

**Status da diversidade de peixes durante a instalação de reservatórios hidrelétricos
no médio Rio Verde (Mato Grosso do Sul – Brasil)**

**Status of fish diversity during the installation of hydroelectric reservoirs in the
middle Verde River (Mato Grosso do Sul – Brazil)**

DOI:10.34117/bjdv6n11-548

Recebimento dos originais: 19/10/2020

Aceitação para publicação: 25/11/2020

Fábio Ricardo da Rosa

Doutorado em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Instituição: Netz – Consultoria Ambiental em Comunidades Aquáticas LTDA.

Endereço: Rua Edézio Gomes Mariano, 296 – Bairro Aquidaban - CEP: 86990-000, Marialva - PR,
Brasil

E-mail: netz.fabio@gmail.com

José Milton Longo

Doutorado em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Instituição: Fibracon – Consultoria, Perícias e Projetos Ambientais LTDA.

Endereço: Rua Dr. Michel Scaff, 105 - Sala 09 – Bairro Chácara Cachoeira - CEP: 79040-860,
Campo Grande - MS, Brasil

E-mail: milton@fibracon.com.br

José Carlos Chaves dos Santos

Mestrado em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Instituição: Fibracon – Consultoria, Perícias e Projetos Ambientais LTDA.

Endereço: Rua Dr. Michel Scaff, 105 - Sala 09 – Bairro Chácara Cachoeira - CEP: 79040-860,
Campo Grande - MS, Brasil

E-mail: josecarlos@fibracon.com.br

Almeida Andrade Casseb

Mestrado e Doutorado em Biologia Experimental Pela Universidade Federal de Rondônia

Instituição: Universidade Federal de Rondônia

Endereço: Campus Unir Porto Velho, Br 364 km 9,5

E-mail: almeida@unir.br

Júlio Sancho Linhares Teixeira Militão

Mestrado e Doutorado em Química pela Universidade Federal do Ceará, com pós doutorado em

Química pela Universidade de Nice, França

Instituição: Universidade Federal de Rondônia

Endereço: Campus Unir Porto Velho, Br 364 km 9,5

E-mail: militao@unir.br

Mariana da Silva Oliveira

Graduada em Biologia pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Instituição: Fibracon – Consultoria, Perícias e Projetos Ambientais LTDA.

Endereço: Rua Dr. Michel Scaff, 105 - Sala 09 – Bairro Chácara Cachoeira - CEP: 79040-860,

Campo Grande - MS, Brasil

E-mail: mariana@fibracon.com.br

Raniere Garcez Costa Sousa

Doutorado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Instituição: Departamento de Engenharia de Pesca, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PGCA), Universidade Federal de Rondônia – UNIR

Endereço: Rua da Paz, 4376, Bairro Lino Alves Teixeira, CEP: 76.916-000, Caixa Postal 32, Presidente Médici, Rondônia, Brasil.

E-mail: ranieregarcz@unir.br

RESUMO

O rio Verde é importante rota migratória e sítio reprodutivo de espécies de peixes da bacia do Alto rio Paraná. Apresentamos a ictiofauna remanescente na região do médio rio Verde após a instalação da UHE São Domingos, durante a instalação e início de operações das PCHs Verde 4 e Verde 4A (2017 a 2019). A biocenose registrada apresentou diversidade abaixo do esperado, com aderência altamente significativa aos modelos de série geométrica de distribuição de abundância das espécies. Mesmo com os impactos da instalação dos barramentos no médio Verde, há uma significativa ictiofauna local a se conservar e manejar, ainda com presença espécies reofílicas. Consideramos a influência de impactos originados fora e dentro da área dos empreendimentos, incluindo assoreamento, limitações de migração ou dispersão e presença de espécies introduzidas a partir de montante e jusante na bacia. Apresentamos argumentação preliminar para o manejo integrado da comunidade íctica da bacia.

Palavras-chave: ictiofauna, barramentos hidrelétricos, medidas mitigadoras, Curvas de Dominância-Diversidade

ABSTRACT

The Verde River is an important migratory route and nursery for fish species in the Upper Paraná River basin. We present the remaining ichthyofauna in the middle Rio Verde region after the installation of HPP São Domingos, and during the installation and start-up of SHP Verde 4 and Verde 4A (2017 to 2019). The registered biocenosis showed diversity below the expected, with highly significant adherence to the geometric series models of distribution of the species abundance. Even with the impacts of the installation of dams in the middle Verde, there is a significant local ichthyofauna for conservation and management, still including rheophilic species. We deliberate on the impacts originating outside and within the area of the hydroelectric plants, including silting, migration, or dispersion limitations, and the presence of species introduced from upstream and downstream in the basin. We present a preliminary argument for the integrated management of the fish fauna in the basin.

Key-words: ichthyofauna, hydroelectric dams, mitigating measures, Dominance-Diversity Curves

1 INTRODUÇÃO

O rio Verde é uma das rotas migratórias mais importantes para os peixes reofílicos da bacia do rio Paraná (Agostinho et al., 2003), sendo um dos últimos de seus afluentes da margem direita a receber empreendimentos hidrelétricos. É considerado um dos tributários que mais contribui com a produção de ictioplâncton, sobretudo para a região baixa no trecho entre os barramentos de Porto Primavera e de Sérgio Motta (Silva, 2011).

