



DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA ICTIOFAUNA E SUA RELAÇÃO COM AS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS NA MICROBACIA DO CÓRREGO TARUMÃ (ALTO RIO PARANÁ, BRASIL)

Hânia Cardamoni Godoy¹ & Sidnei Eduardo Lima-Junior^{2*}

¹ Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Centro de Estudos em Recursos Naturais, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, CP 351, Rodovia Dourados-Itahum, km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brazil.

² Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Centro de Estudos em Recursos Naturais, Laboratório de Ecologia do Centro de Estudos em Recursos Naturais, CP 351, Rodovia Dourados-Itahum, km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brazil.

E-mails: haniagodoy@gmail.com; selimajunior@hotmail.com (*autor correspondente)

Resumo: Este trabalho tem como objetivo caracterizar a distribuição espacial da ictiofauna nos córregos Tarumã e Touro (Alto Rio Paraná, Brasil) e verificar quais variáveis ambientais apresentam maior importância na determinação desses padrões. Os peixes e os dados ambientais foram coletados em nove locais diferentes ao longo de cinco anos. Os resultados da ordenação das variáveis ambientais indicam, sobretudo, a formação de dois grupos: o primeiro é formado pelos pontos localizados em menores altitudes, com maiores larguras e maiores índices de poluição orgânica, e o segundo grupo reúne os locais menos impactados por poluição orgânica e mais próximos às cabeceiras da microbacia. Com relação à amostragem da ictiofauna, foram capturados 4845 indivíduos, distribuídos em 55 espécies. As espécies mais abundantes nas coletas foram *Phalloceros harpagos* e *Serrapinnus notomelas*. A nMDS ordenando os locais em função dos dados de captura das espécies revelou a existência de um padrão espacial semelhante ao observado na análise das variáveis ambientais, com os locais mais próximos à foz em um grupo e os pontos mais altos em outro grupo. Os resultados da CCA evidenciaram principalmente correlação positiva entre a ocorrência de *Pimelodella avanhandavae*, *Psalidodon fasciatus*, *Psellogrammus kennedyi*, *Apareiodon piracicabae*, *Serrapinnus notomelas* e *Pimelodella gracilis* com sólidos totais dissolvidos, condutividade, pH e largura, e correlação negativa com altitude. Conclui-se que a distribuição espacial da ictiofauna na microbacia do Tarumã é decorrente da associação de características naturais dos córregos com alterações de origem antrópica, sobretudo o despejo de matéria orgânica que impacta de forma mais contundente a qualidade da água das partes mais baixas do sistema.

Palavras-chave: Comunidade de peixes; degradação ambiental; parâmetros ambientais.

SPATIAL DISTRIBUTION OF THE ICHTHYOFAUNA AND RELATION TO ENVIRONMENTAL CHARACTERISTICS IN THE TARUMÃ STREAM MICROBASIN (UPPER PARANÁ RIVER, BRAZIL):

This research aims to characterize the spatial distribution of the ichthyofauna in the Tarumã and Touro streams (Upper Paraná River, Brazil) and verify which environmental variables are most important in determining these patterns. Fish and environmental data were sampled at nine different locations over five years. The ordering of environmental variables indicates two groups: the first encompassing sites at lower altitudes, with greater widths and higher levels of organic pollution; and the second comprising

sites less impacted by organic pollution and closer to the headwaters of the microbasin. Regarding the ichthyofauna, 4845 individuals from 55 species were sampled. The most abundant species were *Phalloceros harpagos* and *Serrapinnus notomelas*. Multivariate techniques highlighted that the fish composition of the streams exhibited a spatial pattern similar to the environmental variables. The CCA results mainly showed a positive correlation between *Pimelodella avanhandavae*, *Psalidodon fasciatus*, *Psellogrammus kennedyi*, *Apareiodon piracicabae*, *Serrapinnus notomelas*, and *Pimelodella gracilis* with the variables total dissolved solids, conductivity, pH, and width, and negative correlation with altitude. It is concluded that the spatial distribution of the ichthyofauna in the Tarumã microbasin is due to the association of natural characteristics of the streams with anthropogenic alterations, especially the discharge of organic matter that has a stronger impact on the water quality of the lower parts of the system.

Keywords: Environmental degradation; environmental parameters; fish assemblage.

INTRODUÇÃO

A fauna de peixes de água doce da região Neotropical compreende mais de 6200 espécies conhecidas (Albert *et al.* 2020). Somente na América do Sul há cerca de 5160 espécies descritas, com estimativas de que esse número possa ultrapassar 8000 espécies (Reis *et al.* 2016). Um dos maiores desafios dos estudos de ecologia de comunidade de peixes é entender como se dá a distribuição dessas espécies ao longo de gradientes ambientais e espaciais (Brasil *et al.* 2020). Devido à capacidade de dispersão das espécies, às interações ecológicas (Tejerina-Garro *et al.* 2005, Dias *et al.* 2021), e às características complexas dos habitats (Meffe & Sheldon 1988), as comunidades de peixes não são as mesmas ao longo de um curso de água, gerando um gradiente na distribuição das espécies em função do gradiente longitudinal.

Nesse sentido, o conceito de rio contínuo (Vannote *et al.* 1980) afirma que em riachos de cabeceira o volume de água é menor e a produtividade primária é baixa, havendo maior dependência da entrada de matéria oriunda do entorno terrestre, fatores que selecionam espécies de pequeno porte adaptadas à dieta alóctone. Por outro lado, próximo à foz os rios apresentam maior volume de água e maior produção autóctone, o que faz com que outras espécies, de maior porte e dietas mais diversificadas, prevaleçam na comunidade. Outro padrão biológico associado à mudança no gradiente longitudinal de rios é a adição de espécies no sentido montante-jusante, característica que tem sido observada tanto em afluentes como na calha principal de rios.

Esse padrão tem sido associado ao aumento da diversidade de habitats (Ferreira *et al.* 2010).

