período de estiagem utilizando-se um jogo de redes de diferentes malhas (12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 50mm entre nós) e cinco armadilhas. A diversidade  $\alpha$  foi verificada através dos descritores ecológicos abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e uniformidade, e a  $\beta$  pelo Índice de Morisita-Horn. Corroborando com o conceito de rio contínuo, os atributos riqueza e diversidade de espécies aumentam no sentido montante-jusante. A dissimilaridade entre a assembleia de peixes do trecho JL3 (próximo da desembocadura) e estas do trecho JL1 (cabeceira) e JL2 (intermediário) parece estar relacionada às condições hidromorfológicas do ambiente e ao tipo de hábitat explorado pelas espécies.

Palavras-Chaves: Ribeirão João Leite; Ictiofauna; Diversidade de Espécies; Distribuição Longitudinal.

#### *Abstract*

*This study was developed along the main channel of João Leite River, Upper Paraná River Basin, Goiás State. Three stretches with 500m length were predetermined and fish species sampled in each on them.*

*Fish sampling was carried during dry season using a set of nets with different mesh sizes (12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 and 50mm between knots) and five traps. The  $\alpha$  diversity was verified through ecological descriptors such as species richness, abundance, Shannon-Wiener index and evenness while  $\beta$  diversity by Morisita-Horn index. Species richness and diversity increased towards upstream-downstream as expected by river continuum concept. Species composition turnover between the stretch localized in the headwater (JL1) and that in the river mouth (JL3) may be related with hydrological and morphological conditions of the environment and with the habitat type explored by species.*

*Keywords: João Leite River; Ichthyofauna; Diversity; Longitudinal Distribution.*

**A**s assembleias de peixes variam em sua estrutura ao longo de um curso d'água devido à capacidade de dispersão das espécies, as interações biológicas (Suarez & Petrere Jr. 2003; Teixeira et al. 2005) e as características intrínsecas de cada habitat (Gorman & Karr 1978; Meffe & Sheldon 1988). Esta mudança nos padrões espaciais de diversidade de peixes é conhecida como gradiente longitudinal e a sua compreensão é fundamental para que futuros esforços de conservação sejam eficazes. O primeiro modelo preditivo que busca entender este gradiente à luz dos processos biológicos e da estrutura física do habitat é o conceito do rio contínuo (Vannote et al. 1980).

De acordo com este conceito as condições físicas, químicas e bióticas se modificam ao longo do gradiente montante-jusante em função das condições geomorfológicas (Vannote et al. 1980). Um padrão associado a essa mudança consiste na adição de espécies (sentido montante-jusante), o que tem sido observado tanto em afluentes como na calha principal de rios em regiões temperadas (Sheldon 1968; Ostrand & Wilde 2002) e tropicais (Angermeier & Karr 1983; Hyslop 1998; Pavanelli & Caramaschi 2003; Casatti 2005; Teixeira et al. 2005; Petry & Schulz 2006). Esta adição longitudinal tem sido diretamente vinculada ao aumento da diversidade de habitats (Schlosser 1982; Uieda & Barreto 1999; Bistoni & Hued 2002), contudo, ela também dependerá das condições fisiográficas de cada rio (Tejerina-Garro et al. 2005; Suarez & Petrere Jr. 2006).

Estudos conduzidos na bacia do rio Meia Ponte (alto da bacia hidrográfica do rio Paraná) indicam que a estrutura das assembleias de peixes no canal principal do rio Meia Ponte e seus afluentes (riachos) pode variar ao longo do espaço e do tempo (Fialho et al. 2007; Dias & Tejerina-Garro 2010; Oliveira & Tejerina-Garro 2010). Esta variação pode se dar em função da variação ambiental ou ação antropogênica sobre os ambientes, além das mudanças provenientes das estações

de seca e chuva. Até onde sabemos, não há até o presente momento nenhum estudo avaliando a distribuição longitudinal das assembleias de peixes ao longo do ribeirão João Leite e como esta variação influencia nas diversidades alfa e beta. Considerando que a ocupação da bacia do Paraná ocorre desde o século XIX (Nascimento 1998) e que ela é altamente impactada pelas atividades humanas (Fialho et al. 2007), é imperativo conhecermos como a diversidade está estruturada em diferentes ambientes para que o planejamento para a conservação e o manejo destas áreas seja realizado de forma eficaz. Ainda mais em um cenário onde as estratégias de conservação continuam dando mais atenção à implementação de áreas de preservação terrestres (Skelton et al. 1995; Tejerina-Garro 2008).

