



DANIELA CRISTINA FAGUNDES

**A ICTIOFAUNA E SUAS VARIAÇÕES EM
RIACHOS AFLUENTES DO RESERVATÓRIO
DE NOVA PONTE, MINAS GERAIS EM DOIS
PERÍODOS ESTUDADOS**

LAVRAS - MG

2015

DANIELA CRISTINA FAGUNDES

**A ICTIOFAUNA E SUAS VARIAÇÕES EM RIACHOS AFLUENTES DO
RESERVATÓRIO DE NOVA PONTE, MINAS GERAIS EM DOIS
PERÍODOS ESTUDADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS – MG

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Fagundes, Daniela Cristina.

Aictiofauna e suas variações em riachos afluentes do
reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais em dois períodos
estudados / Daniela Cristina Fagundes. – Lavras : UFLA, 2015.
110 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal
de Lavras, 2015.

Orientador(a): Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Inventário. 2. Abundância. 3. Composição de espécies. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

DANIELA CRISTINA FAGUNDES

**A ICTIOFAUNA E SUAS VARIAÇÕES EM RIACHOS AFLUENTES DO
RESERVATÓRIO DE NOVA PONTE, MINAS GERAIS EM DOIS
PERÍODOS ESTUDADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 26 de fevereiro de 2015.

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

UFLA

Dr. Gilmar Bastos Santos

PUCMINAS

Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

LAVRAS – MG

2015

À minha mãe, Lourdes, fonte de dedicação, amor, amizade e sabedoria.

*Ao meu querido pai, José (in memoriam), que me ensinou a lutar e correr atrás
dos meus sonhos.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

PAULO POMPEU, como não iniciar os meus agradecimentos com o nome desse querido orientador, professor, peixólogo e acima de tudo amigo! Muito obrigada pelos seus ensinamentos, dedicação, paciência e apoio durante esses cinco anos em que estou no laboratório. Por tornar um ambiente de trabalho e de estudo tão agradável. Nunca vou me esquecer de tantos nomes que você inventa para mim, Dani Maria, Dani Chiquitita, Dani Augusta... e assim vai. Obrigada por tudo! E saiba que com você aprendi como é importante preservar os nossos ambientes aquáticos!

Ao Francisco Langeani, por ter me recebido em seu laboratório, e conferir a identificação de mais de sete mil peixinhos, além de ter me ensinado as mínimas diferenças entre eles.

Ao Gilmar Bastos e ao Marcelo Passamani, por participarem da minha banca de qualificação, e por me darem várias dicas para melhorar o meu projeto. Agradeço mais uma vez Gil, por voltar a Lavras, e por constituir a banca avaliadora, juntamente com o professor Júlio Louzada. Fica aqui o meu muito obrigada a todos!

À Cíntia, Miriam, Tatau e ao Lelê, que me receberam de braços abertos no laboratório. Com vocês aprendi a coletar em rios e riachos, além de aprender o nome científico de tantos peixinhos.

À Ciça, pela amizade e por sempre me dar dicas de como melhorar um artigo.

À minha amiga Marcela, por aguentar meu chororô antes das apresentações, por me ajudar na organização da coleta e na identificação de milhões de peixinhos. Muito obrigada, pela sua amizade e pelo companheirismo de sempre.

À equipe do Laboratório de Bentos da UFMG e do Laboratório de Ecologia de Peixes, que participaram da minha coleta. Em especial, à Letícia, Bola, Crocs, Rafa, Antônio, Igor, Débora e Aline. Letícia, Bola e Crocs, muito obrigada também, por me ajudarem na triagem!

À Mirella, pela digitação dos protocolos, e à Débora, pela padronização das planilhas.

À Nara, pela disponibilidade dos dados da amostragem de Nova Ponte em 2009. Sem eles, esse trabalho não aconteceria.

Ao Raphael Ligeiro, pela disponibilidade dos dados de distúrbio dos riachos de Nova Ponte.

À minha linda mãe, Lourdes, que sempre me proporcionou tanto amor e carinho, além de me apoiar em todas as minhas decisões. Obrigada por sempre rezar por mim, principalmente nas minhas viagens. Te amo!

Ao meu noivo, Sávio, pelo seu amor, amizade e carinho. Obrigada pela tamanha paciência, principalmente nos meus ataques de estresse durante o mestrado (risos). Só você sabe o quanto é difícil! Te amo muito!

Ao Programa Peixe Vivo, pelo apoio financeiro e pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Programa de Pós Graduação de Ecologia Aplicada, pelo suporte e estrutura.

Obrigada meu querido Deus, por tamanha felicidade que o Senhor proporciona em minha vida.

Enfim, agradeço a todos que fizeram parte dessa etapa da minha vida. Sou muito feliz em tê-los comigo!

RESUMO GERAL

Este trabalho teve como objetivo, realizar um inventário da ictiofauna em riachos afluentes de grandes reservatórios do alto rio Paraná: Nova Ponte, São Simão e Volta Grande. Os riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte foram amostrados em dois períodos: 2009 e 2013, com a finalidade de avaliar quais os melhores estimadores de riqueza para a região e qual a melhor estratégia para maximizar a riqueza de espécies de peixes: aumentar o número de pontos amostrados ou o número de campanhas em cada ponto? Foram avaliadas também, as mudanças na estrutura das comunidades de peixes, comparando-se resultados dos dois períodos de amostragens. No total, foram capturados 20.696 exemplares, pertencentes a 100 espécies. Um total de 11.530 exemplares e 41 espécies foram registradas em riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte. Destas, houve registros de espécies novas, e potencialmente novas. O melhor estimador de riqueza, a partir dos dados coletados em 2009, foi Jackknife. Já para os dados coletados em 2013, foram Chao2 e Bootstrap. A curva de acumulação de espécies, mostrou que a amostragem repetida, maximizou a riqueza registrada. As mudanças na comunidade de peixes, entre anos distintos de coleta, se deram tanto em abundância, quanto em composição de espécies, sendo que as diferenças entre coletas para um mesmo córrego, foram menos significativas do que as diferenças na fauna entre córregos. Córregos com ordens distintas, não mudaram em termos de abundância, nem em termos de composição de espécies ao longo do tempo. Em ambientes degradados, a abundância de peixes mudou mais do que em ambientes de referência e intermediários. A composição de espécies de peixes, mudou de acordo com características do habitat físico ao longo de quatro anos. A abundância média, foi a variável que mais se relacionou com a permanência das espécies (espécies constantes). Esse estudo, contribuirá para a melhor representatividade dos inventários de fauna de peixes de riachos, para o planejamento de amostragens, assim como servirá de subsídio para a criação de futuros índices de integridade biótica.

Palavras-chave: Inventário. Abundância. Composição de espécies. Habitat físico.

GENERAL ABSTRACT

This study aimed at performing an inventory of the fish fauna in tributary streams of large reservoirs of upper Paraná River: Nova Ponte, São Simão and Volta Grande. The tributary streams of the Nova Ponte Reservoir were sampled at two periods: 2009 and 2013, in order to evaluate which are the best richness estimators for the region and which is the best strategy to maximize the richness of fish species: increasing the number of sampling points or the number of campaigns at each point? We also evaluated the changes in the structure of fish communities, comparing the results from both sampling periods. In total, we captured 20,696 specimen of 100 species. A total of 11,530 specimen and 41 species were recorded in tributary streams of the Nova Ponte Reservoir. Of these, there were records of new and potentially new species. The best richness estimator, based on data collected in 2009, was Jackknife. For the data collected in 2013, it was Chao2 and Bootstrap. The species accumulation curve showed that repeated sampling maximized recorded species richness. The changes in the fish community, between different sampling years, occurred in abundance as well as in species composition, with the differences between samplings of the same stream being less significant than those of fauna between streams. Streams with distinct orders have not changed over time in terms of abundance or in terms of species composition. In degraded environments, the abundance of fish has changed more than in the reference and intermediate environments. The composition of fish species changed, over four years, according to characteristics of the physical habitat. The mean abundance was the variable that most closely correlated with the permanence of species (constant species). This study will contribute to improving the representation of the inventories of stream fish fauna, for sampling planning, in addition to serving as subsidy for the creation of future biotic integrity rates.

Keywords: Inventory. Abundancy. Species composition. Physical habitat.

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	
1	INTRODUÇÃO	10
2	REFERENCIAL TEÓRICO	11
	REFERÊNCIAS	13
	SEGUNDA PARTE - ARTIGOS.....	14
	ARTIGO 1 A ictiofauna de riachos do Alto Rio Paraná.....	14
	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	40
	ARTIGO 2 Ictiofauna dos riachos afluentes do reservatório de Nova	
	Ponte, Minas Gerais.....	49
	ARTIGO 3 Fatores determinantes da variação da estrutura das	
	comunidades de peixes de riachos da Bacia do Rio Araguari, em	
	reamostragem após quatro anos	76

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

Essa dissertação é apresentada na forma de três artigos: 1º artigo: A ictiofauna dos riachos do alto rio Paraná, que tem como objetivo principal, realizar um inventário da ictiofauna em riachos afluentes de grandes reservatórios do alto rio Paraná, em regiões até então não inventariadas; 2º artigo: Ictiofauna dos riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais, que tem como objetivo descrever a composição da ictiofauna em riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais, avaliando quais seriam os melhores estimadores de riqueza para a região, bem como a melhor estratégia para maximizar a riqueza registrada, e o 3º artigo: Fatores determinantes da variação da estrutura das comunidades de peixes de riachos da bacia do rio Araguari, em reamostragem após quatro anos, com o objetivo principal de avaliar as mudanças na estrutura das comunidades de peixes de 38 córregos que drenam para o reservatório de Nova Ponte, comparando-se resultados das amostragens realizadas em 2009 e 2013. O 1º e 2º Capítulos foram submetidos ao periódico *Biota Neotropica* (versão em inglês), seguindo assim, a formatação, de acordo com as normas da revista.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados por ações antrópicas, em decorrência dos serviços ambientais que eles prestam (MORENO; CALLISTO, 2004), causando declínio e variação das comunidades de peixes ao longo do tempo. A maioria dessas alterações é causada pela poluição das águas, construção de represas, pesca predatória, destruição e degradação da vegetação ripária, assoreamento e introdução de espécies exóticas. Assim, a preocupação com a diversidade de peixes, tem crescido acentuadamente nas últimas décadas.

Atualmente, a maior parte dessa diversidade (cerca de 21 % do total mundial) (BUCKUP; MENEZES, 2003) encontra-se nas águas doces da região Neotropical. A bacia do rio Paraná, pertencente a essa região, é a segunda maior bacia da América do Sul, com aproximadamente 2.985.000 km² (LATRUBESSE et al., 2005). Os estudos sobre a comunidade de peixes se concentram principalmente, na porção alta do rio Paraná (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Porém, há ainda, regiões inseridas nessa porção que são desconhecidas pela literatura, e que necessitam serem estudadas, principalmente, os cursos d'água de menor porte.

Os peixes que abrigam riachos de cabeceira são na maioria das vezes de pequeno e médio porte (LOWE-MCCONNEL, 1999), e colonizam uma variedade de habitat, sendo submetidos às mais variadas condições ambientais. Para isso, apresentam formas e padrões de vida variados, e desenvolvem diferentes estratégias para a sobrevivência em determinado ambiente (WOOTTON, 1991). Assim, os peixes têm sido utilizados como bioindicadores da qualidade dos ambientes aquáticos, por meio de inventários e índices de integridade biótica (KARR, 1999; LYONS, 2006). Mas, para isso, é necessário o conhecimento sobre a comunidade de peixes e o ambiente em que vivem.

Nesse contexto, se faz necessário o desenvolvimento de pesquisas que avaliem as relações entre a qualidade dos habitat físicos, o mapeamento do uso e ocupação do solo, e métricas biológicas. Assim, foram firmadas as parcerias entre a Universidade Federal de Lavras, Universidade Federal de Minas Gerais, CEFET-MG, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Oregon State University, United States Environmental Protection Agency e a Companhia Energética de Minas Gerais (Programa Peixe Vivo/CEMIG), com o objetivo principal, de desenvolver as bases para a criação de futuros índices de integridade biótica (IBI), como ferramenta para avaliar a qualidade ambiental em quatro reservatórios da CEMIG: Nova Ponte, Três Marias, Volta Grande e São Simão.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A. **Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2003. 195 p.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 41, n. 2, p. 221-234, Mar. 1999.

LATRUBESSE, E. M. et al. Grandes sistemas fluviais: geologia, geomorfologia e paleohidrologia. In: SOUZA, C. R. G. et al. (Ed.). **Quaternário no Brasil**. Ribeirão Preto: Holos, 2005. p. 276-297.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536 p.

LYONS, J. A fish-based index of biotic integrity to assess intermittent headwater streams in Wisconsin, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, Maine, v. 122, n. 1/3, p. 239-258, 2006.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do rio das Velhas, MG. In: FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S. C. N.; SILVEIRA, M. P. (Org.). **Bioindicadores da qualidade de água**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2004. p. 95-116.

WOOTTON, R. G. **Ecology of teleost fishes**. London: Chapman & Hall, 1991. 404 p.

SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

ARTIGO 1 A ictiofauna de riachos do Alto Rio Paraná

Artigo formatado e submetido ao periódico Biota Neotropica.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo realizar um inventário da ictiofauna em riachos afluentes de grandes reservatórios do alto rio Paraná, em regiões até então desconhecidas pela literatura. O estudo foi conduzido em riachos de 1ª a 3ª ordens nas bacias dos rios Araguari, Paranaíba e Grande, nas bacias de drenagem dos reservatórios das UHEs Nova Ponte, São Simão e Volta Grande, respectivamente. No total foram capturados 20.696 exemplares pertencentes a 100 espécies distribuídas em seis ordens, 20 famílias e 53 gêneros. Destes, 11.530 exemplares e 41 espécies foram registradas na bacia do Araguari, sendo que 17 dessas espécies são exclusivas. Na bacia do rio Grande, foram registrados 3.537 exemplares pertencentes a 41 espécies (11 exclusivas) e na bacia do Paranaíba, foram registrados 5.629 exemplares e 67 espécies (38 exclusivas). A riqueza média por riacho foi de 6.7 para os riachos da bacia do rio Grande, 9.0 para os riachos da bacia do Araguari e 10.9 para os riachos da bacia do rio Paranaíba. As ordens Characiformes, com 48% da riqueza total e Siluriformes, com 36% da riqueza total foram predominantes. Nesse estudo três espécies pertencentes ao grupo *scabripinnis* foram diagnosticadas como novas: *Astyanax* sp. 1 (Grande e Paranaíba), *Astyanax* sp. 2 (Araguari) e *Astyanax* sp. 3 (Araguari). Além dessas, outras três são potencialmente novas: *Characidium* sp. 1, *Characidium* sp. 2 e *Rhamdiopsis* sp. Entre todas as espécies registradas, seis são consideradas alóctones (*Cyphocharax gillii*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Knodus moenkhausii*, *Poecilia reticulata*, *Roeboides descalvadensis* e *Trichomycterus brasiliensis*). O presente trabalho contribui para o melhor conhecimento da ictiofauna de riachos do alto Parana, trazendo informações sobre regiões ainda desconhecidas pela literatura. Os inventários sobre a fauna de peixes em pequenos riachos são importantes, pois evidenciam a ocorrência de grande diversidade, incluindo um número significativo de espécies ainda não descritas. Dessa forma, esse estudo contribui para uma melhor representatividade da fauna de peixes de riachos pertencentes à bacia do alto rio Paraná, além de colaborar para o estabelecimento de estratégias para conservação deste importante componente da biodiversidade aquática.

Palavras-chave: peixes, inventário, espécie nova.

ABSTRACT

This study aimed to conduct an inventory of fish assemblages in small streams that are tributaries of large reservoirs in three previously unstudied regions of the Upper Paraná River basin. We sampled 117 streams from 1st to 3rd order in Araguari (Nova Ponte hydropower plant reservoir), Paranaíba (São Simão reservoir) and Grande (Volta Grande reservoir) drainages. In total, 20,696 specimens belonging to 100 species, 53 genera, 20 families and six orders were collected. Of these, 11,530 specimens and 41 species were recorded in Araguari, whereas 17 were exclusive to this drainage. In Grande drainage, 3,537 individuals belonging to 41 species (11 exclusive) and in Parnaíba, 5,629 specimens and 67 species (38 exclusive) were sampled. The mean richness per stream was 6.7 for Grande, 9.0 for Araguari and 10.9 for Parnaíba drainage. The predominant orders were Characiformes, 48% of the total richness, and Siluriformes, 36%. Three species were diagnosed as new: *Astyanax* sp. 1 (Grande and Paranaíba), *Astyanax* sp. 2 and *Astyanax* sp. 3 (both from Araguari), all from *scabripinnis* group. Another three were considered potentially new: *Characidium* sp. 1, *Characidium* sp. 2 and *Rhamdiopsis* sp. Among all records, eight species are not native from the Paraná basin: the exotics *Oreochromis niloticus* and *Tilapia rendalli* and the allochthonous *Cyphocharax gillii*, *Hoplerethrinus unitaeniatus*, *Knodus moenkhausii*, *Poecilia reticulata*, *Roeboides descalvadensis* and *Trichomycterus brasiliensis*. This study fills part of the existing knowledge gap about fish from small streams of the Paraná basin. Inventories of the fish fauna from these low-order water courses are important because they highlight their biodiversity relevance, including a significant number of unknown species. Our findings can therefore help inform the future development of conservation and management strategies in the studied landscapes.

Key-words: fish, species inventory, new species.

1 INTRODUÇÃO

Os vertebrados estão representados por aproximadamente 55.000 espécies e, dentre essas, mais de 31.000 são peixes, já descritas e validadas (Iucn 2008; Froese & Pauly 2009; Eschmeyer & Fong 2010). Grande parte dessa diversidade está inserida nas águas doces da região Neotropical, habitadas por cerca de 4.475 espécies de peixes descritas e aproximadamente 1.550 ainda não validadas por especialistas (Reis et al. 2003). Sendo assim, essa região é considerada a mais diversa em relação à fauna de peixes de água doce (Junk 2007).

O Brasil abrange a maior parte da região Neotropical e também abriga a maior riqueza de peixes de água doce do mundo, chegando a quase 3.000 espécies (Froese & Pauly 2009). Isso se deve, dentre outros fatores, as suas dimensões territoriais e ao fato de abranger diversos cursos d'água, incluindo as maiores bacias hidrográficas do mundo, sendo a bacia do rio Paraná a segunda maior do Brasil em termos de área de drenagem (Latrubesse et al. 2005).

