



ALEXIA BOM DE ALMEIDA

**VARIAÇÕES MORFOLÓGICAS EM ESPÉCIES DE PEIXES EM
UM GRADIENTE AMBIENTAL RIO-RESERVATÓRIO**

**LAVRAS-MG
2020**

ALEXIA BOM DE ALMEIDA

**VARIAÇÕES MORFOLÓGICAS EM ESPÉCIES DE PEIXES EM UM
GRADIENTE AMBIENTAL RIO-RESERVATÓRIO**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Ciências Biológicas, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

**LAVRAS-MG
2020**

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por todas as bênçãos e por guiar meu caminho ao longo dessa trajetória.

Aos meus pais, Lúcia e Alexandre, por sempre estarem ao meu lado, me apoiando e me incentivando em todas minhas escolhas e decisões, sem eles nada seria possível.

A República Pira Saia por ser minha melhor escolha, minha segunda família, meu porto seguro, por compartilhar absolutamente todos os momentos vividos durante a graduação, momentos bons e ruins em que sempre estivemos juntas nos apoiando e por cada ensinamento que levarei comigo para o resto da vida.

A Universidade Federal de Lavras pela oportunidade, e a todos os professores, funcionários, alunos e colegas que passaram por mim durante esses anos, e puderam me ajudar, contribuir de alguma forma e compartilhar conhecimentos durante minha trajetória acadêmica.

Aos núcleos de estudos que participei, NECA (Núcleo de Estudos em Comportamento Animal), GEAS (Grupo de Estudos em Animais Selvagens) e NEBM (Núcleo de Estudos em Biologia Marinha) pelos ensinamentos e conhecimentos compartilhados e adquiridos, e por toda experiência e inspiração que me trouxeram.

Ao professor Dr. Paulo dos Santos Pompeu pela oportunidade de fazer parte do Laboratório de Ecologia de Peixes, por toda a orientação e conhecimento compartilhado para a realização deste trabalho.

A todas as experiências que a biologia pôde me proporcionar dentro e fora da Universidade e a todos que contribuíram de alguma forma para que eu pudesse chegar até aqui, o meu muito obrigada!

RESUMO

Os reservatórios hoje em dia estão presentes nas principais bacias hidrográficas do Brasil. Seus impactos são evidentes, podendo citar como exemplos a mudança nos habitats e as alterações na disponibilidade de recursos. Quando os reservatórios estão dispostos em cascata, como é o caso do local de estudo deste trabalho, os impactos podem ser ainda maiores. O presente estudo teve como objetivo avaliar a variação morfológica das comunidades de peixes ao longo de um gradiente ambiental no reservatório de Itutinga-Camargos, em Minas Gerais. Peixes foram coletados em dez pontos de coleta nos rios Grande e Aiuruoca e ao longo dos reservatórios de Camargos e Itutinga, e tiveram seus atributos ecomorfológicos avaliados. O espaço morfológico ocupado pela comunidade de peixes não se tornou mais simplificado ao longo do gradiente, como era esperado, já que se observou um aumento gradual da distância do centroide. Porém, espécies não reofílicas apresentaram maior variabilidade morfológica e se distribuíram mais amplamente ao longo do gradiente estudado, tendo sido elas, incluindo espécies exóticas, que contribuíram para o gradiente observado.

Palavras-chave: Ecomorfologia, Barragens, Reservatório, Impacto, Gradiente ambiental.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número de indivíduos medidos por espécie , sendo os reofílicos identificados com (R).	17
--	----

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Distribuição dos pontos amostrais de estudo ao longo do gradiente longitudinal formado no reservatório..... 13
- Figura 2 - Análise de componentes principais considerando o conjunto total de espécies de cada região avaliada, demarcando o espaço morfológico das comunidades. À esquerda encontra-se, para cada região, plotados os eixos 1 e 2 do PCA e, à direita, os eixos 1 e 3 através da mesma análise. 19
- Figura 3 - Análise de componentes principais considerando somente as espécies nativas de cada região avaliada, demarcando o espaço morfológico das comunidades. À esquerda encontra-se, para cada região, plotados os eixos 1 e 2 do PCA e, à direita, os eixos 1 e 3 através da mesma análise. 20
- Figura 4 - Distância média do centroide (e respectivo desvio padrão) considerando o conjunto total de espécies para cada região ao longo do gradiente ambiental estudado. 21
- Figura 5 - Distância média do centroide (e respectivo desvio padrão) considerando somente as espécies nativas de cada região ao longo do gradiente ambiental estudado. 21
- Figura 6 - Distância média do centroide (e respectivo desvio padrão) das diferentes espécies capturadas (C.kel = *Cichla kelberi*; S.not = *Serapinus notomelas*; P.mac = *Pimelodus maculatus*; S.het = *Serapinus heterodon*; H.nan = *Hasemania afnana* ; M.pia = *Megaleporinus piavussu*; B.tur = *Bryconamericus turiuba*; A.fas = *Astyanax fasciatus*; H.mal = *Hoplias malabaricus*; S.nas = *Schizodon nasutus*; S.hil = *Salminus hilarii*; K.moe = *Knodus moenkhausi*; H.reg = *Hypostomus cf. regani*; H.ihe = *Hypostomus cf. Iheringii*; L.str = *Leporinus striatus*; E.vir = *Eigenmannia virescens*; P.arg = *Pialvina argenta*; I.lab = *Iheringichthys labrosus*; A.lac = *Astyanax lacustres*; B.orb = *Brycon orbignyanus*; L.fri = *Leporinus friderici*; G.bra = *Geophagus Brasiliensis*;)..... 22
- Figura 7 - Comparação entre a distância média do centroide de indivíduos reofílicos e não reofílicos. 22
- Figura 8 - Comparação entre o número de pontos de ocorrência de espécies reofílicas e não reofílicas..... 23

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	8
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	9
3 OBJETIVO	11
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	12
4.1 Local de Estudo	12
4.2 Métodos	13
5 RESULTADOS	17
6 DISCUSSÃO	24
7 CONCLUSÃO.....	26
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27

1 INTRODUÇÃO

Estima-se que nas regiões neotropicais, existam mais cinco mil espécies de peixes catalogadas, das quais 2,6 mil espécies estejam localizadas no Brasil (OYAKAMA; MENEZES, 2011; RIBEIRO et al., 2014; PINTO et al., 2019). Em geral, a sobrevivência dos peixes é guiada em função do meio ambiente, o qual deve se apresentar alimentos disponíveis, temperatura e condições físico-química-biológica favoráveis à conservação da vida, e também da reprodução que, para algumas espécies, ocorre com a migração contra correntezas pelo processo descrito como piracema (GODOY, 1985).