Além das características naturais dos sistemas aquáticos de água doce, a influência antrópica também tem impacto significativo sobre a distribuição das espécies de peixes (Lin *et al.* 2017, Su *et al.* 2021). A degradação da vegetação ripária pode impactar a entrada de matéria orgânica alóctone, afetando a estabilidade da teia trófica (Lobón-Cerviá *et al.* 2016, Virgilio *et al.* 2018), além de provocar processos erosivos, e consequentemente maior entrada de sedimentos, resíduos e contaminantes no sistema (Viana *et al.* 2018b). A ocupação do entorno de corpos d'água por atividades agrícolas, industriais ou urbanas impacta não apenas em escala local, uma vez que contaminantes carregados para os leitos dos corpos d'água são transportados das porções superiores da bacia até a foz pelo sistema de drenagem, fazendo com que normalmente haja um aumento do nível de degradação ao longo do gradiente longitudinal das bacias hidrográficas (Chea *et al.* 2016, Santos *et al.* 2020).

O córrego Tarumã e seu principal afluente, o córrego Touro, objetos do presente estudo, são pequenos corpos d'água que passam pela região urbana do município de Naviraí (Bacia do Alto Rio Paraná, MS, Brasil). Nesse sistema também há um claro aumento de degradação ao longo do gradiente longitudinal desses córregos, decorrente de despejo de esgoto doméstico e industrial, além de outros impactos relacionados à retirada da mata ciliar (Viana *et al.* 2018a, Viana *et al.* 2020). Nesse contexto, este trabalho teve como principais objetivos caracterizar a distribuição espacial

da ictiofauna nessa microbacia e identificar quais variáveis ambientais apresentam maior importância na determinação desses padrões. Nossa hipótese é a de que variáveis relacionadas a impactos antrópicos, além das características naturais, estejam sendo determinantes para explicar a distribuição das espécies de peixes nesses córregos. Mais especificamente, acreditamos que as espécies menos tolerantes à degradação ambiental estejam mais associadas às partes mais altas e conservadas e espécies menos sensíveis aos impactos ambientais tenham distribuição menos restrita ou estejam mais associadas aos locais mais degradados da microbacia.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e amostragem

O estudo foi realizado no município de Naviraí, Mato Grosso do Sul, onde se localizam os Córregos Touro e Tarumã, tributários do Rio Amambai, Alto Rio Paraná. Essa região é caracterizada por clima temperado subtropical (Cfa), com verões quentes

e chuvosos, e era originalmente coberta por Mata Atlântica (Ivasko Junior *et al.* 2020).

As coletas foram realizadas em nove locais ao longo da microbacia do Córrego Tarumã (Figura 1). A maioria dos locais de coleta está localizada em áreas rurais do município de Naviraí, sendo que os pontos TT1, TT2, TT3 e TT5 estão localizados na porção mais baixa da microbacia, à jusante da área urbana. As margens dos riachos destes locais apresentam alguns trechos com mata nativa degradada, mas estão principalmente ocupadas por pastagens e monocultura de cana-de-açúcar, bem como algumas plantas industriais (matadouro, curtume e usina sucroalcooleira). Os pontos TT4, TT6, TT8 e TT9 também se caracterizam principalmente pela ausência de mata nativa, sendo que o solo é usado para pastagens e cultivo de cana-de-açúcar e eucalipto. Apesar disso, por estarem localizados à montante da cidade de Naviraí, estão menos expostos ao despejo de contaminantes que os pontos mais baixos da microbacia. O ponto TT7 está localizado dentro do perímetro urbano e

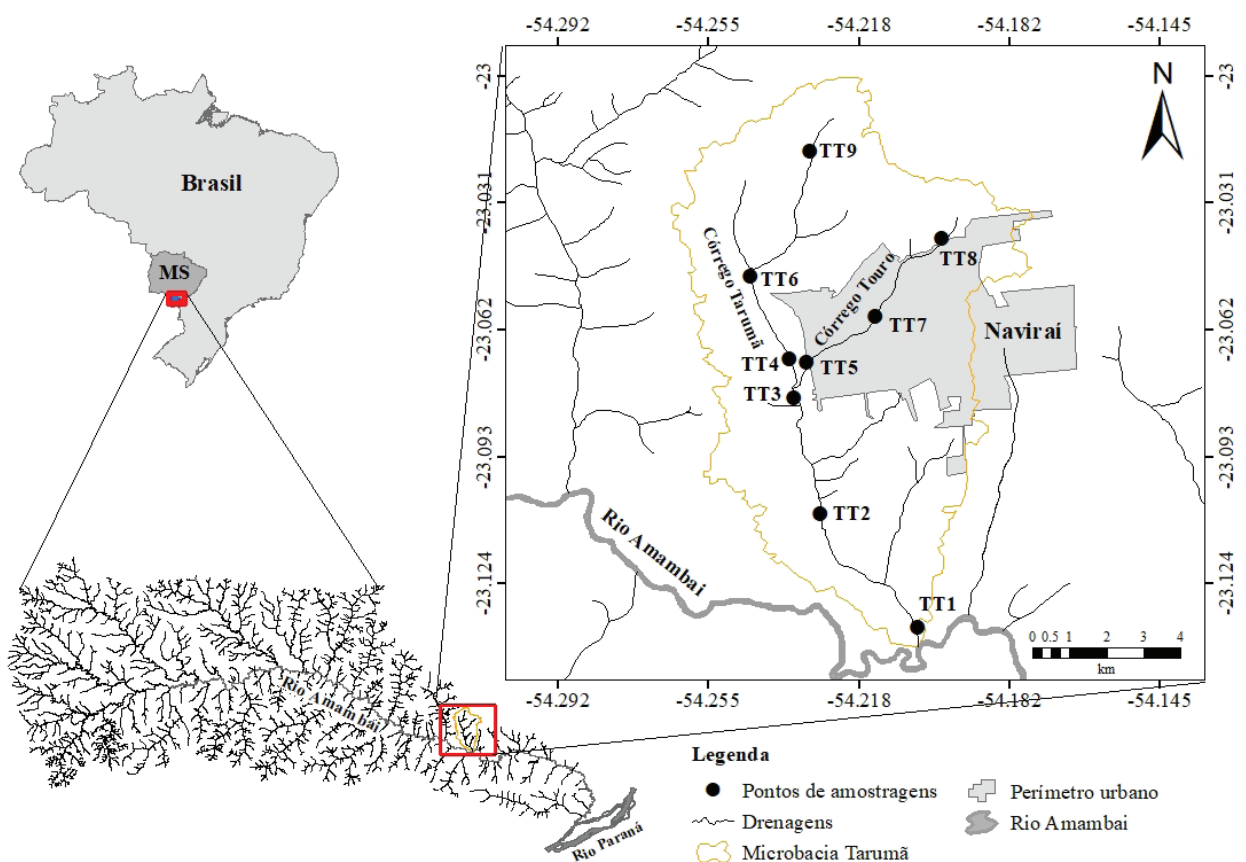


Figura 1. Locais de coleta do estudo nos Córregos Tarumã e Touro, MS, Brasil.