A ictiofauna remanescente em tributários com barramentos no Alto rio Paraná já foi abordada em vários estudos (e.g. Brandão, 2007; Gonçalves e Braga, 2008; Agostinho et al., 1992), decorrentes de monitoramentos a longo prazo, pois a bacia é concomitantemente a mais estudada e a mais aproveitada pelo setor hidrelétrico (Agostinho et al., 2007; Rocha, 2010). Contudo, a maioria dos estudos enfoca o antes dos barramentos e o depois da estabilização limnológica dos reservatórios (e.g. Da Silva Cassemiro et al., 2005), com menos informações sobre a curta fase de intensa dinâmica populacional das comunidades de peixes nos primeiros meses ou anos após a instalação dos reservatórios.

Sendo assim, se faz necessário a realização de estudos de monitoramento da biocenose para que seja avaliado a dinâmica das assembleias de peixes, quanto a sua adaptabilidade aos novos ambientes antropizados pelos barramentos na bacia do rio Verde, considerando nesse cenário a capacidade de resiliências das espécies envolvidas.

Esta pesquisa apresenta e discute sobre a estrutura da ictiofauna sob influência da instalação de duas Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) no médio rio Verde. A estrutura e a diversidade das comunidades de peixes em diferentes trechos foram comparadas entre si e relacionadas aos impactos locais e regionais, bem como aos esforços locais empregados para a conservação da diversidade íctica ali existente.

2 MATERIAL E MÉTODOS

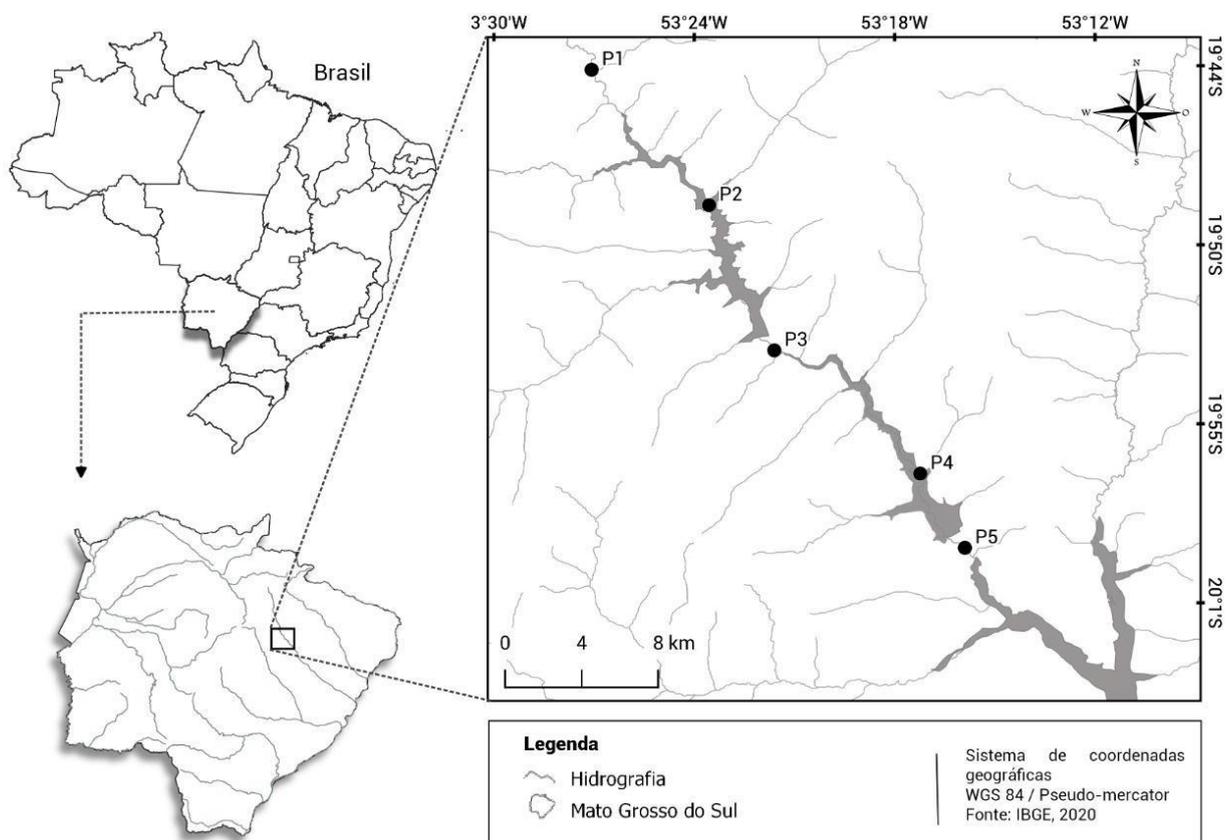
2.1 ÁREA DO ESTUDO

A sub-bacia do rio Verde tem uma área aproximada de 23.740 Km², dentro do território do Mato Grosso do Sul. Tem suas principais cabeceiras nos municípios de Camapuã e Figueirão, de onde percorre cerca de 450 Km com sentido predominante sudeste, drenando parte dos municípios de Água Clara, Ribas do Rio Pardo, Três Lagoas e Brasilândia (Lanza et al., 2014), até desaguar em um trecho lótico remanescente do rio Paraná entre o barramento da Usina Hidrelétrica (UHE) Luís Carlos Prestes e o reservatório da UHE Sérgio Motta.