O objetivo central deste estudo é entender como as diversidades alfa ( $\alpha$ ) e beta ( $\beta$ ) de peixes são influenciadas pelo gradiente montante-jusante de um rio tropical. Para tanto, foram utilizados diferentes trechos da calha principal do ribeirão João Leite, diferindo em suas características fisiográficas, para testar as seguintes perguntas: A diversidade alfa varia ao longo do gradiente montante-jusante do ribeirão? Como a diversidade beta se comporta ao longo do gradiente montante-jusante? Além da riqueza de espécies, abundância e uniformidade foram utilizadas como parâmetros para avaliar o gradiente longitudinal na calha principal do ribeirão João Leite.

## Materiais e métodos

### Área de estudo

O ribeirão João Leite é afluente da margem esquerda do rio Meia Ponte, que pertence à bacia do rio Paranaíba, alto da bacia do rio Paraná em Goiás (Figura 1). O regime hidrológico local é caracterizado por uma taxa de precipitação pluviométrica entre 1.600 e 1.700mm, e a maior parte da mesma (92,27%) ocorre no período chuvoso (Nascimento, 1998).

**Tabela 1 - Caracterização dos trechos amostrais na calha principal do ribeirão João Leite, GO**

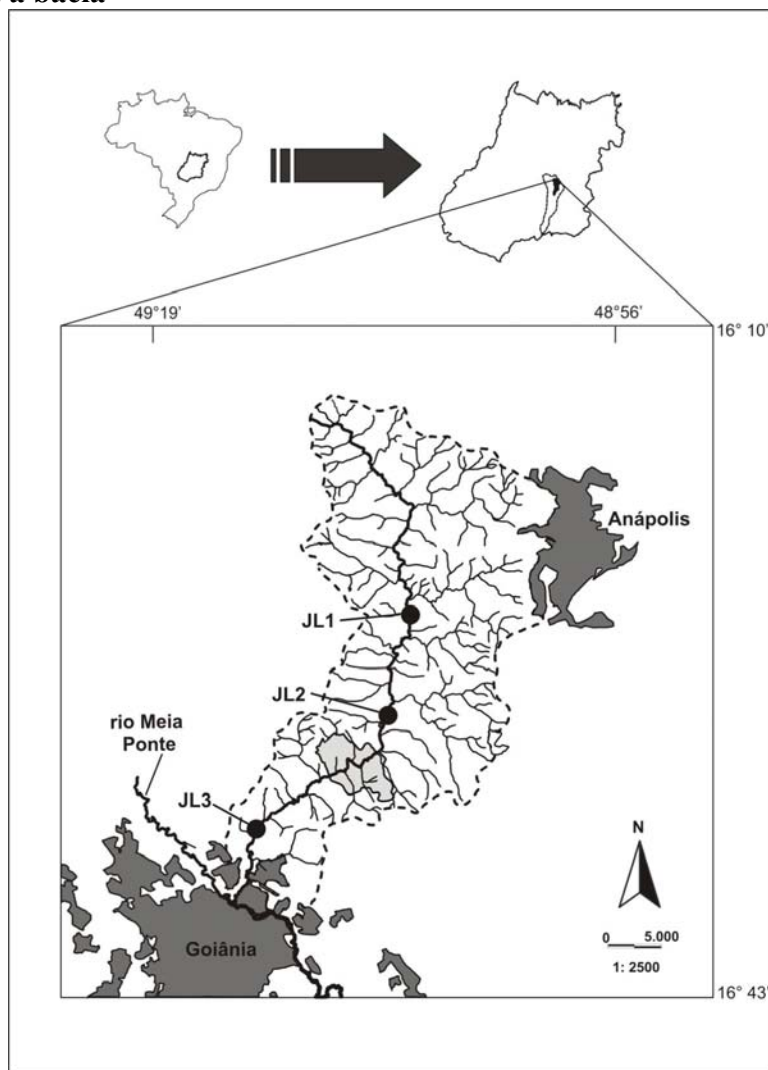
Características	JL1	JL2	JL3
Substrato Predominante	Rochas, Cascalho	Troncos, Cascalho	Areia, Troncos, Folhiço
Habitat Predominante	Corredeira	Corredeira e Remanso	Remanso
Largura Média (M)	7,8	9,9	12,3
Profundidade Máxima (M)	0,94	1,26	1,24

