



UFGD Universidade Federal
da Grande Dourados

Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD

Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - FCBA

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente - PPGBMA

ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEIXES DO TRECHO BAIXO DO RIO
DOURADOS-MS, BACIA DO ALTO RIO PARANÁ, BRASIL

RENER DA SILVA NOBRE

DOURADOS-MS

2025

Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD

Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - FCBA

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente – PPGBMA

RENER DA SILVA NOBRE

**ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEIXES DO TRECHO BAIXO DO
RIO DOURADOS-MS, BACIA DO ALTO RIO PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de MESTRE EM BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE.

Área de Concentração: Conservação dos Recursos Naturais

Orientadora: Prof.^a Dra. Rafaela Priscila Ota

Coorientador: Prof. Dr. Anderson Ferreira

DOURADOS-MS

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

N754e Nobre, Rener Da Silva

Estrutura das comunidades de peixes do trecho baixo do rio Dourados-MS, bacia do Alto rio Paraná, Brasil [recurso eletrônico] / Rener da Silva Nobre. -- 2025.

Arquivo em formato pdf.

Orientadora: Rafaela Priscila Ota.

Coorientador: Anderson Ferreira.

Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente)-Universidade Federal da Grande Dourados, 2025.

Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:

<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. bacia do rio Ivinhema. 2. espécies ameaçadas. 3. espécies migratórias. 4. espécies não nativas. 5. ictiofauna do rio Dourados. I. Ota, Rafaela Priscila. II. Ferreira, Anderson. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

“ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEIXES DO TRECHO
BAIXO DO RIO DOURADOS-MS, BACIA DO ALTO RIO PARANÁ,
BRASIL”

POR

RENER DA SILVA NOBRE

DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DA
GRANDE DOURADOS (UFGD), COMO PARTE DOS REQUISITOS
EXIGIDOS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM
BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE - ÁREA DE
CONCENTRAÇÃO: “CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS
NATURAIS”.

Documento assinado digitalmente



RAFAELA PRISCILA OTA

Data: 28/02/2025 07:41:47-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

PROF.^a DR.^a RAFAELA PRISCILA OTA
ORIENTADORA – UFGD

Documento assinado digitalmente



ELAINE ANTONIASSI LUIZ KASHIWAQUI

Data: 18/03/2025 14:44:21-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

PROF.^a DR.^a ELAINE ANTONIASSI LUIZ KASHIWAQUI
MEMBRO TITULAR – UEMS

Documento assinado digitalmente



VIVIAN DE MELLO CIONEK

Data: 28/02/2025 08:38:47-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

PROF.^a DR.^a VIVIAN DE MELLO CIONEK
MEMBRO TITULAR – UNIVALI

Aprovado em 27 de fevereiro de 2025.

Dedico esse trabalho ao meu eu do passado, que teve a coragem de dar esse importante passo, enfrentando suas inseguranças e encarando desafios dos quais não imaginaria enfrentar. Estou com muito orgulho de ti.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha orientadora, Prof.^a Dra. Rafaela Priscila Ota, por toda a contribuição científica e pessoal que me proveu nesses dois anos. Obrigado por topar participar dessa jornada comigo, e por todos os momentos que se fez presente quando necessitei de seu apoio.

Agradeço a meu coorientador, Prof. Dr. Anderson Ferreira, pela inestimável companhia desde a graduação. Seu esforço adicionou imensamente a esse resultado final, e tornou o processo mais leve, muito obrigado!

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa (processo nº 88887.822055/2023-00). Esse apoio é essencial para que outros, como eu, possam seguir seus sonhos e se tornar um cientista.

Agradeço a todos os profissionais envolvidos com o Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente (PPGBMA-UFGD), a Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) e outras instituições envolvidas na minha pós-graduação. Vossos empenhos se materializam indiretamente na formação de novos pesquisadores.

Agradeço à UFGD por proporcionar um espaço adequado de estudo, e disponibilizar recursos físicos e financeiros, como veículos para saídas de campo, quando necessários.

Agradeço aos componentes das minhas bancas avaliadoras ao longo do Mestrado (ciclos avaliativos, Exame de Qualificação e Defesa), pela gentileza de compartilharem seus conhecimentos e agregarem com valiosas sugestões a minha pesquisa.

Agradeço à equipe da Colônia de Pescadores Profissionais Artesanais Z-10, com sede em Fátima do Sul-MS, pela disposição de nos oferecer apoio logístico e seus saberes acerca do rio Dourados nos reconhecimentos de campo e durante as coletas.

Agradeço à Prof.^a Dra. Renata Rúbia Ota, pela solícita ajuda na identificação das espécies coletadas.

Agradeço ao Prof. Dr. Bruno Ferezim Morales, pelo auxílio com a confecção do mapa e na análise de dados.

Agradeço ao Dr. Hugo José Message, pela ajuda nas coletas em campo e preciosas dicas.

Agradeço à MSc. Bárbara Akemi Tersariol Nagamatsu e ao MSc. Éverton Gustavo Miguel Neves, pela ajuda com as coletas, fotografias de espécimes, edição de fotos e análise de dados.

Agradeço aos demais participantes de saídas de campo: Elis Adomaitis Nunes, Camily Victória Diniz Rocha, Giovanna Theodoro Guimarães, Samara Pimpinati Oliveira, Gabriel Piovezan Pezzin Pacheco, MSc. Amanda Menegante Caldatto e MSc. Thomaz Jeffrey Seren. Obrigado pela parceria amigos, pois essa parte dá um trabalho danado viu.

Agradeço aos professores e colegas do Leaqua (Laboratório de Ecologia Aquática-UFGD), Labispe (Laboratório de Biogeografia e Sistemática de Peixes-UFGD) e MuBio (Museu da Biodiversidade da UFGD), pelas dicas do mundo científico, auxílio nas triagens e outros processos cotidianos no ambiente de laboratório. Em especial à Elis, Camily, Giovanna, Juliana Garcia dos Santos Soares e Sarah Libanio da Cruz pelo auxílio na confecção de etiquetas.

Agradeço ao Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez e seus agregados do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (PGRN) da Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul (UEMS), por apoio intelectual e empréstimo de material para campo.

Agradeço ao Prof. Dr. Fernando Cesar Paiva Dagosta por auxílios gerais e empréstimo de material para campo e fotografias de espécimes.

Agradeço à Prof.^a Dra. Juliana Rosa Carrijo e orientandos por auxílios gerais e por empréstimo de material para campo, e à Prof.^a Dra. Márcia Regina Russo e orientandos por uso do laboratório e empréstimo de material para campo.

Agradeço a meus pais: Reginaldo Gomes da Silva e Luciana Nobre dos Santos, por todo o esforço empregado na minha criação, e pelo apoio incondicional de sempre. Obrigado também ao meu irmão Ralf da Silva Nobre e a minha avó Anísia Rosa da Silva. Amo-os.

Agradeço aos meus queridos amigos que eu não vejo nos dias de trabalho na universidade: Bianca Sueyo Iwazaki Costa, Gabriel Moreira Romão, Janaina Nobre de Oliveira e Michelle Caroline de Lima Teodoro. Obrigado por me permitir aproveitar com vocês os melhores e piores momentos.

Por fim, sou grato à imensidão, complexidade e resiliência da mãe Natureza.

RESUMO

Os seres vivos não se distribuem de forma homogênea nos ecossistemas. Em peixes, é comum que as espécies ocupem poucos ou apenas um habitat de um corpo d'água, sendo que há uma correlação entre complexidade ambiental e a diversidade. Ainda, a sazonalidade também pode modificar como as comunidades se distribuem. Pesquisas sobre a estrutura das comunidades de peixes de rios são essenciais para o conhecimento de condições que as influenciam e para o estabelecimento de estratégias de conservação eficientes. Existe preocupação para com a preservação da biodiversidade da bacia do Alto rio Paraná, no Brasil, dado que grande parte de sua paisagem é modificada, e entender padrões ecológicos associados à ictiofauna ainda é um desafio. A bacia do rio Ivinhema, afluente da margem direita do rio Paraná, contém baixa influência de barragens hidrelétricas e está ligada à planície de inundação do Alto rio Paraná, uma área de importância para processos ecológicos. A ictiofauna de um de seus principais afluentes, o rio Dourados, praticamente nunca foi documentada. Ainda, seus recursos pesqueiros são de extrema relevância econômica regional. Portanto, busca-se avaliar a distribuição espaço-temporal das comunidades de peixes no trecho baixo do rio Dourados e caracterizar sua estrutura, com a hipótese de que a distribuição da comunidade de peixes é influenciada pelas características dos mesohabitats e pelos períodos do ciclo hidrológico. As amostragens se deram nos períodos de seca e cheia de 2024 em dois pontos do trecho baixo do rio Dourados, Mato Grosso do Sul, que contém quatro tipos de mesohabitats caracterizados previamente: margens e bancos de macrófitas, remansos, corredeiras e fundo do rio. Para amostrar a ictiofauna, foram empregados métodos de coleta padronizados e adequados para cada mesohabitat. Os peixes foram identificados com auxílio de chaves, descrições e especialistas. Para determinar a influência dos mesohabitats e períodos do ciclo hidrológico sobre a estrutura da comunidade, foram realizadas a Análise de Componentes Principais e análise a partir de Modelos Lineares Generalizados. Foram calculados índices ecológicos para comparação entre mesohabitats e períodos. Dados sobre as espécies foram compilados da literatura. Foram encontradas 78 espécies de peixes no trecho baixo do rio Dourados. Dessas, três estão em ameaça de extinção, duas ainda não estão descritas, 13 são migradoras de longa distância, 22 têm importância econômica e 25 são consideradas não nativas. A abundância total foi de 1.886 indivíduos, e a espécie mais abundante foi o caracádeo *Aphyocharax dentatus*, com 375 indivíduos. O período seco influenciou uma maior abundância da ictiofauna. O período

chuvoso apresentou maior riqueza e diversidade. O mesohabitat de margens e bancos de macrófitas influenciou a abundância da ictiofauna, e apresentou maior riqueza e diversidade que os demais. A composição da ictiofauna foi significativamente diferente em cada mesohabitat. Os dados evidenciam que o rio Dourados abriga uma ictiofauna diversa e estritamente associada à existência de diferentes mesohabitats e dinâmicas do ciclo hidrológico. Assim, recomenda-se a conservação do ecossistema e ictiofauna do rio Dourados por meio da realização de novas pesquisas e a manutenção do seu curso d'água sem influência de grandes barragens.

Palavras-chave: bacia do rio Ivinhema; espécies ameaçadas; espécies migratórias; espécies não nativas; ictiofauna do rio Dourados.

STRUCTURE OF FISH COMMUNITIES IN THE LOWER STRETCH OF THE DOURADOS RIVER, MATO GROSSO DO SUL STATE, UPPER PARANA RIVER BASIN, BRAZIL

ABSTRACT

Life forms are not equally distributed in ecosystems. Considering fish, it is common for species to occupy few or just one habitat in a body of water, and there is a correlation between environmental complexity and diversity. Furthermore, seasonality can also modify how communities are distributed. Research on the structure of fish communities in rivers is essential to understand the conditions that influence them and to establish efficient conservation strategies. There is much concern about the preservation of the biodiversity of the Upper Paraná River basin in Brazil, given that a large part of its landscape is modified, and comprehending ecological patterns associated to the ichthyofauna is still a challenge. The Ivinhema River basin, a right-bank tributary of the Paraná River, contains little influence from hydroelectric dams and is connected to the Upper Paraná River floodplain, an area of great importance for ecological processes in the basin. The fish fauna of one of its main tributaries, the Dourados River, has practically never been documented. Additionally, its fishing resources are of extreme economic relevance regionally. Therefore, we aim to evaluate the spatiotemporal distribution of fish communities in the lower stretch of the Dourados River and characterize their structure, taking the hypothesis that mesohabitat type and hydrological cycle period would influence the ichthyofauna structure. Sampling took place during the dry and wet periods of 2024 in two collection spots of the Dourados River, Mato Grosso do Sul state, which contains four mesohabitat types previously characterized: margins and macrophyte banks, backwaters, rapids and river bottom. To sample the fish fauna, standardized collection methods suitable for each mesohabitat were used. Fish were identified by taxonomic keys, species descriptions and help from experts. Principal Component Analysis and analysis based on Generalized Linear Models were performed to determine the influence of mesohabitats and periods on the community structure. Ecological indexes were calculated to compare mesohabitats and periods. Data of the species were compiled from literature. A total of 78 fish species were surveyed in the lower stretch of the Dourados River. Of these, three are endangered, two have yet to be described, 13 are long-distance migrators, 22 are economically important and 25 are considered non-native. Total abundance was of

1,886 individuals, and the most abundant species was the characid *Aphyocharax dentatus*, with 375 individuals. GLM analysis showed that the dry period influenced a higher abundance of the ichthyofauna, but not its composition. The wet period showed higher richness and diversity. The margins and macrophyte banks mesohabitat influenced the abundance of ichthyofauna, and presented higher richness and diversity than the others. The composition of the ichthyofauna was significantly different in each mesohabitat. The data shows that the Dourados River is home to a diverse ichthyofauna which are strictly associated with its different environments and season dynamics. Therefore, we recommend the conservation of Dourados River's fish fauna and aquatic ecosystem by carrying out new research and maintaining its water course without the influence of large dams.

Keywords: ichthyofauna from Dourados River; Ivinhema River basin; migratory fish species; non-native fish species; threatened fish species.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Pontos amostrais na bacia do rio Dourados, município de Fátima do Sul, estado de Mato Grosso do Sul	21
Figura 2 – Espécies representativas da ordem Characiformes encontradas no trecho baixo do rio Dourados	33
Figura 3 – Espécies representativas da ordem Siluriformes encontradas no trecho baixo do rio Dourados	34
Figura 4 – Espécies representativas das ordens Gymnotiformes, Cichliformes, Myliobatiformes e Synbranchiformes encontradas no trecho baixo do rio Dourados ...	35
Figura 5 – Riqueza por ordens da comunidade de peixes do trecho baixo do rio Dourados.	38
Figura 6 – Famílias da comunidade de peixes do trecho baixo do rio Dourados por riqueza.	39
Figura 7 – Abundância das espécies de peixes encontradas no trecho baixo do rio Dourados.....	41
Figura 8 – Riqueza e abundância de peixes nos períodos seco e chuvoso no trecho baixo do rio Dourados.	42
Figura 9 – Riqueza de peixes por mesohabitat do trecho baixo do rio Dourados.....	43
Figura 10 – Abundância de peixes por mesohabitat do trecho baixo do rio Dourados.	44
Figura 11 – Abundância de espécies encontradas no mesohabitat de margens e bancos de macrófitas no trecho baixo do rio Dourados e sua contribuição percentual.....	45
Figura 12 – Abundância de espécies encontradas no mesohabitat de corredeiras no trecho baixo do rio Dourados e sua contribuição percentual.....	45
Figura 13 – Abundância de espécies encontradas no mesohabitat de remansos no trecho baixo do rio Dourados e sua contribuição percentual.....	46
Figura 14 – PCAs com os dados das comunidades de peixes encontradas por mesohabitat e período do ciclo hidrológico no trecho baixo do rio Dourados.	49
Figura 15 – Curva de rarefação de espécies e extrapolação para 3.000 indivíduos, com base na riqueza e abundância por ponto amostral do trecho baixo do rio Dourados.	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quatro tipos principais de mesohabitats do rio Dourados e método de coleta empregado.	21
Tabela 2 – Lista de táxons encontrados no trecho baixo do rio Dourados, seus respectivos mesohabitats e períodos do ciclo hidrológico.....	28
Tabela 3 – Lista de espécies com interesse comercial encontradas no trecho baixo do rio Dourados, seus nomes populares e usos	36
Tabela 4 – Valores das estatísticas da análise de GLM, que testa a influência dos períodos do ciclo hidrológico na estrutura da ictiofauna do trecho baixo do rio Dourados.....	42
Tabela 5 – Valores das estatísticas da análise de GLM, que testa a influência dos tipos de mesohabitat na estrutura da ictiofauna do trecho baixo do rio Dourados.....	46
Tabela 6 – Valores do Índice de diversidade de Shannon (H'), Número de Hill a partir do Índice de Shannon (D) e da equitabilidade de Pielou (J') totais, por mesohabitat amostrado e por período do ciclo hidrológico no trecho baixo do rio Dourados.	50
Tabela 7 – Média e amplitude dos parâmetros físico-químicos da água nos pontos amostrais do trecho baixo do rio Dourados	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	19
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1 Área de estudo	20
3.2 Amostragem, identificação e caracterização da ictiofauna	23
3.3 Análise de dados.....	25
4 RESULTADOS	28
5 DISCUSSÃO.....	52
6 CONCLUSÕES.....	60
REFERÊNCIAS	62

1 INTRODUÇÃO

O mesohabitat é definido como uma unidade de escala de estudo espacial com características bióticas e abióticas distintas inserida em um ecossistema, como, por exemplo, locais de um rio com maior ou menor profundidade, locais com ou sem presença de macrófitas, etc. (SOTO PARRA et al., 2024). Esses espaços têm um tamanho intermediário, que varia de 1 a 100 m de trecho (WEGSCHEIDER et al., 2020), enquanto os micro-habitats representam uma menor fração dos mesohabitats em que organismos podem habitar, e em geral possuem 1 m² ou menos (SANTOS et al., 2024). Por exemplo, uma seção de um corpo d'água com a presença de macrófitas é considerado um mesohabitat, enquanto um recorte das plantas flutuantes dessa seção é um micro-habitat (MARODA & SÁLY, 2023). Um único rio geralmente abriga vários mesohabitats, que podem controlar a disposição dos peixes ali presentes, como corredeiras, remansos, e trechos com diferenças na profundidade e substrato (UIEDA & CASTRO, 1999; SOTO PARRA et al., 2024).