Figure 1. Sampling sites of this study in Tarumã and Touro streams, MS, Brazil.

apresenta mata ciliar degradada e pastagens em suas margens.

As coletas foram realizadas durante cinco anos (2007 a 2011), em duas campanhas anuais, uma durante a estação seca (agosto) e uma na estação chuvosa (fevereiro), totalizando 10 amostragens. Os peixes foram coletados com quatro redes de espera de malhas diferentes (1,5, 2, 3 e 4 cm entre nós), com comprimento de 5 m, e um peneirão de 0,8 x 1,2 m, com malha de 2 mm de abertura. O esforço de pesca foi padronizado para todos os locais e para todas as campanhas de coleta, com cada uma das quatro redes expostas durante a noite, ao longo de 8 horas, e 20 movimentos de submersão/içamento do peneirão durante o período diurno.

As variáveis ambientais registradas em cada coleta foram largura do córrego (m), profundidade média do canal (m), altitude (m), e, da água do córrego, pH, temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (STD) (ppm) e potencial de óxido-redução (ORP). Para a coleta das características limnológicas foi utilizada uma sonda multiparâmetro e para as medidas da dimensão do córrego utilizamos um bastão com escala e uma trena.

Análise de dados

Aplicamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) às médias das variáveis ambientais com o objetivo de identificar quais destas são mais importantes para a distinção dos pontos analisados da microbacia e reduzir a dimensão da matriz original. A análise foi realizada a partir da matriz de correlação das variáveis previamente padronizadas. Para interpretação dos resultados, consideramos apenas os componentes principais com autovalores maiores que 1, que são os que contêm mais informação que qualquer variável original (Husson *et al.* 2017). Posteriormente, com o objetivo de identificar os padrões de distribuição espacial das espécies, foi utilizado um escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS), empregando a distância de Bray-Curtis. Considerando que as espécies raras têm pequena influência na determinação dos padrões espaciais de comunidades de peixes (Brasil *et al.* 2020), trabalhamos apenas com os dados das espécies que, em conjunto, representaram em

torno de 95% da abundância total de indivíduos capturados.

Por fim, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) com os dados abióticos e bióticos com o objetivo de interpretar a relação entre as variáveis ambientais e a abundância das espécies. Para o conjunto de variáveis ambientais, foram utilizados os escores dos dois primeiros componentes principais obtidos na Análise de Componentes Principais, a fim de eliminar qualquer redundância existente entre as variáveis originais, de acordo com uma das premissas da CCA (Manly & Navarro Alberto 2017). Para os dados bióticos também foram selecionadas apenas as espécies que, em conjunto, representaram pelo menos 95% da abundância total de indivíduos capturados. A significância dos eixos foi testada pelo processo de comparação com os resultados obtidos com a randomização (9999 permutações) das matrizes originais. As análises foram realizadas utilizando o software Past 3.20 (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS

Foram retidos dois eixos para interpretação na PCA, sendo que o CP1 e o CP2 explicaram 57,63% ($\lambda = 4,61$) e 17,03% ($\lambda = 1,36$) da variação nos dados, respectivamente. As principais variáveis que contribuíram positivamente para a formação do CP1 foram sólidos totais dissolvidos, condutividade, pH e largura, enquanto a altitude se relacionou negativamente com o CP1. O CP2 apresentou correlação positiva com a temperatura e negativa com a profundidade (Tabela 1). Os resultados dessa ordenação indicam, sobretudo, a formação de dois grupos de acordo com o Componente Principal 1. O primeiro grupo é formado pelos pontos TT1, TT2, TT3, e TT5, localizados em menores altitudes, com maiores larguras e maiores índices de poluição orgânica. O segundo grupo reúne os locais menos impactados por poluição orgânica e mais próximos às cabeceiras da microbacia (TT4, TT6, TT7, TT8 e TT9) (Figura 2).

Com relação à ictiofauna, foram capturados 4845 indivíduos, distribuídos em 55 espécies, entre as ordens Characiformes (8 famílias), Gymnotiformes (1 família), Siluriformes (5 famílias), Synbranchiformes (1,

Tabela 1. Correlação das variáveis ambientais com os dois primeiros componentes principais produzidos na PCA. As correlações maiores que 0,35 (em módulo) estão destacadas em negrito.

Table 1. Correlation of the environmental variables with the first two main components produced in the PCA. Correlations greater than 0.35 (in modulus) are highlighted in bold.

| Variáveis ambientais | CP1 | CP2 |
|----------------------|----------------|----------------|
| Largura | 0,3503 | -0,2447 |
| Profundidade | 0,2757 | -0,6565 |
| Altitude | -0,4486 | 0,1639 |
| pH | 0,3779 | -0,1504 |
| Temperatura da água | 0,2598 | 0,4977 |
| Condutividade | 0,3804 | 0,3457 |
| STD | 0,3900 | 0,2966 |
| ORP | -0,3049 | -0,0676 |