Fonte: O autor

A área de drenagem abrange regiões cobertas por vegetação do tipo Cerrado, cujos remanescentes representativos estão localizados no Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco

entre os trechos amostrais JL2 e JL3 (Figura 1). O trecho JL1 é caracterizado pela menor profundidade e largura e o predomínio de corredeiras (Tabela 1); neste trecho, a mata ripária, encontra-se interrompida por pastagens, e a montante do mesmo são observadas lavouras temporárias destinadas à produção hortifrutícola e pecuária. O trecho JL2 é caracterizado pela ocorrência de remansos, corredeiras e substrato composto predominantemente por troncos e cascalhos; a principal atividade antrópica observada no mesmo é a pecuária, e a mata ripária sofre interferência da mesma. O trecho JL3 tem como meso-habitat predominante os remansos e se caracteriza pela maior largura e profundidade; como atividades antrópicas predominantes, verificam-se a ocorrência de áreas urbanas (cidade de Goiânia) e a construção da barragem de abastecimento de água da área metropolitana de Goiânia (Tabela 1).

**Figura 1: Localização dos trechos amostrais (círculos pretos) ao longo da calha principal do ribeirão João Leite, alto do rio Paraná, Goiás. A área em cinza claro corresponde ao Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco e em cinza escuro às principais áreas urbanas. A linha tracejada delimita a bacia**



Fonte: O Autor.

### ***Protocolo amostral***

Foram amostrados três trechos da calha principal do ribeirão João Leite (Tabela 1), que foram escolhidos considerando-se a possibilidade de acesso. Cada extensão amostrada tinha 500m de comprimento, o que equivale à categoria “trecho” de acordo com a escala de hierarquia linear espacial de caracterização da divisão dos ecossistemas aquáticos proposta por Imhof et al. (1996).

A ictiofauna foi amostrada nos meses de junho e agosto dos anos de 2005 e de 2006 durante o período de estiagem. Este período é aquele em que as espécies são capturadas de forma mais eficiente (Pease et al. 2012) e é quando a relação entre a assembleia de peixes e a estrutura do habitat é mais forte (Whittaker et al. 2005); enquanto que o período chuvoso tende a atenuar a variação espacial (Thomaz et al. 2007). Para coleta dos peixes foram utilizadas redes de diferentes malhas, o que possibilita a captura de indivíduos de diferentes tamanhos (Helsler & Condrey 1991), seguindo uma metodologia para cursos de água tropicais modificada de Tejerina-Garro & Mérona (2000). Desta maneira, foi utilizado um jogo formado por redes das malhas 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 50mm entre nós adjacentes. Com o objetivo de aumentar a representatividade da ictiofauna, foram utilizadas cinco armadilhas que são eficazes na captura de peixes que forrageiam próximos ao fundo ou à vegetação marginal (Uieda & Castro 1999).

As redes e as armadilhas foram montadas às 17h e retiradas às 7h da manhã seguinte permanecendo assim expostas por um período de 14h. O início e o fim de cada trecho foram balizados com fitas e georeferenciados utilizando-se um receptor GPS Garmin a fim de manter o mesmo trecho ao longo do período de amostragem.