A especificidade em relação ao habitat em que a espécie se encontra é comum na ictiofauna (ZARET & RAND, 1971; SILVA, 1993), sendo que diversas espécies são mais comuns em poucos ou apenas um tipo de habitat (SILVA, 1993). Habitats estruturalmente complexos, como locais marginais com menor fluxo d'água e maior acúmulo de matéria orgânica (e.g. bancos de macrófitas), podem sustentar maior coexistência de espécies de diferentes guildas tróficas e influenciar em como elas interagem entre si (WILLIS et al., 2005; QUIRINO et al., 2022). Dessa forma, é provável que mesohabitats, que possuem componentes hidrogeomorfológicos e bióticos dissemelhantes, contenham comunidades singulares de peixes, ao serem comparados entre si.

Além de não se distribuírem de modo uniforme no ambiente aquático, as comunidades de peixes também costumam diferir de acordo com a sazonalidade, isto é, ciclos temporais relativamente padronizados de mudanças naturais no ambiente, principalmente no nível de água (DIAS et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2020; DUARTE et al., 2022). Por exemplo, os pulsos de inundação em bacias hidrográficas com regime de seca e cheia são um fenômeno necessário para a maturação e completude do ciclo de vida de espécies de peixes, principalmente para espécies migratórias (AGOSTINHO et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2020; VASCONCELOS et al., 2020; PETSCH et al., 2023).

Esse intervalo de recrutamento e migração das espécies rio acima é chamado de piracema, no Brasil (AGOSTINHO et al., 2007).

Adicionalmente, a sazonalidade do ambiente, através de seus ciclos hidrológicos marcados por épocas de seca e cheia periódicas, pode alterar parâmetros físico-químicos e biológicos do meio aquático (SACRAMENTO et al., 2024). Por conta disso, são documentadas mudanças positivas para a ictiofauna, como aumento de recursos alimentares e abrigos na cheia, o que pode diminuir a taxa de interações agonísticas, como a competição (AGOSTINHO et al., 2004; WILLIS et al., 2005). Logo, o regime hidrológico modifica variáveis ambientais que exercem influência sobre a ictiofauna (SACRAMENTO et al., 2024), devendo ser levado em consideração em estudos ecológicos.

Dados de estrutura das comunidades de peixes, como riqueza, abundância e composição (identidade taxonômica) das espécies (MASSARO et al., 2019), são considerados descritores básicos e importantes para a compreensão da ocupação de habitats disponíveis no ambiente e para a determinação da diversidade de espécies existente em uma região (MCGILL et al., 2007; DUARTE et al., 2022). Nesse contexto, as pesquisas sobre as variações espaço-temporais da estrutura das comunidades de peixes de rios se tornam essenciais para chegar ao entendimento de fatores e condições que as influenciam (HUGUENY & PAUGY, 1995; BELLIARD et al., 1997; SILVANO et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2020; SACRAMENTO et al., 2024) e, dessa forma, elaborar estratégias eficientes que visem sua conservação.

Mesmo em bacias hidrográficas com notório conhecimento da ictiofauna e histórico de pesquisas ecológicas, como a bacia do Alto rio Paraná (DAGOSTA et al., 2024), a busca por esses fatores e estabelecimento de padrões na variação sazonal da ictiofauna é um desafio. Em estudo buscando investigar o efeito de variáveis espaciais e ambientais sobre a ictiofauna de planícies de inundação brasileiras, Sacramento et al. (2024) observaram que poucas variáveis foram preditoras da estrutura da ictiofauna, e nenhuma delas ofereceu alta explicação para a diferenciação sazonal das comunidades na planície do Alto rio Paraná.

A área da bacia do Alto rio Paraná é de aproximadamente 900.000 km², a segunda maior do país, atrás apenas da bacia Amazônica (ABOU RAFEE et al., 2019). A bacia

engloba grandes centros urbanos, como a cidade de São Paulo, e mais de 70% de seu uso de terra é caracterizado como pastagem e terras agrícolas (ABOU RAFEE et al., 2019), havendo preocupação para com a preservação da biodiversidade original da região.

O inventário da ictiofauna mais abrangente do Alto rio Paraná compreende 471 espécies de peixes para a bacia, sendo que 341 são consideradas indiscutivelmente nativas e 130 não nativas (DAGOSTA et al., 2024). Na planície de inundação do Alto rio Paraná, localizada entre a jusante da barragem da usina de Porto Primavera e à montante do reservatório de Itaipu, foram identificadas 211 espécies, pertencentes a 41 famílias e 10 ordens (OTA et al., 2018). Para a bacia do rio Ivinhema, na qual é inclusa a bacia do rio Dourados, são conhecidas 141 espécies (VICENTIN et al., 2019).

A bacia do rio Ivinhema, localizada no centro-sul do estado de Mato Grosso do Sul, é conhecida por ser o principal afluente do rio Paraná em sua margem direita, por área de drenagem (cerca de 44.966 km²) (MATO GROSSO DO SUL, 2005). Além disso, ecologicamente é de grande relevância por fazer parte da planície inundável do Alto rio Paraná, área considerada um berçário para a ictiofauna (OLIVEIRA et al., 2015; OTA et al., 2018; PETSCH et al., 2023), e por ser uma bacia livre de grandes represamentos (VICENTIN et al., 2019). Os afluentes livres de barragens constituem locais em que populações da ictiofauna migratória conseguem se reproduzir e se desenvolver, apesar de ainda conterem influência de reservatórios de hidrelétricas (MARQUES et al., 2018; VASCONCELOS et al., 2020).

Apesar de sua importância, algumas sub-bacias da bacia do Ivinhema apresentam baixos índices de sustentabilidade ecológica, de acordo com análise realizada em todas as sub-bacias do Alto rio Paraná (TOMADON et al., 2024). Modificações antropogênicas como o amplo desmatamento da vegetação nativa, uso inadequado da terra e invasão de muitas espécies de peixes não nativas são alguns dos responsáveis por essa situação (TOMADON et al., 2024).

A presença de espécies nativas de outras bacias hidrográficas (i.e., não nativas da bacia do Alto rio Paraná) é alta para a bacia do rio Ivinhema, totalizando cerca de 57% do total de espécies (VICENTIN et al., 2019), ultrapassando a porcentagem de nativas. A maioria das espécies não nativas da bacia do rio Ivinhema é originária do Médio rio Paraná (VICENTIN et al., 2019) e foram registradas pela primeira vez na bacia do Alto rio Paraná

após a construção da barragem de Itaipu, ou do Canal da Piracema (LANGEANI et al., 2007; GRAÇA & PAVANELLI, 2007; OTA et al., 2018; VICENTIN et al., 2019).

O rio Dourados é um dos três afluentes formadores do rio Ivinhema (junto com o rio Brilhante e o rio Vacaria), sua bacia possui cerca de 9,2 mil km² (RAMOS et al., 2017) e sua água é utilizada majoritariamente para abastecimento público (PEREIRA, 2010), irrigação, uso industrial e dessedentação de animais (ARAI et al., 2012). No trecho do rio localizado no município de Fátima do Sul, a pesca é importante e expressiva para o sustento de pescadores, lazer (ITO & NAKAGAKI, 2015), turismo e, por conseguinte, para a economia local. Estima-se que a pesca nos rios da bacia do Alto rio Paraná sustenta cerca de 4 mil famílias do estado do Mato Grosso do Sul (MODENA, 2024).

Na literatura, há a menção do registro de 23 espécies de peixes para o rio Dourados (MATO GROSSO DO SUL, 2005), mas os dados não são acessíveis, além de taxonomicamente desatualizados. Em um estudo mais abrangente, Vicentin et al. (2019) incluíram amostragens na bacia do rio Dourados, mas não há a especificação sobre quais espécies foram registradas para o rio principal. Vale destacar que, para a compreensão da diversidade são necessários: (i) determinação da composição específica das comunidades biológicas, (ii) descoberta e descrição de uma espécie antes da sua extinção e (iii) o mapeamento da distribuição geográfica (LOMOLINO et al., 2010; COSTELLO et al., 2013).

Por tais fatores, há a necessidade de que se disponibilize uma lista de espécies do rio Dourados para a elaboração de estratégias conservacionistas adequadas. A preservação da ictiofauna gera grandes vantagens, pois está intimamente ligada à manutenção do ecossistema aquático como um todo, já que os peixes estão entre os grandes responsáveis pela regulação de cadeias tróficas e ciclagem de nutrientes nesses locais (VILLÉGER et al., 2017).

Dados os fatos, este estudo propiciará maior conhecimento sobre a diversidade da ictiofauna do rio Dourados, permitindo-se inferir sobre as particularidades de espécies presentes nele, como os mesohabitats em que elas ocorrem. Ademais, colaborará com registros de distribuições atuais de espécies e para a adoção de medidas para a conservação do corpo d'água, sua heterogeneidade ambiental e sua comunidade ictiológica.

Perante ao disposto na literatura, a hipótese do estudo é de que a distribuição da comunidade de peixes do trecho baixo do rio Dourados é influenciada pelas características dos mesohabitats e pelos períodos do ciclo hidrológico. Nesse caso, o período chuvoso apresentaria maior riqueza, maior abundância e maior diversidade que o período seco, por conta de maior recrutamento reprodutivo e disponibilidade de recursos. Dentre os mesohabitats, margens com bancos de macrófitas seria o mais rico, abundante e diverso, por conta de sua maior complexidade estrutural.

2 OBJETIVOS

Geral:

Avaliar a distribuição espaço-temporal das comunidades de peixes no trecho baixo do rio Dourados-MS e caracterizar sua estrutura.

Específicos:

- Identificar as espécies de peixe encontradas, classificá-las quanto aos seus status de ameaça, importância comercial e origem (i.e., nativa ou não nativa) e indicar se realiza migração de longa distância;
- Comparar a estrutura da ictiofauna entre os períodos seco e chuvoso dentro de um ciclo hidrológico;
- Verificar alterações na estrutura da ictiofauna entre diferentes mesohabitats (remansos, margens e bancos de macrófitas, corredeiras e fundo do rio) no rio Dourados;
- Caracterizar parâmetros físico-químicos do ambiente aquático.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A bacia do Alto rio Paraná é localizada em partes dos estados de Mato Grosso do Sul, Paraná, São Paulo, Goiás e Minas Gerais, além do Distrito Federal (DAGOSTA et al., 2024). Seus afluentes formadores são o Grande e o Paranaíba, e os principais afluentes em área de drenagem da margem esquerda do rio Paraná são o Tietê e Paranapanema e, na margem direita, o rio Ivinhema (MATO GROSSO DO SUL, 2005; DAGOSTA et al., 2024).

A bacia do rio Dourados é uma das três principais bacias afluentes da bacia do rio Ivinhema (juntamente com a bacia do rio Brilhante e do rio Vacaria) (MATO GROSSO DO SUL, 2005). A bacia do rio Dourados banha, total ou parcialmente, o território de 11 municípios do sul do estado do Mato Grosso do Sul (MATO GROSSO DO SUL, 2005) que, ao todo, somam cerca de 465 mil habitantes, de acordo com o último censo demográfico realizado no país (IBGE, 2022).

A cobertura vegetal original da bacia faz parte dos biomas Cerrado e Mata Atlântica, e se encontra amplamente modificada, havendo o predomínio de áreas de pastagem e lavouras (MATO GROSSO DO SUL, 2005). Em áreas mais preservadas, a vegetação pode ser constituída por Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Submontana, Floresta Aluvial e formações savânicas (MATO GROSSO DO SUL, 2005).

Os dois pontos amostrais constituem-se de trechos contínuos do rio Dourados, de cerca de 1 km cada. Eles se localizam no território do município de Fátima do Sul, estado do Mato Grosso do Sul (Figura 1). As coordenadas foram mapeadas com o uso do GPS Garmin® modelo GPSmap 76CSx.

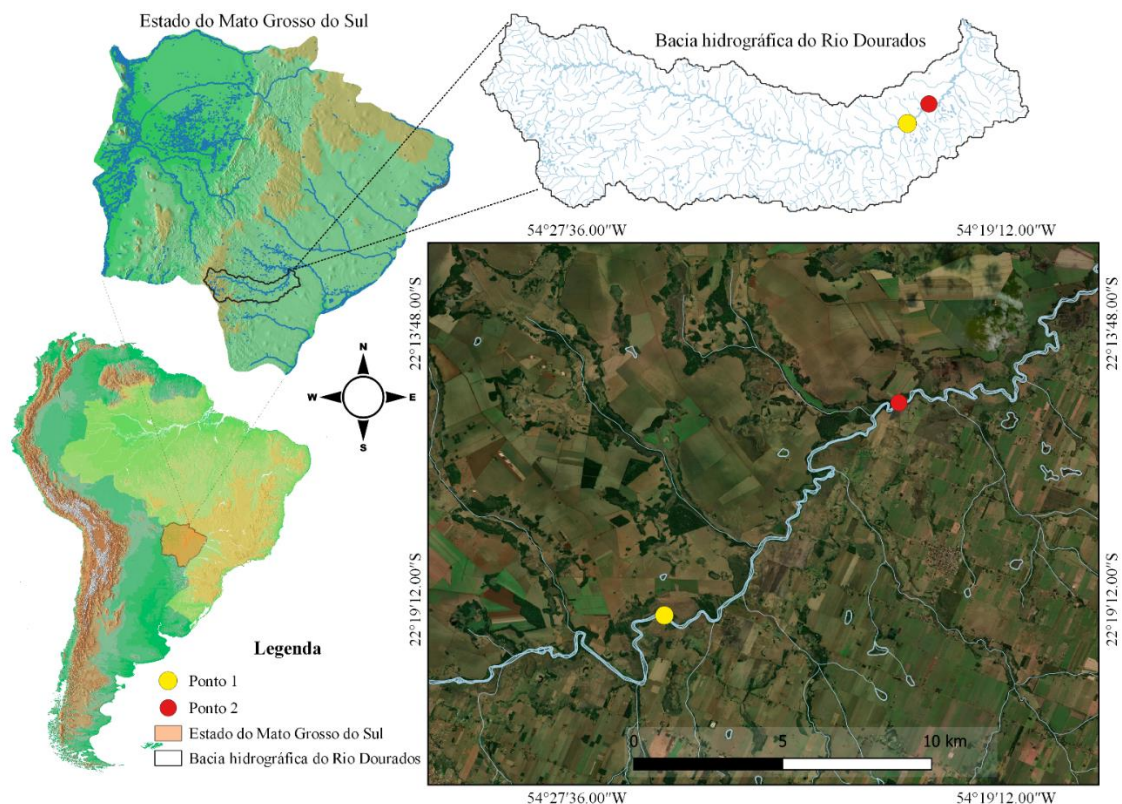


Figura 1 – Pontos amostrais na bacia do rio Dourados, município de Fátima do Sul, estado de Mato Grosso do Sul. Elaboração: MORALES, B. F.

Ambos os pontos abrangem quatro tipos de mesohabitats aquáticos, verificados previamente, pelo menos uma vez ao longo de seus intervalos. Os mesohabitats estão discriminados na Tabela 1.

Tabela 1 – Quatro tipos principais de mesohabitats do rio Dourados e método de coleta empregado.