O Brasil apresenta características hidrográficas favoráveis à geração hidrelétrica, mas os reservatórios destes empreendimentos formam uma barreira que altera habitats e limita a sobrevivência, muda o comportamento e induz modificações morfofisiológicas em muitas espécies de peixes, em especial para as espécies migradoras (LOPES, 2017; PINTO et al., 2019). Como os represamentos modificam o regime hídrico, observa-se a redução na qualidade da água e da heterogeneidade do habitat e alterações na fauna e morfologia das assembleias de peixes, incluindo mudanças nas relações tróficas e destruição de rotas migratórias, culminando com o desaparecimento de algumas das espécies (ARAÚJO et al., 2013; PETESSE et al., 2014; AGOSTINHO et al., 2007; 2016).

Em reservatórios construídos em forma de cascata é observado um gradiente hidrológico longitudinal que altera as condições de montante para jusante e estresses bióticos e abióticos ocorrem em maior intensidade, afetando as assembleias de peixes, especificamente em sua locomoção, habitat, comportamento e fisiologia (MIRANDA et al., 2008; MIRANDA; DEMBKOWSKI, 2015; SANTOS et al., 2017). Diante disso, embora a literatura tenha destacado os impactos deste gradiente ambiental sobre a abundância e diversidade de peixes nos reservatórios (DIAS; TEJERINA-GARRO, 2010; MOURA-JÚNIOR et al., 2011), a maioria dos estudos são focados em reservatórios únicos. Ao passo que os impactos cumulativos dos sistemas de cascatas que afetam os aspectos morfológicos dos peixes são menos compreendidos.

Considerando a importância da fauna de peixes e os estresses impostos a partir da implantação de barragens, torna-se necessária a compreensão dos efeitos do represamento sobre a estrutura destas assembleias. Portanto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a variação morfológica da comunidade de peixes ao longo de um gradiente ambiental no reservatório de Itutinga-Camargos, em Minas Gerais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O Brasil está inserido na região neotropical que possui a maior diversidade de peixes (ALBERT et al. 2011). Neste contexto, encontra-se o estado de Minas Gerais, que drena diferentes bacias, dentre elas, a do rio Grande, que conta com pelo menos 114 espécies de peixes (SANTOS, 2010). Um levantamento apontou que das 114 espécies localizadas na bacia do Rio Grande, 88 eram espécies nativas, 30 eram de importância comercial e 7 estavam sob ameaça de extinção (MELO; BORGES, 2016).

Construções promovidas pelo homem ao longo dos anos contribuíram para o desenvolvimento regional e local, melhorando as condições de vida. No entanto, essas alterações, especificamente a construção de reservatórios a partir de rios naturais, resultaram em estresses bióticos e abióticos que refletem diretamente no habitat, comportamento e fisiologia dos peixes (MELO; BORGES, 2016).

O represamento atua na conversão de habitats lóticos em lênticos, cuja dinâmica do fluxo do rio é modificada e as características físicas e químicas do rio, como temperatura da água, geomorfologia do canal, heterogeneidade de habitat, dinâmica da produtividade e ciclagem de nutrientes passam por intensa modificação (BUNN; ARTHINGTON, 2002). Se por um lado o ambiente lótico, ou zona ribeirinha à montante do reservatório, apresenta maior vazão de água, turbidez e nutrientes e menor tempo de permanência na água e menor penetração de luz, o ambiente lêntico, ou zona lacustre, é a área mais profunda e mais ampla do reservatório, cuja a corrente de água é imperceptível, com estratificação térmica, menor concentração de nutrientes e maior incidência de luz, devido a sedimentação (AGOSTINHO et al., 2007).

As espécies que necessitam de habitats correntes, chamadas de reofílicas, incluindo as migradoras, são mais comumente encontradas próximas ao rio natural, e ao longo desse gradiente ocorre a substituição por espécies sedentárias, de porte médio, com pouca especificidade alimentar, baixo valor de mercado e cuidado parental (AGOSTINHO et al., 2016). Essa ictiofauna tende a habitar a zona litorânea dos reservatórios, sendo que as regiões pelágicas e mais profundas tendem a apresentar um pequeno número de espécies (AGOSTINHO et al., 2007). Mesmo com essa tendência esperada do gradiente das assembleias de peixes, ainda pode haver variações de acordo com as características da fauna local e do reservatório.

Os impactos dos represamentos sobre o ecossistema resultam em estresses de ordem físicas, químicas e geomorfológicas decorrentes de alterações no curso do rio e da vazão, impactando a produtividade primária e modificando as assembleias de peixes (MELO; BORGES, 2016). Relata-se que as espécies de peixes migradores, comparadas com espécies sedentárias, são as mais afetadas pelos represamentos, de modo que pode haver fragmentação populacional, bloqueio nas migrações limitando a desova, além de prejudicar o crescimento e desenvolvimento inicial pela perda de planícies de inundação por regulação das cheias (AGOSTINHO et al., 2007; 2016).