Depois de capturados, os peixes foram colocados em sacos plásticos e armazenados em tambores plásticos contendo solução de formol a 10%. Após as coletas, os mesmos foram transportados para o laboratório do Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, onde foram identificados com o auxílio de chaves taxonômicas, sendo posteriormente pesados e medidos (comprimento padrão). Duplicatas dos peixes coletados foram enviadas para confirmação de identificação e depósito ao Laboratório de Ictiologia do Museu da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

### ***Análise dos dados***

A diversidade  $\alpha$  foi estimada utilizando-se como descritores a abundância absoluta (número total de indivíduos capturados por espécie), diversidade Shannon-Wiener, uniformidade de Pielou que mede a distribuição do número de indivíduos entre as espécies, e a relação riqueza/abundância estimada pelas curvas de rarefação (Magurran 2004). Para criar os gráficos dos

resultados desta última análise, o número de espécies foi padronizado considerando o menor número de indivíduos coletados entre os três trechos (Magurran 2004). Foi utilizado um teste de Kruskal-Wallis seguido de uma análise post-hoc de comparação par-a-par (Mann-Whitney) para avaliar se há diferença da abundância, da diversidade de Shannon-Wiener e da uniformidade entre os trechos amostrados. Todas as análises foram realizadas no programa Past (Hammer et al. 2001).

Para avaliar a variação na composição de espécies ao longo dos trechos (diversidade  $\beta$ ) foi feita, a partir de uma matriz de dados contendo a abundância por espécie e utilizando o programa PCORD 3.11©, a ordenação das assembleias de peixes dos três trechos amostrados por meio de uma análise de correspondência destendenciada (DCA; Hill & Gauch Jr. 1980), a qual é útil na detecção de padrões de diversidade  $\beta$  (Bini 2004). Posteriormente, a matriz de dados foi submetida: i) a uma análise de similaridade considerando um fator (One-way ANOSIM; 10000 permutações) utilizando como medida da distância o índice de Morisita; o qual não depende do tamanho da amostra e da diversidade de espécies (Wolda 1981), seguida de teste post-hoc de Bonferroni sem correção, ambas as análises foram realizadas utilizando o programa Past (Hammer et al. 2001).

## Resultados

Foram capturados 826 indivíduos compreendendo 30 espécies, quatro ordens e dez famílias (Tabela 2).

O teste de Kruskal-Wallis indicou que a diversidade de Shannon-Wiener apresentou diferenças significativas ( $p=0,0387$ ); entre os trechos amostrais JL2 (mediana=2,03) e JL3 (mediana=1,07;  $p=0,0303$ ), o que não ocorreu para a abundância ( $p=0,6939$ ) e uniformidade ( $p=0,0581$ ; Tabela 3). A análise de rarefação mostrou que o trecho JL1 apresentou uma riqueza menor de espécies de peixes em comparação ao trecho JL2 e JL3, que apresentam riquezas similares (Figura 2).

Dois eixos da DCA foram retidos para interpretação (autovalor eixo 1=29% da variância explicada; eixo 2=12%). Os resultados indicam que a composição das assembleias de peixes varia entre os trechos amostrais (Figura 3), ou seja, há dissimilaridade entre a composição das assembleias de peixes dos três trechos ( $R=0,0076$ ;  $p=0,0085$ ), mais especificamente entre o trecho JL3 e o JL1 ( $R=0,0094$ ;  $p=0,016$ ) e o JL2 ( $R=0,0149$ ;  $p=0,005$ ) conforme indicado pela análise ANOSIM.

**Tabela 2 - Lista taxonômica das espécies de peixes e suas abundâncias nos três trechos amostrados na calha principal do ribeirão João Leite, seguindo a classificação proposta por Reis et al. (2003).**