Mesohabitat	Características	Método de coleta
Remansos	Ambientes marginais com maior profundidade (entre cerca de 1,8 a 2,5 m) e menor correnteza. Ocorrem onde o fluxo hidrológico está mais sinuoso (com curvas maiores), por conta da escavação das margens.	Rede de espera (passivo)

... (continua)

Mesohabitat	Características	Método de coleta
Margens e Bancos de macrófitas	Ambientes marginais de baixa profundidade (de poucos centímetros até cerca de 1,5 m). Apresentam predominância de substratos de granulometria fina, entre silte e cascalho. Podem estar associadas às desembocaduras de afluentes. Podem ou não conter macrófitas. Quando presentes agregações de macrófitas, estas podem ser fixas e/ou flutuantes.	Rede de arrasto (ativo) e Peneirão (ativo)
Corredeiras	Ambientes centrais mais comuns em trechos com fluxo retilíneo da água. A correnteza é suficientemente rápida para permitir a formação de bolhas. Os substratos predominantes são de granulometria grosseira, como rochas matrizes e matacões.	Tarrafa (ativo)
Fundo do rio	Ambiente central mais profundo da calha do rio, com profundidade entre cerca de 1,8 a 3,5 m.	Espinhel de fundo (passivo)

A caracterização abiótica foi realizada com disco de Secchi, para transparência da água (medida na profundidade em que o disco se torna invisível, em cm), e o medidor multiparâmetros Hannah® modelo HI98194. O medidor foi utilizado para a coleta de quatro atributos físico-químicos da água: pH, condutividade elétrica da água (em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), TDS (sólidos totais dissolvidos, em ppm) e temperatura (em °C). Foram realizadas seis medidas de caracterização abiótica por ponto amostral, aproximadamente equidistantes, no período matutino, nos locais onde foram instaladas redes de espera.

3.2 Amostragem, identificação e caracterização da ictiofauna

Cada ponto de coleta do rio Dourados foi amostrado duas vezes, uma no período seco e uma no período chuvoso. A amostragem no período seco se deu em maio e junho de 2024, e no período chuvoso em novembro e dezembro de 2024. Na bacia do rio Dourados, o período seco é compreendido entre abril e setembro, e o chuvoso entre outubro e março (ARAI et al., 2010).

Foram empregados métodos de coleta distintos para cada mesohabitat, devido às particularidades de cada um, como demonstrado na Tabela 1. Em corpos d'água com heterogeneidade de ambientes, o emprego de múltiplos métodos de coleta é essencial (AFFONSO et al., 2016) e torna possível uma amostragem abrangente da riqueza da comunidade de peixes (MAKRAKIS et al., 2007; DUARTE et al., 2013), pois todos apresentam certa seletividade, e é necessário considerar espécies que utilizam tipos particulares de mesohabitats (UIEDA & CASTRO, 1999).

Portanto, para as amostragens em remansos, foram utilizadas seis redes de espera (10 x 1,8 m; de malhas de 24; 40; 80; 120; 140 e 160 mm entre nós opostos). As redes ficaram expostas por 24 horas, sendo revisadas de seis em seis horas (06h, 12h, 18h e 00h) para retirada dos peixes capturados. Para os mesohabitats de margens, foram realizados dez arrastos em direção às margens, com redes de 5 x 1,8 m e 10 x 1,8 m, e malha de 5 mm. Quando presentes bancos de macrófitas, estes foram amostrados com peneirões de 120 x 80 cm e 80 x 80 cm, e malha de 2 mm, com esforço de dez peneiradas por porção contínua de macrófitas. Nos mesohabitats de corredeiras foram realizados dez lances de tarrafas de malha 50 mm.

No fundo do rio foi utilizado o método de espinhel de fundo, que consistiu em doze linhas de pesca com iscas, ligadas a uma linha principal na superfície da água para localização. Para isso, foram utilizadas iscas-vivas de nomes populares tuvira (*Gymnotus* spp.), muçum (*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795) e caborja (*Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)), provindas da Colônia de Pescadores Profissionais Artesanais Z-10, do município de Fátima do Sul-MS. Os anzóis utilizados eram dos tamanhos 7/0 (20 x 55 mm) e 19 (15,7 x 38,2 mm) e estes eram mantidos por 24 horas, sendo revisados à procura de peixes fígados e trocadas as iscas, se necessário, 6, 12 e 18 horas após a instalação.

Os exemplares foram eutanasiados com solução de eugenol 3% (peixes com até 30 cm de comprimento total) e 10% (peixes maiores que 30 cm de comprimento total), fixados em formol 10% e, em laboratório, conservados em álcool 70%. Os indivíduos foram identificados até o menor nível taxonômico possível com base em chaves taxonômicas de peixes da bacia do Alto rio Paraná (e.g. OTA et al., 2018), descrições originais de espécies e auxílio de especialistas. A nomenclatura e classificação de ordens e famílias segue Van der Lan et al. (2025).

A classificação de origem das espécies segue Dagosta et al. (2024) e Langeani et al. (2007). O uso comercial das espécies foi caracterizado com base em Pavanelli et al. (2023). A determinação de espécies migradoras de longa distância foi retirada de Agostinho et al. (2003b; 2007). Já o status de ameaça segue as listas de espécies ameaçadas disponibilizadas pelo Ministério do Meio Ambiente brasileiro (MMA) através da portaria GM/MMA nº 300, de 13 de dezembro de 2022 (MMA, 2022) e pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) (IUCN, 2023). Além disso, foram consultados dados de avaliação de risco de extinção de espécies no Brasil, disponíveis na plataforma Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (ICMBIO, 2025).

Os exemplares foram depositados na coleção ictiológica do Museu da Biodiversidade - FCBA/UFGD (MuBio). Quando capturada grande quantidade de exemplares de espécies de fácil identificação em campo, ao menos um indivíduo/ponto amostral/mesohabitat foi trazido ao laboratório para tombamento, e os demais foram anotados e soltos no rio.

Indivíduos identificados até o nível de gênero foram considerados para integrar os resultados, gerando a exclusão de um espécime identificado apenas como pertencente à ordem Siluriformes, capturado durante a cheia no Ponto 1, no mesohabitat de margens e bancos de macrófitas. Esses indivíduos estão acompanhados da partícula “sp.” quando pertencentes a uma mesma espécie, e “spp.” quando essa determinação não foi possível. Além disso, espécies de peixes foram adicionadas ao inventário quando capturadas por pescadores através de outros métodos de pesca durante as campanhas, dentro dos pontos amostrais delimitados. Essas espécies foram levadas em conta somente na lista de espécies.

A coleta do material biológico foi realizada através da licença do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) nº 92346-1 e protocolo do Comitê de Ética no Uso de Animais da UFGD (CEUA-UFGD) nº 24008.

3.3 Análise de dados

Foram executadas Análises de Componentes Principais (PCAs) com os dados de abundância e composição de espécies por mesohabitat e por período do ciclo hidrológico do ano, para visualizar a contribuição dessas variáveis na estrutura da ictiofauna e verificar a associação de espécies a determinado mesohabitat e/ou período do ciclo hidrológico. A análise foi realizada utilizando os pacotes “vegan” (OKSANEN et al., 2025), “ggbiplot” (VU & FRIENDLY, 2023) e “tidyverse” (WICKHAM et al., 2019) no software R versão 4.3.1 (R CORE TEAM, 2023).

A partir dos resíduos das variâncias dos dados de abundância e composição da ictiofauna por mesohabitat e período do ciclo hidrológico, foram executados os testes de normalidade de Shapiro-Wilk e de homogeneidade de Levene, os quais acusaram não-normalidade ($p < 0.001$) e heterogeneidade ($p < 0.001$) dos dados, respectivamente.

Portanto, para testar a hipótese de que a estrutura da comunidade é influenciada pelos mesohabitats e períodos do ciclo hidrológico, os dados foram analisados através de Modelos Lineares Generalizados (GLM), já que não atenderam às premissas de normalidade e homogeneidade das variâncias, necessárias em testes paramétricos (ANDERSON, 2001). A função de ligação determinada para o modelo foi a Log Link, que é utilizada em GLMs para dados de contagem (e.g. abundância e riqueza) em modelo log-linear (SILVA et al., 2022).

Para definir o modelo de distribuição que acompanha a função utilizada nas análises, foi realizado o cálculo da razão de dispersão (ϕ) das variâncias, o qual demonstrou que os dados apresentavam sobredispersão ($\phi > 1$). Dessa forma, o modelo de distribuição adequado é o de quasi-Poisson, que permite modelar dados com variância maior que a média, que ocorrem quando há sobredispersão (SILVA et al., 2022). Ao fim, foi utilizada a seguinte estrutura geral de GLM:

$$\log \mu_{ijkl} = \beta_0 + \beta_1 mes_i + \beta_2 ep_j$$

onde:

μ_{ijkl} = composição de espécies e abundância de indivíduos (variáveis dependentes) esperadas com base na correlação com as variáveis independentes (fatores);

mes_i = tipo de mesohabitat (variável independente);

ep_j = período do ciclo hidrológico (variável independente);

$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ = contribuições independentes de cada um dos fatores, estimados por máxima verossimilhança.

Após a realização da análise a partir de GLM, foram executados testes *post-hoc* de Tukey para verificar as relações entre as variáveis independentes (i.e., períodos do ciclo hidrológico e tipos de mesohabitat). Os modelos de GLM foram testados e executados utilizando os pacotes “vegan” (OKSANEN et al., 2015), “CAR” (FOX & WEISBERG, 2019), “MASS” (VENABLES & RIPLEY, 2002) e “postHoc” (LABOURIAU, 2020) no software RStudio versão 2022.07.2 (RSTUDIO TEAM, 2022).

Para testar a suficiência amostral do estudo foi gerada uma curva de rarefação da riqueza de espécies (a partir de números de Hill), com base na abundância de indivíduos total. A análise foi realizada utilizando o pacote iNEXT (CHAO et al., 2014; HSIEH et al., 2016), e o gráfico gerado a partir dos pacotes “ggplot2” (WICKHAM, 2016) e “ggthemes” (ARNOLD, 2024) no software R versão 4.2.3 (R CORE TEAM, 2023).

Para caracterizar a comunidade de peixes em cada mesohabitat investigado e sua variação nos períodos seco e chuvoso, foram calculados o Índice de Diversidade de Shannon (H') (MAGURRAN, 2004), o Número de Hill (D) a partir do Índice de Shannon (q=1) (SILVA et al., 2022) e a Equitabilidade de Pielou (J') (MAGURRAN, 2004), com base na riqueza e abundância da comunidade de peixes no total e a encontrada por mesohabitat e por período. O Número de Hill foi calculado a partir do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2025) no software R versão 4.2.3 (R CORE TEAM, 2023).

O Índice de Shannon varia entre 0 (comunidade com apenas uma espécie) até um valor máximo variável, a depender do número de espécies amostrado na comunidade, com base no cálculo do logaritmo natural da riqueza (MAGURRAN, 2004). O cálculo do Número de Hill gera valores que permitem melhores comparações entre as comunidades de estudos distintos (SILVA et al., 2022), ou, como no caso do presente estudo, entre

aparelhos de coleta diferentes. O Número de Hill também é chamado de diversidade verdadeira ou número efetivo de espécies (JOST, 2006). Por fim, para o Índice de Equitabilidade de Pielou, os valores mais próximos a um (1) denotam menor dominância de espécies na comunidade, enquanto valores mais próximos a zero (0) indicam maior dominância ecológica (MAGURRAN, 2004). Os índices são dados pelas seguintes equações:

Índice de diversidade de Shannon: $H' = -\sum S p_i \cdot \ln p_i$

onde:

$\sum S$ = somatória da riqueza de espécies;

p_i = abundância relativa de cada espécie;

\ln = logaritmo natural.

Número de Hill: $D_q = (\sum_{i=1}^S p_i^q)^{1/(1-q)}$

onde:

\sum = somatória da abundância relativa de cada espécie;

q = ordem da diversidade ($q = 1$ = transformação do Índice de Shannon);

p_i = abundância relativa de cada espécie.

Equitabilidade de Pielou: $J' = H' / H_{max}$

onde:

H' = Índice de Shannon;

H_{max} = valor do Índice de Shannon caso todas as espécies possuam a mesma abundância relativa.

4 RESULTADOS

Foram encontradas 78 espécies, pertencentes a seis ordens, 58 gêneros e 29 famílias (Tabela 2; Figuras 2, 3 e 4). Dessas, 53 espécies ocorrem naturalmente na bacia do Alto rio Paraná, e 25 delas são classificadas como não nativas. Treze das espécies são identificadas como migradoras de longa distância. Do total inventariado, foram amostradas 66 espécies com os métodos descritos no estudo, e 12 foram capturadas exclusivamente por pescadores durante as campanhas (Tabela 2).

Foram amostradas três espécies presentes na lista de espécies ameaçadas de extinção em território brasileiro: *Brycon orbignyianus* (Valenciennes, 1850) (criticamente em perigo (CR)), *Sternarchorhynchus britskii* Campos-da-Paz, 2000 (em perigo (EN)) e *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (vulnerável (VU)) (Tabela 2). Na lista de ameaça global da IUCN, está presente uma espécie em situação de ameaça: *B. orbignyianus* (EN). Entre as espécies que estão em decadência populacional, próximas da situação de ameaça, foram encontradas: *P. corruscans* (quase ameaçada (NT), na lista global da IUCN), *Zungaro jahu* (Ihering, 1898) (NT pelo ICMBIO e IUCN) e *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (NT pelo ICMBIO e IUCN) (Tabela 2). Foram amostradas duas espécies ainda não-descritas pela ciência: *Serrapinnus* sp. 1 e *Serrapinnus* sp. 2 (Tabela 2).

Tabela 2 – Lista de táxons encontrados no trecho baixo do rio Dourados, seus respectivos mesohabitats e períodos do ciclo hidrológico. **MBa** = margens e bancos de macrófitas, **Rem** = remansos, **Cor** = corredeiras, **F** = fundo do rio, **PS** = período seco e **PC** = período chuvoso. O asterisco (*) demonstra que a espécie é não nativa (Fontes: Dagosta et al. (2024) e Langeani et al. (2007)). O cifrão (\$) demonstra que a espécie é encontrada em listas de ameaça ou se encontra quase ameaçada (Fontes: MMA, 2022; IUCN, 2023; ICMBIO, 2025). O til (~) demonstra que a espécie é migradora de longa distância (Fonte: Agostinho et al. (2003b; 2007)). A cerquilha (#) demonstra que a espécie foi capturada exclusivamente pelos pescadores da Colônia Z-10 durante as campanhas.