O rio Paraná possui, em sua porção alta, a região mais investigada em se tratando de peixes de água doce brasileira (Agostinho et al. 2007), porém o seu conhecimento ainda é insatisfatório. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi realizar um inventário da ictiofauna em riachos afluentes de grandes reservatórios do alto rio Paraná, em regiões até então desconhecidas para a ciência.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O alto rio Paraná compreende a porção da bacia do rio Paraná a montante do antigo Salto de Sete Quedas (Bonetto 1986). Com aproximadamente 891.000 km² (10,5 % da área total do Brasil) (Agostinho et al. 2003), o alto Paraná abriga tributários importantes como os rios Araguari, Grande, Paranaíba, Paranapanema e Tietê, dentre os quais destacam-se os três primeiros, envolvidos em nosso estudo. O rio Araguari, afluente da margem esquerda do rio Paranaíba, nasce no Parque Nacional da Serra da Canastra, localizado no estado de Minas Gerais, no município de São Roque de Minas, possui 475 km de extensão e sua bacia de drenagem abrange 21.856 km² (Bacarro et al. 2004). Já o rio Grande que nasce na Serra da Mantiqueira, no município de Bocaina de Minas (MG), possui área de drenagem de 143.000 km², sendo 86.500 km² em território mineiro. Depois de percorrer 1.390 km encontra-se com o rio Paranaíba dando origem ao rio Paraná. O rio Paranaíba por sua vez nasce na Serra da Mata da Corda (MG) a 1.100 m de altitude e possui uma área de drenagem de 222.711 km², sendo que 32,1% dessa área pertence a Minas Gerais (Cetec 1983).

O presente estudo foi conduzido em riachos de 1^a a 3^a ordens nas bacias dos rios Araguari, Paranaíba e Grande, nas bacias de drenagem dos reservatórios das UHEs Nova Ponte, São Simão e Volta Grande, respectivamente. No total, 117 riachos foram amostrados sendo: 38 na região de Nova Ponte, rio Araguari (2009 e 2013), 40 na região de Volta Grande, rio Grande (2011) e 39 na região de São Simão, rio Paranaíba (2012) (Figura 1).

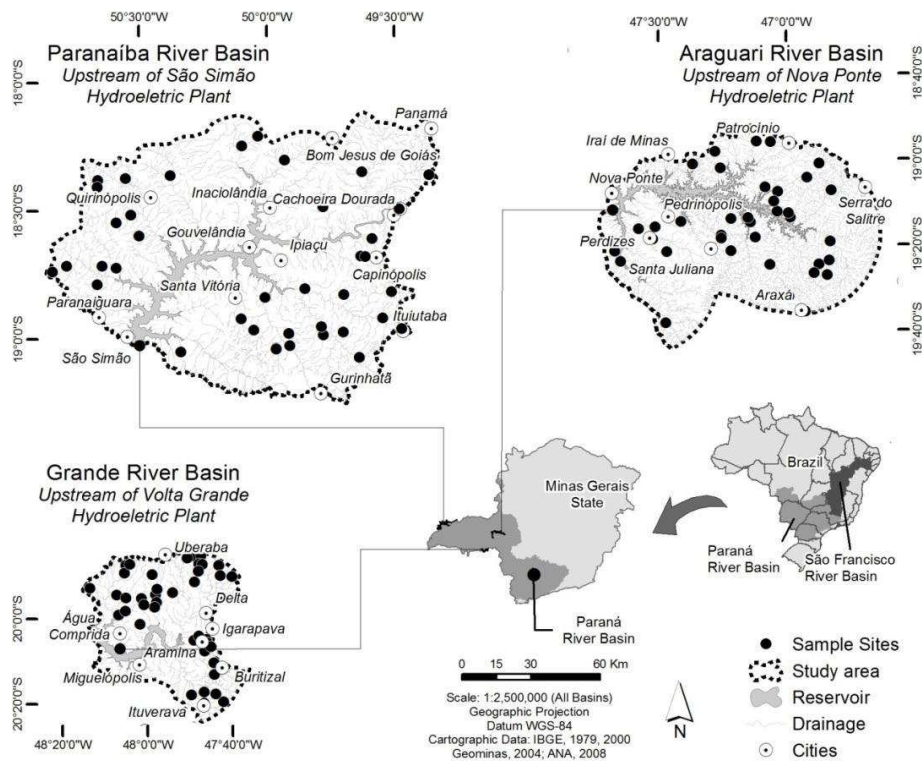


Figura 1. Mapa da rede amostral indicando os 117 riachos da bacia do alto rio Paraná amostrados.

2.2 Amostragem dos peixes e identificação

Todos os riachos foram amostrados no período de seca, no mês de setembro. O comprimento do trecho amostrado foi 40 vezes a largura média de cada riacho, sendo o mínimo de 150 m (Kaufmann et al. 1999). A amostragem em cada riacho foi padronizada considerando duas horas de coleta e uma equipe de três pessoas utilizando duas peneiras de tela mosquiteiro (80 cm de diâmetro, 1 mm de malha) e quando possível, rede de arrasto (4,0 m de comprimento, 2,0 m de altura, 5 mm de malha). Após a captura, os peixes foram colocados

imediatamente em solução aquosa de óleo de cravo. Ao constatar a morte, os exemplares foram etiquetados e fixados em solução de formol 10%. Em laboratório, foram preservados em álcool 70°GL e identificados por meio de chave de identificação (Graça & Pavanelli 2007) e ajuda de especialistas. Amostras de todas as espécies coletadas foram depositadas na Coleção de Ictiologia da Universidade Federal de Lavras (CIUFLA), Coleção do Departamento de Zoologia da Universidade Estadual Paulista, campus de São José do Rio Preto (DZSJRP), Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS (MCP), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), Museu Paraense Emilio Goeldi (MPEG) e Coleção Ictiológica do Nupélia (NUP), Universidade Estadual de Maringá (Tabela 1).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas três drenagens (Araguari, Grande e Paranaíba) foram capturados 20.696 exemplares pertencentes a 100 espécies distribuídas em seis ordens, 20 famílias e 53 gêneros. Destes, 11.530 exemplares e 41 espécies foram registradas na bacia do Araguari, sendo que 17 dessas espécies foram exclusivas, ou seja, ocorreram apenas nessa bacia. Na bacia do rio Grande, foram registrados 3.537 exemplares pertencentes a 41 espécies (11 exclusivas) e na bacia do Paranaíba, foram registrados 5.629 exemplares e 67 espécies (38 exclusivas). A riqueza média por riacho foi de 6.73 espécies para os riachos da bacia do rio Grande, 8.97 para os riachos da bacia do Araguari e 10.85 para os riachos da bacia do rio Paranaíba (Tabela 1).

As ordens Characiformes, com 48% da riqueza total e Siluriformes, com 36% da riqueza total foram predominantes, o que reflete o padrão geral para os rios localizados na América do Sul (Lowe-McConnell 1987). Langeani et al. 2007 registraram 310 espécies pertencentes a 11 ordens para a bacia do alto

Paraná, sendo que 80% delas estão representadas pelas ordens Characiformes e Siluriformes, percentual próximo ao encontrado nesse estudo. Alves et al. 2007 também registraram predominância para as ordens Characiformes (47%) e Siluriformes (32%) na porção mineira do alto Paraná.

A família Characidae, predominante nesse estudo devido a abundância de *Astyanax* sp. 3 pertencente ao grupo *scabripinnis* e *Knodus moenkhausii*, é uma das mais ricas em espécies na região neotropical (Reis et al. 2003). Possui alta diversidade de hábitos alimentares e capacidade de explorar diferentes ambientes (Kavalco & Pazza 2007). Tal fato, também foi observado por Castro et al. 2003 e 2004 e Shibatta et al. 2007 em ambientes lóticos da bacia do alto Paraná. As espécies dessa família pertencentes ao grupo *Astyanax scabripinnis* apresentam elevado número de indivíduos e grande distribuição em riachos de diferentes bacias hidrográficas do Brasil (Bertaco & Lucena 2006), principalmente na bacia do alto Paraná (Castro & Casatti 1997; Pavanelli & Caramaschi 1997). Nesse estudo três espécies pertencentes ao grupo *scabripinnis* foram diagnosticadas como novas: *Astyanax* sp. 1 (Grande e Paranaíba), *Astyanax* sp. 2 (Araguari) e *Astyanax* sp. 3 (Araguari). Além dessas, outras três são potencialmente novas: *Characidium* sp. 1, *Characidium* sp. 2 e *Rhamdiopsis* sp.

Apesar do alto Paraná ser bastante estudado tem sido muito frequente a descoberta e proposição de novas espécies. Para a região, Langeani et al. 2007 listaram 50 espécies novas de peixes, já identificadas mas em fases distintas de descrição. Dasquelas espécies, 34 ainda não foram formalmente propostas, mas 16 já se encontram descritas (*Leporinus piavussu* Britski, Birindelli & Garavello 2012; *Astyanax bockmanni* Vari & Castro 2007; *Hemigrammus parana* Marinho, Carvalho, Langeani & Tatsumi 2008; *Characidium heirmostigmata* Graça & Pavanelli 2008; *Characidium xanthopterum* Silveira, Langeani, Graça, Pavanelli & Buckup 2008; *Apteronotus acidops* Triques 2011;

Gymnorhamphichthys britskii Carvalho, Ramos & Albert 2011; *Rhinolekos britskii* Martins, Langeani & Britskii 2011; *Hypostomus multidentatus* Jerep, Shibatta & Zawadzki 2007; *Harttia absaberi* Oyakawa, Fichberg & Langeani 2013; *Neoplecostomus corumba* Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008; *Neoplecostomus selenae* Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008; *Neoplecostomus yapo* Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008; *Phalloceros harpagos* Lucinda 2008; *Phalloceros reisi* Lucinda 2008; *Laetacara araguaiaae* Ottoni & Costa 2009). Além daquelas referidas por Langeani et al. (2007), outras 27 adicionais foram descritas nos anos seguintes (*Hyphessobrycon uaiso* Carvalho & Langeani 2013; *Corumbataia britskii* Ferreira & Ribeiro 2007; *Hisonotus piracanjuba* Martins & Langeani 2012; *Microlepidogaster dimorpha* Martins & Langeani 2011; *Microlepidogaster arachas* Martins, Calegari & Langeani 2012; *Microlepidogaster longicollis* Calegari & Reis 2010; *Otothyropsis biannicus* Calegari, Lehmann & Reis 2013; *Otothyropsis polyodon* Calegari, Lehmann & Reis 2013; *Rhinolekos schaeferi* Martins & Langeani 2011; *Rhinolekos garavelloei* Martins & Langeani 2011; *Hypostomus denticulatus* Zawadzki, Weber & Pavanelli 2008; *Hypostomus heraldoi* Zawadzki, Weber & Pavanelli 2008; *Neoplecostomus bandeirante* Roxo, Oliveira & Zawadzki 2012; *Neoplecostomus botucatu* Roxo, Oliveira & Zawadzki 2012; *Neoplecostomus langeanii* Roxo, Oliveira & Zawadzki 2012; *Iheringiichthys azpelicuetae* Britskii & Azpelicueta 2012; *Trichomycterus perkoi* Datovo, Carvalho & Ferrer 2012; *Trichomycterus pirabityra* Barbosa & Azevedo Santos 2012; *Trichomycterus piratymbara* Katz, Barbosa & Costa 2013; *Trichomycterus septemradiatus* Katz, Barbosa & Costa 2013; *Pituna brevirostrata* Costa 2007; *Melanorivulus fauicireticulatus* Costa 2007; *M. illuminatus* Costa 2007; *Rivulus giarettai* Costa 2008; *Rivulus formosensis* Costa 2008; *Simpsonichthys margaritatus* Costa 2011; *Simpsonichthys nigromaculatus* Costa 2007 e *Australoheros tavaresi* Ottoni 2012).

Entre todas as espécies registradas, seis são consideradas alóctones (nativas de outros locais da região Neotropical e introduzidas na bacia do alto Paraná) (*Cyphocharax gillii*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Knodus moenkhausii*, *Poecilia reticulata*, *Roeboides descalvadensis* e *Trichomycterus brasiliensis*). *Cyphocharax gillii* e *R. descalvadensis* foram registradas apenas na bacia do Paranaíba, *H. unitaeniatus* apenas na bacia do rio Grande e *T. brasiliensis* apenas na bacia do Araguari. Já *K. moenkhausii* e *P. reticulata* foram registradas nas três bacias. *Knodus moenkhausii* (espécie alóctone mais abundante nesse estudo, principalmente no Paranaíba) é uma espécie oportunista que investe grande parte de sua energia para se reproduzir e colonizar vários tipos de ambientes, inclusive os mais degradados (Ceneviva-Bastos & Casatti 2007). *Poecilia reticulata* (segunda espécie alóctone mais abundante nesse estudo) é nativa do noroeste da América do Sul (Bisazza 1993) e tem sido introduzida em diversas regiões do mundo, pois possui potencial para o controle de mosquitos (Araujo et al. 2009). Essa espécie também possui grande capacidade de aumentar sua população em ambientes adversos, sendo indicadora de má qualidade química da água (Araujo 1983).

As duas espécies exóticas (nativas de outros continentes) registradas nesse estudo, *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*, também ocorreram em apenas uma das bacias estudadas, Paranaíba e Grande respectivamente, sendo *T. rendalli* com registro de apenas um indivíduo. Essas espécies possuem porte médio e importante valor comercial, o que provavelmente motivou a sua introdução. *Oreochromis niloticus* é originária da bacia do rio Nilo, no leste da África, sendo encontrada amplamente em regiões subtropicais e tropicais (Carvalho 2006). No Brasil ela foi introduzida na década de 70, por intermédio do Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) nos açudes do nordeste, espalhando-se para todo o país (Castagnolli 1996). É classificada como

uma praga e tem sido relatada como um impacto negativo ao ecossistema após a sua introdução (Froese & Pauly 2010).

Entre as espécies migradoras *Brycon orbignyanus* foi registrada na bacia do Grande e do Paranaíba, ao passo que *Leporinus friderici* ocorreu apenas na bacia do Paranaíba, com registro de apenas um indivíduo. Espécies migradoras na fase adulta são na maioria das vezes residentes em riachos de maior porte ou em rios de médio e grande porte, sendo eventualmente encontradas em riachos de pequena ordem na fase jovem (Godinho & Pompeu 2003). A piracanjuba (*B. orbignyanus*) é considerada ameaçada de extinção em Minas Gerais, segundo a IUCN (categoria de ameaça: em perigo – EN) (Machado et al. 2005; Alves et al. 2007), devido a degradação do seu habitat, que está ligado diretamente à eliminação da cobertura ciliar, poluição e construção de hidrelétricas (Santos 2010).

O presente trabalho espera contribuir para o melhor conhecimento da ictiofauna de riachos do alto Parana, trazendo informações sobre regiões ainda desconhecidas pela literatura. Os inventários sobre a fauna de peixes em pequenos riachos são importantes, pois evidenciam a ocorrência de grande diversidade, incluindo um número significativo de espécies ainda não descritas. Dessa forma, esse estudo contribuirá para uma melhor representatividade da fauna de peixes de riachos pertencentes à bacia do alto rio Paraná, além de colaborar para o estabelecimento de estratégias para conservação deste importante componente da biodiversidade aquática.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem as equipes do Laboratório de Ecologia de Peixes (UFLA) e do Laboratório de Ecologia de Bentos (UFMG) pelo auxílio nas coletas, aos especialistas Cláudio Zawadzki, Guilherme Dutra, Naércio Menezes, Roberto Reis e Wolmar Wosiacki pela ajuda na identificação das espécies, ao IBAMA pela licença de coleta (10327-1) e aos donos das propriedades rurais por autorizarem a entrada para execução das amostragens. Agradecemos também a Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais FAPEMIG (CRA 03147/11), o P&D ANEEL/CEMIG GT 487 pelo financiamento do projeto e pela concessão de bolsas de estudo; e à FAPESP e ao CNPq pelos auxílios para estudo da ictiofauna do alto Paraná e modernização da coleção de peixes DZSJRP (FL).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SUZUKI, H. I., JULIO, Jr., H. F. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. In CROSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. Migratory Fishes of South America Victoria: world Fisheries Trust, p. 20-98.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., PELICICE, F. M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 2007. 501p.
- ALVES, C. B. M., VIEIRA, F., MAGALHÃES, A. L. B., BRITO, M. F. G. 2007. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: presente situation and prospects. In BERT, M. T. Ecological and genetic implications of aquaculture activities, Dordrecht: Springer, p. 291-314.

- ARAUJO, F. G. PEIXOTO, M. G., PINTO, B. C. T., TEIXEIRA, T. P. 2009. Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. *Braz. J. Biol.* 69(1): 41-48.
- ARAUJO, J. R. S. 1983. Projeto de biodetecção de tóxicos em sistemas fluviais de utilização em captação de água para sistemas públicos de abastecimento. *Cadernos FEEMA, Série Congressos* 17(83): 1-129.
- BACARRO, C. A., MEDEIROS, S. M., FERREIRA, I. L., RODRIGUES, S. C. 2004. Mapeamento Geomorfológico da Bacia do Rio Araguari (MG). LIMA, S. C. & SANTOS, R. J. (Org.). In: *Gestão Ambiental da Bacia do Rio Araguari – rumo ao desenvolvimento sustentável*. Uberlândia: CNPq, p. 1-20.
- BERTACO, V. A. & LUCENA, C. A. S. 2006. Two new species of *Astyanax* (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) from eastern Brazil, with a synopsis of the *Astyanax scabripinnis* species complex. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 53-60.
- BISAZZA, A., MANFREDI, S., PILASTRO, A., 2000. Sexual competition, coercive mating and mate assessment in the one-sided livebearer, *Jenynsia multidentata*: are they predictive of sexual dimorphism? *Ethology*, 106(11): 961-978.
- BONETTO, A. A. 1986. The Paraná river system. In: DAVIES, B. R.; WALKER, K. F. *The ecology of river systems*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, p. 541-555.
- CARVALHO, E. D. 2006. Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede nas represas dos grandes tributários do alto Paraná (Tietê e Paranapanema): o pescado, a ictiofauna agregada e as condições limnológicas. Relatório Científico (FAPESP). Botucatu, SP. 46p.