Estudos demonstram que os impactos causados por essa barreira podem ser ainda maiores se estiverem dispostos em cascata, como no caso dos reservatórios de Itutinga e Camargos, localizados no alto rio Grande. Diante do exposto, relata-se que a riqueza de espécies tende a diminuir nos sistemas de cascata, enquanto pode ocorrer maior similaridade taxonômica (PETESSE; PETRERE, 2012). Quanto mais antigo é o reservatório maior a chance de se encontrar espécies de pequeno porte com cuidado parental e hábitos bentônicos, e a abundância de espécies migradoras diminui para os sistemas de cascata mais a jusante, já que esses reservatórios tendem a ser menores e com águas mais claras (SANTOS et al., 2017).

Importante ressaltar que as mudanças na composição e na abundância das espécies do local acontecem gradual e continuamente, influenciada pelos filtros ambientais formados por esses reservatórios. Além disso, cria-se uma heterogeneidade espacial, com um gradiente longitudinal das espécies ao longo de todo o reservatório, resultante das mudanças nas condições hidrológicas e limnológicas do rio. De acordo com Lima et al. (2016), essas mudanças no ecossistema são inerentes a qualquer represamento, e abre a necessidade de monitoramento da ictiofauna de modo a mitigar e prevenir os impactos negativos promovidos por estas construções civis.

Por ser uma realidade dos rios brasileiros hoje em dia, são pertinentes os estudos que busquem entender o gradiente longitudinal para esses sistemas de cascatas dos reservatórios e os impactos causados.

3 OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo avaliar como varia morfologicamente a comunidade de peixes ao longo de um gradiente rio-reservatório, testando as seguintes hipóteses:

- O espaço morfológico ocupado pela comunidade de peixes se tornará mais simplificado ao longo do gradiente, através da perda de espécies reofílicas.
- Espécies não reofílicas e com maior variabilidade morfológica tenderão a se distribuir mais amplamente ao longo do gradiente estudado.

4 MATERIAL E MÉTODOS

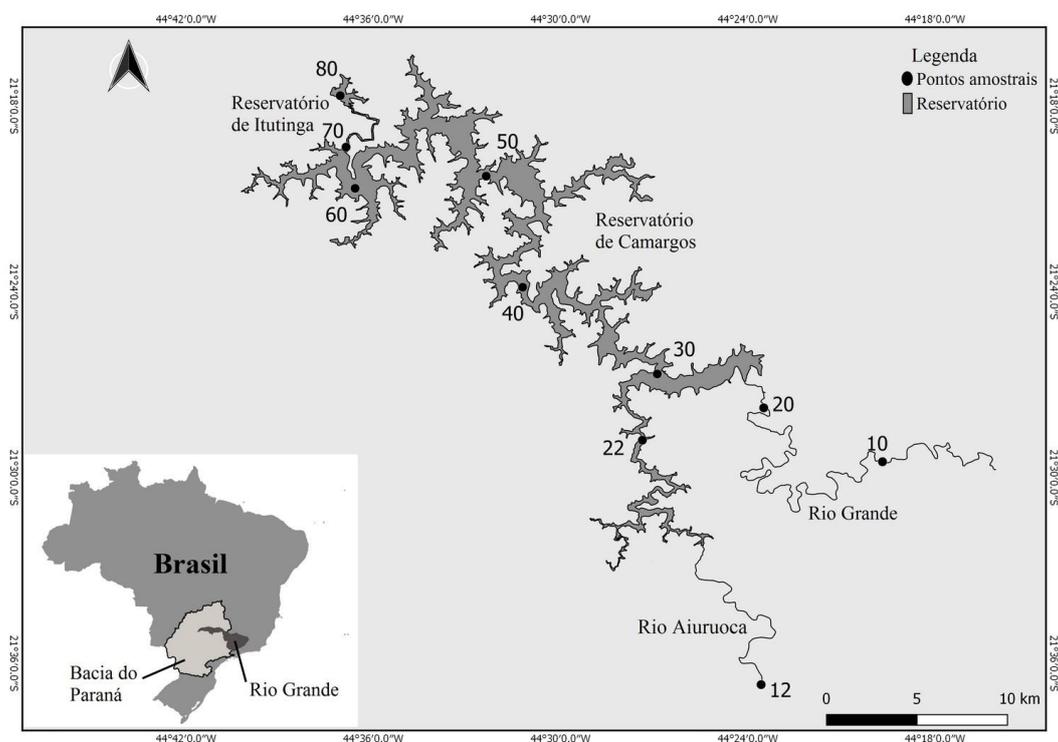
4.1 Local de Estudo

A Usina Hidrelétrica de Camargos está localizada na cidade de Itutinga em Minas Gerais, teve seu início de operação em 1960, possui um reservatório com volume de 792 hm² e duas unidades geradoras. Ainda na mesma cidade, também está localizada a outra usina utilizada no estudo, a Usina Hidrelétrica de Itutinga, ela opera desde 1955, possui um reservatório com volume de 11,4 hm² e quatro unidades geradoras. (CEMIG, 2020). Ambas se localizam no curso do Rio Grande.

A Bacia do Rio Grande tem cerca de 145.000 km² de área de drenagem, fica situada entre São Paulo e Minas Gerais, e está classificada entre as bacias com maior potencial hidrelétrico do Brasil. É uma sub-bacia da Bacia do Rio Paraná e juntamente com o Rio Paranaíba, é um dos formadores do Rio Paraná, o segundo de maior extensão da América Latina. A bacia do Paraná é a segunda bacia brasileira mais importante em termos de recursos hidrelétricos. Nesta bacia, rios importantes apresentam múltiplos represamentos em cachoeiras, como o rio Tietê, o rio Araguari, o rio Paranapanema e o rio Grande, onde se localiza as hidrelétricas utilizadas para estudo do trabalho. Este rio possui reconhecimento nacional pois suas hidrelétricas geram 13% do potencial instalado total da Bacia do Rio Paraná que, por sua vez, representa 64% da hidroeletricidade gerada no Brasil. (CEMIG, 2020).