MYLIOBATIFORMES

POTAMOTRYGONIDAE

Potamotrygoninae

Potamotrygon falkneri Castex & Maciel, 1963 * #

GYMNOTIFORMES

APTERONOTIDAE

Apteronotinae

... (continua)

Continuação da Tabela 2

Apteronotus aff. *albifrons* * (MBa) PS, PC

Sternarchorhynchus britskii Campos-da-Paz, 2000 ^s (MBa) PC

STERNOPYGIDAE

Sternopyginae

Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801) (MBa) PS, PC

Eigenmanniinae

Eigenmannia dutrai Peixoto, Pastana & Ballen, 2021 (MBa) PS, PC

Eigenmannia guairaca Peixoto, Dutra & Wosiacki, 2015 (MBa) PS, PC

GYMNOTIDAE

Gymnotinae

Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes, 1839) (MBa) PS, PC

Gymnotus cf. *pantanal* * Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton & Almeida-Toledo, 2005 (MBa) PS

HYPOPOMIDAE

Brachyhypopomus gauderio Giora & Malabarba, 2009 * #

RHAMPHICHTHYIDAE

Gymnorhamphichthys britskii Carvalho, Ramos & Albert, 2011 * (MBa) PC

Rhamphichthys hahni (Meinken, 1937) * (MBa) PC

CHARACIFORMES

CRENUCHIDAE

Characidiinae

Characidium laterale (Boulenger, 1895) * (MBa) PC

ERYTHRINIDAE

Erythrinus erythrinus (Bloch & Schneider, 1801) * #

Hoplias spp. (MBa) PS, PC

Hoplias mbigua Azpelicueta, Benítez, Aichino & Mendez, 2015 * (MBa) PS, PC

PARODONTIDAE

Parodon nasus Kner, 1859 (Rem) PS

CYNODONTIDAE

Rhaphiodon vulpinus Spix & Agassiz, 1829 ~ (Rem) PC

SERRASALMIDAE

Colossomatinae

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887) ^{s~#}

... (continua)

Continuação da Tabela 2

Serrasalminae

Serrasalmus maculatus Kner, 1858 (Rem) PC

Serrasalmus spp. (MBa) PC

HEMIODONTIDAE

Hemiodus orthonops Eigenmann & Kennedy, 1903 * (Rem) PC

ANOSTOMIDAE

Megaleporinus obtusidens (Valenciennes, 1837) ~ (Rem, Cor) PC

Megaleporinus piavussu (Britski, Birindelli & Garavello, 2012) ~ (Rem, Cor) PC

Leporellus pictus (Kner, 1858) (Rem) PS, PC

Leporinus friderici (Bloch, 1794) (MBa, Rem, Cor) PS, PC

Leporinus striatus Kner, 1858 (Rem) PC

Schizodon sp. (MBa) PS, PC

CURIMATIDAE

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann & Eigenmann, 1889) * (MBa) PS

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948) (MBa) PS, PC

PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1837) ~ (Rem, Cor) PS, PC

BRYCONIDAE

Bryconinae

Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1850) ^s~ (Rem) PC

Salmininae

Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816) ~ (Rem, F) PS, PC

STEVARDIIDAE

Diapominae

Bryconamericus turiuba Langeani, Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira, 2005 (MBa) PC

Knodus moenkhausii (Eigenmann & Kennedy, 1903) * (MBa) PS

Piabina argentea Reinhardt, 1867 (MBa) PS

CHARACIDAE

Aphyocharacinae

Aphyocharax anisitsi Eigenmann & Kennedy, 1903 * (MBa) PS, PC

Aphyocharax dentatus Eigenmann & Kennedy, 1903 (MBa) PS, PC

Cheirodontinae

... (continua)

Continuação da Tabela 2

Serrapinnus calliurus (Boulenger, 1900) * (MBa) PS, PC

Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915) (MBa) PS, PC

Serrapinnus sp. 1 (MBa) PS

Serrapinnus sp. 2 (MBa) PS

Characinae

Roeboides descavadensis Fowler, 1932 * (MBa, Rem) PS, PC

Galeocharax gulo (Cope, 1870) (MBa, Rem) PS, PC

ACESTRORHAMPHIDAE

Stichonodontinae

Moenkhausia bonita Benine, Castro & Sabino, 2004 (MBa) PS, PC

Thayeriinae

Bario forestii (Benine, Mariguela & Oliveira, 2009) * (MBa) PS, PC

Acestrorhamphinae

Astyanax lacustris (Lütken, 1875) (MBa) PS, PC

Ctenobrycon kennedyi (Eigenmann, 1903) * (MBa) PS, PC

Oligosarcus sp. (MBa) PS

SILURIFORMES

CETOPSIDAE

Cetopsinae

Cetopsis gobioides Kner, 1858 (MBa) PS

CHALLICHTHYIDAE

Challichthyinae

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828) #

LORICARIIDAE

Loricariinae

Farlowella hahni Meinken, 1937 * (MBa) PS, PC

Loricariichthys platymetopon Isbrücker & Nijssen, 1979 * (MBa, Cor) PC

Proloricaria prolixa (Isbrücker & Nijssen, 1978) (MBa) PS

Hypostominae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911) (MBa) PS

Hypostomus cochliodon Kner, 1854 * (MBa, Rem, Cor) PS, PC

Hypostomus margaritifer Regan, 1908 (Cor) PS, PC

Hypostomus cf. *strigaticeps* (Regan, 1908) (Cor) PS

... (continua)

Continuação da Tabela 2

Hypostomus spp. (MBa) PC

Megalancistrus parananus (Peters, 1881) (Rem) PS

Pterygoplichthys ambrosettii (Holmberg, 1893) * (MBa, Rem) PS, PC

AUCHENIPTERIDAE

Auchenipterinae

Trachelyopterus galeatus (Linnaeus, 1766) (MBa) PS

DORADIDAE

Doradinae

Platydoras armatulus (Valenciennes, 1840) * (MBa) PC

HEPTAPTERIDAE

Rhamdiinae

Pimelodella avanhandavae Eigenmann, 1917 #

Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1835) (MBa, Rem) PS, PC

Heptapterinae

Imparfinis mirini Haseman, 1911 (MBa) PS, PC

PIMELODIDAE

Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840) ~ (Rem) PC

Megalonema platanum (Günther, 1880) ~#

Pimelodus maculatus Lacepède, 1803 ~#

Pimelodus microstoma Steindachner, 1877 (Rem) PC

Pimelodus misteriosus Azpelicueta, 1998 * (MBa, Rem) PS, PC

Pimelodus ornatus Kner, 1858 * #

Pseudoplatystoma corruscans (Spix & Agassiz, 1829) ^S~#

Sorubim lima (Bloch & Schneider, 1801) * ~#

Zungaro jahu (Ihering, 1898) ^S~#

PSEUDOPIMELODIDAE

Batrochoglaninae

Microglanis garavelloii Shibatta & Benine, 2005 (MBa) PS

SYNBRANCHIFORMES

SYNBRANCHIDAE

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795 (MBa) PS, PC

CICHLIFORMES

... (continua)

Continuação da Tabela 2

CICHLIDAE

Cichlinae

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983 (MBa) PC

Saxatilia britskii (Kullander, 1982) (MBa) PC

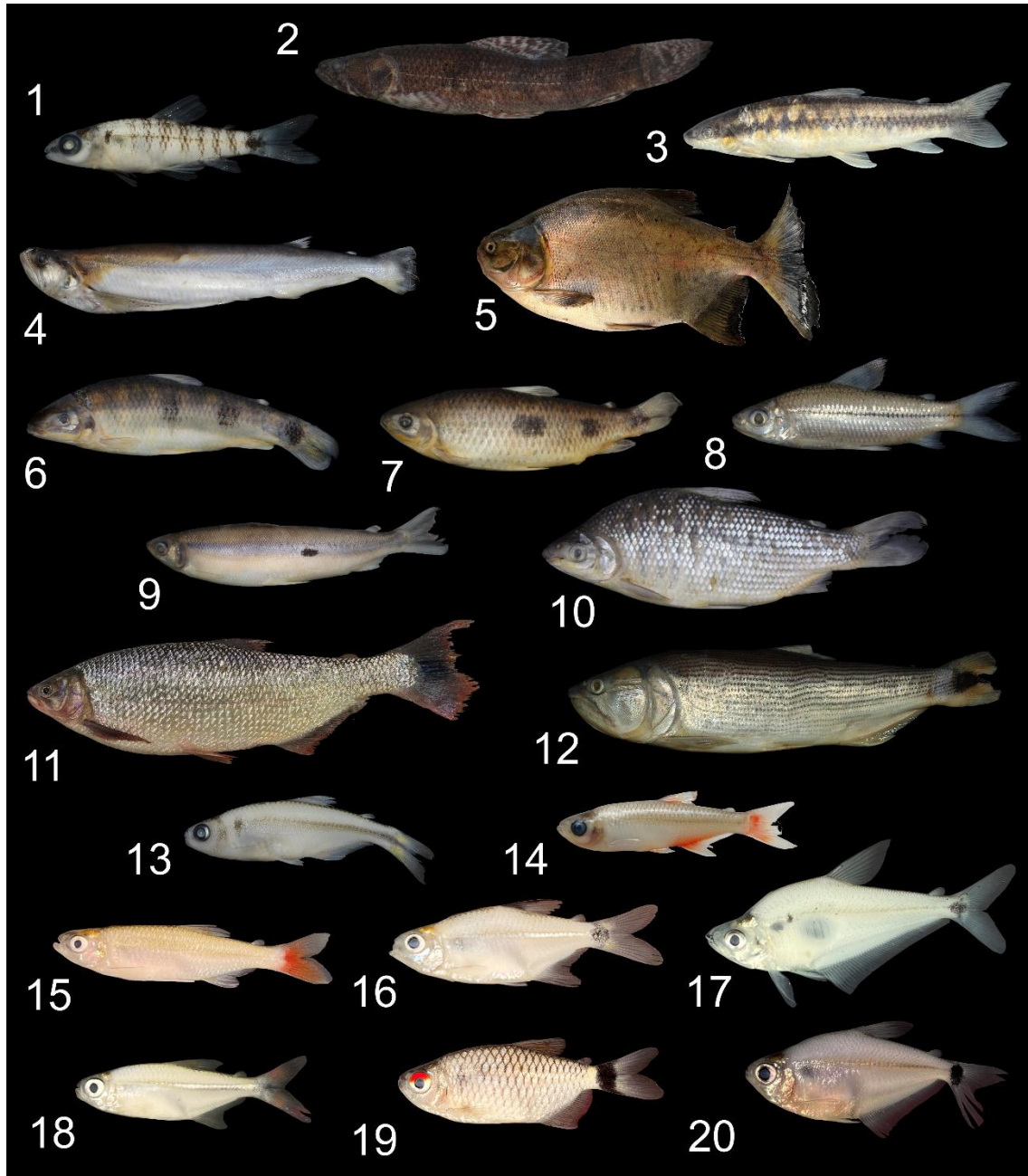


Figura 2 – Espécies representativas da ordem Characiformes encontradas no trecho baixo do rio Dourados. Fotografias não estão em escala. 1) *Characidium laterale*, CP= 19 mm; 2) *Hoplias mbigua*, CP= 9,8 cm; 3) *Parodon nasus*, CP= 9,3 cm; 4) *Rhabiodon vulpinus*, CP= 50 cm; 5) *Piaractus mesopotamicus*, CP= 44 cm; 6) *Megaleporinus obtusidens*, CP= 30 cm; 7) *Leporinus friderici*, CP= 20,5 cm; 8) *Steindachnerina brevipinna*, CP= 6,5 cm; 9) *Hemiodus orthonops*, CP= 23,9 cm; 10) *Prochilodus lineatus*, CP= 20,3 cm; 11) *Brycon orbignyanus*, CP= 53,5 cm; 12) *Salminus brasiliensis*, CP= 29 cm; 13) *Bryconamericus turiuba*,

CP= 34 mm; 14) *Aphyocharax anisitsi*, CP= 26,48 mm; 15) *Aphyocharax dentatus*, CP= 36,9 mm; 16) *Serrapinnus notomelas*, CP= 25,48 mm; 17) *Roeboides descavadensis*, CP= 5,7 cm; 18) *Moenkhausia bonita*, CP= 34,18 mm; 19) *Bario forestii*, CP= 37,73 mm; 20) *Ctenobrycon kennedyi*, CP= 34,29 mm.

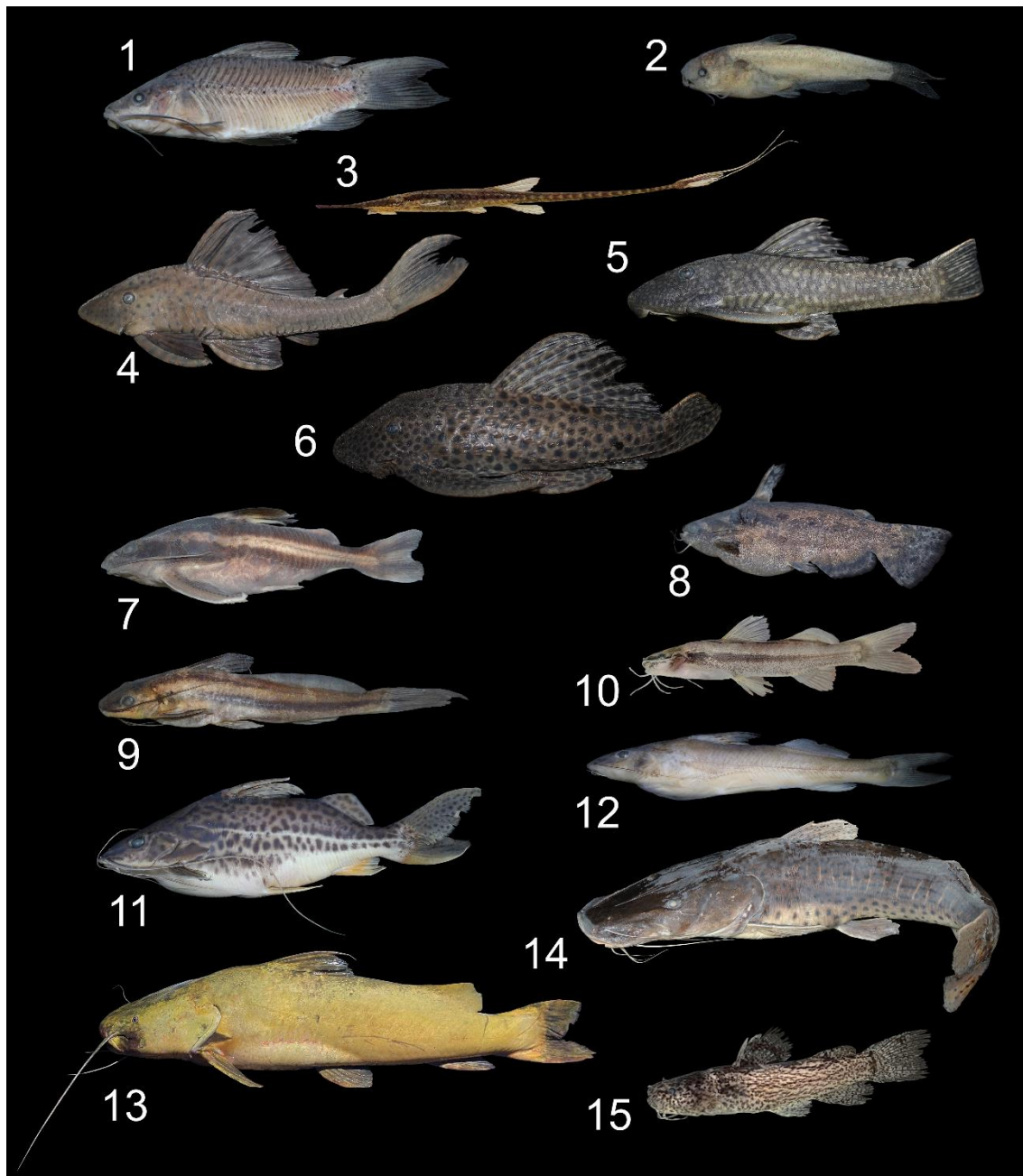


Figura 3 – Espécies representativas da ordem Siluriformes encontradas no trecho baixo do rio Dourados. As fotografias não contêm escala. 1) *Hoplosternum littorale*, CP= 6 cm; 2) *Cetopsis gobioides*, CP= 12,47 mm; 3) *Farlowella hahni*, CP= 14,3 cm; 4) *Hypostomus cochliodon*, CP= 20 cm; 5) *Hypostomus* cf. *strigaticeps*, CP= 19,5 cm; 6) *Megalancistrus parananus*, CP= 32 cm; 7) *Platydoras armatulus*, CP= 12,3 cm; 8) *Trachelyopterus galeatus*, CP= 5,9 cm; 9) *Pimelodella avanhandavae*, CP= 14,5 cm; 10) *Imparfinis mirini*, CP= 30,41 mm; 11) *Pimelodus mysteriosus*, CP= 30 cm; 12) *Megalonema platanum*, CP= 16 cm; 13) *Zungaro jahu*, CP= 91 cm; 14) *Pseudoplatystoma corruscans*, CP= 81 cm; 15) *Microglanis garavelloi*, CP= 25,16 mm.