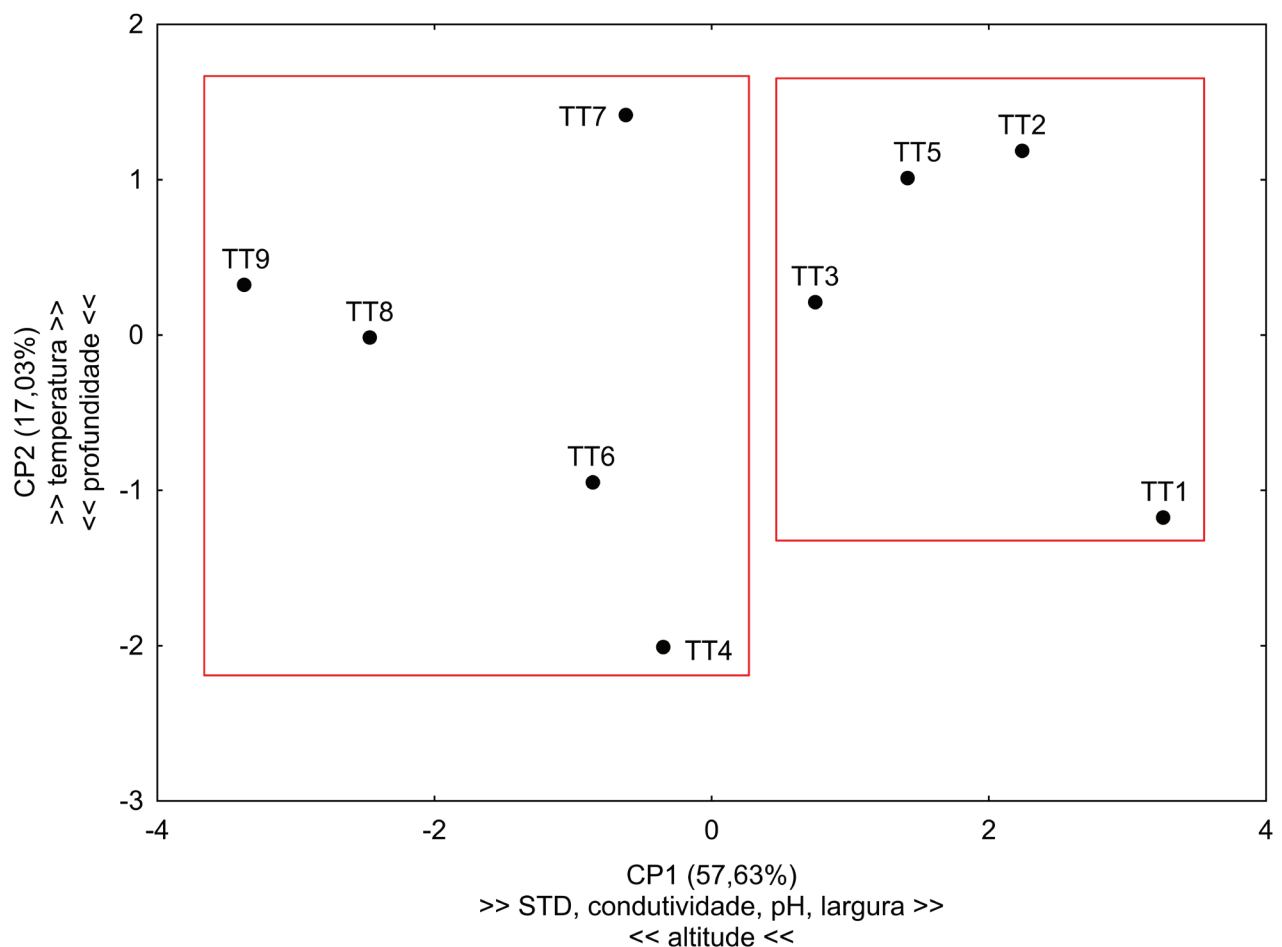


Figura 2. Análise de componentes principais das variáveis ambientais em relação aos locais de coleta nos Córregos Tarumã e Touro, MS, Brasil.

Figure 2. Principal components analysis of environmental variables in relation to the sampling sites in Tarumã and Touro streams, MS, Brazil.

Cyprinodontiformes e Cichliformes (1) (Tabela 2). As 20 espécies de peixes mais abundantes representaram 95,62% do total de indivíduos capturados.

Ao analisar os resultados do escalonamento

multidimensional não-métrico (stress = 0,078; Figura 3), é possível identificar quais são as espécies mais associadas a cada local. Nesse sentido, observa-se que *R. quelen*, *G. paraguensis*, *Serrapinnus* sp., *P. harpagos*, *P.*

paranae e *C. paranaense* estão mais associadas aos pontos mais altos e menos impactados da microbacia, enquanto *P. argentea*, *H. ancistroides*, *Hisonotus* sp., *C. zebra*, *P. stramineus*, *C. aeneus*, *S. notomelas*, *P. fasciatus*, *P. kennedyi*, *P. avanhandavae*, *P. gracilis* e *A. piracicabae* foram mais representativas das porções mais baixas e impactadas da microbacia do Tarumã. As duas espécies do gênero *Astyanax* não apresentaram um padrão claro de distribuição espacial. *A. lacustris*, por exemplo, foi capturada em todos os 9 pontos de amostragem.

A CCA explicou 53,81% da variação total dos dados, sendo que o eixo 1 explicou 38,46% da variabilidade e o eixo 2, 15,35%, e o ajuste do modelo foi considerado significativo ($p = 0,001$). Os resultados obtidos (Figura 4) demonstram

principalmente a correlação positiva entre a ocorrência de *P. avanhandavae*, *P. fasciatus*, *P. kennedyi*, *A. piracicabae*, *S. notomelas* e *P. gracilis* com o CPI da PCA – que, por sua vez, está positivamente correlacionado com sólidos totais dissolvidos, condutividade, pH e largura, e negativamente com altitude. Por outro lado, observamos correlação negativa entre a abundância de *C. paranaense*, *P. harpagos*, *Serrapinnus* sp. e *G. paraguensis* e o CPI. Quanto às correlações com o CP2 da PCA – correlacionado positivamente com a temperatura e negativamente com a profundidade –, observa-se relação positiva com *C. zebra* e *P. argentea* e negativa com *Hisonotus* sp.

Tabela 2. Lista das espécies de peixes coletadas nos Córregos Tarumã e Touro, MS, Brasil. Em negrito estão destacadas as 20 espécies mais abundantes, que representam 95,62% do total de indivíduos.