ORDEM	TRECHOS					
	2005			2006		
	JL1	JL2	JL3	JL1	JL2	JL3
<b>CHARACIFORMES</b>						
Parodontidae						
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	0	0	1	0	0	0
Anostomidae						
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	0	1	0	0	0	0
<i>Leporinus</i> sp.	4	0	0	0	0	2
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	0	2	2	0	3	1
<i>Schizodon altoparanae</i> Garavello & Britski, 1990	0	4	10	0	0	3
Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	4	3	3	2	12	2
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	7	5	8	12	9	1
<i>Astyanax</i> sp. 1	0	0	0	1	3	2
<i>Bryconamericus</i> sp.	0	1	6	4	0	0
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1875)	0	1	4	0	0	2
<i>Knodus</i> sp.	0	2	0	0	0	1
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1866	76	57	67	144	50	8
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	0	2	1	0	0	2
<i>Serrapinnus</i> sp.	5	0	1	0	0	0
Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	0	0	3	0	5	0
Curimatidae						
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	0	0	1	0	0	0
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	0	9	3	1	8	0
Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	1	3	0	1	3	1
<b>SILURIFORMES</b>						
Loricariidae						
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	1	2	12	1	4	5
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)	0	9	4	2	12	14
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	17	36	56	9	13	15
<i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani, 1990	0	0	2	0	1	1
<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger, 1900)	1	2	0	0	0	0
Pimelodidae						
<i>Pimelodella</i> sp.	0	1	3	1	3	0
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2	0	2	2	4	1
<b>GYMNOTIFORMES</b>						
Sternopygidae						
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	0	1	0	0	0	0
<b>PERCIFORMES</b>						

Cichlidae						
<i>Apistogramma</i> sp.	0	0	1	0	0	0
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	0	2	0	0	0	0
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	0	1	0	0	2	0
<i>Laetacara</i> sp. 1	0	1	0	0	0	0

Fonte: O autor

## Discussão

Neste estudo, a riqueza apresenta um padrão de adição longitudinal de espécies, ou seja, o número de espécies aumenta no sentido montante-jusante. Este padrão tem sido observado tanto em riachos (Pavanelli & Caramashi 2003; Casatti 2005) como em rios Sul-Americanos (Uieda & Barreto 1999; Bistoni & Hued 2002; Teixeira et al. 2005; Petry & Schulz 2006), podendo o mesmo ser atribuído à maior complexidade e estabilidade dos habitat à jusante (Horwitz 1978), corroborando o conceito de rio contínuo (Vannote et al. 1980). A adição de espécies foi acompanhada por um aumento da diversidade ao longo do gradiente lótico, que é menor nos trechos superiores, seguindo o padrão encontrado em regiões temperadas e tropicais (Ostrand & Wilde 2002).

**Tabela 3 - Mediana dos descritores ecológicos da ictiofauna calculados para os trechos amostrais da calha principal do ribeirão João Leite. Diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) indicadas pela análise de Kruskal-Wallis estão em negrito.**

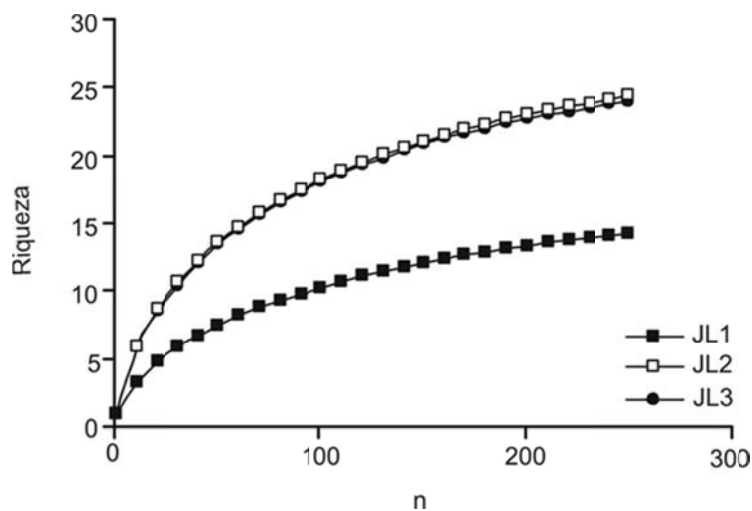
Descritor	Trecho			p
	JL1	JL2	JL3	
Abundância	64,5	72,5	69,5	0,6939
Shannon-Wiener	1,89	2,03	1,07	<b>0,0387</b>
Uniformidade	0,77	0,78	0,55	0,0581