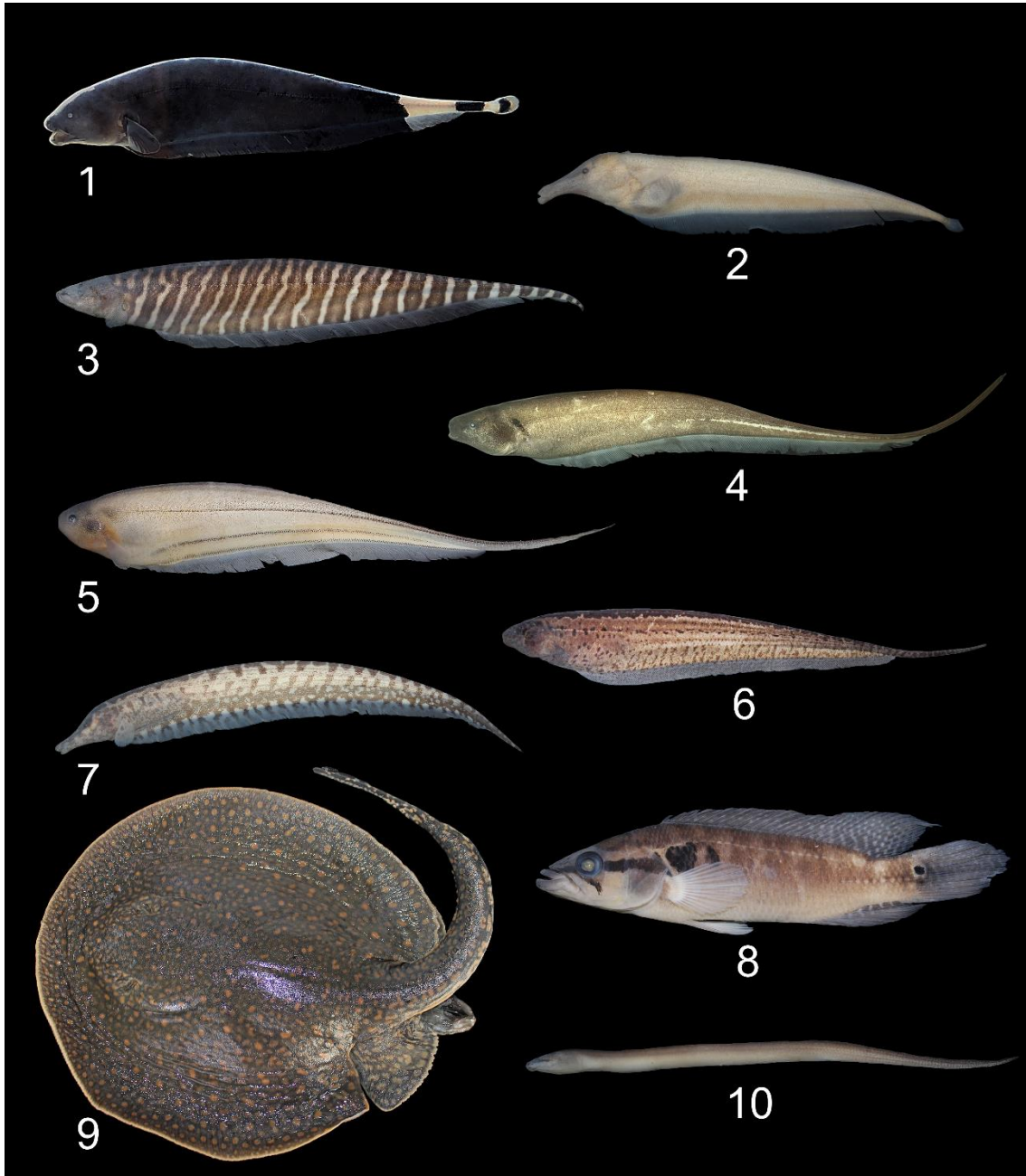


Figura 4 – Espécies representativas das ordens Gymnotiformes, Cichliformes, Myliobatiformes e Synbranchiformes encontradas no trecho baixo do rio Dourados. As fotografias não contêm escala. 1) *Apterotonus* aff. *albifrons*, CT= 10,4 cm; 2) *Sternarchorhynchus britskii*, CT= 5,2 cm; 3) *Gymnotus inaequilabiatus*, CT= 9,9 cm; 4) *Sternopygus macrurus*, CT= 16 cm; 5) *Eigenmannia guiraca*, CT= 17,3 cm; 6) *Brachyhypopomus gauderio*, CT= 14,1 cm; 7) *Rhamphichthys hahni*, CT= 11,7 cm; 8) *Saxatilia britskii*, CP= 9,2 cm; 9) *Potamotrygon falkneri*, Largura do disco= 35 cm; 10) *Synbranchus marmoratus*, CT= 8,9 cm.

Dentre as espécies encontradas, 37 possuem interesse comercial, e seus usos são descritos na Tabela 3. Esse número representa pouco menos que a metade do total de espécies listadas.

Tabela 3 – Lista de espécies com interesse comercial encontradas no trecho baixo do rio Dourados, seus nomes populares e usos. Fonte: Pavanelli et al. (2023), além de usos e nomes populares empregados pelos pescadores que auxiliaram durante as campanhas. Usos comerciais: a) pesca, b) isca-viva, c) piscicultura, d) aquarismo, e) controle biológico, f) modelo biológico para pesquisas.

Espécie	Nome popular	Uso comercial
<i>Potamotrygon falkneri</i>	Arraia, raia	a,d
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Tuvira, morenita	b
<i>Gymnotus cf. pantanal</i>	Tuvira, morenita	b
<i>Rhamphichthys hahni</i>	Peixe-tatu, peixe-espada, tatu	a,b
<i>Hoplias mbigua</i>	Traíra, taraíra, lobó	a
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu	a,c
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Piranha, piranha-preta	a
<i>Leporinus friderici</i>	Piau, piau-três-pintas	a,b
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Piapara, piau (quando jovem)	a,c
<i>Megaleporinus piavussu</i>	Piapara, piau (quando jovem)	a
<i>Schizodon sp.</i>	Piava, piava-bosteira	a
<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimba, corimba, curimbatá	a
<i>Brycon orbignyianus</i>	Piracanjuba, salmão	a
<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	a,c,e
<i>Astyanax lacustris</i>	Lambari, lambari-do-rabo-amarelo, tambiu	a,b,c,f
<i>Galeocharax gulo</i>	Peixe-cigarra, cigarra, peixe-cadela	a

... (continua)

Continuação da Tabela 3

Espécie	Nome popular	Uso comercial
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Dourado-cachorro, facão, dourado-facão	a
<i>Hemiodon orthonops</i>	Sardinha, bananinha, piau-banana	a
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Morrudo, testa-de-ferro, sabão, cangati, capatinho	a
<i>Hoplosternum littorale</i>	Tamboatá, caborja, caboja, caboje	a,b
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Cascudo-chinelo, rabeta, rapa-canoa	a
<i>Proloricaria prolixa</i>	Cascudo-rabeta, rabetão, cascudo-chinelo	a
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Cascudo	a
<i>Hypostomus cochliodon</i>	Cascudo	a
<i>Hypostomus margaritifer</i>	Cascudo	a
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i>	Cascudo	a
<i>Megalancistrus parananus</i>	Cascudo-abacaxi	a,d
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	Cascudo-mole, cascudo-carijó, cascudo-de-lagoa	a
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Jurupoca, jiripoca	a
<i>Pimelodus maculatus</i>	Mandi-amarelo	a,b,d
<i>Pimelodus misteriosus</i>	Mandi, mandi-amarelo	a
<i>Pimelodus ornatus</i>	Mandi, mandi-polaco, mandi-paraguaio	a
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Pintado, sorubim	a,c
<i>Sorubim lima</i>	Chinelo, jurupecem, jurupensem, batom, bico-de-bato, peixe-seco	a

... (continua)

Continuação da Tabela 3

Espécie	Nome popular	Uso comercial
<i>Zungaro jahu</i>	Jaú	a
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Muçum, enguila, piramboia	b
<i>Saxatilia britskii</i>	Joaninha, joana, jacundá	a

A ordem com maior riqueza foi Characiformes (37 espécies), seguida por Siluriformes (30 espécies) e Gymnotiformes (dez espécies) (Figura 5). Characiformes apresentou 13 famílias, Siluriformes oito famílias, Gymnotiformes cinco famílias, e as demais ordens apenas uma família. Entre as famílias, Loricariidae, Pimelodidae e Characidae apresentaram as maiores riquezas, com respectivamente dez, nove e oito espécies cada (Figura 6). Destacam-se ainda as famílias Anostomidae, com seis espécies, e Acestrorhamphidae, com cinco espécies (Figura 6).

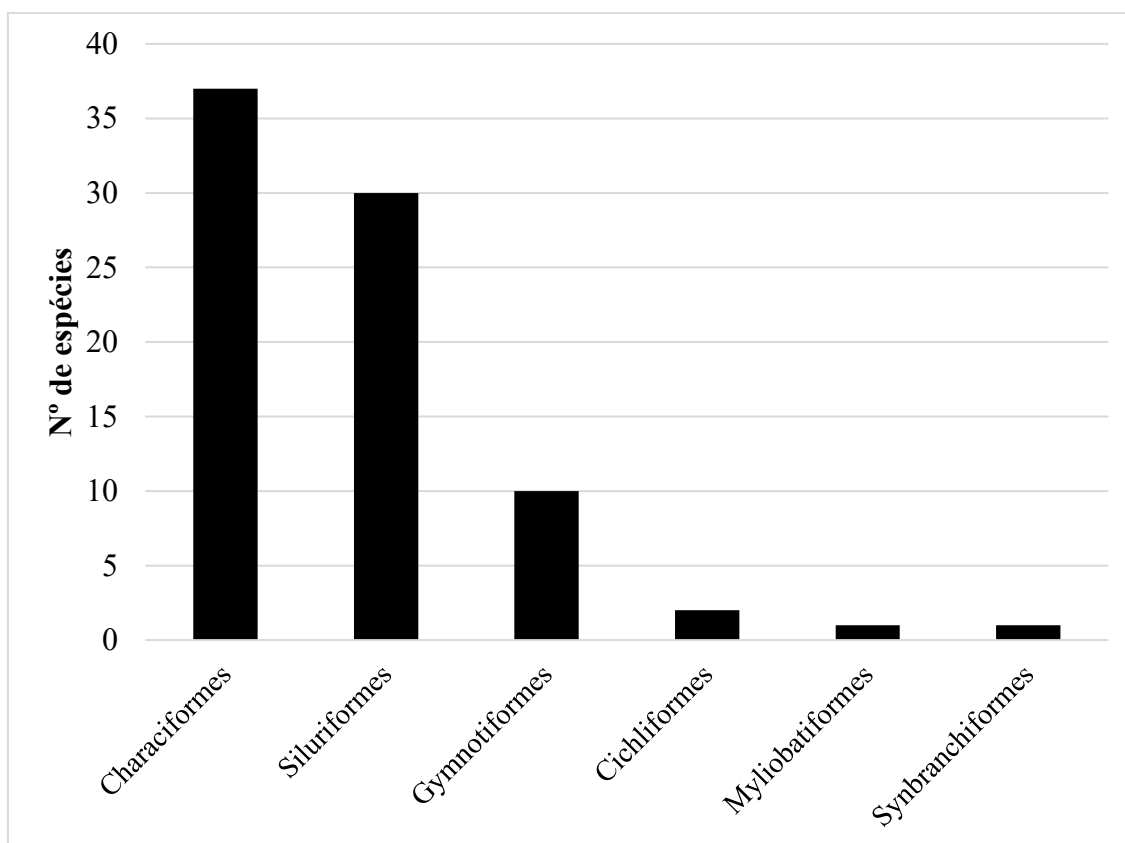


Figura 5 – Riqueza por ordens da comunidade de peixes do trecho baixo do rio Dourados.

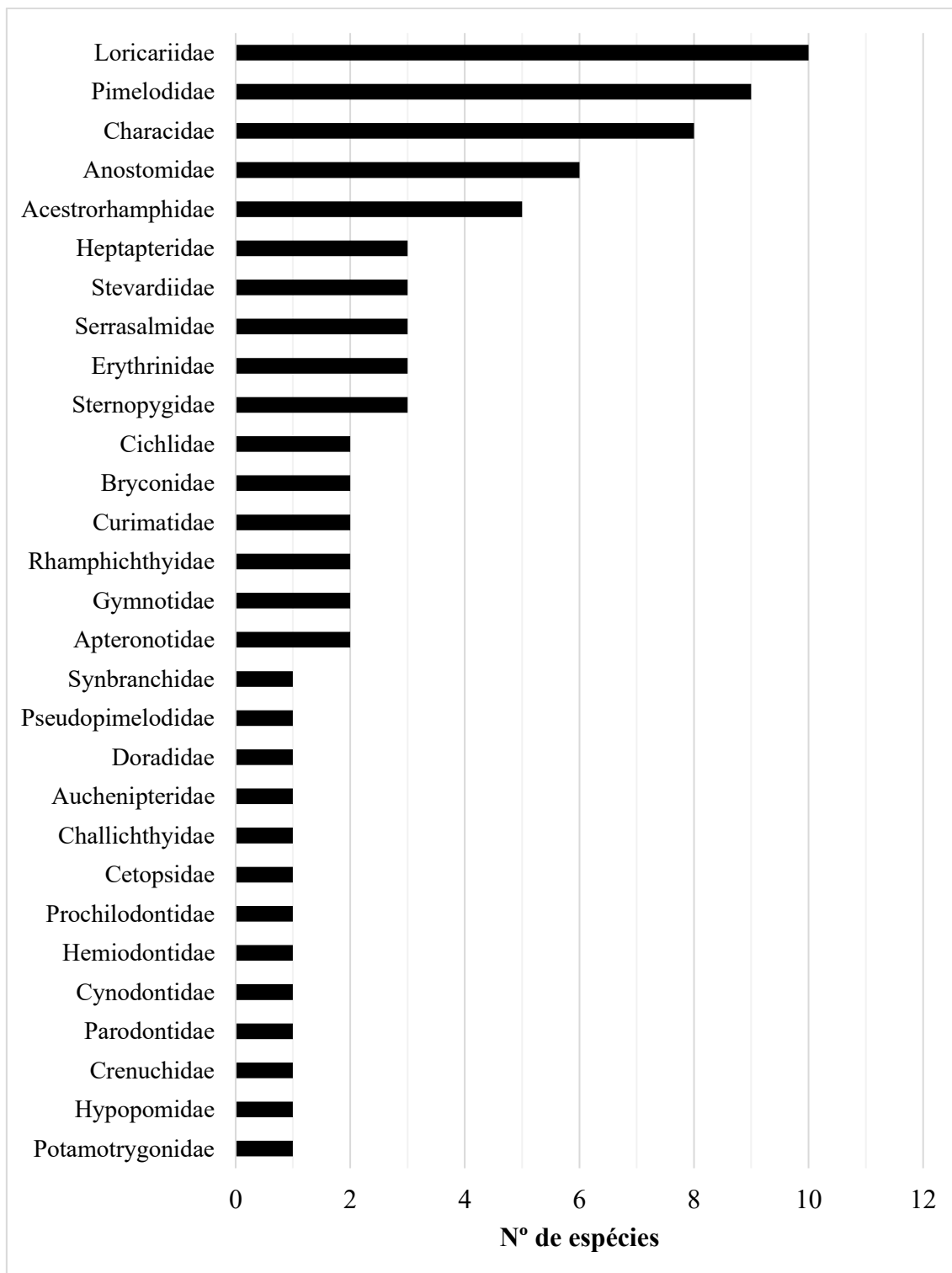


Figura 6 – Famílias da comunidade de peixes do trecho baixo do rio Dourados por riqueza.

A abundância amostrada da comunidade de peixes foi de 1.886 indivíduos. As espécies mais abundantes foram *Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy 1903, com 375 indivíduos, *Ctenobrycon kennedyi* (Eigenmann 1903), com 168 indivíduos, *Hypostomus*

spp., com 131 indivíduos, e *Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy 1903, com 103 indivíduos (Figura 7A). Mais de dois terços das espécies possuíram uma abundância de menos de 20 indivíduos, sendo que 15 delas apresentaram abundância de apenas um exemplar (Figuras 7B e 7C).