O rio Grande drena uma importante região agrícola e industrializada dos estados de Minas Gerais e São Paulo. Esses fatos contribuem para que este rio tenha um papel decisivo no fornecimento de energia elétrica para o Sudeste brasileiro e em outros serviços ecológicos fundamentais, como fornecimento de água para abastecimento e irrigação. A construção de todas essas usinas em cascata ocasionou um grande impacto sobre o Rio Grande, fazendo com que restassem poucos trechos lóticos significativos. (MELO; BORGES, 2016).

Figura 1 - Distribuição dos pontos amostrais de estudo ao longo do gradiente longitudinal formado no reservatório.



4.2 Métodos

Os peixes, adultos e juvenis, foram coletados em março, maio, julho e setembro de 2019, e janeiro de 2020. As coletas são feitas em 10 pontos ao longo dos reservatórios (Itutinga-Camargos) com distância aproximada de 5km entre eles (Figura 1). Em cada ponto, foi utilizado para captura, um conjunto de redes de emalhar de 10 metros de comprimento e malhas de tamanhos 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm entre nós opostos. As redes foram armadas logo no final da tarde e retiradas logo pela manhã, totalizando 12 horas de exposição. Para cada ponto foram utilizados ainda redes de arrasto (80 cm de diâmetro, malha de 1 mm) e peneiras (3 m de comprimento, 5mm de malha), para as coletas de exemplares de menor porte nas margens e na vegetação aquática flutuante. Os peixes coletados foram separados por ponto amostral, etiquetados, anestesiados em Eugenol, fixados em solução de formol 10% e posteriormente preservados em etanol a 70%, em bombonas. Em laboratório, os peixes foram triados, identificados taxonomicamente e então, foram feitas as medidas biométricas, comprimento corporal e peso.

Foram escolhidos até 5 indivíduos de cada espécie coletada. As medidas morfométricas foram realizadas em cada peixe. A área corporal, da nadadeira caudal e peitoral foram medidas a partir de desenhos das mesmas, feito em papel vegetal milimetrado. Foram utilizadas 21 medidas incluindo medidas lineares e de área, sendo elas: (CP) Comprimento padrão; (AC) Altura do corpo; (AM) Altura média; (LC) Largura do corpo; (ACB) Altura da cabeça; (LCA) Largura da cabeça; (CC) Comprimento da cabeça; (AO) Altura do olho; (CPC) Comprimento do pedúnculo caudal; (APC) Altura do pedúnculo caudal; (LNPC) Largura do pedúnculo caudal; (DO) Diâmetro do olho; (CNCT) Comprimento da nadadeira caudal; (LNC) Largura da nadadeira caudal; (CNPT) Comprimento da nadadeira peitoral; (LNPT) Comprimento da nadadeira peitoral; (CNPL) Comprimento da nadadeira pélvica; (LNPL) Largura da nadadeira pélvica; (CNA) Comprimento da nadadeira anal; (CND) Comprimento da nadadeira dorsal; (LND) Largura nadadeira dorsal;

Essas medidas foram posteriormente convertidas em 12 atributos ecomorfológicos, ligados tanto ao uso de hábitat quanto às características de natação, sendo eles:

- 1 (IC) Índice de compressão: Altos índices indicam peixes lateralmente comprimidos e habitantes de águas lênticas (WATSON; BALON, 1984).
- 2 (AR) Altura relativa: Atributo inversamente relacionado com ambientes de hidrodinamismo elevado e diretamente relacionado com a capacidade de desenvolver deslocamentos verticais (GATZ JUNIOR, 1979a).
- 3 (CRPCD) Comprimento relativo do pedúnculo caudal: Pedúnculos longos indicam bons nadadores, inclusive peixes bentônicos residentes em ambientes de hidrodinamismo elevado (GATZ JUNIOR, 1979b; WATSON; BALON, 1984).
- 4 (ICPCD) Índice de compressão do pedúnculo caudal: Pedúnculos comprimidos indicam indivíduos de natação lenta e pouca manobrabilidade (GATZ JUNIOR, 1979b)
- 5 (IAV) Índice de achatamento ventral: Peixes que apresentam baixos valores estão associados a águas correntes (GATZ JUNIOR, 1979a).

6 (ARNP) Área relativa da nadadeira peitoral: Valores altos são encontrados em nadadores lentos, ou que utilizam suas nadadeiras para se fixarem no substrato (WATSON; BALON, 1984).

7 (RANP) Razão aspecto da nadadeira peitoral: Valores altos indicam nadadeiras longas e estreitas, presentes em grandes migradores.

8 (ARNC) Área relativa da nadadeira caudal: Grandes nadadeiras caudais indicam movimentos em arrancadas rápidas, modo típico de natação de vários peixes bentônicos (WATSON; BALON, 1984).

9 (RANC) Razão aspecto da nadadeira caudal: Altos valores indicam nadadores ativos e contínuos.

10 (CRNPel) Comprimento relativo da nadadeira pélvica: Relaciona-se à preferência de hábitat sendo mais longa em habitats rochosos e mais curta em espécies nectônicas (GATZ JUNIOR, 1979b).

11 (CRC) Comprimento relativo da cabeça: Altos valores podem indicar peixes capazes de se alimentar de presas grandes (GATZ JUNIOR, 1979b).

12 (PRO) Posição relativa dos olhos: Peixes bentônicos possuem olhos localizados dorsalmente, enquanto os nectônicos, em posição lateral (WATSON; BALON, 1984).

Os dez pontos de coleta foram agrupados em 5 regiões, representando o gradiente de condições dos rios livres até o reservatório de Itutinga, quais sejam: região 1 (pontos 10 e 12); região 2 (pontos 20 e 22); região 3 (pontos 30 e 40); região 4 (pontos 50 e 60) e região 5 (pontos 70 e 80).