Fonte: O autor

A similaridade entre assembleias de peixes entre os trechos (JL1 e JL2) parece estar relacionada com a ausência de barreiras físicas, como cachoeiras ou outras transições geológicas súbitas, as quais restringem o deslocamento dos peixes (Matthews 1998). Porém, a dissimilaridade entre a assembleia de peixes do trecho localizado na cabeceira (JL1) e esta do trecho próximo da desembocadura (JL3) pode estar relacionada às condições hidromorfológicas do ambiente, o que é verificado através da preferência das espécies por estes trechos. Este seria o caso de *S. altoparanae* (média do comprimento padrão = 198,9 mm), uma espécie de canal (Silvano & Begossi 2001), capturada predominantemente no JL3, onde a profundidade e a largura do canal são maiores (profundidade média = 1,09 m; largura média = 12,3 m) que nos outros trechos amostrados.



**Figura 2: Curvas de rarefação, por ano de coleta, da ictiofauna dos três trechos amostrais na calha principal do Ribeirão João Leite (n = 251 indivíduos)**



Fonte: O Autor.

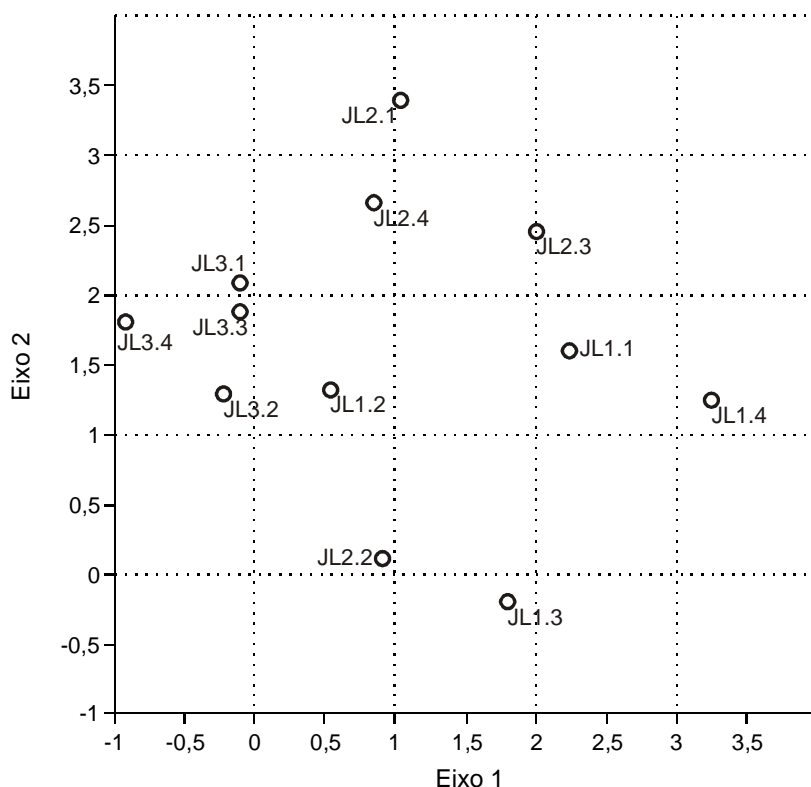
Por sua vez, espécies de pequeno porte são predominantes em ambientes de cabeceira (Schlosser 1982; Lowe-McConnell 1999), como no caso de *P. argentea* (média do comprimento padrão = 41,5 mm) e de *Serrapinnus* sp. (média do comprimento padrão = 31,8 mm) no trecho JL1 neste estudo. Por outro lado, a dissimilaridade encontrada entre as assembleias de peixes do trecho JL2 e JL3 pode ser explicado pelo tipo de habitat explorado, ou seja, locais de remanso como o trecho JL2 são ambientes preferidos por *H. malabaricus* (Britski et al. 1988; Nakatani et al. 2001; Fialho & Tejerina-Garro 2004), *S. insculpta* (Holzbach et al. 2005) e *A. altiparanae* (Bennemann et al. 2005), enquanto que substratos formados por rochas, galhos e troncos, como observado no trecho JL3, se constituem em habitat para forrageamento e proteção contra predadores (Casatti 2002; 2005) e são explorados, neste caso, pelo loricarídeo *H. ancistroides*.