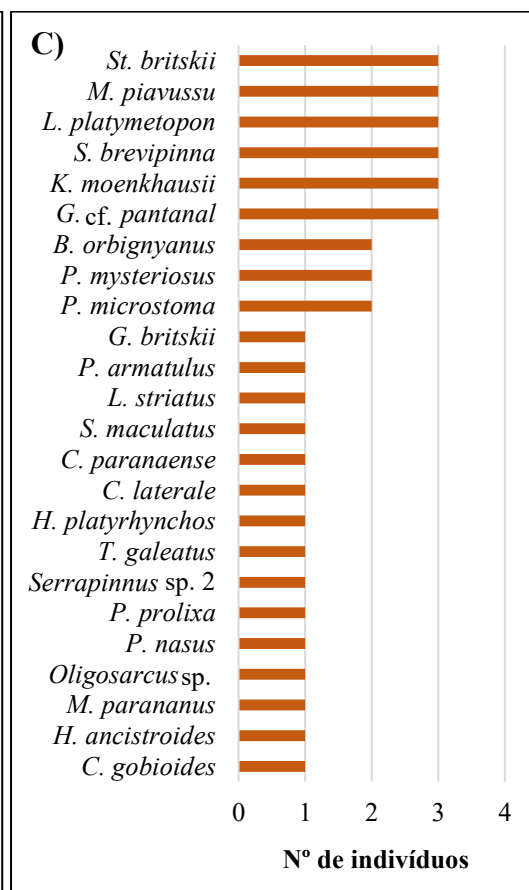
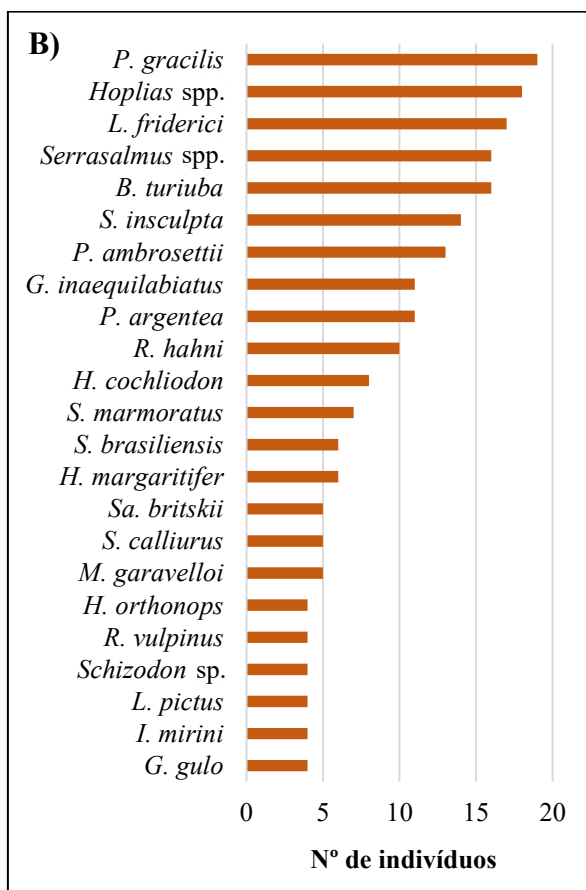
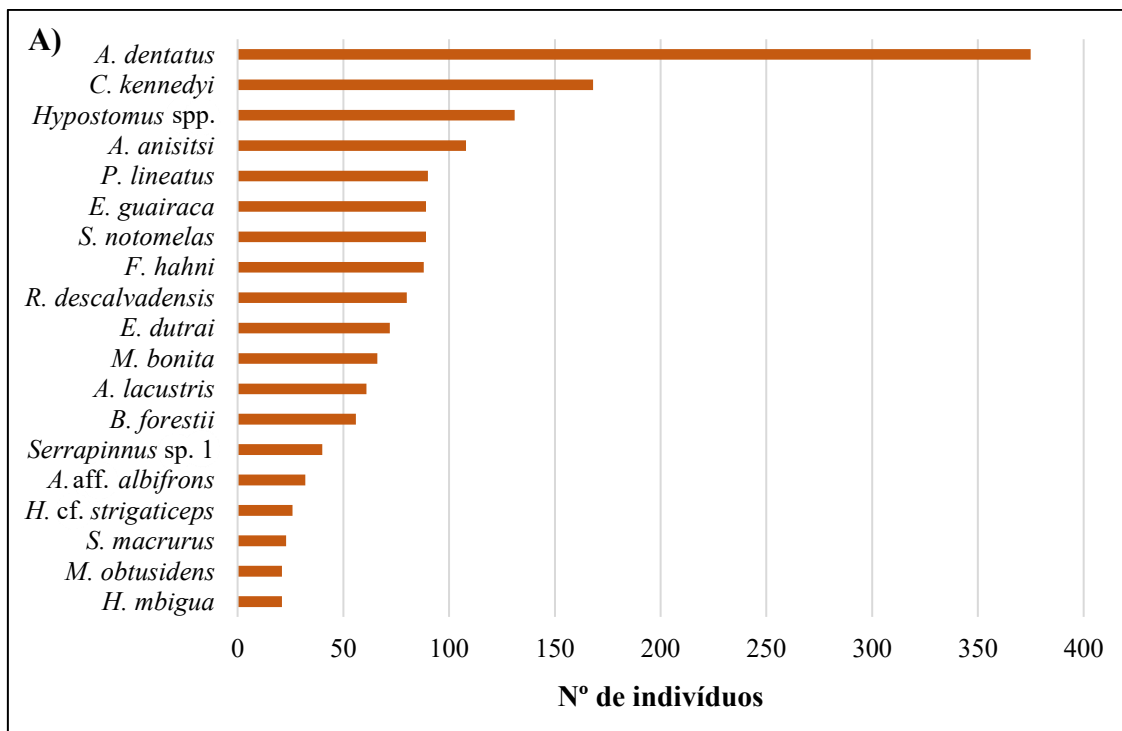


Figura 7 – Abundância das espécies de peixes encontradas no trecho baixo do rio Dourados. A) Primeira a 19ª espécie mais abundante. B) Vigésima a 42ª espécie mais abundante. C) Quadragésima terceira a 66ª espécie mais abundante.

A riqueza foi maior no período chuvoso (51 espécies) do que no período seco (46 espécies) (Figura 8). Entretanto, a abundância no período seco (1214 indivíduos) foi de quase o dobro da encontrada no período chuvoso (672 indivíduos) (Figura 8).

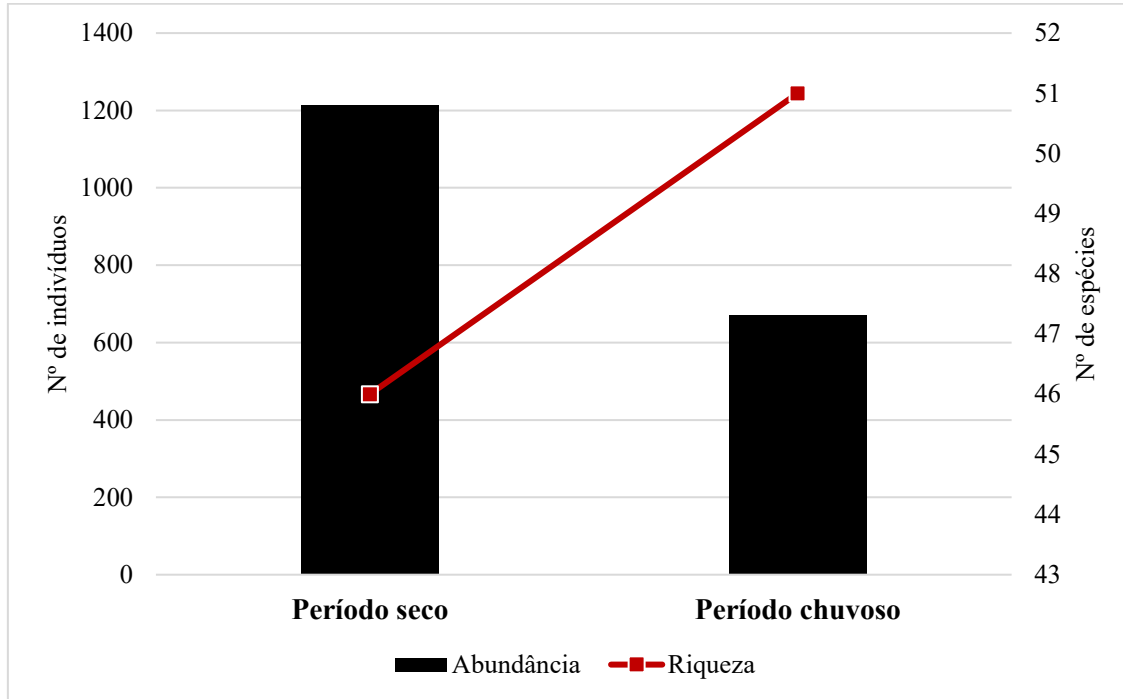


Figura 8 – Riqueza e abundância de peixes nos períodos seco e chuvoso no trecho baixo do rio Dourados.

A análise a partir de GLM revelou que o período seco influenciou a abundância da ictiofauna, com diferença significativa do período cheio ($p < 0.05$) (Tabela 4). Entretanto, os períodos não influenciaram a composição de espécies encontrada ($p > 0.05$) (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores das estatísticas da análise de GLM, que testa a influência dos períodos do ciclo hidrológico na estrutura da ictiofauna do trecho baixo do rio Dourados. Os valores estatísticos do fator Intercept se encontram na Tabela 5, pois a análise dos períodos e dos mesohabitats foi executada de forma conjunta.

<i>Abundância</i>				
Fator	Estimativa	Erro padrão	valor de t	Pr(> t)
Período seco	0.591418	0.297145	1.990	0.0471 *
<i>Composição</i>				
Fator	Estimativa	Erro padrão	valor de t	Pr(> t)
Período seco	-0.08855	0.16870	-0.525	0.59987

Com relação aos mesohabitats, 50 espécies foram capturadas em margens e bancos de macrófitas, 21 em remansos, oito em corredeiras e uma no fundo do rio (Figura 9). Duas espécies foram exclusivas de corredeiras: *Hypostomus margaritifer* Regan, 1908 e *Hypostomus cf. strigaticeps* (Regan, 1908). Dez espécies foram capturadas apenas em remansos. Por fim, 42 espécies foram exclusivamente capturadas em margens e bancos de macrófitas, incluindo todos os Gymnotiformes, Cichliformes e Synbranchiformes. O mesohabitat de margens e bancos de macrófitas também apresentou maior abundância total, com 1680 indivíduos, uma grande diferença para as corredeiras, que foi o segundo mesohabitat com maior abundância (103 indivíduos) (Figura 10). Nos remansos foram encontrados 102 indivíduos, e no fundo do rio apenas um (Figura 10).

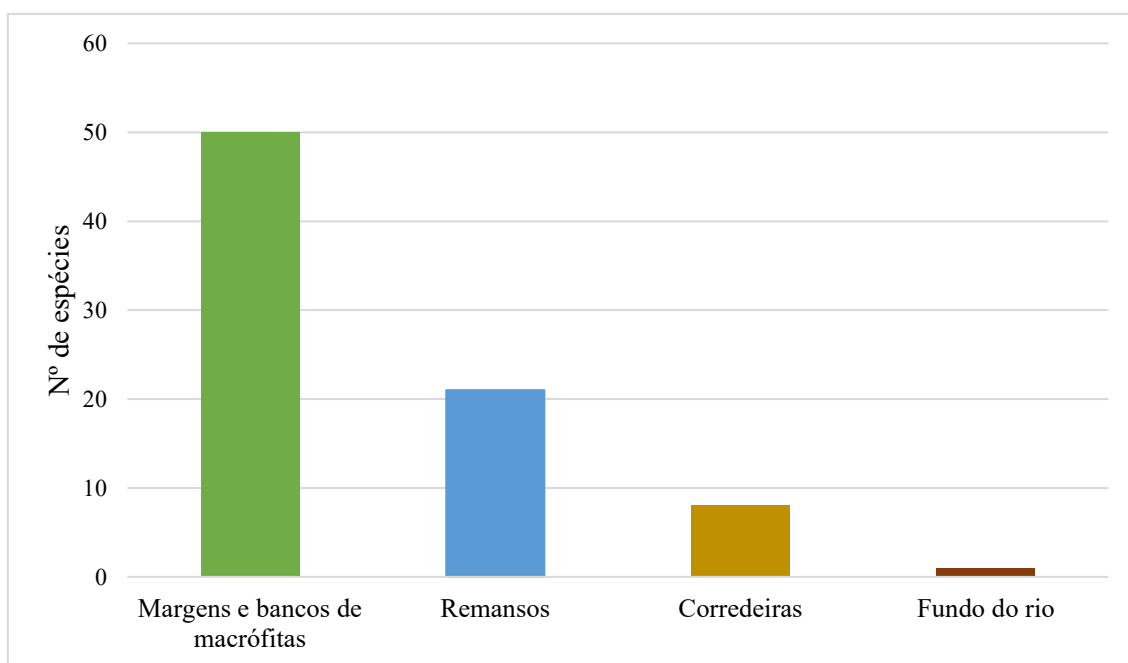


Figura 9 – Riqueza de peixes por mesohabitat do trecho baixo do rio Dourados.

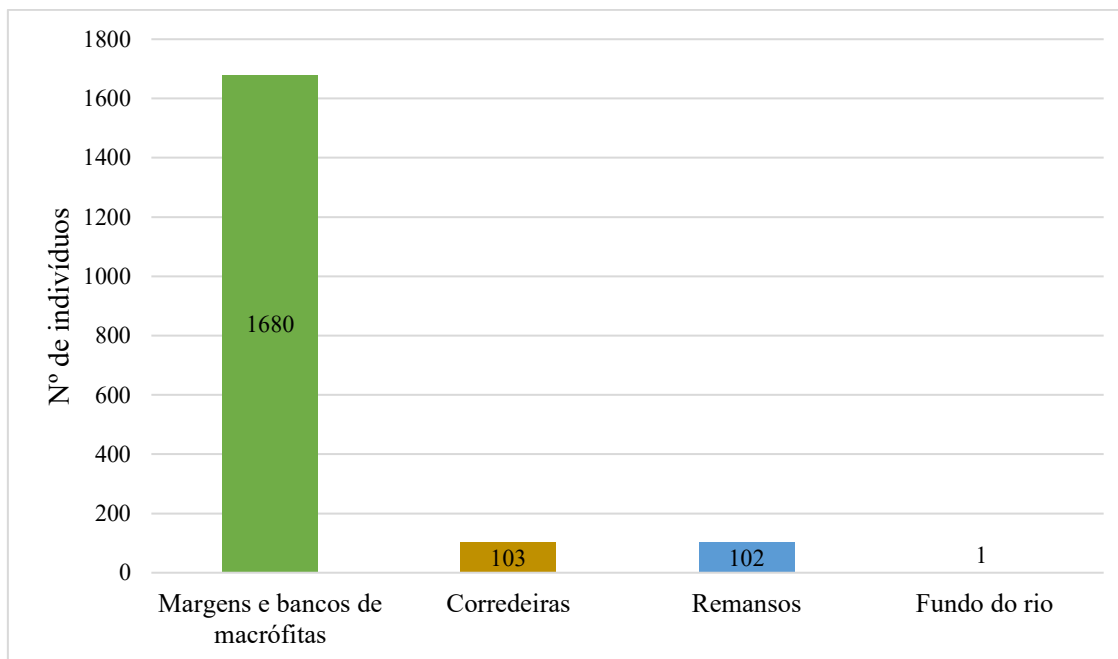


Figura 10 – Abundância de peixes por mesohabitat do trecho baixo do rio Dourados.

As espécies mais abundantes no mesohabitat de margens e bancos de macrófitas foram *A. dentatus* e *C. kennedyi.*, com 375 e 168 indivíduos (Figura 11). No mesohabitat de corredeiras, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) liderou a abundância, com 51 indivíduos, seguido de *H. cf. strigaticeps*, com 26 indivíduos (Figura 12). No mesohabitat de remansos, *P. lineatus* também foi a espécie mais abundante, com 39 indivíduos, e *L. friderici* a segunda mais abundante, com 11 indivíduos (Figura 13). *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) foi a única espécie presente no mesohabitat de fundo do rio.

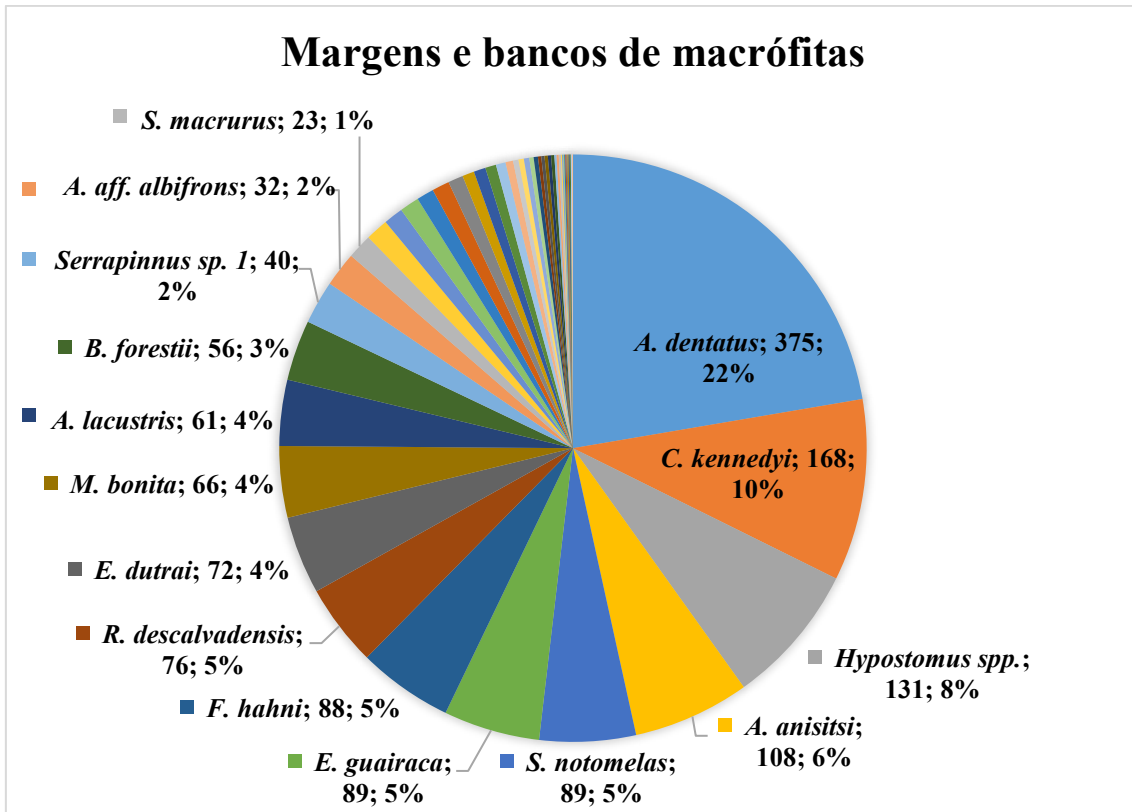


Figura 11 – Abundância de espécies encontradas no mesohabitat de margens e bancos de macrófitas no trecho baixo do rio Dourados e sua contribuição percentual. Para melhor visualização dos dados, apenas as 15 espécies mais abundantes estão discriminadas no gráfico.