O espaço morfológico de cada região foi comparado visualmente através do mínimo polígono convexo contraído a partir de Análise de Componentes Principais (PCA), construído com o conjunto da fauna e com somente as espécies nativas. Tal volume também foi comparado através da distância média do centróide, que é uma estimativa do tamanho relativo do hipervolume morfológico ocupado pela população

(WINEMILLER, 1991), e que corresponde a variabilidade morfológica. Tal distância é calculada através de matriz de distância Euclidiana entre os pares de espécies, tendo sido utilizado o software Primer. Tal métrica foi ainda calculada para cada espécie (considerando seus indivíduos separadamente), e comparada entre espécies reofílicas e não reofílicas através de teste t. Mesma comparação foi feita entre o número de pontos de ocorrência para estes dois grupos de espécies.

5 RESULTADOS

No total, foram medidos 112 indivíduos de 30 espécies de peixes (Tabela 1). A partir dos dados obtidos pelas medidas, foram calculados os índices descritos anteriormente e avaliado o espaço morfológico ocupado pela comunidade ao longo do gradiente estudado.

Tabela 1 - Número de indivíduos medidos por espécie, sendo os reofilicos identificados com (R).

Táxon	Nº analisados
<u>Characiformes</u>	
Anostomidae	
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	1
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794) ^b (R)	6
<i>Leporinus octofasciatus</i> (Steindachner,)	
<i>Leporinus striatus</i> (Kner, 1858) (R)	4
<i>Megaleporinus piavussu</i> (Britski, Birindelli & Garavello, 2012) ^b (R)	4
<i>Schizodon nasutus</i> (Kner, 1858)	5
Bryconidae	
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850) ^b (R)	3
<i>Salminus hilarii</i> (Valenciennes, 1850) ^b (R)	5
Characidae	
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	5
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	5
<i>Bryconamericus turiuba</i> (Langeani, Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira, 2005)	5
<i>Hasemania af. nana</i> (Lütken, 1875)	5
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> (Ellis, 1911)	1
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903) ^a	5
<i>Piabina argentea</i> (Reinhardt, 1867)	5
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	5
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	5
Crenuchidae	
<i>Characidium aff. zebra</i> (Eigenmann, 1909)	1
Erythrinidae	
<i>Hoplias malabaricus</i> (sp3) (Bloch, 1794)	5
Parodontidae	
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	1
Prochilodontidae	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837) ^b (R)	1
<u>Cichliformes</u>	
Cichlidae	
<i>Cichla kelberi</i> (Kullander & Ferreira, 2006) ^a	5
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897) ^a	1
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	5

<u>Cyprinodontiformes</u>	
Poeciliidae	
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859) ^a	1
<u>Gymnotiformes</u>	
Sternopygidae	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	4
<u>Siluriformes</u>	
Loricariidae	
<i>Hypostomus</i> cf. <i>iheringii</i> (Regan, 1908) (R)	3
<i>Hypostomus</i> cf. <i>regani</i> (Ihering, 1905) (R)	5
Pimelodidae	
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	5
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803) ^b	5
Total geral	112

Não foram observadas mudanças no tamanho do espaço morfológico ao longo das cinco regiões do gradiente estudado considerando todas as espécies (Figura 2) ou considerando somente as nativas (Figura 3). No entanto, a distância média do centroide aumentou gradativamente ao longo do gradiente (Figura 4), efeito que foi ainda mais pronunciado quando consideradas apenas as espécies nativas (Figura 5).

Figura 4 - Distância média do centroide (e respectivo desvio padrão) considerando o conjunto total de espécies para cada região ao longo do gradiente ambiental estudado.

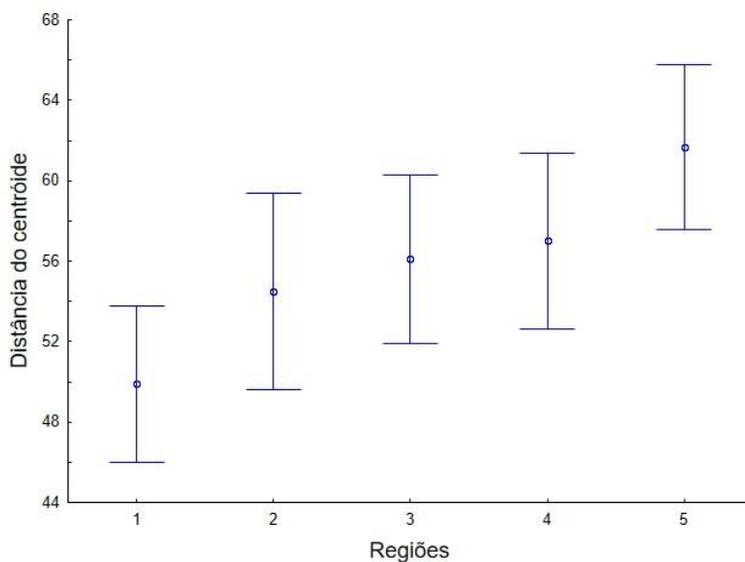
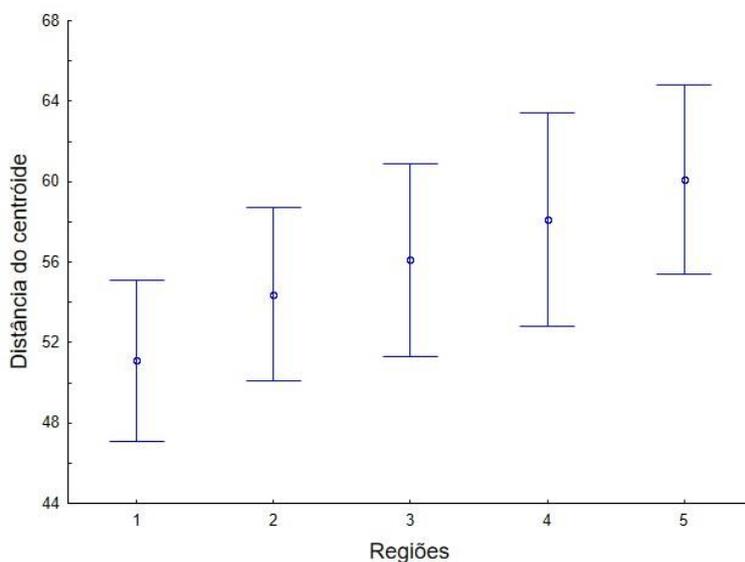


Figura 5 - Distância média do centroide (e respectivo desvio padrão) considerando somente as espécies nativas de cada região ao longo do gradiente ambiental estudado.