O rio Verde recebeu os primeiros impactos sobre rotas de dispersão das espécies de peixes

reofílicas com a instalação da UHE São Domingos entre 2009 a 2013 (ELETROBRÁS - ELETROSUL, 2014), que represou ambos o rio Verde e o rio São Domingos, um dos maiores afluentes e opção como rota migratória para peixes. A Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Verde 4A, foi instalada a montante da UHE São Domingos entre 2016 e 2017 e a PCH Verde 4 foi instalada no trecho remanescente do rio Verde entre as duas anteriores ocorreu entre 2017 e 2018. Disso decorreu a formação de uma sequência de reservatórios “em cascata” na porção mediana da sub-bacia (Figura 1), onde foram selecionadas cinco estações de amostragens para o estudo, trechos do rio Verde a montante, a jusante, entre as PCHs, além de uma área em cada reservatório das PCHs (Figura 1).

Figura 1 - Mapa da bacia do médio rio Verde com a localização dos barramentos hidrelétricos, pontos de coletas de peixes, onde P1 refere-se à montante, P2 ao reservatório da PCH Verde 4A, P3 ao trecho intermediário às PCHs, P4 ao reservatório da PCH Verde 4 e P5 refere-se à jusante.



3 COLETA DE DADOS

Para caracterizar a ictiofauna sob a influência das instalações das PCHs no médio rio Verde, foram realizadas seis campanhas de amostragens no período entre agosto de 2017 e agosto de 2019, período em que as estações de amostragens já estavam sob influência de ensecadeiras para instalação dos barramentos e/ou com reservatórios em enchimento e início de operações.

Em todas as estações de amostragens foram utilizadas redes de espera, tarrafas e redes de arrasto para as coletas de peixes. As baterias de redes de espera mediam 1,5 m de altura por 50 m de extensão, com malhas 15, 30, 40, 60 e 80 mm entre nós opostos, sendo estas instaladas ao entardecer (18 h) e retiradas pela manhã (6 h).

Para complementar as amostragens em locais com maior correnteza, bancos de areia e próximo a galhos caídos à água, foram realizados 50 lances de tarrafa (diâmetro de 2,5 m, malha de 25 mm entre nós) em cada estação.

Três lances de redes de arrasto (6 metros de comprimento, 1,5 m de altura, malha de 3 mm) foram realizados em cada estação, na margem do rio Verde, para amostrar a ictiofauna de pequeno porte. Todos os peixes capturados pelos arrastos foram identificados, contados e libertados, vivos, no ambiente de origem. Apenas exemplares de espécies exóticas para a bacia, ou peixes excessivamente feridos ou mortos pelas redes de espera foram fixados em formol (10%) por 24 horas, conservados em álcool (70%) e posteriormente depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

A identificação dos peixes foi realizada com auxílio de chave e catálogo de Graça e Pavanelli (2007). Foram consideradas espécies reofílicas aquelas citadas por Agostinho *et al.* (2003) e espécies ameaçadas aquelas constantes nas listas do ICMBio/MMA (2018).

A autorização de coleta e manejo de fauna *in situ* (A. A. n° 036/2019) foi emitida pelo IMASUL em novembro de 2019 com validade até novembro de 2021.

3.1 DESENHO EXPERIMENTAL E ANÁLISE DOS DADOS

Para cada local de amostragem foram calculados os índices de diversidade de *Shannon* (Shannon, 1948) e Equidade de *Pielou* (Magurran, 1988).

O índice de Shannon foi calculado pela fórmula:

$$H' = - \sum p_i * \ln p_i$$

Onde $p_i = n_i/N$, sendo n_i = número de indivíduos da espécie i e N = número total de indivíduos da amostra, ou seja, proporção relativa de cada espécie pelo total de indivíduos da amostra.

A equidade de *Pielou* para a amostra foi calculada pela fórmula:

$$E = H' / \ln S$$

Onde H' é o índice de *Shannon* e $\ln S$ é o logaritmo natural do número de espécies registradas (Magurran, 1988).

Para descrever a estrutura das comunidades de peixes foram somados todos os registros de espécies por área amostral de todas as campanhas, resultando em cinco amostras condensadas. Estas

foram organizadas e expressas na forma de Curvas de Dominância-Diversidade (Whittaker, 1965), em diagramas de ranqueamento das espécies conforme as suas abundâncias, e plotadas em escala logarítmica (Magurran, 1988). Tais curvas podem ser comparadas graficamente aos modelos teóricos de diversidade por distribuição das abundâncias, porém atualmente é importante utilizar também testes estatísticos para verificar a existência de semelhança entre os padrões (Matthews e Whittaker, 2014).

Foram testadas as aderências dos dados entre as curvas da distribuição das comunidades de peixes aos modelos teóricos através das análises de regressão de mínimos quadrados, com auxílio do pacote estatístico computacional MyStat (Hale, 1992). Os valores de r^2 (squared multiple R) obtidos foram considerados indicadores diretos da aderência das distribuições das abundâncias entre as espécies nas biocenoses reais em relação às distribuições dos modelos teóricos de distribuição das abundâncias, conforme apresentado por Fattorini (2005). Foram consideradas significativas todas as relações com valor de p menor ou igual a 0,05.