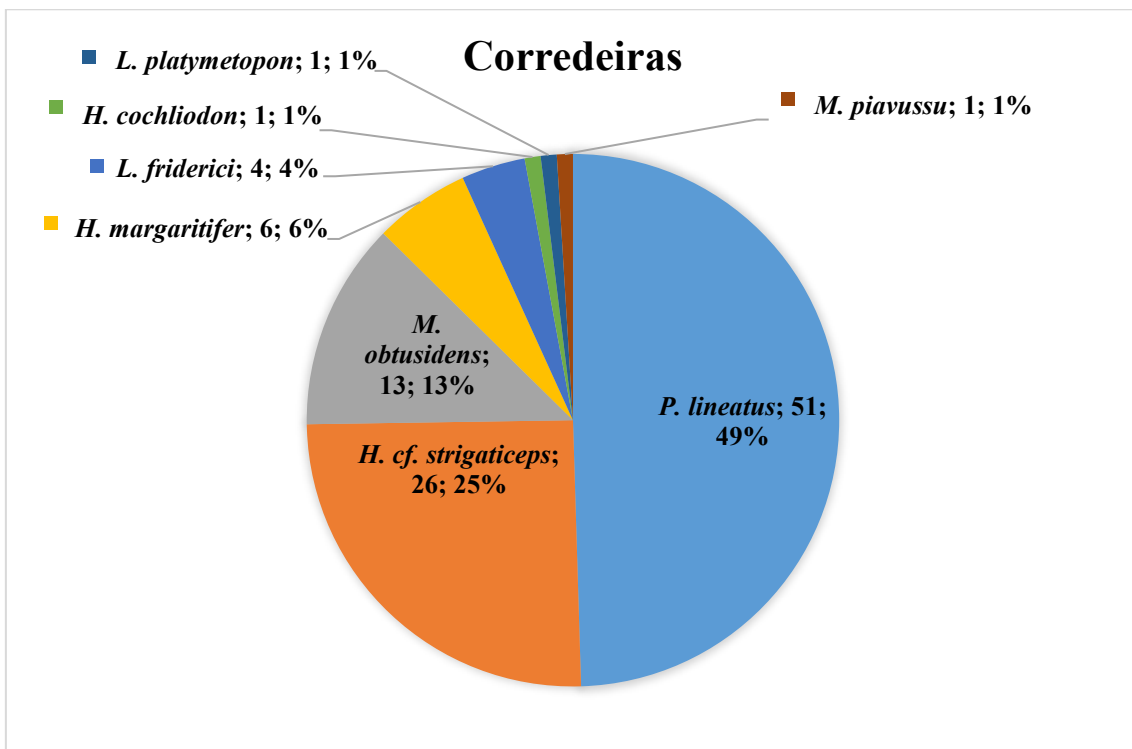


Figura 12 – Abundância de espécies encontradas no mesohabitat de corredeiras no trecho baixo do rio Dourados e sua contribuição percentual.

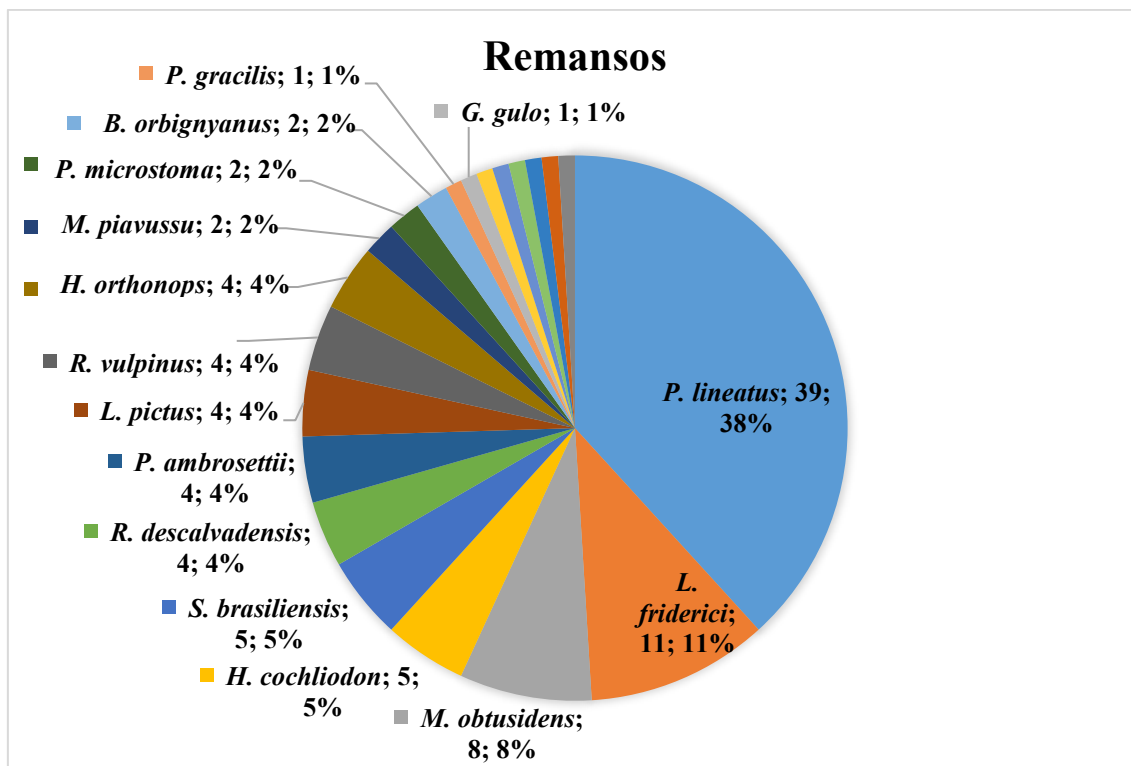


Figura 13 – Abundância de espécies encontradas no mesohabitat de remansos no trecho baixo do rio Dourados e sua contribuição percentual. Para melhor visualização dos dados, apenas as 15 espécies mais abundantes estão discriminadas no gráfico.

A análise a partir de GLM demonstrou que o mesohabitat de margens e bancos de macrófitas influenciou na abundância da ictiofauna, e o teste *post-hoc* de Tukey revelou que margens e bancos de macrófitas apresentou diferença significativa para com os demais mesohabitats, exceto com o fundo do rio (Tabela 5). Com relação à composição, margens e bancos de macrófitas, remansos e fundo do rio influenciaram a ictiofauna, e o teste *post-hoc* de Tukey revelou que todos os mesohabitats apresentaram diferença significativa entre si (Tabela 5).

Tabela 5 – Valores das estatísticas da análise de GLM, que testa a influência dos tipos de mesohabitat na estrutura da ictiofauna do trecho baixo do rio Dourados. MBa = margens e bancos de macrófitas, Rem = remansos, Cor = corredeiras e F = fundo do rio.

<i>Abundância</i>				
Fator	Estimativa	Erro padrão	valor de t	Pr(> t)
Intercept	-0.586881	0.638269	-0.919	0.3583
F	-4.634.729	6.209.974	-0.746	0.4558
... (continua)				

Continuação da Tabela 5

Abundância

Fator	Estimativa	Erro padrão	valor de t	Pr(> t)
MBa	2.791.820	0.627326	4.450	0.0000105 ***
Rem	-0.009756	0.863275	-0.011	0.9910

Teste de Tukey

Hipótese linear	Estimativa	Erro padrão	valor de z	Pr(> z)
F - Cor	-4.634.729	6.209.974	-0.746	0.855
MBa - Cor	2.791.820	0.627326	4.450	<0.001 ***
Rem - Cor	-0.009756	0.863275	-0.011	1.000
MBa - F	7.426.549	6.181.885	1.201	0.578
Rem - F	4.624.973	6.210.267	0.745	0.856
Rem - MBa	-2.801.576	0.630218	-4.445	<0.001 ***

Composição

Fator	Estimativa	Erro padrão	valor de t	Pr(> t)
Intercept	-244.161	0.28186	-8.662	<0.0000000000000002 ***
F	-239.790	0.93561	-2.563	0.01066 *
MBa	189.256	0.28972	6.532	0.000000000154 ***
Rem	0.93431	0.31876	2.931	0.00353 **

Teste de Tukey

Hipótese linear	Estimativa	Erro padrão	valor de z	Pr(> z)
F - Cor	-23.979	0.9356	-2.563	0.0416 *
MBa - Cor	18.926	0.2897	6.532	<0.001 ***
Rem - Cor	0.9343	0.3188	2.931	0.0144 *
MBa - F	42.905	0.9019	4.757	<0.001 ***
Rem - F	33.322	0.9116	3.655	<0.001 ***
Rem - MBa	-0.9583	0.1991	-4.812	<0.001 ***

As PCAs exploraram a influência de margens e bancos de macrófitas ao demonstrar a diferenciação na comunidade da ictiofauna desse mesohabitat nos períodos seco e chuvoso (Figura 14). Os demais mesohabitats, em ambos os períodos, permaneceram agrupados visualmente, com leve destaque para remansos no gráfico da composição de espécies (Figura 14B). As espécies que mais contribuíram na PCA de abundância foram *Eigenmannia dutrai* Peixoto, Pastana & Ballen, 2021 e *Eigenmannia guairaca* Peixoto, Dutra & Wosiacki, 2015, com cerca de 3,9% de contribuição (Eixo 1), além de *Hypostomus* spp. e mais cinco espécies com cerca de 6,5% de contribuição (Eixo 2). Já com relação à PCA de composição, as espécies que mais contribuíram foram *A. anisitsi* e mais 19 espécies com cerca de 3,5% de contribuição para o Eixo 1, e *Galeocharax gulo* (Cope, 1870) (cerca de 7,9% de contribuição) e *Hypostomus cochliodon* Kner, 1854 (cerca de 6,5% de contribuição) para o Eixo 2.

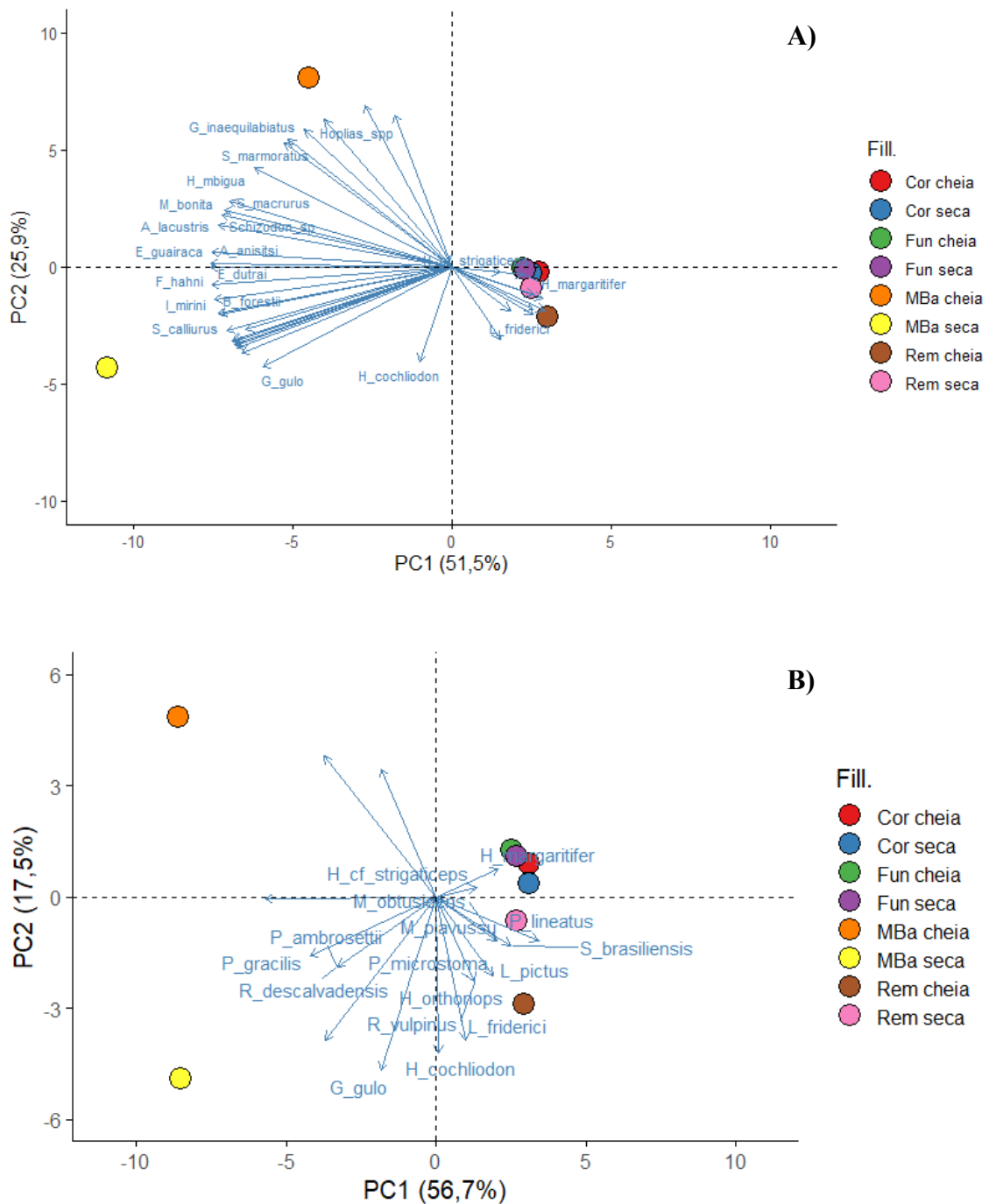


Figura 14 – PCAs com os dados das comunidades de peixes encontradas por mesohabitat e período do ciclo hidrológico no trecho baixo do rio Dourados. A) PCA da abundância de indivíduos. B) PCA da composição de espécies.

As margens e bancos de macrófitas apresentaram a maior diversidade e, juntamente com os remansos, a maior equitabilidade, além do maior Número de Hill (Tabela 6). O mesohabitat de fundo do rio, por apenas ter sido encontrado um indivíduo, apresentou

diversidade e equitabilidade iguais a 0, e Número de Hill igual a 1 (Tabela 6). Entre os períodos, o período chuvoso foi mais diverso pelo Índice de Shannon, e apresentou maior Número de Hill e maior equitabilidade que o período seco (Tabela 6).

A diversidade total encontrada pelo Índice de Shannon (cerca de 3,1) está mais próxima ao valor máximo possível (cerca de 4,1, para 66 espécies) do que de 0, o que indica alta diversidade (Tabela 6). A equitabilidade total (cerca de 0,7) revelou moderado equilíbrio ecológico na comunidade, com o valor mais próximo a 1 do que a 0 (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores do Índice de diversidade de Shannon (H'), Número de Hill a partir do Índice de Shannon (D) e da equitabilidade de Pielou (J') totais, por mesohabitat amostrado e por período do ciclo hidrológico no trecho baixo do rio Dourados.

Mesohabitats	H'	D	J'
Margens e Bancos de macrófitas	2,90	18,22	0,74
Remansos	2,33	10,29	0,76
Corredeiras	1,38	3,98	0,66
Fundo do rio	0	1	0
Períodos	H'	D	J'
Período seco	2,69	14,82	0,70
Período chuvoso	3,11	22,62	0,78
Total	3,13	23,08	0,74

A análise de rarefação demonstrou que a curva está tendendo à estabilização, o que significa que a amostragem foi relativamente adequada (Figura 15). No total amostrado, a curva está próxima à assíntota, com apenas oito espécies a mais do que o observado, na extrapolação da riqueza para 3.000 indivíduos (Figura 15).