Diferentes espécies apresentaram diferentes graus de variabilidade de seus atributos morfológicos (Figura 6). Espécies reofílicas variaram menos morfológicamente do que as não reofílicas (Figura 7), ainda que de maneira não significativa, e estiveram distribuídas por um número menor de pontos (Figura 8).

Figura 6 - Distância média do centróide (e respectivo desvio padrão) das diferentes espécies capturadas (C.kel = *Cichla kelberi*; S.not = *Serapinus notomelas*; P.mac = *Pimelodus maculatus*; S.het = *Serapinus heterodon*; H.nan = *Hasemania afnana* ; M.pia = *Megaleporinus piavussu*; B.tur = *Bryconamericus turiuba*; A.fas = *Astyanax fasciatus*; H.mal = *Hoplias malabaricus*; S.nas = *Schizodon nasutus*; S.hil = *Salminus hilarii*; K.moe = *Knodus moenkhausi*; H.reg = *Hypostomus cf. regani*; H.ihe = *Hypostomus cf. Iheringii*; L.str = *Leporinus striatus*; E.vir = *Eigenmannia virescens*; P.arg = *Pialvina argenta*; I.lab = *Iheringichthys labrosus*; A.lac = *Astyanax lacustres*; B.orb = *Brycon orbignyanus*; L.fri = *Leporinus friderici*; G.bra = *Geophagus Brasiliensis*).

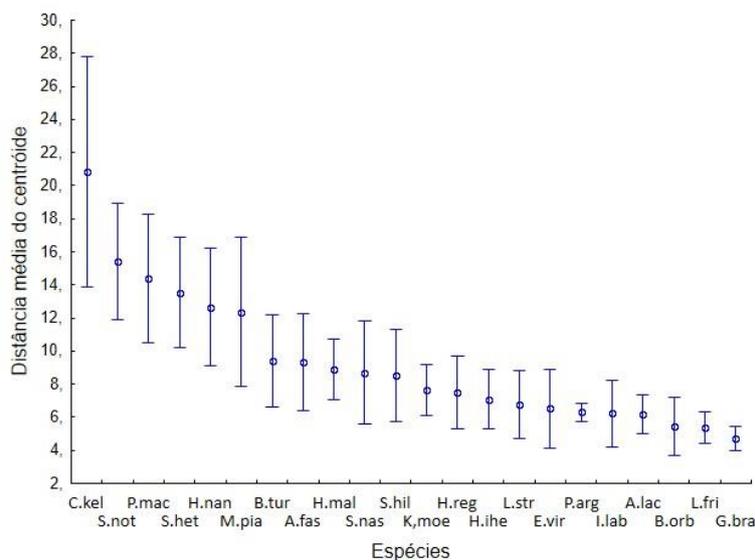


Figura 7 - Comparação entre a distância média do centróide de indivíduos reofílicos e não reofílicos.

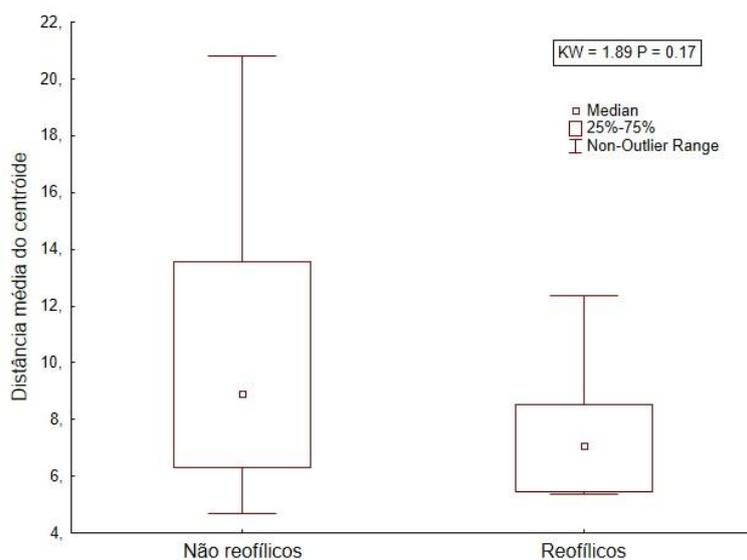
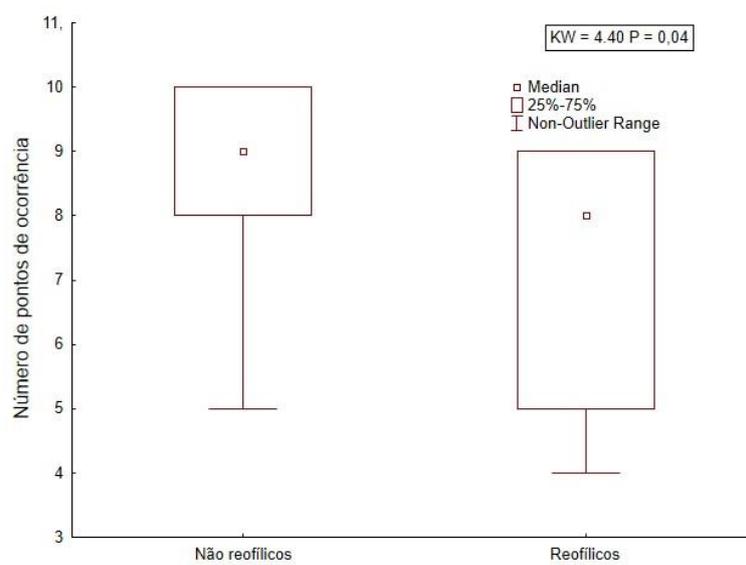


Figura 8 - Comparação entre o número de pontos de ocorrência de espécies reofilicas e não reofilicas.