- CARVALHO, L. M. T. & SCOLFORO, J. R. 2008. Inventário florestal de Minas Gerais: monitoramento da flora nativa 2005–2007. Lavras: Ed da UFLA, 357 p.
- CASTAGNOLLI, N. 1996. Aqüicultura para o ano 2000. Brasília: CNPq, 95p.
- CASTRO, R. M. C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, Southeastern Brasil. *Ichthyological Exploration Freshwaters*, Cornol, 7(4): 337-352.
- CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., FERREIRA, K. M., RIBEIRO, A. C., BENINE, R. C., DARDIS, G. Z. P., MELO, A. L. A., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., GIBRAN, F. Z., LIMA, F. C. T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Parapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?articleBN01703012003>.
- CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., MELO, A. L. A., MARTINS, L. S. F., FERREIRA, K. M., GIBRAN, F. Z., BENINE, R. C., CARVALHO, M., RIBEIRO, A. C., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., DARDIS, G. Z. P., STOPIGLIA, R., LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande, no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 4(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?Article+BN0170402004>.
- 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*, 97: 7-15.
- COUTINHO, L. M. 2006. O conceito de bioma. *Acta Botânica Brasileira*, 20(1): 13-23.
- ESCHMEYER, W. N. & FONG, J. D. Species of Fishes by family/subfamily. Disponível em: <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/speciesbyfamily>. Asp. Acesso em fev. 2010.

- FROESE, R. & PAULY, D. FishBase.World Wide Web electronic publication.<http://www.fishbase.org/home.htm>. Acesso em fev. 2009.
- FROESE, R. & PAULY, D. FishBase.World Wide Web electronic publication.<http://www.fishbase.org/home.htm>. Acesso em 2010.
- GODINHO, A. L, POMPEU, P. S. A importância dos ribeirões para os peixes de piracema. In: GODINHO, H. P, GODINHO, A. L. (Org.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco da Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p.361-372.
- IUCN Summury statistics 2008 Red list.Disponível em http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/red_list/2008_red_list_summary_statisticsQindex.cfm. Acesso em nov.2008.
- KAUFMANN, P. R, LEVINE, P., ROBISON, E. G., SEELIGER, C., PECK, D. V. 1999. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. Washington, D. C.: EPA/620/R-99/003, U.S. Biodiversity Environmental Protection Agency, 102 p.
- KAVALCO, K. F. & PAZZA R. 2007. Aspectos biogeográficos de componentes da ictiofauna da América Central. ConScientia e Saúde 6(1): 147-153.
- LANGEANI, F., CASTRO, R. M. C., OYAKAWA, O. T., SHIBATTA, O. A., PAVANELLI, C. S., CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotropica, Campinas, 5(1): 75-78.
- LOWE-McCONNELL, R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 382 p.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo.
- MACHADO, A. B. M., MARTINS, C. S., DRUMMOND, G. M. 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

- PAVANELLI, C. S. & CARAMASCHI, E. P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, München, 8(1): 23-31.
- REIS, R. E., KULLANDER, S. O., FERRARIS, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729 p.
- SANTOS, G. B. 2010. A ictiofauna da bacia do alto Paraná (rio Grande e rio Paranaíba). *MG Biota*, 2(6).
- SHIBATTA, A. O., GEALH, A. M., BENNEMANN, S. T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, 7(2): 125-134.

ANEXO

Tabela 1. Espécies de peixes amostrados em riachos da bacia do alto rio Paraná. N = número de indivíduos, CI-UFLA = número das espécies depositadas na Coleção de Peixes da Universidade Federal de Lavras (UFLA), DZSJRP = Coleção do Departamento de Zoologia de São José do Rio Preto, MCP = Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, MPEG = Museu Paraense Emilio Goeldi, MZUSP = Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, NUP = Coleção ictiológica do Nupélia. * = Espécies alóctones, ** = espécies exóticas, *** = espécies migradoras, **** = novas espécies, X = espécies que não foram depositadas em coleção.

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
Acestrorhynchidae	(N)	(N)	(N)		
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	1	-	5	CIUFLA	0460/X
Anostomidae					
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794) ***	-	-	1		X

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945	-	-	1		X
<i>Leporinus microphthalmus</i> Garavello 1989	26	-	3	CIUFLA	0483/0841
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915	-	-	2	CIUFLA	0842
<i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski 1987	-	-	2	CIUFLA	0843
<i>Leporinus piavussu</i> Britski, Birindelli & Garavello 2012	-	-	1		X
<i>Leporinus striatus</i> Kner 1858	-	-	2	CIUFLA	0844

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
Characidae					
<i>Glandulocaudinae</i> sp.	1	-	-	MZUSP	114314
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy 1903	-	-	5		X
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski 2000	44	29	95	CIUFLA	0464/0769/0749/0807
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro 2007	-	67	156	CIUFLA	0750/0808
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	31	18	315	CIUFLA	0770/0751/0809
<i>Astyanax</i> sp. 1****	-	838	192	CIUFLA	0752/0810
<i>Astyanax</i> sp. 2****	1002	-	-	CIUFLA	0463/0771

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Astyanax</i> sp. 3 ****	3347	-	-	CIUFLA	0465/0772
<i>Bryconamericus</i> cf. <i>stramineus</i>	-	1	-	CIUFLA	0881
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann 1908	5	12	4	CIUFLA	0467/0773/0754/0812
<i>Bryconamericus turiuba</i> Langeani, Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira 2005	61	110	-	CIUFLA	0774/0755
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850) ***	-	3	1	CIUFLA	0753/0811
<i>Hasemania</i> sp.	2	-	32	CIUFLA	0783/822
<i>Hemigrammus parana</i> Marinho, Carvalho, Langeani & Tatsumi 2008	308	-	-	CIUFLA	0784

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882)	-	-	8	CIUFLA	0826
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903) *	528	18	2517	CIUFLA CIUFLA	0481/0789/ 0734/0839
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908	-	-	1	CIUFLA	0845
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner 1907)	-	-	14	CIUFLA	0846
<i>Oligosarcus</i> cf. <i>planaltinae</i>	6	-	-	CIUFLA	0486/0792
<i>Oligosarcus pinto</i> Amaral Campos 1945	-	17	-	CIUFLA	0736

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	142	24	145	CIUFLA	0489/0795/0738/0849
				DZSJRP	20030/20031
<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler 1932*	-	-	5	CIUFLA	0855
<i>Serrapinus</i> sp. 1	-	-	40	CIUFLA	0861
				DZSJRP	18692/18696
<i>Serrapinus</i> sp. 2	-	-	127	CIUFLA	0862
				DZSJRP	18709
<i>Triportheus nematurus</i> (Kner 1858)	-	-	12	CIUFLA	0858

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
Crenuchidae					
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	4	-	-	CIUFLA	0776
<i>Characidium gomesi</i> Travassos 1956	30	41	45	CIUFLA	0777/0757/0814
<i>Characidium</i> sp. 1****	-	76	-	CIUFLA	0863
<i>Characidium</i> sp. 2****	141	-	-	CIUFLA	0469/0778
<i>Characidium xanthopteron</i> Silveira, Langeani, da Graça, Pavanelli & Backup 2008	20	-	-	CIUFLA	0471
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann 1909	-	-	306	CIUFLA	0815
Curimatidae					

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Cyphocharax gilli</i> Eigenmann & Kennedy, 1903*	-	-	4		X
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	-	-	10	CIUFLA	0856
Erythrinidae					
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)*	-	1	-	CIUFLA	0766
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864)	3	3	3	CIUFLA	0475/0763/0824
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	6	-	1	CIUFLA	0476/0785/0825
Lebiasinidae					
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903	-	12	4	CIUFLA	0740/0852

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CHARACIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
Parodontidade					
<i>Apareiodon</i> cf. <i>piracicabae</i>	-	-	5	CIUFLA	0804
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos 1944	158	32	119	CIUFLA	0461/0768/0747/0805
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	6	-	-	CIUFLA	0487/0793
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae					
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda 2008	2017	2	-	CIUFLA	0488/0794/0737
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859*	43	532	112	CIUFLA	0490/0796/0739/0851

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
CYPRINODONTIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
Rivulidae					
<i>Rivulus apiamici</i> Costa 1989	-	-	11	CIUFLA	0854
GYMNOTIFORMES					
Gymnotidae					
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	-	-	1	CIUFLA	0820
<i>Gymnotus</i> cf. <i>inaequilabiatus</i>	-	1	-	CIUFLA	0760
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999	16	16	3	CIUFLA	0474/0782/0761/0821
Sternopygidae					

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
GYMNOTIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello 1966	-	-	7	CIUFLA	0818
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836)	-	-	3	CIUFLA	0819
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	1		X
PERCIFORMES					
Cichlidae					
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983	9	2	10	CIUFLA	0779/0765/0816
<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman 1911	-	-	2	CIUFLA	0817
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	47	13	-	CIUFLA	0473/0781/0759

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
PERCIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa	-	-	29	CIUFLA	0840
2009					
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	-	-	81	CIUFLA	0847
**					
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger 1897) **	-	1	-	CIUFLA	0744
SILURIFORMES					
Auchenipteridae					
<i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930)	-	1	1	CIUFLA	0764/X
Callichthyidae					
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker 1976	-	22	208	CIUFLA	0748/0806

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
SILURIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Corydoras difluviatilis</i> Britto & Castro	70	2	-	CIUFLA	0472/0780/0758
2002					
Cetopsidae					
<i>Cetopsis gobioides</i> Kner 1858	-	-	1		X
Heptapteridae					
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes 1959	45	60	20	CIUFLA	0468/0775/0756/0813
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala 1989	-	3	7	CIUFLA	0732/0836
<i>Imparfinis</i> cf. <i>schubarti</i>	-	-	2	CIUFLA	0837
<i>Imparfinis longicauda</i> (Borodin 1927)	-	-	5		X

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
SILURIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes 1956)	3	11	65	CIUFLA	0480/0788/0733/0838
<i>Phenacorhamdia</i> cf. <i>unifasciata</i>	-	-	8	CIUFLA	0848
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835)	-	-	36	CIUFLA	0850
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	37	44	21	CIUFLA	0491/0797/0741/0853
<i>Rhamdiopsissp.</i> ****	72	13	-	CIUFLA	0479/0798/0742
Loricariidae					
<i>Hisonotus piracanjuba</i> Martins & Langeani 2012	-	-	183	CIUFLA	0823

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
SILURIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering 1928)	-	98	-	CIUFLA	0762
				MUP	48252/48253/48254/48255/ 48256/48257/48258/48259
<i>Hypostomus</i> aff. <i>Nigromaculatus</i>	-	235	89	CIUFLA	0864/0834
				NUP	16115/16117/16126/16130/16132
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	-	499	59	CIUFLA	0865/0827
				NUP	16426/16427/16428/16429/ 16430/16431/16432/16434/ 16435/16436/16437/16438

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
SILURIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Hypostomus</i> cf. <i>paulinus</i>	-	-	56	CIUFLA	0828
<i>Hypostomus</i> cf. <i>topavae</i>	-	-	45	CIUFLA	0829
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart 1964)	-	198	-	NUP	16112/16113/16114/16116/16118/16124/ 16128/16129/16131/16134/16135/16136
<i>Hypostomus</i> sp. 1	741	-	-	CIUFLA	0477/0786
<i>Hypostomus</i> sp. 2	109	-	-	CIUFLA	0478/0787
<i>Hypostomus</i> sp. 3	-	-	82	CIUFLA	0830
<i>Hypostomus</i> sp. 4	-	-	148	CIUFLA	0831

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
SILURIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Hypostomus</i> sp. 5	-	-	94	CIUFLA	0832
<i>Hypostomus</i> sp. 6	-	-	26	CIUFLA	0833
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan 1908)	-	6	26	CIUFLA NUP	0835 16123/16127/16133/16433
<i>Microlepidogaster arachas</i> Martins, Calegari & Langeani 2013	512	-	-	CIUFLA	0484/0790
<i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani 1990	-	13	-	CIUFLA	0735
<i>Neoplecostomus</i> sp.	79	-	-	CIUFLA	0485/0791
Trichomycteridae					

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
SILURIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
<i>Trichomycterus</i> aff. <i>Brasiliensis</i>	-	176	-	CIUFLA	0745
				MPEG	24986
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken 1874*	258	-	-	CIUFLA	0800
<i>Trichomycterus candidus</i> (Miranda Ribeiro 1949)	-	284	-	CIUFLA	0746
				MPEG	24979
<i>Trichomycterussp.</i> 1	1418	-	-	CIUFLA	0493/0801
<i>Trichomycterussp.</i> 2	177	-	-	CIUFLA	0732/0802
<i>Trichomycterussp.</i> 3	2	-	-	CIUFLA	0803

Tabela 1, continua

TAXON	Bacia do alto rio Paraná			Coleção	Número de tombo
SYNBRANCHIFORMES	Araguari	Grande	Paranaíba		
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	3	3	4	CIUFLA	0492/0799/0743/0857
Abundância Total	11530	3537	5629		
Riqueza Total	41	41	67		
Riqueza média por riacho	8.97	6.73	10.85		
Espécies exclusivas	17	11	38		

**ARTIGO 2 Ictiofauna dos riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte,
Minas Gerais**

Artigo formatado e submetido ao periódico Biota Neotropica.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo descrever a composição da ictiofauna em riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, MG, avaliar quais os melhores estimadores de riqueza para a região e analisar qual a melhor estratégia para maximizar a riqueza registrada. Trinta e oito riachos foram amostrados em dois períodos: setembro de 2009 e 2013. Foram criadas três diferentes curvas de acumulação: amostragens de 2009; amostragens de 2013; amostragens de 2009 e 2013 em conjunto, considerando-se a riqueza total amostrada por córrego. Para avaliar se a repetição de amostragem em um mesmo córrego ou o aumento do número de córregos amostrados resulta em um inventário mais completo, foi comparado para as duas opções o número de córregos necessários para a amostragem de 90% e 50% da riqueza final registrada. No total coletou-se 11.530 exemplares de peixes pertencentes a 41 espécies. Destas, três (*Poecilia reticulata* Peters 1859, *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy 1903) e *Trichomycterus brasiliensis* Lütken 1874) são consideradas alóctones. Quando comparadas as duas diferentes estratégias de amostragem, observou-se que seriam necessários seis (2013) ou nove (2009) riachos para a amostragem de 50% da fauna em uma única ocasião, ou quatro riachos amostrados em duas ocasiões. Para registro de 90% da fauna seriam necessários 25 riachos amostrados nas duas ocasiões. Para a coleta de 2009 e 2013 separadamente, não seria possível amostrar 90% da fauna com o conjunto de riachos amostrados. Enquanto que a partir dos dados coletados em 2009 estimadores Jackknife seriam os mais adequados, para 2013 Chao2 e Bootstrap se aproximaram mais da riqueza final observada. Este trabalho contribuirá para a maximização dos recursos e para o planejamento de amostragens, bem como para uma melhor representatividade dos inventários de fauna de peixes de riachos.

Palavras-chave: peixes, esforço amostral, estimadores de riqueza.

ABSTRACT

This study sought to describe the composition of ichthyofauna in the tributary streams, of the Nova Ponte reservoir, MG, assess what the best richness indicators are for the region and analyze the best strategy to maximize species inventory. Thirty-eight streams were sampled in two periods: September 2009 and 2013. Three different accumulation curves were created: samplings from 2009; samplings from 2013 and joint samplings from 2009 and 2013. To assess whether sampling replication in the same stream or the increase of the number of streams sampled results in a more complete inventory, the number of streams necessary for the sampling of 90% and 50% of the final registered richness, for the two options, was compared. In total 11,530 fish specimens belonging to 41 species were collected. Of these, three (*Poecilia reticulata* Peters 1859, *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy 1903) and *Trichomycterus brasiliensis* Lütken 1874) are considered allochthonous. When comparing the two different sampling strategies, we found that it would take six (in 2013) or nine (in 2009) streams for sampling 50% of the fauna on a single occasion, or four streams sampled on the two occasions. To register 90% of the fauna, it would take 25 streams on the two occasions. For the 2009 and 2013 collection separately, it would not be possible to sample 90% of the fauna with the joint set of streams sampled. While from the data collected in 2009 Jackknife estimators would be the most appropriate, for 2013 Chao2 and Bootstrap were closer to the final observed richness. This work will contribute to maximizing resources when planning sampling, as well as to the better representation of inventories of stream fish fauna.

Keywords: fish, richness estimators, sampling effort.

1 INTRODUÇÃO

A fauna de vertebrados abrange cerca de 55.000 espécies, sendo que aproximadamente 28.000 são peixes (Nelson 2006). As águas doces neotropicais são as mais ricas e incluem 4.475 espécies de peixes descritas e 1.550 ainda não validadas, totalizando mais de 6.000 espécies (Reis et al. 2003; Langeani 2007; Oyakawa & Menezes 2011; Gonçalves & Braga 2013). O Brasil abriga a maior parte dessa diversidade com ocorrência de 2.587 espécies (Buckup 2007).

O alto rio Paraná é a bacia mais investigada do território brasileiro (Agostinho et al. 2007), possuindo cerca de 310 espécies descritas (Langeani 2007). A porção alta dessa bacia hidrográfica drena cinco estados: Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná e São Paulo. Entretanto, a maior parte dos estudos foram realizados em drenagens nos estados de São Paulo e Paraná (Langeani et al. 2007). Inventários sobre a fauna de peixes em pequenos riachos evidenciam a ocorrência de grande diversidade para essa bacia (Castro et al. 2005; Langeani et al. 2005), incluindo um número significativo de espécies ainda não descritas (Castro et al. 2003, 2004 e 2005).

Apesar do grande número de estudos ictiológicos realizados para riachos do alto rio Paraná, seu conhecimento ainda é insatisfatório, principalmente no estado de Minas Gerais. Inventários de riachos nesta região foram realizados apenas para as regiões do rio Aiuruoca (Casarim et al. 2012) e de Carrancas (Pompeu et al. 2009), no alto rio Grande, não estando disponíveis estudos sobre a fauna de cursos d'água de menor porte da bacia do rio Paranaíba.

Apesar da grande diversidade de peixes encontrada em riachos de pequena ordem, ainda existem dúvidas sobre como dimensionar o esforço de pesca para uma boa representação da fauna de peixes nesses riachos. Determinar qual esforço amostral é adequado é difícil devido a variabilidade entre fluxos (Lyons 1992), a limitação de recursos e também ao comportamento e a raridade

das espécies (Kanno et al. 2009). Nas regiões tropicais a diversidade beta atua ainda como um complicador (Schneck & Melo 2010). Dessa forma, amostragens mais abrangentes são menos propensas a omitir espécies, especialmente as raras (Lyons 1992). Porém, restam dúvidas se o maior número de pontos de coleta, ou se a repetição de amostragens no mesmo ponto constitui a melhor estratégia para a maximização do esforço de amostragem.