Os modelos teóricos clássicos foram transformados, para comparação de cada uma das comunidades ícticas estudadas, de modo a apresentar a mesma somatória de abundância no conjunto das espécies em relação às abundâncias reais. Essa transformação representa as curvas teóricas aplicadas a cada uma das ictiocenoses, conforme a abundância local, ou seja, como seriam as distribuições da abundância de “n” indivíduos entre as espécies caso a comunidade seguisse determinado modelo.

Para o modelo geométrico (Motomura, 1932 apud Whittaker, 1965), a série teórica foi iniciada com a espécie hipotética mais abundante contendo metade da abundância total registrada nas amostragens de cada biocenose, a segunda espécie contendo metade da fração restante da abundância real, e assim sucessivamente, até atingir na distribuição do modelo o mesmo número de espécies, e uma somatória da abundância das espécies no modelo teórico próxima à somatória da amostra real.

Para o modelo log-série (Fisher et al., 1943) foi utilizado o logaritmo com base Neperiana transformada em uma ordem de grandeza menor (0,272), de modo a gerar uma curva decrescente. A entrada para o cálculo do modelo foi $1 - N$, onde N é o número de espécies de cada amostra condensada. A série de valores decrescentes negativos foi utilizada para obter uma série positiva, complementar à série negativa de $\log_{0,272}(1-N)$. Os elementos da série positiva foram então transformados em índice relativo à somatória da própria série. Cada índice relativo foi multiplicado à abundância total da amostra real, gerando uma redistribuição da abundância relativa conforme a curva do modelo log-série, com o mesmo número de espécies e a mesma abundância de cada amostra real.

4 RESULTADOS

Foram registrados 876 indivíduos de 34 morfo-espécies de peixes neste estudo, sendo a maioria integrantes da ordem Characiformes (93%), mas com importante contribuição de Siluriformes (6,7%), Gymnotiformes (0,1%) e Perciformes (0,1%) (Tabela 1).

Em todas as estações amostrais, espécies de pequeno e médio portes da família Characidae (lambaris e pequiras) foram as mais representativas e ocorreram registros de Anostomidae (piaus) e Pimelodidae (mandis) (Tabela 1). As famílias de Erythrinidae (traíras) e Loricariidae (cascudos) foram registradas em quatro das cinco estações de amostragens. Grupos de espécies raras, com menor valor amostral, não apresentaram frequência em todas as estações de amostragem (Tabela 1), sugerindo considerável *turnover* de espécies na composição das ictiocenoses das diferentes trechos, mesmo aqueles em ambientes lóticos.

Tabela 1 - Taxonomia e frequência absoluta dos indivíduos da ictiofauna capturados entre os anos de 2017 a 2019, nas áreas da PCH Verde 4A e da PCH Verde 4, em MS, Brasil. Onde P1 refere-se à montante, P2 ao reservatório da PCH Verde 4A, P3 ao trecho intermediário às PCHs, P4 ao reservatório da PCH Verde 4 e P5 refere-se à jusante.

Táxons	Locais das coletas				
	P1	P2	P3	P4	P5
CHARACIFORMES					
Parodontidae					
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	2				
Curimatidae					
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández & Yèpez, 1948)	1				
Anostomidae					
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	13	12	14	3	26
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	9	1	7	2	3
<i>Megaleporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	3		1	2	2
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)			6		
Characidae					
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	7	247	60	61	38
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1829)		3	5	12	32
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	39	8	19		
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	1		41	8	15
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	5				
<i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	1				
<i>Odontostilbe</i> sp.				1	
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	3		15	18	
<i>Roeboides paranensis</i> Pignalberi, 1975					7

<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850			1	4
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)			9	
Erythrinidae				
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)			1	
<i>Hoplias</i> sp. (grupo <i>lacerdae</i>)	1	12	5	
<i>Hoplias</i> sp. (grupo <i>malabaricus</i>)	11	4	2	1
Crenuchidae				
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann 1909	14			
SILURIFORMES				
Loricariidae				
<i>Hypostomus albopuntatus</i> (Regan, 1908)			3	4
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)		1		
<i>Hypostomus cochliodon</i> Kner, 1854			2	
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)			3	2
<i>Hypostomus</i> cf. <i>nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)			3	
<i>Hypostomus</i> cf. <i>regani</i> (Ihering, 1905)				1
Heptapteridae				
<i>Pimelodella taenioptera</i> Miranda-Ribeiro, 1914			1	2
Pimelodidae				
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)		1	18	1 5
<i>Pimelodus argenteus</i> (Perugia, 1891)	1		3	1 4
<i>Pimelodus paranensis</i> Britski & Langeani, 1988				1 1
Pseudopimelodidae				
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Lütken, 1874)		1		
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae				
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)			1	
PERCIFORMES				
Cichlidade				
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006				1

As estações em ambientes lênticos apresentaram estrutura das comunidades ícticas mais aderentes ao modelo Série Geométrica (SG) de distribuição das abundâncias, com valores de r^2 de ajuste ao modelo de 0,804 para a estação Reservatório 4A e de 0,951 para o Reservatório 4, ambos altamente significativos ($p < 0,001$). Também houve aderência estatisticamente significativa ao modelo log-séries ($r^2 = 0,579$, $p = 0,011$ para Reservatório 4A e $r^2 = 0,674$, $p = 0,000$ para Reservatório 4) (Tabela 2).