6 DISCUSSÃO

O espaço morfológico ocupado pela comunidade de peixes não se tornou mais simplificado ao longo do gradiente, já que se observou um aumento gradual da distância do centroide, refutando a primeira hipótese. Porém, a segunda hipótese foi confirmada, já que espécies não reofílicas apresentaram maior variabilidade morfológica e se distribuíram mais amplamente ao longo do gradiente estudado.

A distância da foz do rio é um importante preditor da variação na composição da assembleia, uma vez que os efeitos regime de fluxo e habitat são diferentes entre as diferentes regiões aquáticas (KENNARD et al., 2007). O aumento progressivo do número de espécies de peixes a partir das cabeceiras é bem conhecido (BELLIARD et al., 1997; IBANEZ et al., 2007), e esta adição de espécies tem sido relacionada a aumentos graduais no espaço de vida, diversidade de habitat e estabilidade ambiental a jusante (WILLIS et al., 2005; INFANTE; ALLAN, 2010). Entretanto, em reservatórios é esperado gradiente contrário, com a diminuição da riqueza à medida em que se adentra ao reservatório (LOURES; POMPEU, 2019). A hipótese de que o espaço morfológico se altera ao longo do gradiente não foi suportada, mas mesmo em sistemas naturais este aumento, que estaria relacionado à riqueza de espécies, não tem sido demonstrado parecendo ser de difícil detecção (JUNQUEIRA et al., 2012).

No nosso estudo, não só tal hipótese não foi confirmada, mas padrão inverso foi observado, com aumento gradual da distância média do centroide dos rios livres em direção aos reservatórios. Tal padrão parece ter sido provocado por uma maior representatividade de espécies não reofílicas, incluindo espécies exóticas no corpo dos reservatórios. Estas espécies foram as que apresentaram maior variabilidade morfológica e maior distribuição, como previsto.

A diminuição de espécies nativas de peixes, especialmente as reofílicas, do rio em direção às regiões internas do reservatório, se mostra como uma consequência dos impactos causados pela barragem, como modificações de habitats e alteração na disponibilidade de recursos. Impactos esses, que são ainda mais relevantes quando os reservatórios são construídos em cascatas, como no caso do reservatório Itutinga-Camargos, causando alterações nas assembleias de peixes. As cascatas de reservatório apresentam mudanças longitudinais nos parâmetros físicos e biológicos, o que gera mudanças na biodiversidade que podem variar em intensidade e direção, dependendo da posição longitudinal do represamento (MIRANDA; DEMBKOWSKI, 2015; MIRANDA

et al., 2008; STANFORD; WARD, 2001). Estes sistemas apresentam, ainda, efeitos cumulativos sobre as espécies de peixes em direção a jusante, com tendência de diminuição da riqueza de espécies nativas e da abundância de espécies migradoras, bem como aumento na riqueza de espécies não nativas (LOURES; POMPEU 2018).

O barramento afeta a fauna de peixes como um todo, mas os peixes migratórios reofílicos e de longa distância são os mais afetados (CAROLSFELD et al., 2003; HOEINGHAUS et al., 2009). Esses peixes migratórios incluem muitas espécies com alto valor comercial e social, que requerem habitats distintos e regimes de fluxo natural para realizar migrações sazonais para a conclusão de seus ciclos de vida (CAROLSFELD et al., 2003).

As espécies não reofílicas são menos afetadas pelo barramento e tiveram uma variação morfológica maior que as reofílicas, mesmo que de maneira não significativa, e apresentaram uma distribuição por um número maior de pontos de ocorrência ao longo do gradiente, reforçando a segunda hipótese de que as espécies não reofílicas e com maior variabilidade morfológica tenderão a se distribuir mais amplamente ao longo do gradiente estudado. Esta menor variação era esperada, uma vez que o ambiente hidráulico lótico é muito mais restritivo, convergindo os indivíduos para uma mesma forma ótima, e geralmente, a seleção de habitat de cada espécie está relacionada a fatores hidráulicos, velocidade da água em particular (LEAL et al., 2011).

7 CONCLUSÃO

Ao contrário do esperado, o espaço morfológico das comunidades aumentou dos rios em direção aos reservatórios. Porém, tal aumento foi resultado da eliminação de espécies reofílicas, que apresentam menor variabilidade morfológica, e que são progressivamente eliminadas ao longo deste gradiente. Assim, informações sobre o espaço morfológico, isoladamente, podem ser incompletas, já que os processos por detrás dos padrões, incluindo a identidade e aspectos ecológicos das espécies envolvidas podem revelar alterações negativas que induzem a padrões esperados em condições naturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Impactos dos represamentos:** Alterações ictiofaunísticas e Colonização. In: *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá, PR: 2007. p.107–152.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N. C. L.; ORTEGA, J. C. G.; PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v.173, p.26–36, 2016.
- ALBERT, J. S.; PETRY, P.; REIS, R. E. **Major biogeographic and phylogenetic patterns.** In: ALBERT, J. S.; REIS, R. E. *Historical biogeography of Neotropical Freshwater fishes*. University of California Press, Berkeley, Los Angeles. p.21-57.
- ARAÚJO, E. S.; MARQUES, E. E.; FREITAS, I. S.; NEUBERGER, A. L.; FERNANDES, R.; PELICICE, F. M. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. **Ecology of Freshwater Fish**, v.22, n.4, p.543–552, 2013.
- BELLIARD, J.; BÖET, P.; TALES, E. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in the Seine River basin, France. **Environmental Biology of Fishes**, v.50, p.133-147, 1997.
- BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v.30, p.492–507, 2002.
- CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. **Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status.** World Fisheries Trust, The World Bank, Ottawa. 2003. 308p.
- CEMIG, **BACIA DO RIO GRANDE.** Disponível em < http://www.cemig.com.br/pt-br/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programas/ambientais/peixe_vivo/Paginas/rio_grande.aspx > Acesso em: 24 de maio de 2020.
- CEMIG, **USINA HIDRELÉTRICAS DE CAMARGOS.** Disponível em <http://www.cemig.com.br/pt-br/a_cemig/nossos_negocios/usinas/Paginas/Camargos.aspx?ItemId=43&IdExterno=8&Tipo=usina> Acesso em: 24 de maio de 2020.
- CEMIG, **USINA HIDRELÉTRICAS DE ITUTINGA.** Disponível em <http://www.cemig.com.br/pt-br/a_cemig/nossos_negocios/usinas/Paginas/Itutinga.aspx?ItemId=80&IdExterno=14&Tipo=usina> Acesso em: 24 de maio de 2020.
- DIAS, A. M.; TEJERINA-GARRO, F. L. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.8, p.587-598, 2010.