O comportamento dos peixes influencia na configuração de seu padrão de distribuição espacial (Begon 2006). Entre as espécies que apresentam distribuição agregada há indivíduos que apresentam tendências a formar grupos (Ricklefs 1996; Begon 2006) como a espécie *A. altiparanae*, coletada neste estudo, que vive em grupos de 20 a 30 indivíduos (Casatti 2005). Além disso, a formação de grupos (cardumes) pode aumentar o sucesso de forrageamento e diminuir o risco de predação (Lachlan et al. 1998; Tien et al. 2004), um comportamento que parece comum aos caracídeos de pequeno porte (Ceneviva-Bastos & Casatti 2007), o que pode explicar a distribuição agregada das espécies *Astyanax* sp. 1 e *Bryconamericus* sp.

Os resultados encontrados neste estudo podem vir a contribuir com o planejamento para a conservação dos ambientes aquáticos na bacia em estudo, tendo em vista a intensificação das atividades antrópicas na mesma, apesar desta constituir uma Área de Preservação Ambiental. Neste

caso, estudos envolvendo a comparação de ambientes preservados e não preservados na bacia, e que quantifiquem os efeitos dos impactos decorrentes das atividades antropogênicas são necessários, assim como estes relativos à persistência e resiliência das assembleias de peixes face às perturbações ambientais.

**Figura 3: Resultado da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). Círculos brancos = trecho amostral (JL1-JL3). Os números que acompanham os nomes dos trechos correspondem ao mês de coleta: 1=junho/2005; 2=agosto/2005; 3=junho/2006; 4=agosto/2006**



Fonte: O Autor.

## Agradecimentos

À equipe do Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás pela coleta dos dados em campo. Ao BID pelo financiamento do projeto do qual este estudo faz parte e à Fundação AROEIRA pelo apoio logístico.

## Referências

- Angermeier PL, Karr JR 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of fishes* 9(2):117-135.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*, Blackwell Publishing, London, 759 pp.

- Bennemann ST, Gealh AM, Orsi ML, Souza LM de 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 95(3):247–254.
- Bini LM 2004. Análises Multivariadas e Limnologia: Exploração, Síntese e Inferência de um Mundo Aquático Complexo. In CEM Bicudo, DC Bicudo. *Amostragem em Limnologia*, RiMa, São Carlos, p. 73-107.
- Bistoni MA, Hued AC 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B):753-764.
- Britski HA, Sato Y, Rosa ABS. 1988. *Manual de identificação de peixes da região de três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco*, Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações – CODEVASF, Brasília, 115 pp.
- Casatti L 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2(2):1-14.
- Casatti L 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica* 5(1):1-9.
- Ceneviva-Bastos M, Casatti L 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 91(1):7-15.
- Dias AM, Tejerina-Garro FL 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* 8(3):587-598.
- Fialho AP, Oliveira LG, Tejerina-Garro FL, Gomes LC 2007. Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5(1):53-60.
- Fialho AP, Tejerina-Garro FL 2004. *Peixes da bacia do rio Meia Ponte, GO* Série Didática 12, UCG, Goiânia, 105 pp.
- Gorman OT, Karr JR 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59(3):507-515.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):1-9.
- Helser TE, Condrey RE 1991. A new method of estimating gillnet selectivity, with an example for Spotted Seatrout, *Cynocion nebulosus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:487-492.
- Hill MO, Gauch Jr. HG 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58.
- Holzbach AJ, Baumgartner G, Bergmann F, Neto LBR, Baumgartner D, Sanches PV, Gubiani EA 2005. Caracterização populacional de *Steindachnerina insculpta* (Fernández-
- Horwitz RJ 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs* 48(3):307-321.
- Hyslop EJ 1998. Longitudinal variation in fish species composition in the Angabanga River, Papua New Guinea with observations on the trophic status of certain fish species. *Ecology of Freshwater Fish* 8:102-107.
- Imhof JG, Fitzgibbon J, Annable WK 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing water ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(1):312-326.