Uma das estratégias para avaliar a efetividade de uma amostragem no levantamento de biodiversidade consiste no uso de estimadores de riqueza (Palmer 1990). No entanto, existem dúvidas sobre quais seriam mais adequados para o estudo de peixes de riachos, já que estes dependem da estrutura da assembleia estudada e também de como os dados foram coletados (Dias 2004).

Este trabalho teve como objetivo descrever a composição da ictiofauna em riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais e avaliar os melhores estimadores de riqueza para a região, bem como a melhor estratégia para maximizar a riqueza registrada: aumentar o número de pontos amostrados ou o número de campanhas em cada ponto?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O rio Araguari nasce no parque nacional da Serra da Canastra, em São Roque de Minas, a 1.400 metros de altitude. Possui uma área de 21.856 Km², sendo um dos principais afluentes do rio Paranaíba, bacia do rio Paraná. Está localizado na mesorregião do Triângulo Mineiro (Paula et al., 2013), sudoeste de Minas Gerais, e seus rios estão inseridos no bioma Cerrado, um dos hotspots de biodiversidade (Myers et al., 2000). O domínio é formado por um mosaico de

diferentes vegetações como pastagens, florestas e matas ciliares (Coutinho, 2006). As matas ciliares ocupam 5% da área do Cerrado e contém 32% de sua biodiversidade (Bustamante et al., 2012). O clima do Cerrado, segundo o sistema Köppen é classificado como tropical savana com temperatura média anual de 23°C. É caracterizado por duas estações bem definidas: uma estação seca (maio a setembro) e uma estação chuvosa (outubro a março). A precipitação média anual varia de 1.300 a 1.700 mm (Vrieling et al., 2007).

2.2 Metodologia

Quarenta riachos da bacia hidrográfica que drenam para o reservatório de Nova Ponte, alto rio Araguari, foram amostrados em dois períodos: setembro de 2009 e setembro de 2013, porém dois deles não foram considerados, pois não foi coletado nenhum indivíduo em pelo menos uma das campanhas. Os riachos amostrados possuem ordem de Strahler (1957) inferior a quatro (Figura 1).

Cada riacho foi amostrado uma única vez em cada campanha. A distância do trecho amostrado foi 40 vezes à largura média de cada riacho, respeitando um mínimo de 150 metros (Kaufmann et al., 1999). Os peixes foram capturados utilizando-se duas peneiras com 80 cm de diâmetro e malha de tela mosquiteiro (1 mm) e, quando possível, devido as condições do riacho, rede de arrasto de 4,0 m de comprimento e altura de 2,0 m com malha picaré de 5 mm entre nós opostos. Para cada riacho foi estabelecido um tempo de coleta padronizado (duas horas por riacho). Após a captura, os peixes foram colocados imediatamente em solução de óleo de cravo. Ao constatar a morte, os exemplares foram etiquetados e fixados em solução de formol 10%. Em laboratório, foram identificados taxonomicamente e preservados em álcool 70°GL. Posteriormente as amostras das espécies coletadas foram depositadas na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CIUFLA), na Coleção do Departamento de

Zoologia de São José do Rio Preto (DZSJRP) e no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) (Tabela I).

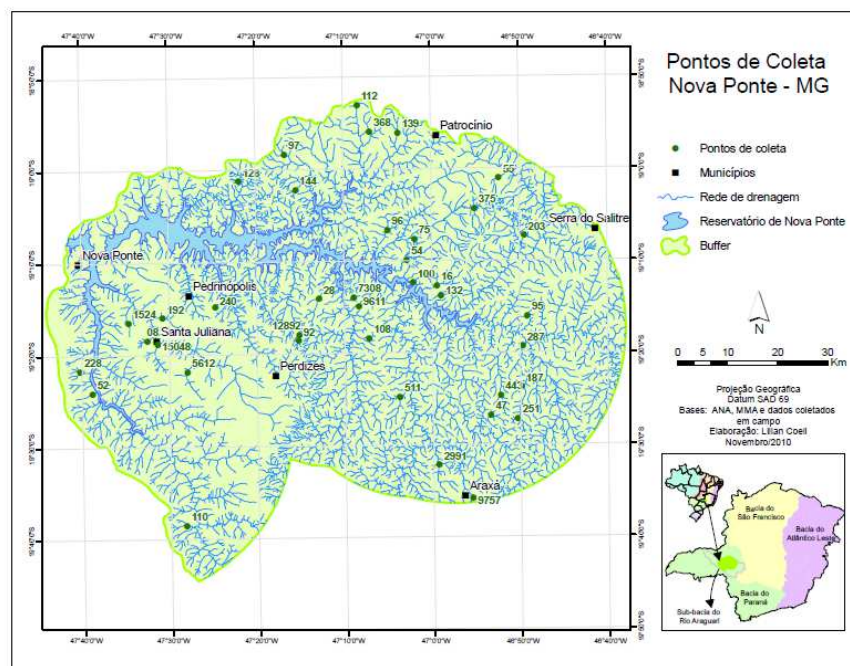


Figura 1. Rede amostral indicando os 38 riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais nas amostragens de setembro de 2009 e setembro de 2013.

Curvas de acumulação de espécies foram criadas para todos os riachos amostrados que drenam o reservatório de Nova Ponte, MG, onde pelo menos uma espécie de peixe foi capturada nas duas campanhas (2009 e 2013) através do software EstimateS 9.0 (Colwell 2013). Foram criadas três diferentes curvas: amostragens de 2009; amostragens de 2013; amostragens de 2009 e 2013 em conjunto, considerando-se a riqueza total amostrada por córrego.

Para avaliar se a repetição da amostragem em um mesmo córrego ou o aumento do número de córregos amostrados resulta em um inventário mais completo, foi comparado para as duas opções o número de córregos necessário para a amostragem de 90% e 50% da riqueza final registrada. Essa porcentagem (90%) foi escolhida, pois é satisfatória para representar as assembleias de peixes (Angeirneier & Smogor 1995, Hughes 2002). Foi ainda comparado a riqueza amostrada em 10, 20, 30 e 38 córregos para as campanhas de 2009 e 2013.

Para as campanhas de 2009 e 2013 foram ainda calculados os estimadores não paramétricos Jackknife 1 e 2, Chao 1 e 2 e Bootstrap, por meio do programa EstimateS 9.0 software (Colwell 2013), sendo estes comparados com a riqueza final amostrada.

3 RESULTADOS

No total foram coletados 11.530 exemplares de peixes pertencentes a seis ordens, 14 famílias, 29 gêneros e 41 espécies (Tabela 1). Destes, 4365 exemplares e 32 espécies foram registradas em 2009 e 7165 exemplares e 36 espécies foram registradas em 2013. A riqueza média por riacho em 2009 foi de 6,10 e em 2013 foi de 7,07. Entre todas as espécies registradas, três (*Poecilia reticulata*, *Knodus moenkhausii* e *Trichomycterus brasiliensis*) são consideradas alóctones. A ordem Characiformes foi a mais representativa em termos de riqueza de espécies e número de indivíduos (Figura 2). A família Characidae foi predominante principalmente devido a abundância das espécies *Astyanax* sp. 2 e *Astyanax* sp. 3, ambas pertencentes ao grupo *scabripinnis* (Figura 3).

As diferentes curvas de acumulação de espécies apresentaram aumento gradual do número de espécies com o aumento do número de amostras, sem estabilização clara, mesmo quando as coletas realizadas em 2009 e 2013 foram agrupadas (Figura 4).

Quando comparadas as duas diferentes estratégias de amostragem, observou-se que seriam necessários seis (2013) ou nove (2009) riachos para a amostragem de 50% da fauna, ou quatro riachos amostrados em duas ocasiões (Figura 4). Para registro de 90% da fauna seriam necessários 25 riachos amostrados duas vezes. Para a coleta de 2009 e 2013, não seria possível amostrar 90% da fauna com o conjunto de riachos amostrados. Diferenças na representatividade das capturas entre os dois anos de coleta são nítidas, independentemente do número de riachos amostrados (Figura 5).

A comparação dos valores dos diferentes estimadores de riqueza a partir das coletas realizadas em 2009 e 2013 com a riqueza total registrada indica que não é possível escolher, a priori, o melhor a ser utilizado. Enquanto que a partir dos dados coletados em 2009 estimadores Jackknife seriam os mais adequados, para 2013 Chao 2 e Bootstrap se aproximariam mais da riqueza final observada (Tabela 2).

Tabela 1. Espécies de peixes coletadas nos riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais em setembro de 2009 e 2013. N = número de indivíduos coletados, CI-UFLA = número de tombo na coleção de peixes da Universidade Federal de Lavras (UFLA) ou no MZUSP114314 = Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, * = espécie alóctone.

TAXON	N	2009	2013
CHARACIFORMES			
Acestrorhynchidae			
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	1	CI-UFLA 0460	
Anostomidae			
<i>Leporinus microphthalmus</i> Garavello 1989	26	CI-UFLA 0483	

Tabela 1, continua

TAXON	N	2009	2013
CHARACIFORMES			
Characidae			
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski 2000	46	CI-UFLA 0464	CI-UFLA 0769
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	31		CI-UFLA 0770
<i>Astyanax</i> sp. 2 (grupo scabripinnis)	1002	CI-UFLA 0463	CI-UFLA 0771
<i>Astyanax</i> sp. 3 (grupo scabripinnis)	3347	CI-UFLA 0465	CI-UFLA 0772
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann 1908	5	CI-UFLA 0467	CI-UFLA 0773
<i>Bryconamericus turiuba</i> Langeani, Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira 2005	61		CI-UFLA 0774
<i>Glandulocaudinae</i> sp.	1	MZUSP 114314	
<i>Hasemania</i> sp.	2		CI-UFLA 0783
<i>Hemigrammus parana</i> Marinho, Carvalho, Langeani & Tatsumi 2008	308		CI-UFLA 0784
* <i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903)	528	CI-UFLA 0481	CI-UFLA 0789
<i>Oligosarcus</i> cf. <i>planaltinae</i> Menezes & Géry 1983	6	CI-UFLA 0486	CI-UFLA 0792
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	142	CI-UFLA 0489	CI-UFLA 0795 MZUSP 20030 MZUSP 20031
Crenuchidae			
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i> Eigenmann 1909	4		CI-UFLA 0776
<i>Characidium gomesi</i> Travassos 1956	30		CI-UFLA 0777
<i>Characidium</i> sp. 2	141	CI-UFLA 0469	CI-UFLA 0778
<i>Characidium xanthopterum</i> Silveira, Langeani, da Graça, Pavanelli & Buckup 2008	20	CI-UFLA 0471	
Erythrinidae			
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864)	3	CI-UFLA 0475	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	6	CI-UFLA 0476	CI-UFLA 0785
Parodontidae			

Tabela 1, continua

TAXON	N	2009	2013
CHARACIFORMES			
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos 1944	158	CI-UFLA 0461	CI-UFLA 0768
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	6	CI-UFLA 0487	CI-UFLA 0793
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda 2008	2017	CI-UFLA 0488	CI-UFLA 0794
* <i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	43	CI-UFLA 0490	CI-UFLA 0796
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999	16	CI-UFLA 0474	CI-UFLA 0782
PERCIFORMES			
Cichlidae			
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983	7		CI-UFLA 0779
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	47	CI-UFLA 0473	CI-UFLA 0781
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
<i>Corydoras difluviatilis</i> Britto & Castro 2002	70	CI-UFLA 0472	CI-UFLA 0780
Heptapteridae			
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes 1959	45	CI-UFLA 0468	CI-UFLA 0775
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes 1956)	3	CI-UFLA 0480	CI-UFLA 0788
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	37	CI-UFLA 0491	CI-UFLA 0797
<i>Rhamdiopsis</i> sp.	72	CI-UFLA 0479	CI-UFLA 0798
Loricariidae			
<i>Hypostomus</i> sp.	741	CI-UFLA 0477	CI-UFLA 0786
<i>Hypostomus</i> sp.2	109	CI-UFLA 0478	CI-UFLA 0787
<i>Microlepidogaster arachas</i> Martins, Calegari & Langeani 2013	512	CI-UFLA 0484	CI-UFLA 0790
<i>Neoplecostomus</i> sp.	79	CI-UFLA 0485	CI-UFLA 0791
Trichomycteridae			

Tabela 1, continua

TAXON	N	2009	2013
SILURIFORMES			
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken 1874	258		CI-UFLA 0800
<i>Trichomycterus</i> sp.	1418	CI-UFLA 0493	CI-UFLA 0801
<i>Trichomycterus</i> sp.1	177	CI-UFLA 0732	CI-UFLA 0802
<i>Trichomycterus</i> sp.3	2		CI-UFLA 0803
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	3	CI-UFLA 0492	CI-UFLA 0799
TOTAL	11530		

Tabela 2. Estimadores de riqueza das amostragens realizadas em riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, MG para as diferentes campanhas (2009 e 2013).

Estimadores de riqueza	2009	2013
Chao 1	35.33	36.75
Chao 2	36.54	41.45
Jackknife 1	39.79	43.79
Jackknife 2	42.76	47.68
Bootstrap	35.72	39.52
Riqueza total observada	41 espécies	

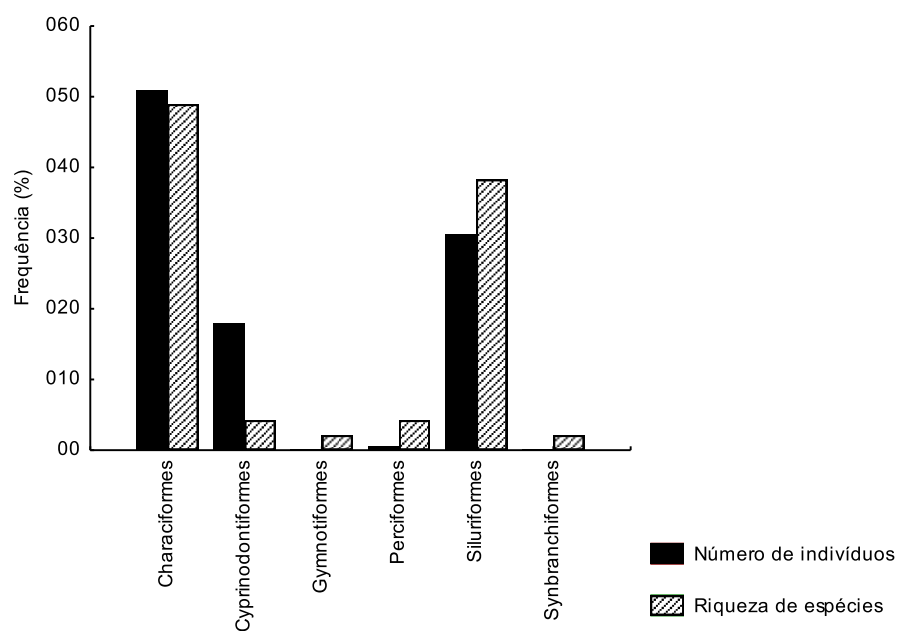


Figura 2. Número relativo de indivíduos e espécies por ordem, nos riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais.

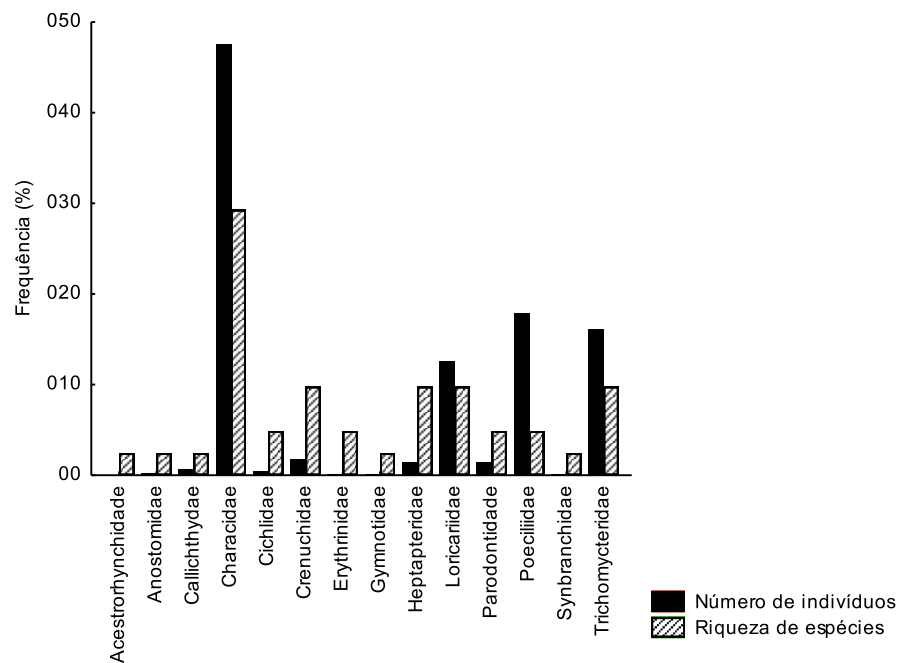


Figura 3. Número relativo de indivíduos e espécies por família, nos riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais.

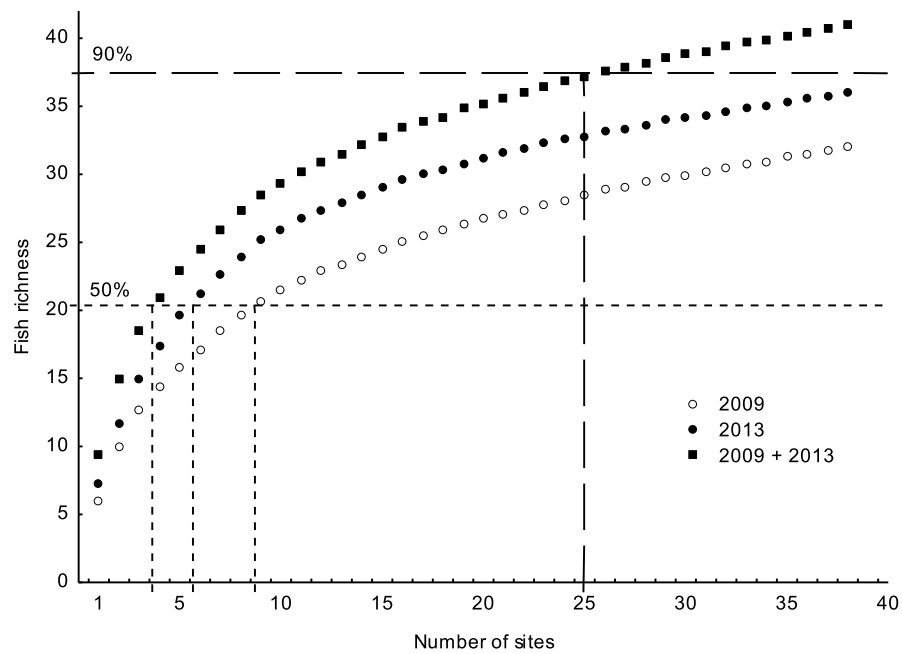


Figura 4. Curvas de acumulação de espécies para os riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, MG amostrados em 2009, 2013 e agrupados (2009+2013). As linhas pontilhadas referem-se ao número de córregos para representar 50% e 90% da fauna de peixes.