Table 2. List of the fish species sampled in Tarumã and Touro streams, MS, Brazil. The 20 most abundant species are highlighted in bold, representing 95.62% of the total number of individuals.

| FAMÍLIA / Espécie | N | % |
|--|------------|----------------|
| ANOSTOMIDAE | | |
| <i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794) | 21 | 0,4334 |
| <i>Leporinus</i> sp. | 4 | 0,0826 |
| <i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858 | 1 | 0,0206 |
| <i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858 | 1 | 0,0206 |
| CHARACIDAE | | |
| <i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903 | 6 | 0,1238 |
| <i>Aphyocharax</i> sp. | 15 | 0,3096 |
| <i>Astyanax</i> sp. | 46 | 0,9494 |
| <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875) | 444 | 9,1641 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911 | 2 | 0,0413 |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882) | 4 | 0,0826 |
| <i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903) | 18 | 0,3715 |
| <i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907) | 7 | 0,1445 |
| <i>Oligosarcus pintoii</i> Amaral Campos, 1945 | 17 | 0,3509 |
| <i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1907) | 80 | 1,6512 |
| <i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867 | 34 | 0,7018 |
| <i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819) | 76 | 1,5686 |
| <i>Psalidodon paranae</i> (Eigenmann, 1914) | 261 | 5,3870 |
| <i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903) | 115 | 2,3736 |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915) | 485 | 10,0103 |
| <i>Serrapinnus</i> sp. | 52 | 1,0733 |

Tabela 2. Continua na próxima página...

Table 2. Continues on next page...

Tabela 2. ...continuação

Table 2. ...continued

| FAMÍLIA / Espécie | N | % |
|---|------------|---------------|
| CRENUCHIDAE | | |
| <i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909 | 342 | 7,0588 |
| CURIMATIDAE | | |
| <i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889) | 20 | 0,4128 |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948) | 4 | 0,0826 |
| ERYTHRINIDAE | | |
| <i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801) | 3 | 0,0619 |
| <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829) | 2 | 0,0413 |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794) | 6 | 0,1238 |
| LEBIASINIDAE | | |
| <i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903 | 3 | 0,0619 |
| PARODONTIDAE | | |
| <i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907) | 44 | 0,9082 |
| <i>Parodon nasus</i> Kner, 1859 | 2 | 0,0413 |
| PROCHILODONTIDAE | | |
| <i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837) | 26 | 0,5366 |
| GYMNOTIDAE | | |
| <i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839) | 2 | 0,0413 |
| <i>Gymnotus paraguensis</i> Albert & Crampton, 2003 | 32 | 0,6605 |
| AUCHENIPTERIDAE | | |
| <i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766) | 1 | 0,0206 |
| CALLICHTHYIDAE | | |
| <i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758) | 3 | 0,0619 |
| <i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858) | 135 | 2,7864 |
| <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828) | 2 | 0,0413 |
| HEPTAPTERIDAE | | |
| <i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959 | 3 | 0,0619 |
| <i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956) | 5 | 0,1032 |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | 48 | 0,9907 |
| LORICARIIDAE | | |
| <i>Curculionichthys insperatus</i> (Britski & Garavello, 2003) | 3 | 0,0619 |
| <i>Hisonotus</i> sp. | 47 | 0,9701 |
| <i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908) | 13 | 0,2683 |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911) | 246 | 5,0774 |
| <i>Hypostomus</i> sp. | 3 | 0,0619 |
| PIMELODIDAE | | |
| <i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917 | 58 | 1,1971 |
| <i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835) | 57 | 1,1765 |
| <i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803 | 4 | 0,0826 |
| <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829) | 2 | 0,0413 |
| <i>Sorubim</i> cf. <i>lima</i> (Bloch & Schneider, 1801) | 2 | 0,0413 |

Tabela 2. Continua na próxima página...

Table 2. Continues on next page...

Tabela 2. ...continuação

Table 2. ...continued

| FAMÍLIA / Espécie | N | % |
|--|-------------|----------------|
| SYNBRANCHIDAE | | |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795 | 3 | 0,0619 |
| POECILIIDAE | | |
| <i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008 | 1995 | 41,1765 |
| <i>Phallotorynus pankalos</i> Lucinda, Rosa & Reis, 2005 | 1 | 0,0206 |
| CICHLIDAE | | |
| <i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983 | 36 | 0,7430 |
| <i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897) | 2 | 0,0413 |
| <i>Crenicichla vittata</i> Heckel, 1840 | 1 | 0,0206 |