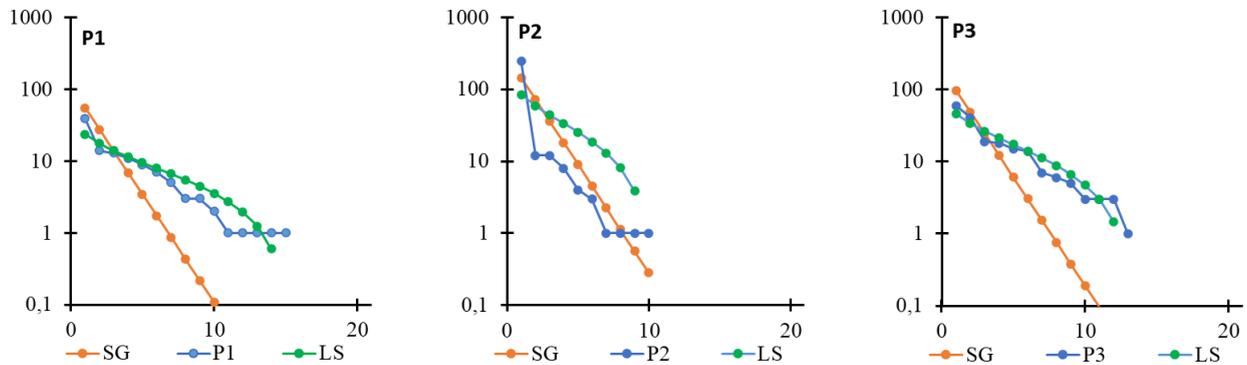
Tabela 2 - Valores de aderência (r^2) das Curvas de Dominância-Diversidade das ictiocenoses às curvas dos modelos teóricos de distribuição das abundâncias.

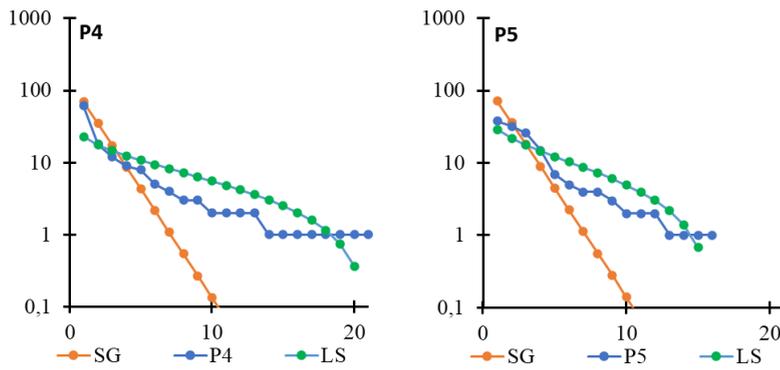
Biocenoses		Ajuste aos modelos teóricos	
		SG (r^2)	LS (r^2)
Montante	P1	0,952	0,858
Reservatório 4A	P2	0,804	0,579
Intermediário	P3	0,945	0,932
Reservatório 4	P4	0,951	0,674
Jusante	P5	0,851	0,905

Onde: SG = Série geométrica e LS = Log-séries

A inspeção gráfica das distribuições das espécies comparadas aos modelos teóricos reforça a noção de alta aderência às séries geométricas e baixa aderência às log-séries, especialmente na estação Reservatório 4A (Figura 2). Todos os valores de "p" das análises de regressão entre as biocenoses e os modelos apresentaram valores significativos ($p < 0,05$).

Figura 2 - Curvas de Dominância-Diversidade das biocenoses registradas (sobre escala logarítmica) e distribuições correspondentes aos modelos teóricos, onde SG refere-se à distribuição conforme modelo de Série Geométrica, LS refere-se à distribuição Log-Series, P1 é a distribuição das abundâncias da ictiocenose à montante, P2 no reservatório da PCH Verde 4A, P3 no trecho intermediário às PCHs, P4 no reservatório da PCH Verde 4 e P5 refere-se à jusante.





Observando os quantitativos de indivíduos entre as áreas de coletas, a espécie *Astyanax altiparanae* foi dominante na estação Reservatório 4A (83,1% da abundância) e mais abundante na estação Reservatório 4 (43,9% da abundância), o que também resultou em valores menores de equidade de Pielou (0,30) e diversidade de Shannon (0,68) na estação Reservatório 4A e semelhantes às demais estações em Reservatório 4 (Tabela 3).