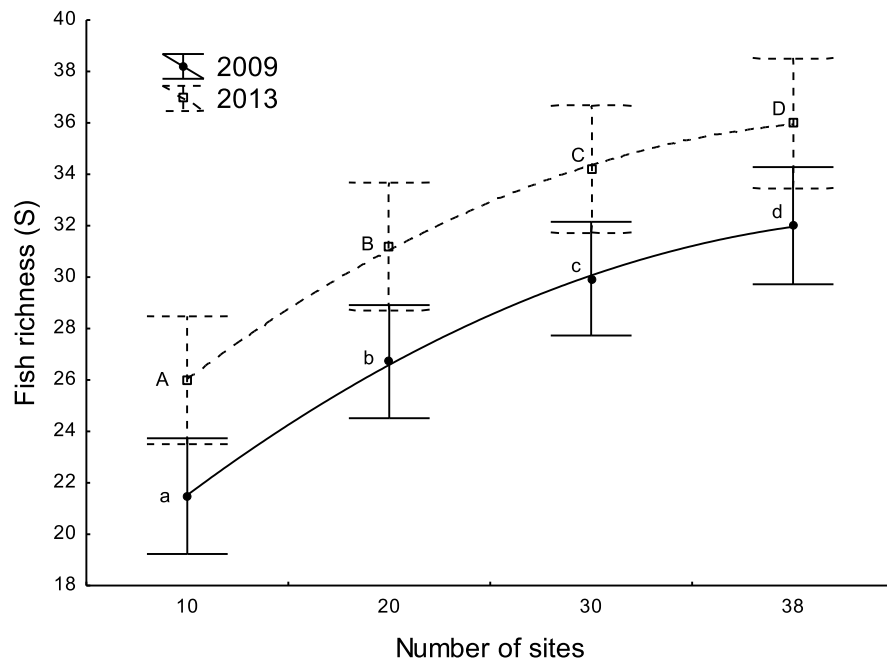


Figura 5. Média e desvio padrão da riqueza de peixes para 10, 20, 30 e 38 riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais, amostrados em 2009 e 2013. As letras a, b, c e d representam as médias da riqueza em 2009 e as letras A, B, C e D representam as médias da riqueza em 2013.

4 DISCUSSÃO

Os resultados indicaram alta captura de espécies e indivíduos, principalmente os pertencentes a ordem Characiformes. Porém os esforços de amostragem não foram suficientes para esgotar a riqueza de espécies de peixes da região, mesmo quando considerada a amostragem em 38 córregos em duas ocasiões distintas. Comparando-se os dois anos de amostragens, observou-se a necessidade de amostragem de um número maior de córregos para registrar 90% da fauna em 2009 e 2013. Com relação aos estimadores de riqueza, aqueles que

mais se aproximaram da riqueza final amostrada variaram entre as duas campanhas.

A ordem Characiformes e a família Characidae foram predominantes nas amostragens. Tal padrão foi observado em ambientes lóticos da bacia do alto Paraná por Castro et. al (2003 e 2004) e Shibatta et al. (2007). A família Characidae é uma das mais ricas em espécies da região neotropical (Reis et. al. 2003), devido a diversidade de seus hábitos alimentares e também a capacidade de explorar diferentes habitat (Kavalco & Pazza 2007). As espécies dessa família pertencentes ao gênero *Astyanax* e ao grupo *scabripinnis* apresentam abundância e ampla distribuição em riachos de diferentes bacias hidrográficas do Brasil (Betarco & Lucena, 2006), principalmente a do alto Paraná (Castro; Casatti, 1997; Pavanelli; Caramaschi, 1997). Nesse estudo duas espécies pertencentes ao grupo *scabripinnis* (*Astyanax*sp. 2 e *Astyanax*sp. 3) foram diagnosticadas como novas (Francisco Langeani, com. pess) podendo serem restritas a área de estudo.

Dentre as espécies coletadas, três são consideradas alóctones (*P. reticulata*, *K. moenkhausii* e *T. brasiliensis*) (Langeani et al. 2007). A espécie *P. reticulata*, mais conhecida como barrigudinho é uma espécie nativa do noroeste da América do Sul (Bisazza, 1993) e tem sido introduzida indiscriminadamente em diversas regiões do mundo devido ao seu potencial no controle de mosquitos (Araujo et. al. 2009). Segundo Araujo(1983) essa espécie é uma boa indicadora de má qualidade de água, pois possui grande capacidade de aumentar sua população em ambientes adversos. Nesse estudo, indivíduos dessa espécie foram coletados na maioria das vezes em poças d'água ou em riachos com menor grau de preservação. Por sua vez, o *K. moenkhausii*, espécie alóctone mais abundante nesse estudo, além de ser oportunista, destina grande parte de sua energia para a reprodução. Coloniza vários tipos de ambientes, até mesmo em locais com alto grau de degradação (Ceneviva-Bastos & Casatti 2007). A espécie *T. brasiliensis*,

conhecida como cambeva, apresenta ampla distribuição na América do Sul, principalmente em ambientes rasos e com presença de diferentes tamanhos de seixos e cascalhos, sendo encontrada na maioria das vezes em riachos de primeira ordem (Abilhoa et. al. 2008). O presente estudo, na maioria dos riachos de primeira ordem capturou-se indivíduos de *T. brasiliensis*.

Os resultados sobre a eficiência amostral, tanto em extensão de trechos quanto em número de trechos (córregos), mostram que os estudos sobre inventários ictiofaunísticos no Brasil estão longe de representar toda a diversidade de peixes de córregos em nossas bacias hidrográficas. Apesar de diferentes metodologias de coleta, envolvendo geralmente o uso de pesca elétrica, em geral o número de córregos amostrados e a extensão amostrada é bastante inferior à utilizada neste estudo (Casatti et al. 2001; Miranda & Mazzoni 2003; Castro et al. 2003; Castro et al. 2004; Galves et al. 2007; Shibatta et al. 2007; Cetra et al. 2010).

A determinação das melhores estratégias de amostragens para a determinação da riqueza local de peixes tem sido alvo de alguns estudos. Na região Amazônica foi testada qual a distância de trechos de 1º a 3º ordens é capaz de gerar confiança na amostragem de peixes (Dos Anjos & Zuanon, 2007). Em riachos de 1ª ordem foi necessária uma amostragem com menor extensão de trecho (180m) comparada com riachos de 3ª ordem (280m). Mojica et al. 2014 também realizaram um estudo sobre eficiência amostral na Amazônia, mas, baseado em diferentes métodos de captura, utilizando redes de arrasto e tarrafas. As redes de arrasto foram responsáveis por 86% da riqueza amostrada e as tarrafas por 41%. Reynold et al. 2003 e Hughes et al. 2008 recomendam amostragens de 40 vezes a largura média do riacho, assim como a realizada no presente estudo. Porém, um estudo realizado por Terra et al. 2013 concluiu que a extensão do trecho (40 vezes a largura molhada) é insuficiente para avaliar assembleias de peixes em riachos tropicais, devido ao elevado

número de espécies raras. Dessa forma, a adequação da distância de amostragem para estimar a riqueza de espécies depende da região e bacia de amostragem e da prevalência de espécies raras (Kanno et al. 2009).

Aspecto pouco avaliado diz respeito à decisão entre o número de locais ou de amostragens. O presente estudo indica que a amostragem repetida é mais segura, pois o sucesso de amostragem varia de ano para ano, o que pode estar ligado a fatores climáticos (Daufresne & Boët 2007), mudança no habitat físico por ação antrópica (Karr et al. 1985) e complexidade dos habitat (Willis et al. 2005).

Alguns estudos têm apontado diversos estimadores como sendo os mais adequados em função do grupo amostrado (Dias 2004; Glowacki 2011; Palmer 1990). Para peixes, os mais utilizados são os não paramétricos Chao e Jackknife. Essa categoria de estimadores é considerada por possuir grande potencial em fornecer informações sobre espécies que não foram capturadas (Magurran 2004). Esses estimadores de riqueza de espécies são aplicados para peixes por vários autores. Hughes et al. 2002 aplicou Chao 1 e Jackknife de primeira e segunda ordem para vários riachos em Oregon, nos Estados Unidos, porém não considerou qualquer um desses estimadores como mais adequado. Já Glowacki 2011 realizou um estudo sobre a precisão de estimadores de riqueza aplicado a peixes em pequenos e grandes rios da Polônia. Segundo seus resultados, o estimador Chao 1 se mostrou bastante confiável, mas também recomenda a aplicação do Chao 2, já que esse ajuda a escolher amostras que estejam em conformidade com o critério de “levantamento completo”. No presente estudo, o estimador que mais se aproximou da riqueza final amostrada variou com o ano de coleta. Os estimadores Jackknife 1 e Jackknife 2, baseados na abundância e na raridade de espécies, foram os mais adequados para 2009, quando a riqueza registrada foi menor. Já Chao 2 e Bootstrap, baseados na incidência de espécies (presença e ausência) sendo que o primeiro quantifica a raridade (Cowell &

Coddigton 1994, Cowell 2004), se aplicaram às coletas de 2013. Cabe salientar que comparamos os estimadores com a riqueza final encontrada, embora a curva de captura utilizando o conjunto de dados não tenha se estabilizado. Assim, é possível afirmar que os estimadores Jackknife 1 e Jackknife 2 sejam os mais apropriados para os dados em questão.

O conhecimento sobre o esforço amostral contribui para a realização de inventários biológicos, tanto para fins de biomonitoramento de qualidade da água quanto para o estabelecimento de estratégias de conservação da ictiofauna de riachos (Mendonça et al., 2005). Desta maneira, este trabalho espera contribuir para a maximização dos recursos e para o planejamento de amostragens, bem como para a melhor representatividade dos inventários de fauna de peixes de riacho.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a equipe do Laboratório de Ecologia de Peixes (UFLA) e NuVelhas (UFMG) pelo auxílio nas coletas, ao Francisco Langeani e Naércio Menezes pela identificação taxonômica das espécies, ao IBAMA pela permissão, aos proprietários de terra pela permissão à entrada para execução das coletas e a CEMIG e FAPEMIG pelo financiamento do projeto e concessão de bolsa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABILHOA V., DUBOC, L. F., FILHO, D. P. A. 2008. A comunidade de peixes de um riacho de floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(2): 238-246.

- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., PELICICE, F. M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 2007. 501p.
- ANGERMEIER, P. L. & SMOGOR, R. A. 1995. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 52(5): 936-949.
- ANJOS, M. B. & ZUANON, J. 2007. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of Central Amazônia, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5(1):45-52.
- ARAUJO, F. G., PEIXOTO, M. G., PINTO, B. C. T., TEIXEIRA, T. P. 2009. Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69(1) 41-48.
- ARAUJO, J. R. S. 1983. Projeto de biodetecção de tóxicos em sistemas fluviais de utilização em captação de água para sistemas públicos de abastecimento. *Cadernos FEEMA, Série Congressos* 17(83): 1-129.
- BERTACO, V. A. & LUCENA, C. A. S. 2006. Two new species of *Astyanax* (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) from eastern Brazil, with a synopsis of the *Astyanax scabripinnis* species complex. *Neotropical Ichthyology* 4(1): 53-60.
- BISAZZA, A., MANFREDI, S., PILASTRO, A. 2000. Sexual competition, coercive mating and mate assessment in the one-sided livebearer, *Jenynsia multidentata*: are they predictive of sexual dimorphism? *Ethology* 106(11): 961-978.
- BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A., GHAZZI, M. S. (eds.). 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro, 195p.

- BUSTAMANTE, M. M. C., NARDOTO, G. B., PINTO, A. S., RESENDE, J. C. F., TAKAHASHI, F. S. C., VIEIRA, L. C. G. 2012. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology* 72 (3): 655-671.
- CASARIM, C., BUENO, M. L., POMPEU, P. S. 2012. Ichthyofauna of the Aiuruoca River basin, Minas Gerais, Brazil. *Check List* 8(6): 1166–1171.
- CASATTI, L., LANGEANI, F., CASTRO, R. M. C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná. *Biota Neotropica* 1(1):1-15.
- CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., FERREIRA, K. M., RIBEIRO, A. C., BENINE, R. C., DARDIS, G. Z. P., MELO, A. L. A., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., GIBRAN, F. Z., LIMA, F. C. T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?articleBN01703012003>.
- CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., MELO, A. L. A., MARTINS, L. S. F., FERREIRA, K. M., GIBRAN, F. Z., BENINE, R. C., CARVALHO, M., RIBEIRO, A. C., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., DARDIS, G. Z. P., STOPIGLIA, R., LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande, no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 4(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN0170402004>.
- CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., VARI, R. P., MELO, A. L. A., MARTINS, L. S. F., ABREU, T. X., BENINE, R. C., GIBRAN, F. Z., RIBEIRO, A. C., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G. Z., FERREIRA, K. M., STOPIGLIA, R., AKAMA, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Ichthyological Explorations of Freshwaters* 16(3):193-214.

- CASTRO, R. M. C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, Southeastern Brasil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7(4): 337-352.
- CENEVIVA-BASTOS, M. & CASATTI, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma especie abundante em riachos do noroeste do Estado de Sao Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 97: 7-15.
- CETRA, M., SARMENTO-SOARES, L. M., MARTINS-PINHEIRO, P. F. 2010. Peixes de riachos e novas Unidades de Conservação no sul da Bahia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5(1): 11-21.
- COLWELL, R. K. User's guide to EstimateS5 statistical. Estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.0.0. Copyright 1994-2004.
- COLWELL, R. & CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. 1994. *Philosophical Transactions of Royal Society London B series* 345: 101-118.
- COUTINHO, L. M. 2006. O conceito de bioma. *Acta Botânica Brasileira* 20(1): 13-23.
- DAUFRESNE, M. & BOËT, P. 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology* 13(12): 2467–2478.
- DIAS, S. C. 2004. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 26(4): 373-379.
- GALVES, W., JEREP, F. C., SHIBATTA, O. A. 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 2(1): 55-65.

GLOWACKI, L. 2011. Accuracy of species richness estimators applied to fish in small and large temperate lowland rivers. Springer Science+Business Media B.V.

GONÇALVES, C. S. & BRAGA F. M. S. 2013. Checklist of freshwater ichthyofauna from coastal streams of Juréia-Itatins reserve, southeastern Brazil. Check List 9(2): 175–185.

HUGHES, R. M., KAUFMANN, P. R., HERLIHY, A. T., INTELMAH, S. S., CORBETT, S. C., ARBOGAST, M. C., HJORT, R. C. 2002. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. North American Journal of Fisheries Management 22(4): 1229-1240.

HUGHES, R. M. & PECK, D. V. 2008. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. Journal of the North American Benthological Society 27:837–859.

KANNO, Y., VOKOUN, J. C., DAUWALTER, D. C., HUGUES, R. M., HERLIHY, A. T., MARET, T. R., PATTON, T. M. 2009. Influence of rare species on electrofishing distance when estimating species richness of stream and river reaches. Transactions of the American Fisheries Society 138(6): 1240-1252.

KARR, J. R., TOTH, L. A., DUDLEY, D. R. 1985. Fish communities of Midwestern rivers: a history of degradation. BioScience 35(2): 90-95.

KAUFMANN, P. R., LEVINE, P., ROBISON, E. G., SEELIGER, C., PECK, D. V. 1999. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. Washington, D. C.: EPA/620/R-99/003, U.S. Biodiversity Environmental Protection Agency, 102 p.

KAVALCO, K. F. & R. PAZZA. 2007. Aspectos biogeográficos de componentes da ictiofauna da América Central. ConScientia e Saúde 6(1): 147-153.

LANGEANI, F., BUCKUP, P. A., MALABARBA, L. R., PY-DANIEL, L. H. R., LUCENA, C. A. S., ROSA, R. S., ZUANON, J. A. S., LUCENA, Z. M. S.,

- BRITTO, M. R., OYAKAWA, O. T. & GOMES-FILHO, G. Peixes de água doce. In: Rocha, R. M. da & Boeger, W. A. P. 2009. Estado da arte e perspectivas para a zoologia no Brasil. Curitiba: Ed. UFPR, p. 211-230.
- LANGEANI, F., CASATTI, L., GAMEIRO, A. B. C., ROSSA-FERES, D. C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropica Ichthyology* 3(2): 305-311.
- LANGEANI, F., CASTRO, R. M. C., OYAKAWA, O. T., SHIBATTA, O. A., PAVANELLI, C. S., CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 5(1): 75-78.
- LYONS, J. 1992. The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 198-203.
- MAGURRAN, A. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford 2004.
- MENDONÇA, F. P., MAGNUSSON, W. E., ZUANON, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, Lawrence, (4): 750-763.
- MIRANDA, J. C., MAZZONI, R. 2003. Composição da ictiofauna de três riachos do Alto Rio Tocantins-GO. *Biota Neotropica* 3(1): 1-11.
- MOJICA, J. I & LÓBON-CERVIÁ, J. 2014. Quantifying fish species richness and abundance in Amazonian streams: assessment of a multiple gear method suitable for Terra Firme stream fish assemblages. *Fisheries Management and Ecology* 21: 220-233.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the World*. 4th ed. John Wiley & Sons, 601p.