GATZ JUNIOR, A. J. Ecological Morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v.21, p.91-124, 1979a

GATZ JUNIOR, A. J. Community organization in fishes as indicated by morphological features. **Ecology**, v.60, p.711-718. 1979b.

GODOY, M. P. **Peixes e Pesca do Rio Paraná**: área do futuro reservatório de Ilha Grande. Eletrosul, Florianópolis, SC, 1986.

HOEINGHAUS, D. J.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M.; OKADA, E. K.; LATINI, J. D.; KASHIWAQUI, E. A. L.; WINEMILLER, K. O. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. **Conservation Biology**, v.23, p.1222–1231, 2009.

IBANEZ, C.; OBERDORFF, T.; TEUGELS, G.; MOMONONEKENE, V.; LAVOUÉ, S.; FERMON, Y.; PAUGY, D.; KAMDEM, T. A. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). **Ecology of Freshwater Fish**, v.16, p.315-334, 2007.

INFANTE, D.; ALLAN, D. **The response of stream fish assemblages to local-scale habitat as influenced by landscape: a mechanistic investigation of stream fish assemblages**. p.371- 397. In: JACKSON, D. A.; GIDO, K. B. (Eds.). Community ecology of stream fishes: concepts, approaches and techniques. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland, 2010. 684p.

JUNQUEIRA, N. T.; LEAL, C. G.; ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. Morphological diversity of fish along the rio das Velhas, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.10, p.417-424, 2012.

KENNARD, M. J.; OLDEN, J. D.; ARTHINGTON, A. H.; PUSEY, B. J.; POFF, N. L. Flow regime and habitat interact at multiple scales to shape fish assemblages in hydrologically variable rivers of eastern Australia. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.64, p.1346-1259, 2007.

LEAL, C. G.; JUNQUEIRA, N. T.; POMPEU, P. S. Morphology and habitat use by fishes of the rio das Velhas basin in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v.90, p.143-157, 2011.

LOPES, J. M. **Dinâmica migratória e reprodutiva de uma espécie reofílica de peixe (*Prochilodus costatus*) no alto São Francisco, MG: diferenças entre populações locais e transpostas e implicações para a instalação de um sistema de transposição de peixes na UHE Três Marias**. [s.l.] Universidade Federal de Lavras, 2017.

LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, p. 1983-1994, 2018.

- LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade. **Freshwater Biology**, v.64, p. fwb.13372, 2019.
- MELO, R. M. C.; BORGES, G. C. **Rio Grande: ambiente, peixes e pessoas**. Instituto de Estudos Pró-Cidadania, Belo Horizonte: 2016. 212p.
- MIRANDA, L. E.; HABRAT, M. D.; MIYAZONO, S. Longitudinal gradients along a reservoir cascade. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.137, p.1851–1865.
- MIRANDA, L. E.; DEMBKOWSKI, D. J. Evidence for serial discontinuity in the fish community of a heavily impounded river. **River Research and Applications**, v.32, p.1187–1195, 2015.
- MOURA JUNIOR, E. G.; ABREU, M. C.; SEVERI, W.; LIRA, G. A. S. T. O gradiente rio-barragem do reservatório de Sobradinho afeta a composição florística, riqueza e formas biológicas das macrófitas aquáticas? **Rodriguésia**, v.62, p.731-742, 2011.
- OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A. Checklist of fresh water fishes from São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v.11, p.19-31, 2011.
- PETESSE, M. L.; PETRERE JUNIOR, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v.48, p.109-116, 2012
- PETESSE, M. L.; PETRERE, M.; AGOSTINHO, A. A. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. **Ecological Engineering**, v.69, p.139–150, 2014.
- PINTO, M. D. S.; DÓRIA, C. R. C.; MARQUES, E. E. Alterações temporais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes durante onze anos de formação de um reservatório do médio rio Tocantins, Brasil. **Biota Amazônia**, v.9, n.1, p.17-21, 2019.
- RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W.S. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v.104, n.4, p.404-412, 2014.
- SANTOS, N. C. L.; SANTANA, H. S.; ORTEGA, J. C. G.; DIAS, R. M.; STEGMANN, L. F.; ARAÚJO, I. M. S.; SEVERI, W.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. **Hydrobiologia**, v.802, p.245–253, 2017.
- STANFORD, J. A.; WARD, J. Revisiting the serial discontinuity concept. **Regulated Rivers: Research & Management**, v.17, p.303–310, 2001.
- WATSON, D. J.; BALON, E. Ecomorphological analysis of taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v.25, p.371–384, 1984.

WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, v.142, p.284-295, 2005.