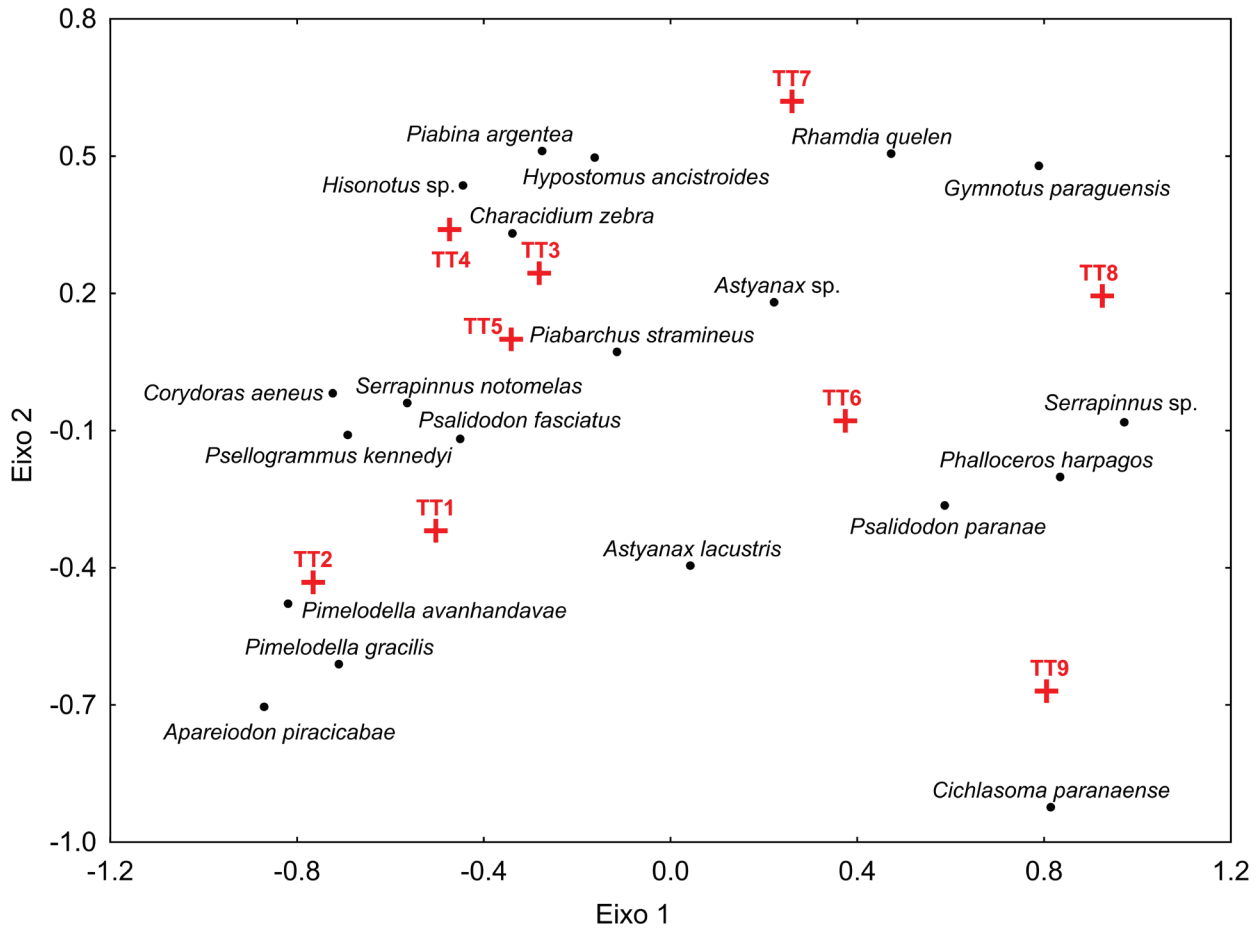


Figura 3. Escalonamento multidimensional não-métrico das espécies de peixes mais abundantes em relação aos pontos de coleta nos Córregos Tarumã e Touro, MS, Brasil.

Figure 3. Non-metric multidimensional scaling of the most abundant fish species in relation to the sampling sites in Tarumã and Touro streams, MS, Brazil.

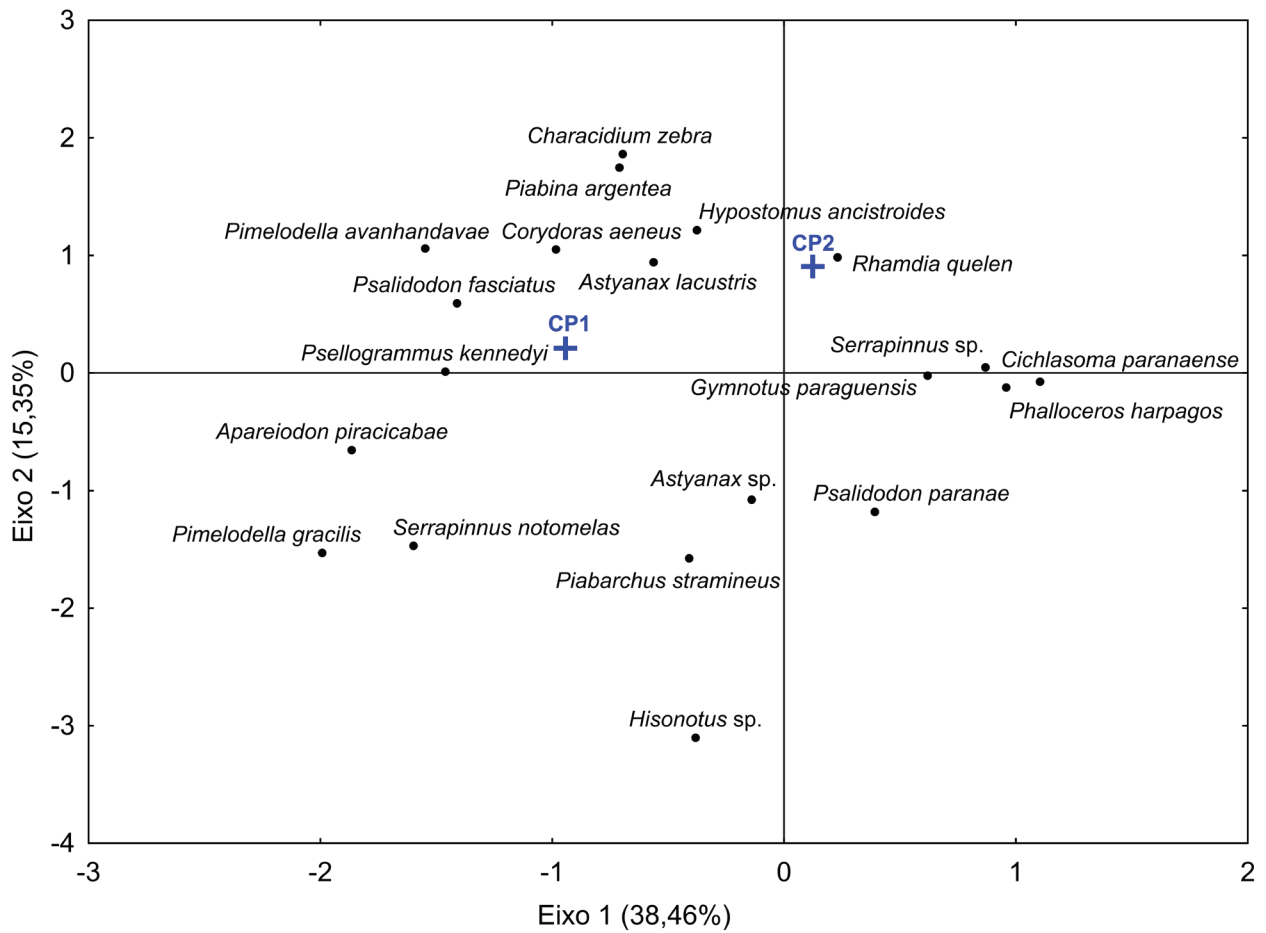


Figura 4. Correspondência canônica entre as espécies de peixes mais abundantes e as características ambientais nos Córregos Tarumã e Touro, MS, Brasil.

Figure 4. Canonical correspondence analysis between the most abundant fish species and environmental characteristics in Tarumã and Touro streams, MS, Brazil.

DISCUSSÃO

Avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a estrutura da assembleia de peixes é uma abordagem para compreender as relações das espécies com seu habitat (Tejerina-Garro *et al.* 2005). Nesse contexto, considerando que a microbacia do Tarumã apresenta um claro aumento de degradação ao longo do gradiente longitudinal (Viana *et al.* 2018a, Viana *et al.* 2020), nossa hipótese foi de que esse gradiente ambiental é determinante para a distribuição das espécies de peixes. De fato, os resultados obtidos corroboram essa hipótese, uma vez que a maioria das espécies mais tolerantes à degradação ambiental estiveram mais representadas nas porções mais impactadas da microbacia.