Os ambientes lóticos monitorados apresentaram estruturas de comunidades ícticas entre as séries geométricas e log-séries, todos com aderências significativas ($p < 0,001$) a ambos os modelos, com fraca tendência de maior aderência à log-série na estação Jusante e fraca tendência de maior aderência à série geométrica na estação Montante (Tabela 2). Essa semelhança estrutural entre as biocenoses é acompanhada por valores acumulados de abundância de indivíduos (entre 111 e 195 indivíduos) e de riqueza de espécies (de 13 a 16 espécies) muito semelhantes, dentro das mesmas ordens de grandeza (Tabela 3). Os índices de equidade de Pielou calculados para o conjunto dos dados de cada estação em ambientes lóticos também foram semelhantes, entre 0,75 e 0,8. A reunião dessas semelhantes riquezas de espécies e de equidades resultou em índices de diversidade de Shannon com valores entre 2,06 e 2,11, também muito parecidos entre si (Tabela 3).

Tabela 3 - Índices de diversidade de espécies da ictiofauna no rio Verde, nas áreas das PCHs Verde 4A e Verde 4, em MS, Brasil.

Índices de diversidade	Locais das coletas				
	P1	P2	P3	P4	P5
Abundância acumulada	111	290	195	139	144
Riqueza acumulada	15	10	13	21	16
Equidade de Pielou	0,78	0,30	0,80	0,69	0,75
Shannon - H'	2,11	0,68	2,06	2,09	2,09

5 DISCUSSÃO

A estrutura da ictiofauna do médio Verde entre 2017 e 2019 indica diversidade menor que o esperado para ambientes não impactados, especialmente quanto à aderência das curvas de Dominância-Diversidade registradas ao modelo de série geométrica. O modelo de série geométrica é esperado durante a colonização de habitats não saturados, quando ocorre apropriação sequencial da parte vaga dos nichos (Magurran, 1988), o que é condizente com a formação dos reservatórios (Agostinho et al. 2007), mas indica problemas externos aos empreendimentos, quando registrado nos ambientes lóticos remanescentes. A distribuição log-normal das abundâncias seria a esperada para conjuntos de espécies interagindo em uma comunidade natural (Whittaker, 1965).

A estrutura da ictiofauna do médio Verde está entre a reta do modelo de série geométrica e o modelo de série log-normal, especialmente nos trechos lóticos a montante e entre as PCHs (P1 e P3), mas com maior tendência à série geométrica nos reservatórios (P2 e P4), e maior tendência à série log-normal a jusante (P5). Essas diferenças estruturais podem ser ocasionadas justamente pela transição observada neste estudo, quando ocorrem tanto as espécies remanescentes do trecho lótico do rio Verde, mas menos aptas ao novo reservatório, quanto à elevada abundância das espécies mais aptas, em franca colonização oportunista do reservatório. Essa sucessão e seleção de espécies é bem conhecida de estudos em outras bacias com barramentos, inclusive na bacia do Alto rio Paraná (Gomes e Miranda, 2001; Silva et al., 2002; Agostinho et al., 2007; Gonçalves e Braga, 2008).

A configuração das assembleias de peixes do médio rio Verde no período deve ser entendida como o resultado da ictiofauna original da sub-bacia, com acréscimo de algumas espécies invasoras e subtração de algumas espécies raras ou sensíveis.

Das três espécies invasoras registradas, duas, *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Hypostomus cochliodon* foram dispersas pela bacia do Alto rio Paraná após o represamento da barreira de Sete Quedas (Júlio Júnior et al., 2009), enquanto a *Cichla kelberi* é originária da bacia Tocantino-Araguaiana, (Graça e Pavanelli, 2007). Nenhuma dessas espécies requer longas migrações reprodutivas (Agostinho et al., 2003) e são comuns em outros reservatórios, de forma que o seu sucesso populacional e permanência no médio Verde são esperados a médio e longo prazos.

Dentre as espécies raras, sensíveis, ou ameaçadas na bacia que foram registradas em campo, estão *Myloplus tiete*, *Salminus hilarii* e *Pseudopimelodus mangurus* (Abilhoa e Duboc, 2004). Contudo, outras espécies raras já foram registradas em outros estudos técnicos para essa região, incluindo algumas migradoras de maior importância à pesca como o *Prochilodus lineatus* (curimbatá), *Salminus brasiliensis* (dourado) e *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado) (Silimon Jr., 2015;

FIBRACON, 2016; 2019). Estas e outras espécies têm registros na sub-bacia, mas já não ocorrem com densidade populacional suficiente para captura pela metodologia empregada neste estudo.

Mesmo com acréscimos e subtrações indesejadas, a ictiofauna da área ainda apresenta alguns padrões condizentes com o esperado para a região. As 34 espécies aqui apresentadas são um subconjunto das 310 espécies de peixes apresentadas por Langeani et al. (2007) da bacia do Alto rio Paraná. O predomínio de Characiformes e representatividade de Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes é condizente para o padrão esperado para a ictiofauna Neotropical (Lowe-McConnel, 1999). Além disso, não difere profundamente em riqueza e composição quando comparada aos inventários regionais mais extensivos em rios de porte semelhante, como 43 espécies no rio Iguatemi (Súarez et al., 2003), 51 espécies no médio rio Sucuriú (Froehlich et al., 2017).

Os resultados apontam que há uma considerável ictiofauna a se preservar e manejar no médio rio Verde, mesmo com os impactos de longa duração que incidem na sub-bacia. O assoreamento originado a montante com fontes difusas, limita a disponibilidade de habitats e recursos alimentares (Cassati et al. 2006; Minatti-Ferreira e Beaumord, 2006), sendo que os reservatórios recebem e processam esta e outras eventuais formas de poluição provenientes de montante (ex. áreas de pastagens, desmatamentos, monocultivo de grãos). Esses impactos externos interagem com novos impactos, como a interrupção de rotas dispersivo-migratórias e à própria dinâmica limnológica dos reservatórios (Agostinho et al., 2007).