- OYAKAWA, O. T. & N. A. MENEZES. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 1-13.
- PALMER, M.W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 7: 1195-1198.
- PAULA, M. B. C., SOUZA, A. A., REIS, A. A., LIMONGI, J. E., NETO, A. A. P., RODRIGUES, E. A. S. 2013. Survey of sandfly fauna (diptera: psychodidae) in Uberlândia, Minas Gerais state, Brazil, 2003-2004. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo* 55 (2): 85-89.
- PAVANELLI, C.S., CARAMASCHI, E. P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 8(1): 23-31.
- POMPEU, P. S., REIS, L. S., GANDINI, C. V., SOUZA, R. R. C., FAVERO, J. M. D. 2009. The ichthyofauna of upper rio Capivari: defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. *Neotropical Ichthyology* 7(4):659-666.
- REIS, R.E., S.O. KULLANDER, C.J. FERRARIS. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729 p.
- REYNOLDS, L., HERLIHY, A. T., KAUFMANN, P. R., GREGORY, S. V., HUGHES, R. M. 2003. Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. *North American Journal of Fisheries Management* 23:450-461.
- RODRIGUES, S. C. & SILVA, T. I. 2012. Dam Construction and Loss of Geodiversity in the Araguari River Basin, Brazil. *Land Degradation and Development* 23 (4): 419-426.
- SCHNECK, F., MELO, A. S. 2010. Reliable sample size for estimating similarity among macroinvertebrate assemblages in tropical streams. *International Journal of Limnology* 46(2): 93-100.

- SHIBATTA, A. O., GEALH, A. M., BENNEMANN, S. T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *BiotaNeotropica* 7(2): 125-134.
- STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of American Geophysical Union, New Haven*, 8(6): 913-920.
- TERRA, B. F., HUGHES, R.M., ARAUJO, F. G. 2013. Sampling sufficiency for fish assemblage surveys of tropical Atlantic forest streams, Southeastern Brazil. *Fisheries* 33: 150–158.
- VRIELING, A., RODRIGUES, S. C., BARTHOLOMEUS, H., STERK, G. 2007. Automatic identification of erosion gullies with ASTER imagery in the Brazilian Cerrados. *International Journal of Remote Sensing* 28: 2723–2728.
- WILLIAMS, C. B. 1964. *Patterns in the balance of nature*. New York: Academic Press, 324 p.

**ARTIGO 3 Fatores determinantes da variação da estrutura das
comunidades de peixes de riachos da Bacia do Rio Araguari,
em reamostragem após quatro anos**

DANIELA CRISTINA FAGUNDES¹

**Artigo formatado de acordo com a NBR 6022 (ABNT, 2003), conforme
Manual de Normalização da UFLA.**

¹ Graduada em Ciências Biológicas Bacharelado. danielifagunde87@gmail.com.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo geral, avaliar as mudanças na estrutura das comunidades de peixes de córregos que drenam para o reservatório de Nova Ponte, comparando-se resultados de amostragens realizadas em 2009 e 2013. Em cada riacho, foram avaliadas eventuais mudanças no habitat físico, durante este período, através das variáveis: abrigo natural para peixes, cobertura vegetal, influência humana, profundidade do talvegue e presença de sedimento fino. Os peixes foram coletados com peneiras e redes de arrasto, colocados em formol 10% e preservados em álcool 70° GL. Em laboratório, foram identificados taxonomicamente, e quantificados. Mudanças na estrutura das comunidades foram avaliadas através dos índices de Similaridade de Bray-Curtis e Sorensen, e eventuais mudanças nos habitat físicos, através da Distância Euclidiana. As mudanças na comunidade de peixes, entre anos distintos de coleta, se deram tanto em abundância, quanto em composição de espécies, sendo que as diferenças entre coletas para um mesmo córrego foram menos significativas, do que as diferenças na fauna entre córregos. Córregos com ordens distintas, não mudaram em termos de abundância, nem em termos de composição de espécies, ao longo do tempo. Em ambientes degradados, a abundância de peixes mudou mais do que em ambientes de referência e intermediários. Mudanças na composição de espécies em um mesmo córrego estiveram associadas à magnitude das mudanças nos habitat físicos. No entanto, mudanças na abundância das espécies, não estiveram relacionadas a este fator. A abundância média de uma espécie foi a única variável associada à probabilidade de que esta espécie seja capturada novamente no córrego, após quatro anos. A partir dos dados levantados, é possível afirmar que: parâmetros baseados em composição são mais seguros que os baseados em abundância; córregos de primeira a terceira ordem podem ser avaliados em conjunto; se a presença de uma espécie for utilizada como parâmetro, é preferível que esta espécie seja abundante e; variações temporais na estrutura das comunidades podem funcionar como indicadores de degradação.

Palavras-chave: Ictiofauna. Habitat físico. Reamostragem. Padrões temporais.

1 INTRODUÇÃO

Impactos antrópicos alteram a integridade dos ambientes aquáticos, interferindo, negativamente, na biota de riachos de cabeceira (DODDS et al., 2004; LARIMORE; BAYLEY, 1996; TRAUTMAN, 1981) e corpos hídricos de maior porte. Alguns dos efeitos negativos são provenientes da poluição das águas, modificações no fluxo, destruição e degradação de habitat e invasão por espécies exóticas (DUDGEON et al., 2006). Essas alterações levam normalmente à simplificação dos habitat aquáticos, resultando na eliminação de organismos mais sensíveis, e na diminuição da diversidade de assembleias biológicas (KARR, 1991, 1999).

Com isso, os sistemas lóticos, incluindo os riachos, estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (DUDGEON et al., 2006), especialmente, em países em desenvolvimento em regiões tropicais (BOYERO; BAILEY, 2001). Nesse sentido, o interesse em monitorar a qualidade da água, bem como, conservar e recuperar os ambientes aquáticos aumentou nos últimos anos. Isto se deve a potencialidade do uso da água pelo ser humano, incluindo principalmente, o abastecimento doméstico e industrial, agricultura e geração de energia.

O Índice de Integridade Biótica foi proposto por Karr (1981) para investigar o estado de conservação de riachos nos Estados Unidos, utilizando a comunidade de peixes, já que esses organismos são bons indicadores do estado de conservação dos sistemas aquáticos, em função de suas características, tais como, abundância e distribuição local. O conceito de integridade biótica é possuir a capacidade de manter uma

comunidade com riqueza de espécies, composição e organização funcionais, comparáveis a ecossistemas não perturbados (KARR; DUDLEY, 1981), ou minimamente perturbados por ações antrópicas (TEGERINA-GARRO et al., 2005).

Baseados no trabalho pioneiro de Karr (1981), diferentes índices de integridade biótica utilizando peixes, foram desenvolvidos ao redor do mundo (ROSET et al., 2007), tais como para a América do Norte (ANGERMEIER; KARR, 1986; MILLER et al., 1988), América Central (LYONS et al., 1995), África (KAMDEM-TOHAM; TEUGELS, 1999), Europa (ANGERMEIER; DAVIDEANU, 2004; OBERDORFF; HUGHES, 1992), Índia (GANASAN; HUGHES, 1998) e Nova Zelândia (JOY; DEATH, 2004). Atualmente, estes servem como ferramentas para avaliar a “saúde” dos ambientes aquáticos nesses locais, e estão sendo cada vez mais difundidos no Brasil (ARAUJO et al., 2003; BOZZETTI; SCHULS, 2004; TERRA, 2004). Porém, a maior concentração de estudos com a fauna neotropical, ainda está em corpos hídricos de maior porte, como por exemplo, rios, lagoas e reservatórios (AGOSTINHO; GOMES, 2002), sendo mais recente, o interesse pela fauna de riachos de cabeceira (1ª, 2ª e 3ª ordens).

Assim, nas últimas décadas, os riachos têm ganhado espaço em estudos que buscam criar índices de integridade, baseados no trabalho de Karr (1981), para determinar a conservação da região na qual ele se insere (CASATTI et al., 2006; JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008). Porém, para a sua criação, é importante entender padrões temporais e espaciais de variação da comunidade, de forma que, como a comunidade de peixes varia naturalmente ao longo do tempo, os valores dos índices

sejam estáveis a tais mudanças. Estes dados são fundamentais para a criação de futuros índices, que não variem aleatoriamente, mas em função da degradação ambiental.

Este trabalho teve como objetivo geral, avaliar as mudanças na estrutura das comunidades de peixes de 38 córregos, que drenam para o reservatório de Nova Ponte, comparando-se resultados de amostragens realizadas em 2009 e 2013. Desta forma, pretendeu-se responder às seguintes perguntas: i) a composição em espécies e a abundância de peixes de cada córrego se mantiveram ao longo do tempo, ou variaram temporalmente? ii) a magnitude da mudança em termos de abundância e composição de espécies de peixes, varia em função da ordem do riacho? iii) as características do habitat físico: grau de cobertura vegetal, abrigo natural para peixes, grau de ocupação das margens por atividades humanas, profundidade e presença de substrato fino ao longo do canal, mudaram ao longo do tempo? iv) a magnitude das mudanças na estrutura das comunidades de espécies de peixes está diretamente relacionada com a magnitude das mudanças das características do habitat físico? v) a estrutura das comunidades de peixes varia mais em riachos mais perturbados? vi) espécies que se mantiveram a longo prazo nos córregos, possuem características biológicas que as diferem das demais?

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A nascente do rio Araguari está localizada no Parque Nacional da Serra da Canastra, no município de São Roque de Minas, percorre 475 km até a sua foz no rio Paranaíba, que juntamente com o rio Grande, formam o rio Paraná. A bacia do rio Araguari, ocupa uma área de 21.856 km² (RODRIGUES; SILVA, 2012), abrangendo os municípios de Araguari, Araxá, Campos Altos, Ibiá, Indianópolis, Iraí de Minas, Nova Ponte, Patrocínio, Pedrinópolis, Perdizes, Pratinha, Rio Paranaíba, São Roque de Minas, Sacramento, Santa Juliana, Serra do Salitre, Tapira, Tupaciguara, Uberaba e Uberlândia (COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAGUARI - CBH, 2015), localizados na mesorregião do Triângulo Mineiro (PAULA et al., 2013), sudoeste de Minas Gerais. Seus rios estão inseridos no Cerrado, que é considerado um dos hotspots de biodiversidade do mundo (MYERS et al., 2000). O Cerrado é formado por um mosaico de diferentes vegetações (COUTINHO, 2006), sendo que a mata ciliar ocupa 5% de sua área e contém 32% de sua biodiversidade (BUSTAMANTE et al., 2012).

O trabalho de campo foi realizado em 38 riachos da bacia hidrográfica que drena o reservatório de Nova Ponte, alto rio Araguari, Minas Gerais. Os riachos amostrados possuem ordem de Strahler (1957), inferior a quatro (Figura 1).

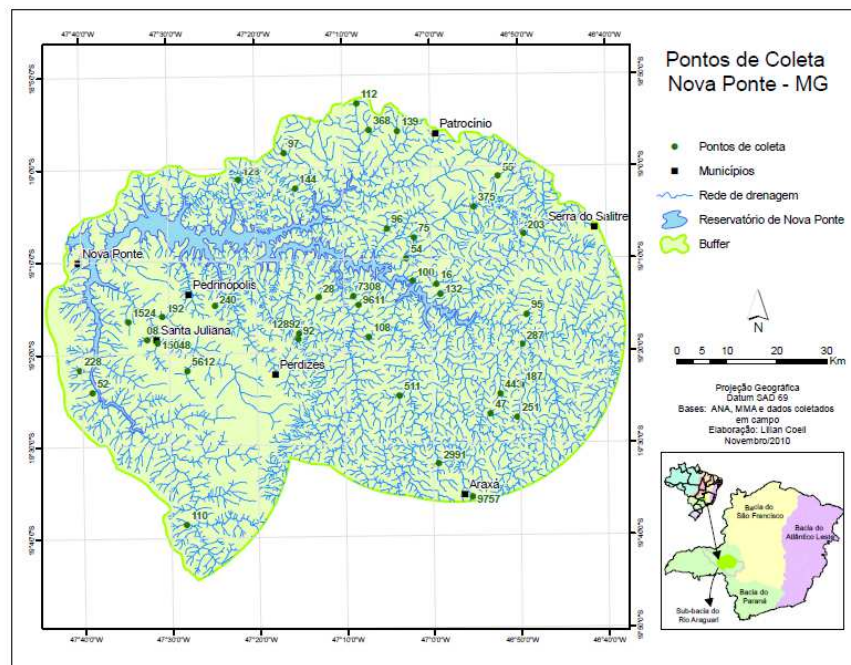


Figura 1 - Mapa da rede amostral indicando os 38 riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais

2.2 Coleta de dados

A metodologia aplicada no estudo se baseou naquela contida em manuais usados pela Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA - United States Environmental Protection Agency), e nos protocolos para avaliação de habitat físico, criados por seu Programa de Monitoramento e Avaliação Ambiental (EMAP - Environmental Monitoring & Assessment Program).

A coleta de dados foi realizada em setembro de 2013, sendo cada riacho amostrado uma única vez, exatamente na mesma região amostrada

anteriormente, em 2009. A distância do trecho amostrado foi 40 vezes a largura média de cada riacho, respeitando um trecho mínimo de 150 metros (KAUFMANN et al., 1999).

2.3 Caracterização do habitat físico

Cada trecho amostrado foi dividido em 11 transectos transversais, definindo 10 seções equidistantes. Em cada transecto foram avaliados e quantificados as seguintes variáveis: abrigo natural para peixes, cobertura vegetal e influência humana. A cobertura vegetal foi medida através do densiômetro de Lemmon (LEMMON, 1957), a montante, jusante, centro esquerda, centro direita, esquerda e direita do canal. Já em cada seção foram medidas 14 profundidades do talvegue. Também foi avaliada a presença de sedimento fino (Figura 2).

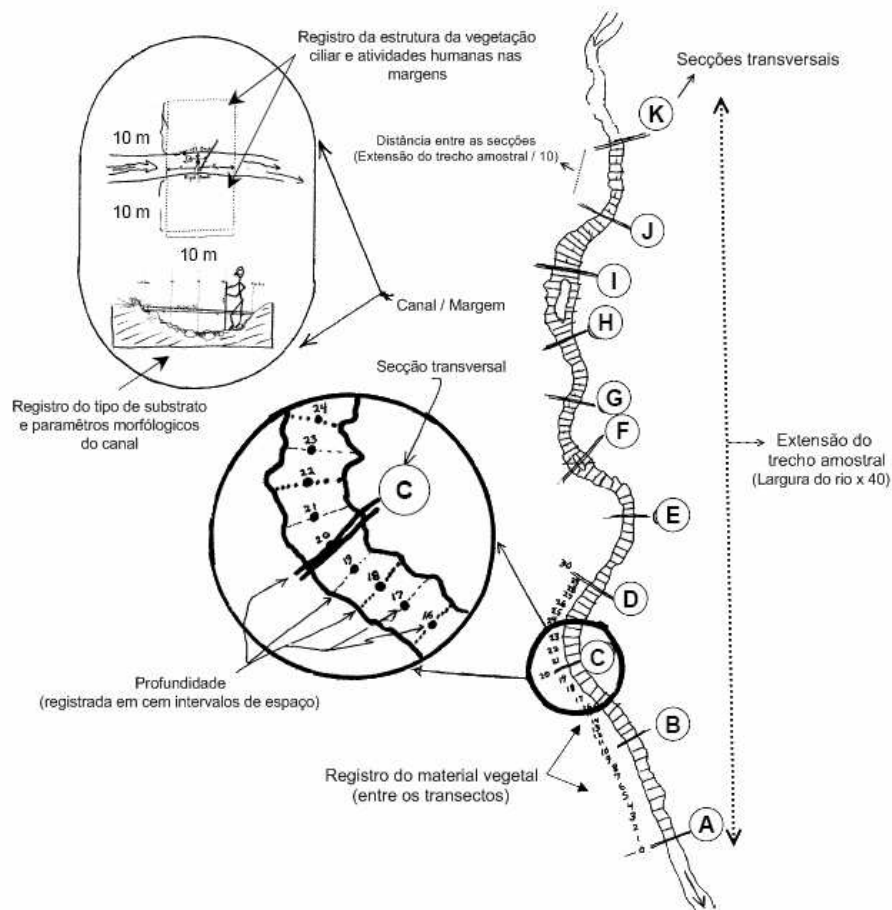


Figura 2 - Desenho esquemático de um trecho amostral para caracterização física do habitat

Fonte: Modificado de Kaufmann et al. (1999).

2.4 Amostragem da ictiofauna

Os peixes foram capturados no sentido jusante-montante, utilizando-se duas peneiras semicirculares com 80 cm de diâmetro e malha de tela mosquiteiro (1 mm) e, quando possível, devido as condições do riacho, uma rede de arrasto de 4,0 m de comprimento e

altura de 2,0 m com malha picaré de 5 mm entre nós opostos. Para cada riacho foi estabelecido um tempo de coleta padronizado (12 minutos por seção, totalizando duas horas por riacho).

Os exemplares capturados foram eutanasiados em solução de óleo de cravo. Em seguida foram etiquetados e fixados em solução de formol 10%. Em laboratório, foram identificados taxonomicamente e conservados em álcool 70°GL. Posteriormente, as amostras das espécies coletadas foram depositadas na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CIUFLA), na Coleção do Departamento de Zoologia da Universidade Estadual Paulista, campus de São José do Rio Preto (DZSJRP) e no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

2.5 Análises dos dados

Para avaliar o grau de mudança na comunidade de peixes nos dois períodos estudados (2009 e 2013), para cada córrego, foram calculados os índices de similaridade de Bray-Curtis e Sorensen, entre as coletas de 2009 e 2013. A magnitude das variações foi avaliada através de histogramas para os valores calculados para cada córrego, observando se as mudanças da comunidade se deram quantitativamente (mudança nas abundâncias relativas – Bray-Curtis), ou se, somente na composição de espécies (Sorensen).

Para avaliar se as diferenças entre coletas para um mesmo córrego foram menores do que as diferenças na fauna entre córregos, a similaridade média intra (comparação entre as duas coletas para cada

córrego) e entre córregos (para 2009 e 2013), foi comparada, utilizando-se os dois índices de similaridade separadamente, através da ANOVA one-way, pelo software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2007).

Para avaliar se existem diferenças na variação da estrutura das comunidades entre córregos com diferentes ordens, a similaridade média entre períodos foi comparada entre as três ordens (1ª, 2ª e 3ª), utilizando-se os dois índices de similaridade, separadamente, através da ANOVA one-way, pelo software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2007).

Diferenças nas características do habitat físico de cada córrego, entre as coletas (2009 e 2013), foram estimadas através da distância Euclidiana pelo software Statistica 7.0. Posteriormente, para avaliar se a magnitude das mudanças na estrutura das comunidades de espécies de peixes (índice de similaridade) está diretamente relacionada com a magnitude das mudanças do habitat (distância Euclidiana), a relação entre as duas variáveis foi testada através da regressão linear simples, pelo software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2007).