Ao analisar as variáveis ambientais registradas na microbacia do Tarumã ao longo de cinco

anos de trabalho observamos a formação de dois grupos de locais. O primeiro grupo é formado pelos pontos localizados em menores altitudes, com maiores larguras e maiores índices de poluição orgânica. O segundo grupo reúne os locais menos impactados por poluição orgânica e mais próximos às cabeceiras da microbacia. Esse padrão é característico para riachos Neotropicais, uma vez que contaminantes oriundos de atividades antrópicas são carregados para os leitos dos corpos d'água e transportados das porções superiores da bacia até a foz pelo sistema de drenagem (Chea *et al.* 2016, Santos *et al.* 2020).

A espécie mais abundante na microbacia Tarumã foi *P. harpagos*. Com relação à sua distribuição espacial na microbacia, observamos que essa espécie esteve mais associada aos locais de maior altitude e menor degradação antrópica. Essa espécie é normalmente considerada como tolerante à degradação ambiental (Bozzetti

& Schulz 2004, Vieira & Shibatta 2007), com alta plasticidade trófica (Casatti *et al.* 2009) e reprodução constante (Wolff *et al.* 2007). É uma espécie de porte diminuto associada a corpos d'água rasos (Mazzoni *et al.* 2011), o que restringe a ocorrência de predadores e competidores de maior porte, fator aparentemente decisivo para explicar a distribuição espacial da espécie na microbacia do Tarumã. *S. notomelas*, que foi a segunda espécie mais abundante em nossas amostragens, por outro lado, esteve mais associada a locais mais degradados e de menor altitude na microbacia. Segundo a literatura, é uma espécie normalmente encontrada em áreas degradadas, com supressão de mata ciliar e assoreamento, fatores que contribuem para a abundância de algas filamentosas, que lhes servem de alimento (Casatti 2004, Brandão-Gonçalves *et al.* 2010).

Além dos resultados relativos às duas espécies mais abundantes, observamos também correlação positiva entre a ocorrência de *P. avanhandavae*, *P. fasciatus*, *P. kennedyi*, *A. piracicabae* e *P. gracilis* e o CPI da PCA. Em riachos de cabeceira, o volume de água é menor e a produtividade primária é baixa, havendo maior dependência da entrada de matéria oriunda do entorno terrestre, fatores que selecionam espécies de pequeno porte adaptadas à dieta alóctone. Por outro lado, em trechos próximos à foz os rios apresentam maior volume de água e maior produção autóctone, o que faz com que espécies de maior porte e dietas mais diversificadas prevaleçam na comunidade (Vannote *et al.* 1980). Nesse sentido, pode-se inferir que *P. kennedyi*, que é uma espécie zooplânctófaga (Resende *et al.* 2000), encontra condições mais favoráveis em locais mais próximos à foz da microbacia, com maior concentração de matéria orgânica e maior incidência de luz solar, fatores que permitem maior produtividade do fitoplâncton e, conseqüentemente, de zooplâncton. *P. avanhandavae*, *P. fasciatus*, *A. piracicabae* e *P. gracilis* são espécies tipicamente onívoras ou algívoras, com notável plasticidade alimentar (Viana *et al.* 2006, Brandão-Gonçalves *et al.* 2010) e, portanto, com maior capacidade de adaptação a ambientes moderadamente perturbados com poluição orgânica e supressão da mata ciliar (Zatti *et al.* 2012), como é o caso dos pontos localizados nas partes mais baixas da microbacia do Tarumã. Contudo, outras espécies também consideradas

tolerantes à degradação ambiental, como *C. paranaense*, *Serrapinnus* sp. e *G. paraguensis*, (Resende *et al.* 2006, Brandão-Gonçalves *et al.* 2010, Teresa & Casatti 2011) estiveram associadas aos locais mais altos e menos impactados da bacia. Nesses casos, infere-se que a altitude possa ser uma variável preponderante para explicar a distribuição dessas espécies. Argumentando a favor dessa hipótese, Suárez & Lima-Junior (2009) realizaram um estudo na bacia do rio Guiraí, próxima à microbacia Tarumã, e amostraram *C. paranaense* somente nos pontos mais altos da bacia.

Tais resultados indicam que a distribuição espacial da ictiofauna na microbacia do Tarumã é decorrente da associação de características naturais dos córregos com alterações de origem antrópica, sobretudo o despejo de matéria orgânica que impacta de forma mais contundente a qualidade da água das partes mais baixas do sistema. Esse impacto, que pode ser considerado moderado, acaba favorecendo as espécies mais generalistas e oportunistas, que, em sua maioria, estiveram mais representadas nas porções mais impactadas da microbacia. Por outro lado, o número de espécies encontradas pode ser considerado elevado pelo tamanho desta microbacia. Além disso, a presença de indivíduos juvenis de espécies de grande porte (*Pseudoplatystoma corruscans* e *Sorubim* cf. *lima*) na foz da microbacia demonstra que este sistema funciona como um abrigo importante para a reprodução de espécies de peixes que vivem no Rio Amambai e no Rio Paraná. Dessa forma, recomenda-se a realização de um monitoramento constante e de ações de recuperação deste sistema para a preservação de suas espécies. Além disso, é necessário estender as ações de monitoramento para uma escala espacial mais abrangente a fim de garantir a conservação e proteção dos mananciais, que em primeira instância definem a quantidade e qualidade da água.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Grupo de Estudos em Proteção à Biodiversidade (Gebio), Ministério Público de Mato Grosso do Sul (MP-MS), Município de Naviraí e Polícia Militar Ambiental (PMA) pelo suporte. Agradecem também à Coordenação de

Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa ao primeiro autor e aos doutores Yzel Rondon Suarez, Marcia Regina Russo e Lucilene Finoto Viana por suas contribuições ao trabalho.