Apesar da estabilidade limnológica de reservatórios só ocorrer a longo prazo, a seleção e limitação de espécies atuam desde imediatamente após a formação dos lagos (Agostinho et al., 2007). Espécies oportunistas, com nicho amplo, são favorecidas e rapidamente se adaptam à utilização dos novos recursos disponibilizados nos reservatórios (Agostinho et al., 2007).

Como exemplo, a espécie dominante no reservatório da PCH Verde 4A, o lambari *Astyanax altiparanae*, é oportunista na ocupação de habitats, e generalista quanto à alimentação (Da Silva Cassemiro et al., 2002; Hahn et al., 2004). É uma espécie que reproduz-se precocemente (Suzuki et al., 2004; Garutti, 2003), com desova parcelada entre setembro a março (Porto-Foresti et al., 2010) e é migradora de curtas distâncias (Agostinho et al., 2003). Portanto, seu crescimento populacional rápido para ocupação dos reservatórios era esperado (Da Silva Cassemiro et al., 2002; Dias et al., 2005), bem como flutuações populacionais intensas, incluindo ausência temporária de registros, como ocorreu no reservatório da PCH Verde 4A em uma das pescarias experimentais.

Para parte das espécies remanescentes, reservatórios ou trechos lóticos compartimentalizados não serão ambientes adequados para completar os ciclos de vida dos peixes, resultando em provável

extinção local (Agostinho et al., 2007). As diferentes estratégias alimentares, de seleção de microhabitats e estratégias reprodutivas de peixes requerem uma equivalente diversidade de recursos ambientais, indisponíveis nos ambientes modificados (Santos, 2019). Assim, peixes que forrageiam em corredeiras e peixes migradores são os exemplos mais imediatos de populações afetadas.

Para ter sucesso na mitigação de impactos ambientais sobre as assembleias de peixes da região do estudo, seria importante integrar o manejo da ictiofauna nos barramentos hidrelétricos do rio Verde, aumentando a efetividade da transposição, a disponibilidade de “matrizes” para a reprodução induzida e para evitar o efeito conhecido como “armadilhas ecológicas” (Pelicice e Agostinho, 2008). Para um monitoramento mais certado da ictiofauna da bacia do rio Verde, devem ser levados em consideração diversos aspectos ecológicos, incluindo áreas de vida, fluxos migratórios e intensidade de recrutamento populacional das espécies.

5 CONCLUSÕES

A ictiofauna remanescente no médio rio Verde apresentou diversidade abaixo do esperado, o que pode ser consequência dos impactos externos ao empreendimento, como assoreamento e outras alterações difusas, bem como da instalação dos reservatórios “em cascata”. O efeito sobre a diversidade de peixes foi observado pela aderência dos modelos de distribuição das abundâncias aos modelos de série geométrica. No entanto, também foi observado a existência de espécies de peixes importantes em termos ecológicos e para as pescarias locais, demonstrando que no médio Verde, há, de fato, uma importante ictiofauna local a ser conservada e manejada. Os fatores necessários à conservação dessa ictiofauna incidem além da escala local, especialmente quando se consideram as rotas migratórias dos peixes, desde à montante da área deste estudo, nas nascentes, até à jusante, no rio Paraná.

AGRADECIMENTOS

O presente artigo é fruto do resultado do projeto intitulado “Metanálise da biota aquática da bacia do rio verde (Mato Grosso do Sul) na avaliação dos efeitos da reprodução induzida de larvas de peixes e definição de procedimentos para preservação das espécies” financiado com recursos da carteira de P&D/ANEEL, das empresas ITIQUIRA ENERGÉTICA S.A. e TANGARÁ ENERGÉTICA S.A., código PD-00700-0119/2019, as quais os autores expressam seus agradecimentos.

Os autores agradecem ao NECTAR - Núcleo de Empreendimentos em Ciência, Tecnologia e Artes e à FIBRACON - Consultoria, Perícias e Projetos Ambientais Ltda, Pelo apoio na gestão e operacionalização das atividades de execução do projeto.