Para avaliar se a estrutura das comunidades de peixes variou mais em riachos mais perturbados, inicialmente, os riachos foram divididos em três grupos: referência, intermediário e degradado, a partir do índice de distúrbio integrado, calculado para cada um dos córregos amostrados, segundo Ligeiro et al. (2012). Assim, a similaridade média entre períodos foi comparada entre esses três grupos, utilizando-se os dois índices de similaridade separadamente, através da ANOVA one-way, pelo software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2007).

Para avaliar se espécies de maior porte, de hábito sedentário, com maior abundância, e com diferentes domínios (bentônico e nectônico),

terão maior probabilidade de serem reamostradas no mesmo córrego, após quatro anos, inicialmente, cada espécie foi considerada constante (permaneceu em pelo menos 25% dos córregos em que havia sido coletada anteriormente) ou acessória (capturada em apenas uma das duas coletas em pelo menos 25% dos córregos). Foi utilizada regressão logística para testar se o fato da espécie ser constante (1), ou acessória (0), estava relacionado a alguns de seus atributos: tamanho máximo (cm), abundância média, guilda reprodutiva (migrador=1; sedentário=0) e domínio (nectônico=1, bentônico=0).

3 RESULTADOS

As mudanças da comunidade de peixes, entre os anos de 2009 e 2013 se deram tanto quantitativamente (mudança nas abundâncias relativas – Bray-Curtis), quanto na composição de espécies (Sorensen), mas córregos que variam muito com relação à sua composição, não necessariamente apresentaram grande dissimilaridade com relação às abundâncias relativas (Figura 3). De maneira geral, os córregos apresentaram valores de similaridade de Sorensen, superiores ao de Bray Curtis.

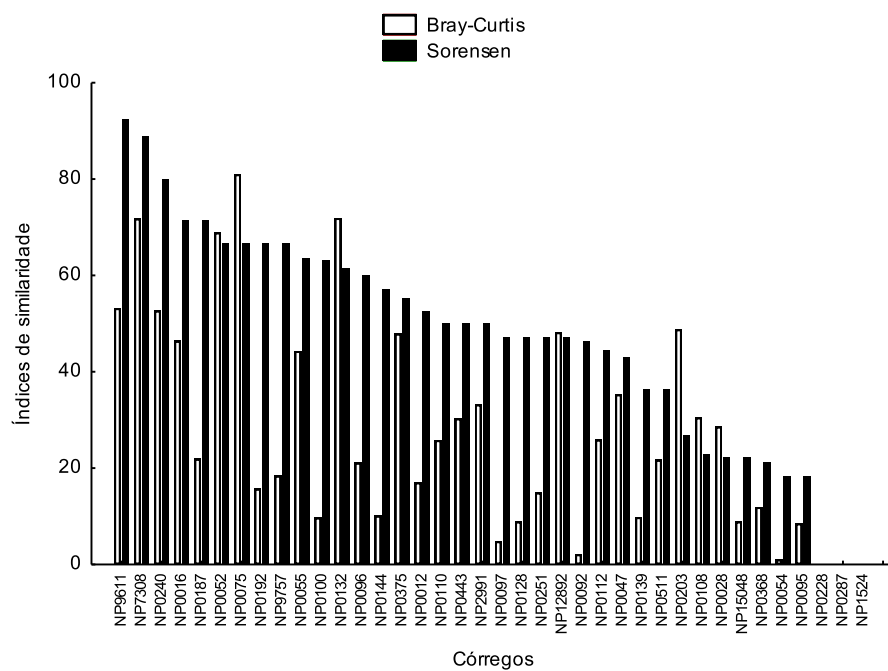


Figura 3 - Índices de similaridade de Bray-Curtis e Sorensen para os anos de 2009 e 2013, para cada córrego amostrado

As diferenças entre coletas para um mesmo córrego foram menores do que as diferenças na fauna entre córregos, tanto para a abundância, quanto para a composição de espécies ($p < 0.001$) (Figuras 4 e 5).

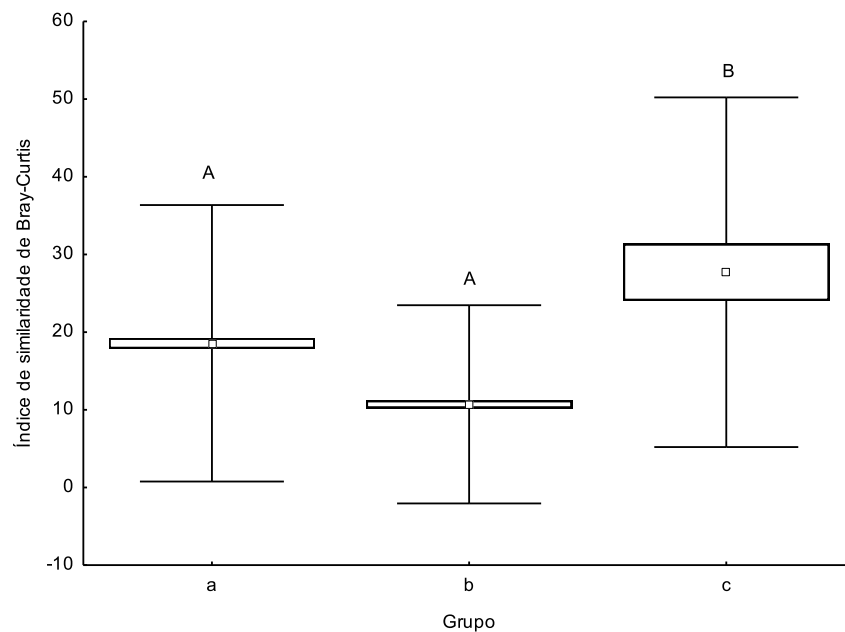


Figura 4 - Índice de similaridade de Bray-Curtis para cada grupo (a = similaridade entre córregos 2009, b = similaridade entre córregos 2013 e c = similaridade intra córregos 2009+2013). As letras diferentes (A e B) indicam grupos significativamente diferentes

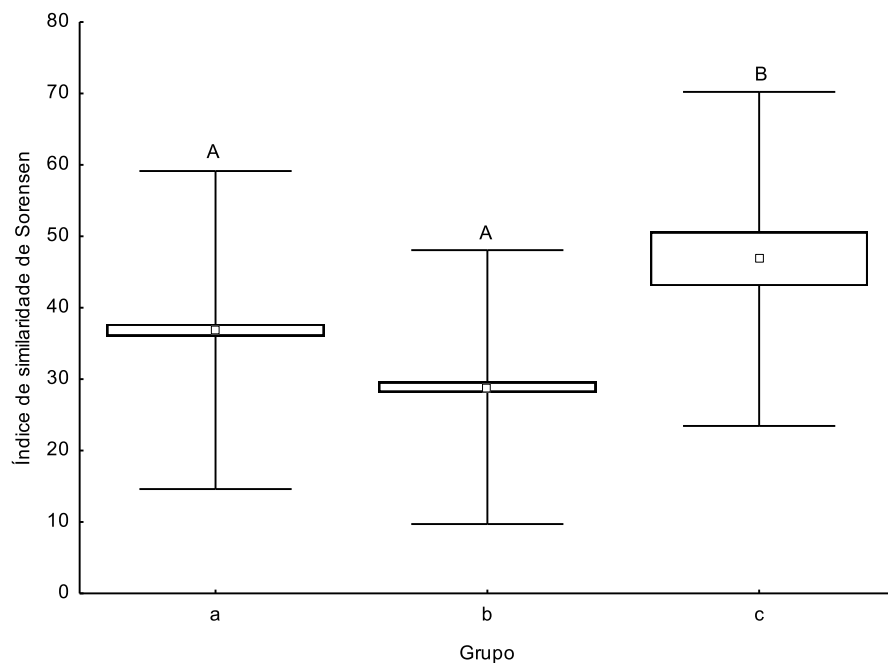


Figura 5 - Índices de similaridade de Sorensen para cada grupo (a = similaridade entre córregos 2009, b = similaridade entre córregos 2013 e c = similaridade intra córregos 2009+2013). As letras diferentes (A e B) indicam grupos significativamente diferentes.

Córregos com ordens distintas, não apresentaram diferenças na magnitude da variação, na estrutura da comunidade de peixes entre coletas, em termos de abundância de indivíduos ($p=0,36$) (Figura 6), ou em termos de composição de espécies ($p=0,61$) (Figura 7).

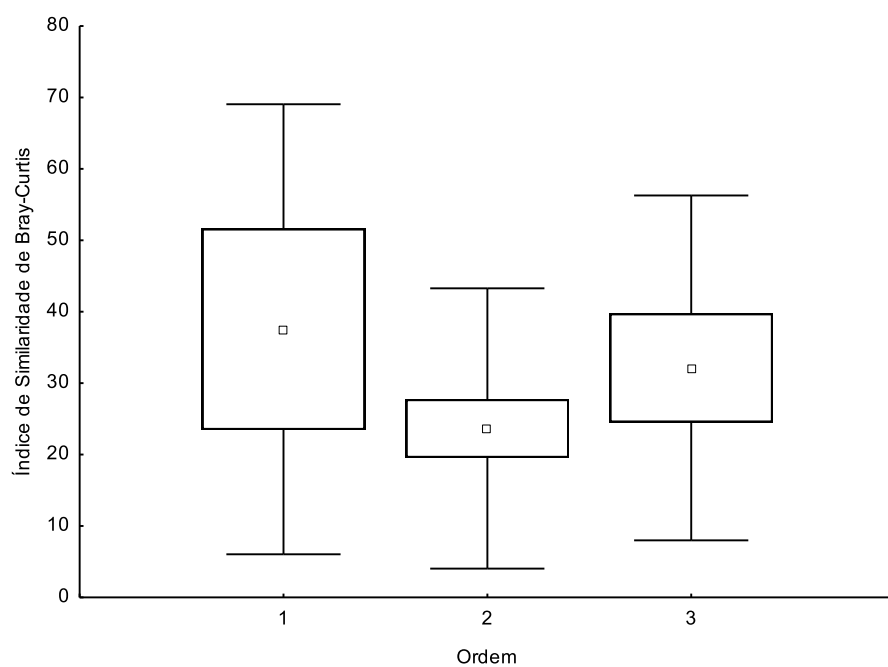


Figura 6 - Índice de similaridade de Bray-Curtis entre os anos de 2009 e 2013 para cada ordem

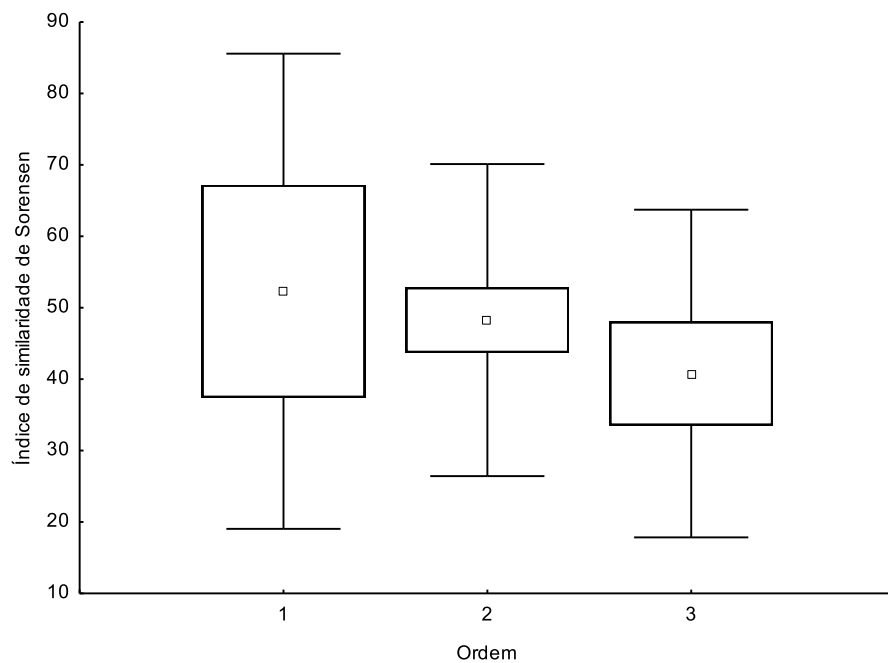


Figura 7 - Índice de similaridade de Sorensen entre os anos de 2009 e 2013 para cada ordem

Foram observados menores valores de similaridade entre coletas para os córregos considerados degradados, em comparação com ambientes de referência e intermediário. Essa diferença foi significativa para o índice de Bray Curtis ($p = 0.05$) (Figura 8), e marginalmente significativa para o índice de Sorensen ($p = 0.058$) (Figura 9).

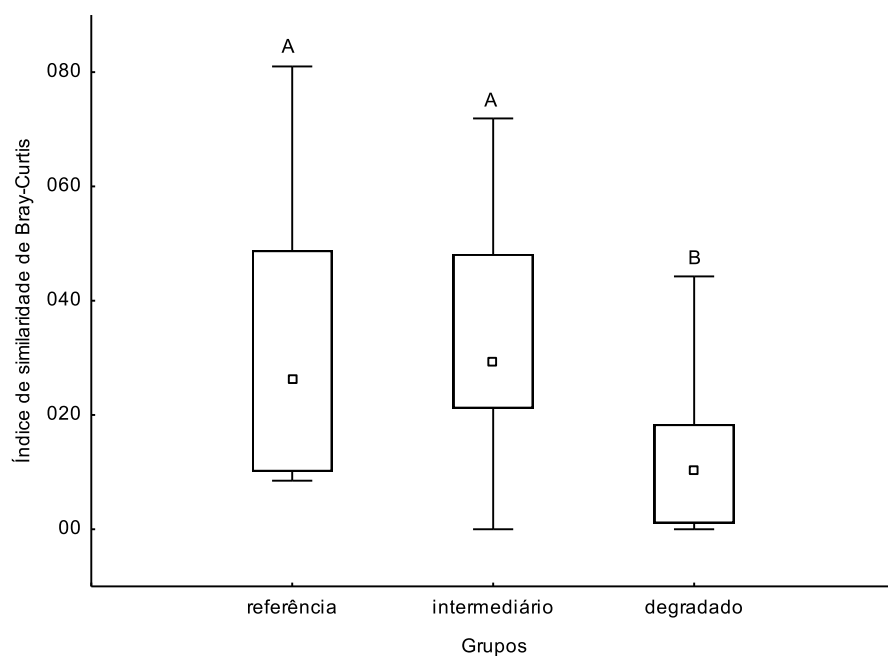


Figura 8 - Índice de similaridade de Bray-Curtis entre 2009 e 2013 para diferentes grupos de riachos (referência, intermediário e degradado). As letras diferentes (A e B) indicam grupos significativamente diferentes

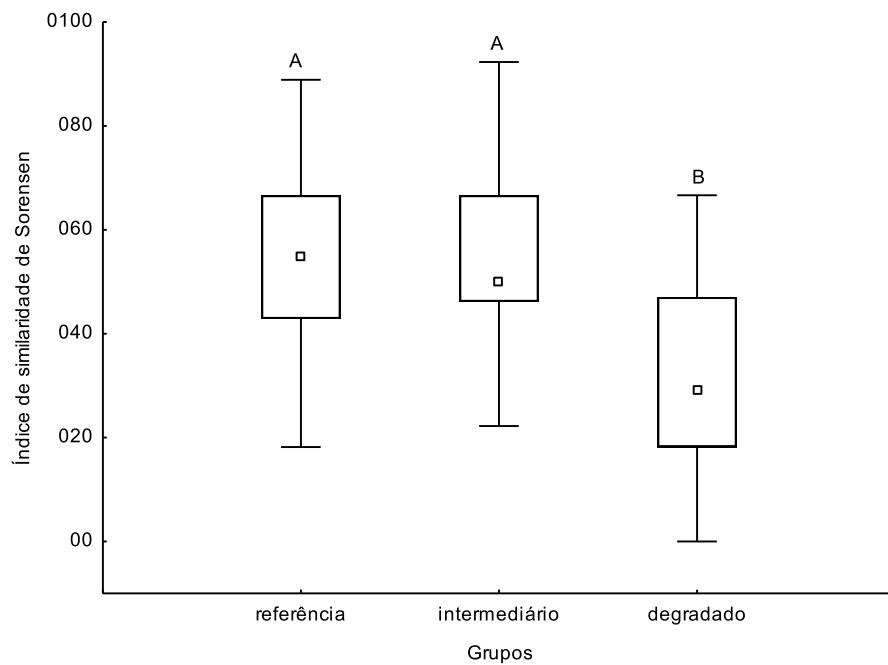


Figura 9 - Índice de similaridade de Sorensen entre períodos para diferentes grupos de riachos (referência, intermediário e degradado). As letras diferentes (A e B) indicam grupos significativamente diferentes

Os valores do índice de similaridade de Bray-Curtis não estiveram relacionados às mudanças das características do habitat físico ao longo de quatro anos ($p = 0.08$) (Figura 10). No entanto, para a similaridade de Sorensen, esta relação foi significativa ($p = 0.02$) (Figura 11).