- Lachlan RF, Crooks L, Laland, KN 1998. Who follows whom? Shoaling preferences and social learning of foraging information in guppies. *Animal Behaviour* 56:181-190.
- Lowe-McConnell RH 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais* EDUSP, São Paulo, 535 pp.
- Magurran AE 2004. *Measuring biological diversity* Blackwell Science Ltd., Malden, 256 pp.
- Matthews WJ 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*, Chapman & Hall, New York, 756 pp.
- Meffe GK, Sheldon A 1988. The influence of habitats structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *The American Midland Naturalist Journal* 120:225-241.
- Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G, Bialezki A, Sanches PV, Makrakis MC, Pavanelli CS 2001. *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*, EDUEM, Maringá, 378 pp.
- Nascimento MALS 1998. *Bacia do ribeirão João Leite: Influência das condições ambientais e antrópicas na perda de terra por erosão laminar*, PhD Thesis, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 176 pp.
- Oliveira MP, Tejerina-Garro FL 2010. Distribuição e estrutura das assembléias de peixes em um rio sob influência antropogênica, localizado no alto da bacia do rio Paraná - Brasil Central. *Boletim do Instituto de Pesca* 36(3):185-195.
- Ostrand KG, Wilde GR 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish* 11:137-149.
- Pavanelli CS, Caramaschi EP 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná basin. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46(2):271-280.
- Pease AA, González-Díaz AA, Rodiles-Hernández R, Winemiller KO 2012. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* 57:1060–1075.
- Petry AC, Schulz UH 2006. Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the Sinos River, South Brazil. *Journal of Fish Biology* 69:272-290.
- Reis RE, Kullander SO, Ferraris-Jr. CF 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre, 729 pp.
- Ricklefs RE 1996. *A Economia da Natureza*, Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 470 pp.
- Schlosser IJ 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52(4):395-414.
- Sheldon AL 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology* 49(2):193-198.
- Silvano RAM, Begossi A 2001. Seasonal dynamics of fishery at the Piracicaba River (Brazil). *Fisheries Research* 51(3):69-86.
- Skelton PH, Cambray JA, Lombard A, Benn GA 1995. Patterns of distribution and conservation status of freshwater fishes in South Africa. *South African Journal of Ichthyology* 30:71-81.
- Suarez YR, Petrere Jr. M 2003. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum* 25(2):361-367.
- Suarez YR, Petrere Jr. M 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 96(2):197-204.

Teixeira TP, Pinto BCT, Terra B de F, Estiliano EO, Gracia D, Araújo FG 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia. Série Zoologia* 95(4):347-357.

Tejerina-Garro FL 2008. Biodiversidade e impactos ambientais no Estado de Goiás: o meio aquático. In C Rocha, FL Tejerina-Garro, JP Pietrafesa (Org.), *Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás*, UCG, Goiânia, p. 1-31.

Tejerina-Garro FL, Maldonado M, Ibáñez C, Pont D, Roset N, Oberdoff T 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48(1):91-108.

Tejerina-Garro FL, Mérona B 2000. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bulletin Français Pêche Pisciculture* 357/358:227-240.

Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579:1-13.

Tien JH, Levin SA, Rubenstein DI 2004. Dynamics of fish shoals: identifying key decision rule. *Evolutionary Ecology Research* 6:555-565.

Uieda VS, Barretto MG 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências* 1(1):55-67.

Uieda VS, Castro RMC 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In EP Caramaschi, R Mazzoni, PR Peres-Neto (Eds.), *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis, Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, p. 1-22.

Vannote RC, Minshall GW, Cummins K, Sedell JR, Cushing CE 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.

Whittaker RJ, Araújo MB, Jepson P, Ladle RJ, Watson JEM, Willis KJ 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11:3-23.

Wolda H 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* 50(3):296-302.

Yépez, 1948) (Characiformes, Curimatidae) no rio Piquiri. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27(4):347-353.