REFERÊNCIAS

- Abilhoa V, Duboc LF. 2004. Peixes. Livro vermelho da fauna ameaçada do Estado do Paraná. (Eds SB Mikichs and RS Bérnils.) p. 581-677.
- Agostinho AA, Júlio Júnior HF, Borghetti, JR. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. Revista UNIMAR. 14: 089-107.
- Agostinho AA, Gomes LC, Suzuki HI, Júlio Júnior HF. 2003. Migratory Fishes of the Upper Paraná River Basin, Brasil. In: Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A (Eds.) Migratory Fishes of South America – Biology Fisheries and Conservation Status. International Development Research Centes (Canadá). World Bank, World Fisheries Trust.: p.19-98.
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice LC. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá: EDUEM. 260 p.
- Brandão H. 2007. A ictiofauna da represa de Salto Grande (médio rio Paranapanema-SP/PR): composição, estrutura e atributos ecológicos. Dissertação de Mestrado, UNESP, Botucatu, SP. 68 p.
- Casatti L, Langeani F, Silva AM, Castro RMC. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology. 66(2B): 681-696.
- Da Silva Casseiro FA, Hahn NS, Fugi R. 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. Acta Scientiarum. Biological Sciences. 24: 419-425.
- Da Silva Casseiro FA, Hahn NS, Delariva RL. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná. Brasil), no terceiro ano após o represamento. Acta Scientiarum. Biological Sciences. 27(1): 63-71.
- Dias RM, Bailly D, Antônio RR, Suzuki HI, Agostinho AA. 2005. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). Brazilian Archives of Biology and Technology. 48(3): 467-476.
- ELETROBRÁS – ELETROSUL. 2014. 4º Relatório Semestral de Andamento dos Programas e Planos Ambientais, Fase de Operação, UHE São Domingos. Florianópolis, setembro de 2014. 54 p.
- Fattorini S. 2005. A simple method to fit geometric and broken stick models in community ecology and island biogeography. Acta Oecologica. 28: 199-205.
- FIBRACON / PHOENIX. 2016. Monitoramento da Ictiofauna - PCH Verde 4A no Rio Verde. Relatório Técnico – 9ª Campanha. Água Clara, MS. 30 p.
- FIBRACON / PHOENIX. 2019. Implantação e operação do centro de reprodução induzida de peixes do médio rio Verde, Transposição de espécies reofílicas nas PCHs Verde 4 / Verde 4A. Relatório técnico. 61 p.

Froehlich O, Vilela MJA, Cavalarro MR, Cordeiro LM. 2006. Inventário da ictiofauna no Complexo Aporé-Sucuriú. In.: Pagoto TCS, Souza R. Biodiversidade do Complexo Aporé-Sucuriú: subsídios à conservação e ao manejo do cerrado. Campo Grande, Mato Grosso do Sul: EDUFMS, 91-102.

Garutti V. 2003. Piscicultura ecológica. São Paulo: Editora UNESP, 332 p.

Gomes LC, Miranda LE. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*. 17(1): 67-76.

Gonçalves CDS, Braga FMDS. 2008. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*. 8(2): 12.

Graça WJ, Pavanelli CS. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: EDUEM, 241 p.

Hahn NS, Fugi R, Andrian IDF. 2004. Trophic ecology of the fish assemblages. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 247-269 p.

ICMBio / MMA. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI – Peixes. Brasília, DF: ICMBio/MMA. 1.235 p.

Júlio Júnior HF, Dei Tós C, Agostinho AA, Pavanelli CS. 2009. A massive invasion of fishes after eliminating a natural barrier in the upper Paraná basin. *Neotropical Ichthyology*. 7(4): 709-718.

Langeani F, Castro RMC, Oyakawa OT, Shibatta OA, Pavanelli CS, Casatti L, 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*. 7(3): 181-197.

Lanza DA, Pott A, Silva JSV. 2014. Vegetação e uso da terra na unidade de planejamento e gestão Rio Verde, Mato Grosso do Sul. *Revista GeoPantanal*. 16: 251-262.

Lowe-McConnell RH. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 388 p.

Magurran AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press. 215 p.
Matthews TJ, Whittaker RJ. 2014. Fitting and comparing competing models of the species abundance distribution: assessment and prospect. *Frontiers of Biogeography*. 6(2): 67-82.

Minatti-Ferreira, DD, Beaumord AC. 2006. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. *Revista Saúde e Ambiente*. 7(1): 39-47.

Hale RL. 1992. *MYSTAT: Statistical applications*. Course Technology Ptr.
Pelicice FM, Agostinho AA. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation biology*. 22(1): 180-188

Porto-Foresti F, Castilho-Almeida RB, Senhorini JA. 2010. Biologia e criação do lambari-do-rabo-amarelo (*Astyanax altiparanae*). In: Baldisserotto B e Gomes LC (Eds.). Espécies nativas para piscicultura no Brasil. Editora da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 105-120 p.

Rocha PC. 2010. Indicadores de alteração hidrológica no Alto Rio Paraná: intervenções humanas e implicações na dinâmica do ambiente fluvial. *Sociedade & Natureza*. 22(1): 191-211.

Santos VLM. 2019. Efeito das alterações hidrológicas na composição de espécies e na estratégia reprodutiva de peixes em um rio costeiro do sudeste do Brasil. Tese de Doutorado. Macaé, RJ. 170 p.

Shannon CE 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*. 27: 379-423/ 623-656.

Silimon JR, K. Z. S. 2015. Monitoramento e Conservação da Ictiofauna da Área de Influência da PCH Verde 4A no Rio Verde. Relatório Técnico Fase instalação. Vectorman Consultoria e Projetos Ambientais – ME. 26 p.

Silva PSD. 2011. Tributários de um reservatório neotropical: habitats de desova e desenvolvimento inicial de peixes. Dissertação de mestrado. Toledo – BR. 39 p.

Súarez YR, Petreire JrM. 2003. "Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul." *Acta Scientiarum: Biological Sciences*. 361-367.

Suzuki HI, Vazzoler AEAM, Marques EE, Lizama MP, & Inada P. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden. 230-257.

Whittaker RH. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*. 147: 250–260.