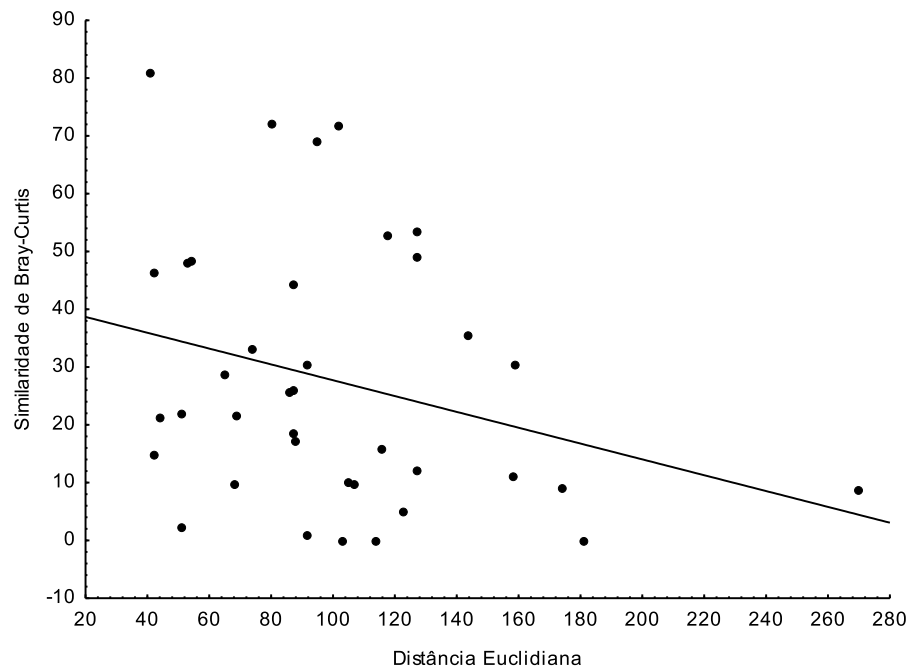


Figura 10 - Relação entre similaridade de Bray-Curtis e Distância Euclidiana calculada a partir dos valores da média de cobertura vegetal total, média de abrigo natural, porcentagem de substrato fino, profundidade média do talvegue e influência humana, entre as amostragens de 2009 e 2013

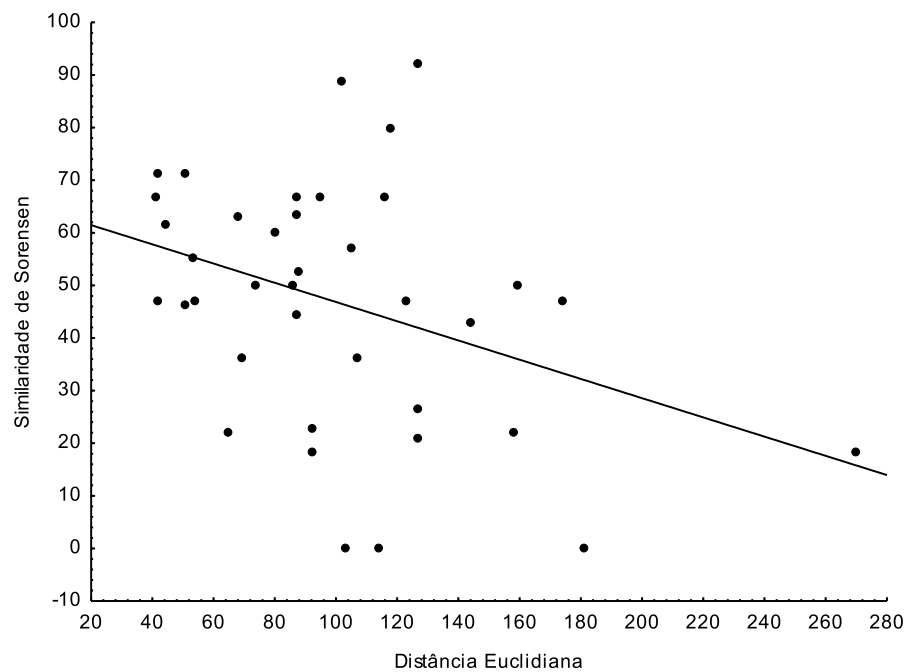


Figura 11 - Relação entre similaridade de Sorensen e Distância Euclidiana calculada a partir dos valores da média de cobertura vegetal total, média de abrigo natural, porcentagem de substrato fino, profundidade média do talvegue e influência humana, entre as amostragens de 2009 e 2013

De todos os atributos das espécies, apenas a sua abundância média foi significativamente relacionada, à probabilidade de ser capturada no mesmo córrego, em 2009 e 2013 ($p = 0.0135$).

4 DISCUSSÃO

Características do habitat físico de riachos de cabeceira desempenham um papel importante na determinação de padrões, como abundância e composição de espécies de peixes (ANJOS; ZUANON, 2007). Entender como variações nestas características estão relacionadas a mudanças temporais, na estrutura das comunidades de peixes, depende da existência de informações comparáveis sobre riachos amostrados em diferentes anos, e que utilizem as mesmas técnicas e os mesmos protocolos de amostragem.

No Brasil, este é o primeiro estudo em que um conjunto extenso de riachos foi reamostrado, após um período relativamente longo. A maioria dos estudos investiga a variação temporal de riachos (características do habitat físico, e consequentemente, a comunidade de peixes), em curto prazo, comparando períodos de seca e chuva (CARVALHO et al., 2005; MAZZONI et al., 2006; SANTOS; CARAMASCHI, 2011). Além disso, o número de riachos amostrados, na maioria das vezes é inferior a oito (SILVA et al., 2013; SUAREZ, 2008).

Mudanças temporais de longo prazo nas características do habitat físico, e na comunidade de peixes ocorrem principalmente por atividades humanas, como por exemplo, a degradação da vegetação ripária, construção de reservatórios, a poluição das águas, dentre outros (DUDGEON et al., 2006). Porém, eventos de extinção e colonização, com reflexos na estrutura das comunidades, também podem ocorrer de forma natural. Logo, identificar e compreender as forças naturais que agem em ecossistemas aquáticos é necessário, pois, fornecem dados para a detecção

de impactos causados pelos seres humanos (HARGRAVE; TAYLOR, 2010). Detectar impactos causados pelos seres humanos, na comunidade de peixes, pode ser difícil quando as condições ambientais são extremamente variáveis (GROSSMAN; DOWD; CRAWFORD, 1990; ROSS; MATTHEWS; ECHELLE, 1985). Habitat com assembleias de peixes mais estáveis ao longo do tempo são, portanto, mais adequados para a detecção desses impactos (TAYLOR; WINSTON; MATTHEWS, 1996).

No presente estudo, a abundância e a composição de espécies de peixes mudaram ao longo do tempo, sendo que essas mudanças foram mais representativas entre os córregos (regional), do que entre coletas (local). Assim, variações entre coletas não foram capazes de suplantar a diversidade beta regional. Um estudo realizado, também em dois períodos diferentes, (1989-1990 e 1998-1999) por Hargrave e Taylor (2010), constatou mudanças na abundância, enquanto a composição de espécies de peixes se manteve semelhante ao longo do tempo em nível regional.

Ao avaliar o quanto as variações na abundância e na composição de espécies de peixes, estão relacionadas com variações nas variáveis ambientais, observou-se que a composição, ao contrário da abundância, foi mais fortemente associada a estas variações. Taylor, Winston e Matthews (1996), também constataram que a variação na comunidade de peixes foi maior em locais com maior variabilidade ambiental. No entanto, em um estudo mais recente, Hargrave e Taylor (2010), concluíram que tal variação depende da escala em que é observada. Locais que tiveram maior semelhança na estrutura da comunidade de peixes, também tiveram maior semelhança nas características ambientais,

entre períodos de tempo em escala regional. Já em escala local (ou seja, dentro de um mesmo site) a semelhança na comunidade de peixes, não foi correlacionada com a semelhança nas características ambientais, entre períodos de tempo, sugerindo assim, que a variação na comunidade de peixes, pode ser dissociada da variação das características do habitat físico, nessa escala menor. Ausência de relação para o índice, baseado na abundância das espécies (Bray-Curtis), pode estar relacionadas a falhas na amostragem. Se uma amostragem não é capaz de capturar todos os indivíduos presentes, espera-se que a representação da composição seja mais fiel que a da estrutura das comunidades.

Ao relacionar os padrões de abundância e composição de espécies, com diferentes categorias de riachos (referência, intermediário e degradado), foi possível observar que houve maiores mudanças na estrutura das comunidades, nos ambientes degradados. Nos estudos de Fausch e Bramblett (1991), Gido, Propst e Molles Júnior (1997), Mathews (1986) e Meffe e Minckley (1987), também foi observado, que em ambientes aquáticos, a magnitude da perturbação é um importante fator de mudança temporal na comunidade de peixes.

Córregos com ordens distintas, não apresentaram diferenças com relação a variação da estrutura das comunidades, entre os dois períodos de coleta. A abundância e a composição de espécies de peixes mudam de acordo com as características estruturais do ambiente, que variam em função da ordem do riacho (ANGERMEIER; KARR, 1984; MARTIN-SMITH, 1998; ZUANON, 1999). Riachos de 1ª ordem possuem largura, profundidade e vazão, relativamente pequenas, quando comparadas a riachos de 2ª ordem, e o mesmo ocorre quando se compara esses com os

de 3ª ordem (JUNK, 1993). No entanto, este estudo aponta para um comportamento semelhante da ictiofauna, dentro da amplitude de córregos avaliada.

Diversos fatores influenciam a constância de espécies, como por exemplo, mudanças ambientais associadas a sazonalidade, que podem causar alterações no número de indivíduos de uma determinada espécie, fazendo com que ela apresente maior ou menor número de indivíduos, dependendo da estação (seca ou chuva). A facilidade ou a dificuldade de captura, também podem estar relacionadas à constância de espécies (GARUTTI, 1988). Além desses fatores, Oliveira e Garavello (2003), observaram que a condição natural de algumas espécies ocorrerem mais vezes do que outras, pode estar ligada a fatores ambientais ou à biologia de cada uma. Neste estudo, não se relacionou a constância das espécies, com a sazonalidade, e nem com a dificuldade de captura, já que as duas amostragens foram feitas apenas no período de seca, e utilizando o mesmo protocolo de amostragem. Porém, observou-se que a abundância média, está ligada diretamente à captura das espécies em um mesmo córrego, nos dois eventos.

Os dados aqui apresentados poderão ser utilizados, quando da proposição de Índices de integridade biótica, que devem levar em conta, atributos que variem menos naturalmente. Os dados do presente estudo sugerem que: parâmetros baseados em composição são mais seguros que os baseados em abundância; córregos de primeira a terceira ordem podem ser avaliados em conjunto; se a presença de uma espécie for utilizada como parâmetro, é preferível que esta espécie seja abundante e; que

variações temporais na estrutura das comunidades podem funcionar como indicadores de degradação de um determinado ambiente.

ABSTRACT

This work had the general objective of evaluating the changes in the structure of fish communities of streams that drain into the Nova Ponte reservoir, comparing results from samples collected in 2009 and 2013. At each stream, we evaluated eventual changes in physical habitat during this period, using the variables: natural fish shelter, vegetation, human influence, thalweg depth and presence of fine sediment. The fish were collected with sieves and the trawls, placed in 10% formalin and preserved in alcohol 70°GL. In laboratory, we taxonomically identified and quantified. Changes in community structures were evaluated using the Bray-Curtis and Sorensen Similarity Indexes, as well as eventual changes in physical habitat using the Euclidean distance. The changes in fish community, between different sampling years, occurred in abundance as well as in species composition, with the differences between samplings of the same stream being less significant than those of fauna between streams. Streams with distinct orders have not changed over time in terms of abundance or in terms of species composition. In degraded environments, the abundance of fish has changed more than in the reference and intermediate environments. Changes in species composition in a same stream were associated to the magnitude of the changes in physical habitat. However, changes in species abundance were not related to this factor. The average abundance of a species was the only variable associated to the probability that this species be captured again in the stream after four years. From the data collected, we can affirm that: composition-based parameters are safer than those based on abundance; first to third order streams can be evaluated together; if the presence of a species is used as a parameter, it is preferable that this species be abundant and; temporal variations in community structures can function as degradation indicators.

Keywords: Ichthyofauna. Physical habitat. Resampling. Temporal patterns.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, Â. A.; GOMES, L. C. **Biodiversity and fisheries management in the Paraná River Basins: successes and failures**. Maringá: Blue Millenium-Would Fisheries Trust-CRDI-UNEP, 2002. Disponível em: <<http://www.unep.org/bpsp/Fisheries/Fisheries Case Studies/AGOSTINHO.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2014.
- ANGERMEIER, P. L.; DAVIDEANU, G. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index biotic integrity. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 511, n. 1/3, p. 65-78, Jan. 2004.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Applying and index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, v. 6, p. 418-429, 1986.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. In: ZARET, T. M. (Ed.). **Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes**. The Hague: Dr. W. Junk, 1984. p. 39-58.
- ANJOS, M. B.; ZUANON, J. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of Central Amazonia, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 45-52, 2007.
- ARAÚJO, F. G. et al. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. **Environmental Management**, New York, v. 32, n. 3, p. 516-526, May 2003.

BOYERO, L.; BAILEY, R. L. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 464, n. 1/3, p. 219-225, Nov. 2001.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 529, n. 1/3, p. 133-144, Nov. 2004.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 655-671, 2012.

CARVALHO, E. D. et al. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 17, n. 1, p. 45-56, 2005.

CASATTI, L. et al. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2b, p. 681-696, 2006.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAGUARI. **Bacia hidrográfica**: caracterização. Disponível em: <<http://www.cbharaguari.org.br>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botânica Brasileira**, Belo Horizonte, v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.

DODDS, W. K. et al. Life on the edge: the ecology of Great Plains prairie streams. **Bioscience**, Washington, v. 54, n. 3, p. 205-216, Mar. 2004.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Review**, Tokyo, v. 81, n. 2, p. 163-182, May 2006.

FAUSCH, K. D.; BRAMBLETT, R. G. Disturbance and fish communities in intermittent tributaries of a western Great Plains river. **Copeia**, Lawrence, v. 3, p. 659-673, Aug. 1991.

GANASAN, V.; HUGHES, R. M. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 40, n. 2, p. 367-383, Sept. 1998.

GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 48, n. 4, p. 747-759, 1988.

GIDO, K. B.; PROPST, D. L.; MOLLES JÚNIOR, M. C. Spatial and temporal variation of fish communities in secondary channels of the San Juan River, New Mexico and Utah, USA. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 49, n. 4, p. 417-434, Aug. 1997.

GROSSMAN, G. D.; DOWD, J. F.; CRAWFORD, M. Assemblage stability in stream fishes: a review. **Environmental Management**, New York, v. 14, n. 5, p. 661-667, Sept./Oct. 1990.

HARGRAVE, C. W.; TAYLOR, C. M. Spatial and temporal variation in fishes of the Upper Red River Drainage, Oklahoma-Texas. **The Southwestern Naturalist**, Washington, v. 55, n. 2, p. 149-159, 2010.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropicais e subtropicais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 442-462, 2008.

JOY, M. K.; DEATH, R. G. Application of the index of biotic integrity methodology to New Zealand freshwater fish communities. **Environmental Management**, Oxford, v. 34, n. 3, p. 415-428, Sept. 2004.

JUNK, W. J. Wetlands of tropical South-America. In: WHIGHAM, D. F. (Ed.). **Wetlands of world**. The Hague: Kluwer, 1993. p. 679-739.

KAMDEM-TOHAM, A. K.; TEUGELS, G. G. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 397, p. 29-38, Mar. 1999.

KARR, J. R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecology Applied**, Oxford, v. 1, n. 1, p. 66-84, Feb. 1991.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 41, n. 2, p. 221-234, Mar. 1999.

KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, Oxford, v. 5, p. 55-68, 1981.

KARR, S. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Bethesda, v. 6, p. 21-27, 1981.

KAUFMANN, P. R. et al. **Quantifying physical habitat in wadeable streams**. Washington: U.S. Biodiversity Environmental Protection Agency, 1999. 102 p.

LARIMORE, R. W.; BAYLEY, P. B. The fishes of Champaign County, Illinois, during a century of alterations of a prairie ecosystem. **Illinois Natural History Survey**, Illinois, v. 35, n. 2, p. 53-183, Oct. 1986.

LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, Washington, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.

LIGEIRO, R. et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, London, v. 25, n. 4, p. 45-57, Feb. 2012.

LYONS, J. et al. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 3, p. 569-584, June 1995.

MARTIN-SMITH, K. M. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. **Journal of Fish Biology**, London, v. 52, n. 3, p. 458-482, Mar. 1998.

MATTHEWS, W. J. Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and a catastrophic flood. **Copeia**, Lawrence, v. 2, p. 388-398, May 1986.

MAZZONI, R. et al. Stream-dwelling fish communities from an Atlantic rain forest drainage. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 49, n. 2, p. 249-256, 2006.

MEFFE, G. K.; MINCKLEY, W. L. Persistence and stability of fish and invertebrate assemblages in a repeatedly disturbed Sonoran Desert stream. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 117, p. 177-191, 1987.

MILLER, D. L. et al. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. **Fisheries**, Bethesda, v. 13, p. 12-20, 1988.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

OBERDORFF, T.; HUGHES, R. M. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 228, n. 2, p. 117-130, Jan. 1992.

OLIVEIRA, A. K.; GARAVELLO, J. C. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu river basin, southeastern Brazil. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 93, n. 2, p. 127-138, 2003.

PAULA, M. B. C. et al. Survey of sandfly fauna (diptera: psychodidae) in Uberlândia, Minas Gerais state, Brazil, 2003-2004. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, São Paulo, v. 55, n. 2, p. 85-89, 2013.

RODRIGUES, S. C.; SILVA, T. I. Dam construction and loss of geodiversity in the Araguari River Basin, Brazil. **Land Degradation and Development**, New York, v. 23, n. 4, p. 419-426, 2012.

ROSET, N. et al. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 14, n. 6, p. 393-405, Dec. 2007.

ROSS, S. T.; MATTHEWS, W. J.; ECHELLE, A. A. Persistence of stream fish assemblages: effects of environmental change. **American Naturalist**, Chicago, v. 126, p. 24-40, 1985.

SANTOS, A. C. A.; CARAMASCHI, E. P. Temporal variation in fish composition and abundance in a perennial tributary of the rio Paraguaçu, a little-known drainage in the Brazilian semi-arid region. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p. 153-160, 2011.

SILVA, J. F. M. et al. Longitudinal patterns of fish assemblages in mountain streams from tropical forest biome. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 3, p. 64-73, 2013.

STATSOFT. **Statistics**. Version 8.0. Tulsa, 2007. Software.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transaction of American Geophysical Union**, New Haven, v. 8, n. 6, p. 913-920, 1957.

SUAREZ, Y. R. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 196-204, jul./set. 2008.

TAYLOR, C. M.; WINSTON, M. R.; MATTHEWS, W. J. Temporal variation in tributary and mainstem fish assemblages in a Great Plains stream system. **Copeia**, Lawrence, v. 1996, n. 2, p. 280-289, May 1996.

TEJERINA-GARRO, F. L. et al. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 48, n. 1, p. 91-108, Jan. 2005.

TERRA, L. C. C. **Avaliação da integridade biótica do Rio Formoso e Córrego Bonito, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul.** 2004. 214 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

TRAUTMAN, M. B. **The fishes of Ohio.** Columbus: Ohio State University, 1981. 35 p.

ZUANON, J. A. S. **História natural da ictiofauna de corredeiras do rio Xingú, na região de Altamira, Pará.** 1999. 199 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.