REFERÊNCIAS

- Albert, J. S., Tagliacollo, V. A., & Dagosta, F. 2020. Diversification of neotropical freshwater fishes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51, 27–53.
- Bozzetti, M., & Schulz, U. H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 539, 133–144.
- Brandão-Gonçalves, L., Oliveira, S. A., & Lima-Junior, S. E. 2010. Hábitos alimentares da ictiofauna do córrego Franco, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 10(2), 21–30.
- Brasil, L. S., Vieira, T. B., Andrade, A. F. A., Bastos, R. C., Montag, L. F. A., & Juen, L. 2020. The importance of common and the irrelevance of rare species for partition the variation of community matrix: implications for sampling and conservation. *Scientific Reports*, 10, 19777.
- Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4), 757–765.
- Casatti, L., Ferreira, C. P., & Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623, 173–189.
- Chea, R., Grenouillet, G., & Lek, S. 2016. Evidence of water quality degradation in Lower Mekong Basin revealed by self-organizing map. *PLoS ONE*, 11(1), e0145527.
- Dias, M. S., Cassemiro, F. A. S., Bailly, D., Ribeiro, L. S., Cossignani, E. F., Graça, W. J., Frota, A., & Vilara, G. T. 2021. Macroecologia de peixes de riachos brasileiros. *Oecologia Australis*, 25(2), 512–530.
- Ferreira, F. C., Souza, U. P., & Petrere Jr, M. Zonacão longitudinal da ictiofauna em ambientes lóticos. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 38(1), 1–17.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1–9.
- Husson, F., Lê, S., & Pagès, J. 2017. *Exploratory Multivariate: analysis by example using R*. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press: p. 263.
- Ivasko Junior, S., Mastella, A. D. F., Tres, A., Tetto, A. F., Wendling, W. T., & Soares, R. V. 2020. Classificação do Estado de Mato Grosso do Sul segundo sistema de zonas de vida de Holdridge. *Revista Brasileira de Climatologia*, 26(1), 629–645.
- Lin, H. Y., Jupiter, S. D., Jenkins, A. P., & Brown, C. J. 2017. Impact of anthropogenic disturbances on a diverse riverine fish assemblage in Fiji predicted by functional traits. *Freshwater Biology*, 62, 1422–1432.
- Lobón-Cerviá, J., Mazzoni, R., & Rezende, C. F. 2016. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a neotropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, 89, 50–64.
- Manly, B. F. J., & Navarro Alberto, J. A. 2017. *Multivariate statistical methods: a primer*. 4th ed. Boca Raton, FL: CRC Press: p. 271.
- Mazzoni, R., Novaes, V.C., & Iglesias-Rios, R. 2011. Microhabitat use by *Phalloceros harpagos* Lucinda (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from a coastal stream from Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9(3), 665–672.
- Meffe, G. K., & Sheldon, A. 1988. The influence of habitats structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *The American Midland Naturalist Journal*, 120(2), 225–241.
- Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L.A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 12–47.
- Resende, E. K., Pereira, R. A. C., Almeida, V. L. L., & Silva, A. G. 2000. Peixes insetívoros e zooplânctófagos da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso Do Sul, Brasil. Corumbá: Embrapa Pantanal. *Boletim de Pesquisa*, 17: p. 33.
- Resende, E. K., Pereira, R. A. C., Sório, V. F., & Galvão, E. M. 2006. Biologia da tuiuba, *Gymnotus cf. carapo* (Pisces, Gymnotidae) no Baixo Rio Negro, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: Embrapa Pantanal. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, 67: p. 44.
- Santos, S. L., Viana, L. F., Merey, F. M., Crispim, B. A., Solórzano, J. C. J., Barufatti, A., Cardoso,

- C. A. L., & Lima-Junior, S. E. 2020. Evaluation of the water quality in a conservation unit in Central-West Brazil: metals concentrations and genotoxicity in situ. *Chemosphere*, 251, 126365.
- Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S., & Brosse, S. 2021. Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835–838.
- Súarez, Y. R., & Lima-Junior, S. E. 2009. Variação espacial e temporal nas assembleias de peixes de riachos da bacia do rio Guiraí, Alto rio Paraná. *Biota Neotropica*, 9(1), 101–111.
- Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibanez, C., Pont, D., Roset, N., & Oberdorff, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: A framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1), 91–108.
- Teresa, F. B., & Casatti, L. 2010. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3), 444–453.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137.
- Viana, L. F., Santos, S. L., & Lima-Junior, S. E. 2006. Variação sazonal na alimentação de *Pimelodella* cf. *gracilis* (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae) no rio Amambai, Estado de Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 28(2), 123–128.
- Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., Crispim, B. A., Cavalcante, D. N. C., Grisolia, A. B., & Lima-Junior, S. E. 2018a. The Response of neotropical fish species (Brazil) on the water pollution: metal bioaccumulation and genotoxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(3), 476–485.
- Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., Solórzano, J. C. J., Crispim, B. A., Grisolia, A. B., & Lima-Junior, S. E. 2018b. Erythrocyte nuclear abnormalities in *Astyanax lacustris* in response to landscape characteristics in two Neotropical streams. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(2), 327–334.
- Viana, L. F., Francisco, L. F. V., Cardoso, C. A. L., Solórzano, J. C. J., & Lima-Junior, S. E. 2020. Avaliação do índice de vegetação e da concentração de metais em sedimentos na Microbacia Tarumã, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Research, Society and Development*, 9(7), e806974862.
- Vieira, D. B., & Shibatta, O. A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, Município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(1), 57–65.
- Virgilio, L. R., Ramalho, W. P., Silva, J. C. B. S., Suçuarana, M. S., Brito, C. H., & Vieira, L. J. S. 2018. Does riparian vegetation affect fish assemblage? A longitudinal gradient analysis in three Amazonian streams. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 40(1), e42562.
- Wolff, L. L., Ericsson, H. R., Viana, D., & Zaleski, D. 2007. Population structure of *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) collected in a brook in Guarapuava, PR. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(3), 417–423.
- Zatti, S. A., Sticca, S. C., Santos-Wisniewski, M. J. & Pompeu, P. S. 2012. Alteração na alimentação de três espécies de peixes (Teleostei) relacionada ao aporte de esgoto e a retirada de mata ciliar nos córregos dos Aflitos e Ferradura, Alfenas, MG. *Revista Brasileira de Zoociências*, 14(1, 2, 3), 175–183.

Submitted: 14 June 2021

Accepted: 06 October 2021

Published on line: 07 October 2021

Associate Editor: Bruno Soares