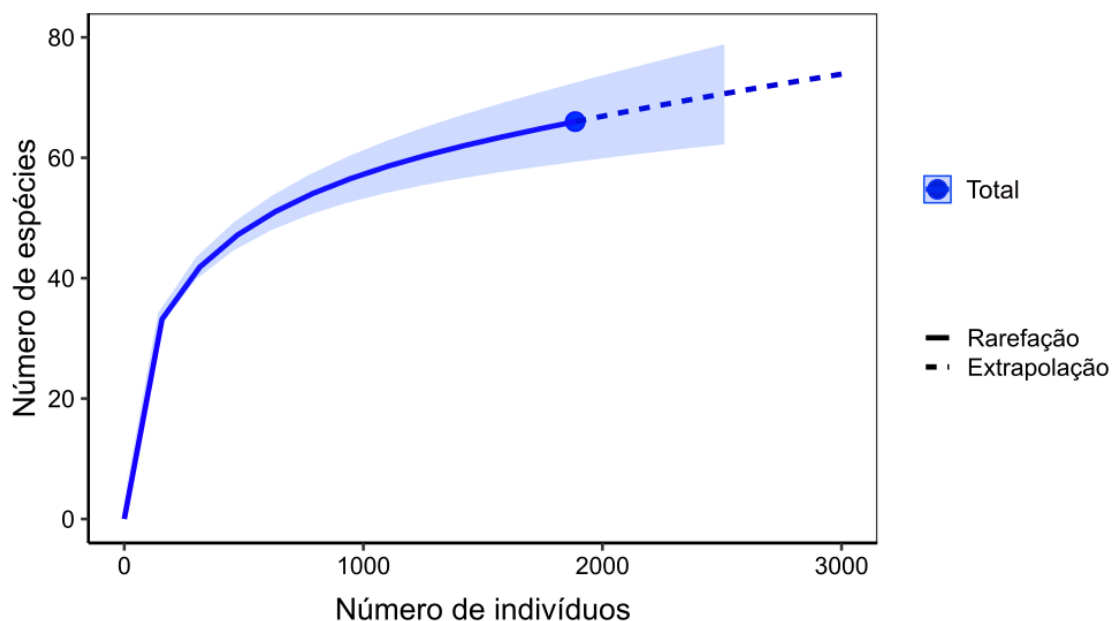


Figura 15 – Curva de rarefação de espécies e extrapolação para 3.000 indivíduos, com base na riqueza e abundância por ponto amostral do trecho baixo do rio Dourados. 1) Total: riqueza observada: 66, riqueza extrapolada: cerca de 74 espécies.

Os parâmetros físico-químicos da água aferidos no trecho baixo do rio Dourados se encontram na Tabela 7. Os parâmetros coletados no período seco apresentaram, em média, pH mais ácido, maior condutividade, maior concentração de sólidos dissolvidos, menor temperatura e maior transparência da água.

Tabela 7 – Média e amplitude dos parâmetros físico-químicos da água nos pontos amostrais do trecho baixo do rio Dourados. Cond. = condutividade elétrica da água (em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), TDS = sólidos totais dissolvidos (em ppm), Temp. = temperatura (em $^{\circ}\text{C}$) e Transp. = transparência (em cm).

Parâmetros	Período seco	Período chuvoso
pH	6,65±0,95	6,98±0,32
Cond.	48,83±17,00	42,08±5,00
TDS	24,41±8,00	21±2,00
Temp.	22,58±6,38	27,13±0,6
Transp.	51±22,00	39,33±20,00

5 DISCUSSÃO

De maneira resumida, destaca-se a atuação dos mesohabitats sobre a estrutura da ictiofauna do rio Dourados. Com relação à composição de espécies, todos os quatro mesohabitats diferiram significativamente entre si, apresentando uma variedade de espécies consideravelmente singular, o que corroborou a hipótese de que as características dos mesohabitats influenciariam a distribuição da comunidade de peixes.

Apesar de algumas espécies de peixes serem capazes de utilizarem diferentes habitats de um corpo d'água (CENEVIVA-BASTOS & CASATTI, 2007), boa parte está adaptada a uma forma de vida ligada à especificidade de um tipo de ambiente (SILVA, 1993) e, também, podem chegar a habitar diferentes ambientes a depender do estágio ontogenético (BONINI-CAMPOS et al., 2019) e do período do ciclo hidrológico do ano (ZARET & RAND, 1971).

Levando em conta a abundância de indivíduos, o mesohabitat que influenciou a ictiofauna foi o de margens e bancos de macrófitas, sendo também o mesohabitat com maior riqueza e diversidade. A presença de macrófitas adiciona complexidade ambiental e contribui para uma elevada riqueza e abundância de espécies (AGOSTINHO et al., 2003a; DIAS et al., 2017; QUIRINO et al., 2022), pois proporcionam abrigo e recursos alimentares (SÁNCHEZ-BOTERO & ARAÚJO-LIMA, 2001; AGOSTINHO et al., 2003a; DIAS et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2020; QUIRINO et al., 2022).

Gêneros encontrados no mesohabitat de margens e bancos de macrófitas, como *Characidium*, *Hoplias*, *Serrapinnus*, *Roeboides*, *Aphyocharax*, *Astyanax*, *Moenkhausia*, *Cetopsis*, *Trachelyopterus*, *Pimelodus*, *Synbranchus*, gêneros de curimatídeos (e.g. *Steindachnerina*) e a ordem Gymnotiformes são tidos como frequentemente associados a macrófitas (AGOSTINHO et al., 2003a; BULLA et al., 2011). Famílias como Cichlidae e Serrasalminidae, as quais os juvenis costumam se associar a macrófitas (AGOSTINHO et al., 2003a), foram registradas no presente estudo, inclusive com a presença de imaturos de *Serrasalmus*, *Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983 e *Saxatilia britskii* (Kullander, 1982) em macrófitas. Tal ocorrência de indivíduos jovens reafirma o quão essenciais são as macrófitas para o ciclo de vida de diversas espécies de peixes e que os ambientes marginais são uns dos espaços dos corpos d'água com maior disponibilidade de recursos

(SÁNCHEZ-BOTERO & ARAÚJO-LIMA, 2001; AGOSTINHO et al., 2003a; DIAS et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2020; QUIRINO et al., 2022).

Nas corredeiras, o mesohabitat com a segunda maior abundância, houve um predomínio da ocorrência de loricariídeos e anostomídeos. Estas famílias são descritas como umas das mais presentes em ambientes de corredeiras no rio Xingu (FITZGERALD et al., 2018). Os peixes da família Anostomidae são conhecidos por seus hábitos generalistas, tanto para a dieta como para o uso do ambiente (ALBRECHT & CARAMASCHI, 2003; BONINI-CAMPOS et al., 2019). Indivíduos dessa família foram encontrados em todos os mesohabitats amostrados no trecho baixo do rio Dourados, exceto o fundo do rio.

Os loricariídeos (Loricariidae) são habitantes do fundo e se fixam em substratos (ALBERT et al., 2020; KRINGS et al., 2023), com a maioria das espécies preferindo ambientes com maior oxigenação (alta a média correnteza), e substratos como rochas e troncos (KRINGS et al., 2023). Affonso et al. (2016), por exemplo, também registraram alta captura de *H. cf. strigaticeps* através do emprego de tarrafas, que foi o método de coleta utilizado nas corredeiras.

A espécie mais abundante em corredeiras e remansos do trecho baixo do rio Dourados, *P. lineatus* (Prochilodontidae), já foi observada na bacia do rio Grande, Alto rio Paraná, tendo preferência de nado sobre substratos pedregosos, assim como em camadas mais profundas (poços) (MELO et al., 2016). Já anostomídeos (e.g. os gêneros *Leporellus*, *Leporinus* e *Megaleporinus*) e parodontídeos (e.g. *Parodon nasus* Kner, 1859), encontrados no mesohabitat de remansos, podem ser associados a ambientes com baixa a média correnteza (MELO et al., 2016; NUNES et al., 2020), embora espécies do gênero *Parodon* geralmente se relacionem a maiores velocidades da água (WINEMILLER et al., 2008).

A rede de espera, utilizada nos remansos, é considerada pouco eficiente para espécies pequenas (≤ 5 cm de comprimento total), pois elas possuem maior agilidade para se desvencilharem ou mudarem a direção do nado (OLIN & MALINEN, 2003). Isso pode explicar a captura de *Roeboides descalvadensis* Fowler, 1932 como única espécie de pequeno porte, mesmo nas redes de menor malha.

Com relação à influência dos períodos do ciclo hidrológico sobre a comunidade de peixes no trecho baixo do rio Dourados, não foram encontradas evidências estatísticas de que os períodos influenciam a composição da ictiofauna. Entretanto, os períodos do ciclo hidrológico influenciaram na abundância da ictiofauna ($p < 0.05$). Portanto, a hipótese de que os períodos do ciclo hidrológico influenciariam a estrutura da ictiofauna foi parcialmente corroborada.

O período chuvoso apresentou maior riqueza (51 espécies) e maiores índices ecológicos em relação ao período seco. No entanto, a abundância da ictiofauna no período seco foi muito superior e significativamente diferente ($p < 0.05$) do período chuvoso, contrariando a previsão de que o período chuvoso seria o mais abundante. Dias et al. (2017) documentaram uma maior riqueza de espécies associadas a macrófitas em lago da planície de inundação do Alto rio Paraná antes de ele ser alagado no período chuvoso. Em outro estudo, comparando a comunidade da ictiofauna de lagos de quatro planícies inundáveis brasileiras, Sacramento et al. (2024) encontraram que a riqueza de espécies foi maior no período seco, e observaram maior abundância no período seco nas bacias Amazônica e do Alto rio Paraná.

A diferença encontrada na abundância talvez tenha ocorrido pois o período seco é considerado mais efetivo para a captura de peixes (PINTO et al., 2006; PEASE et al., 2012), já que existem dificuldades de locomoção nas margens de grandes rios na cheia (PINTO et al., 2006), por exemplo. Outra perspectiva é a de que os peixes têm mais oportunidades de se dispersarem nos períodos de cheia (FERNANDES et al., 2009), gerando menos agrupamentos densos nas margens. No estudo, percebeu-se uma maior dificuldade para as coletas com redes de arrasto e peneirões, durante o período chuvoso, pois a menos de um metro das margens a profundidade e a velocidade da correnteza já se tornavam perigosas e, então, os passos dados eram mais cuidadosos e lentos, o que pode ter facilitado o escape da ictiofauna.

A curva de rarefação demonstrou que o número de espécies de peixes encontradas no trecho baixo do rio Dourados poderia ser maior com mais esforço amostral, apontando uma estimativa de quatro espécies a mais caso a abundância coletada fosse de 2500 indivíduos. Há de se levar em consideração que houve uma grande redução do nível da água do rio Dourados e de toda a bacia do rio Ivinhema no ano de 2024, e que deixou os

rios com leito e profundidade abaixo do normal, mesmo para o período seco (CARVALHO, 2024). E, no período chuvoso mais recente, a estiagem continuou ocorrendo, mesmo com o aumento da precipitação (SANTOS, 2025).

Essa seca pode ter tido grandes efeitos negativos à ictiofauna, já que o espaço útil foi reduzido e, com isso, algumas espécies podem ter se deslocado para outros locais e não migrado até o rio Dourados. Em estudo realizado em uma planície de inundação do Baixo rio Paraná, na Argentina, foi demonstrado que uma recente seca (ocorrida entre 2021 e 2022) modificou a estrutura das comunidades de peixes, afetando principalmente a abundância de espécies migratórias (ESPÍNOLA et al., 2025).

Discute-se que a seca, na bacia do rio Ivinhema, decorra do fechamento das comportas da barragem da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta (CARVALHO, 2024), localizada no rio Paraná, em Porto Primavera-SP, entre a divisa dos estados de Mato Grosso do Sul e São Paulo (OTA et al., 2018). Esse fechamento retém a água do rio Paraná à montante da barragem de Porto Primavera, e reduz o nível do rio à jusante, onde se localiza a desembocadura do rio Ivinhema, fazendo com que a água do Ivinhema flua mais rapidamente para o Paraná e, conseqüentemente, deixe a bacia do rio Ivinhema também com o nível abaixo do normal (CARVALHO, 2024). A alteração do fluxo de inundação dos rios e afluentes livres de hidrelétricas pelo controle do nível de água dos reservatórios à montante é considerada uma das principais ameaças a esses ecossistemas (HOEINGHAUS et al., 2009).

As 78 espécies catalogadas para o trecho baixo do rio Dourados correspondem a mais de um terço da diversidade da região da planície alagável do Alto rio Paraná (OTA et al., 2018), e 55% da diversidade registrada para a bacia do Ivinhema (VICENTIN et al., 2019). Quando coletados dados sobre a biodiversidade, os valores do Índice de diversidade de Shannon de uma comunidade comumente ficam entre 1,5 e 3 (MAGURRAN, 2004), intervalo que foi ultrapassado na diversidade total no estudo, de cerca de 3,1. O valor é considerado alto, visto que o máximo possível, por conta do logaritmo natural do número de espécies (66), seria de cerca de 4,1, caso todas as espécies possuíssem a mesma abundância (MAGURRAN, 2004).

Esses números demonstram que a bacia do rio Dourados tem alta importância para diversas espécies que lá estabelecem populações ou utilizam o rio durante suas migrações.

Além disso, quando comparado ao inventário de Vicentin et al. (2019), o presente estudo adiciona 15 novos registros para a bacia do Ivinhema, incluindo as espécies ameaçadas de extinção *Brycon orbignyanus* e *Sternarchorhynchus britskii*. Esses dados mostram que a bacia do rio Dourados e do rio Ivinhema, além de sua importância como berçário (OLIVEIRA et al., 2015; OTA et al., 2018; PETSCH et al., 2023), abrigam espécies de peixes raras e ainda possui lacunas em sua diversidade ictiofaunística, fazendo-se necessário maior esforço para descobrir e registrar novas ocorrências e expansões de distribuição.

Além de *St. britskii*, considerado Em Perigo pela lista de ameaça do MMA, e a piracanjuba *B. orbignyanus* (EN pela IUCN e CR pelo MMA), foram encontrados como ameaçados ou quase ameaçados o pacu *P. mesopotamicus* (NT pela IUCN e ICMBIO), o jaú *Z. jahu* (NT pela IUCN e ICMBIO) e o pintado *P. corruscans* (NT pela IUCN e VU pelo MMA) (MMA, 2022; IUCN, 2023; ICMBIO, 2025). O pacu e o jaú se encontram em declínio populacional em sua distribuição natural, assim como o pintado (MMA, 2022; IUCN, 2023; ICMBIO, 2025). No entanto, governantes do estado do Mato Grosso do Sul encomendaram estudos para verificar as condições das populações de pintado no território (FRIAS, 2023), e a exploração de *P. corruscans* foi liberada nacionalmente, a partir da Portaria MMA nº 355, de 27 janeiro de 2023 (MMA, 2023).

Brycon orbignyanus se encontra ameaçada nacionalmente desde 2004 (MMA, 2004), sem categoria definida, tendo sua pesca proibida desde então. Sua condição de ameaça foi instituída como Em Perigo, no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção de 2008 (MACHADO et al., 2008). No entanto, ela evoluiu para Criticamente em Perigo na atualização mais recente da lista (MMA, 2022), e tem sido demonstrado que a construção de hidrelétricas e a fragmentação de suas populações são as principais ameaças à espécie (BURBANO et al., 2023).

Por não conter grandes barramentos em sua bacia e se conectar ao trecho livre da planície de inundação do Alto rio Paraná, o rio Dourados pode ser um refúgio para a espécie realizar suas rotas migratórias na piracema. Além disso, a heterogeneidade de ambientes (e.g. os mesohabitats analisados no estudo) é relevante, pois amplia a oportunidade de nichos ecológicos e promove maior diversidade de espécies (CHE et al.,

2022; STOFFERS et al., 2022; MARODA & SÁLY, 2023), incluindo as sensíveis, endêmicas e ameaçadas (CHE et al., 2022; LARENTIS et al., 2022).

As ordens de maior riqueza do trecho baixo do rio Dourados, Characiformes e Siluriformes, geralmente são as ordens mais ricas em estudos realizados na região Neotropical (LOWE-MCCONNELL, 1999; ALBERT et al., 2020). Para a bacia do Alto rio Paraná, em relação às espécies nativas, Siluriformes é a ordem mais rica, com 169 espécies, perante 109 de Characiformes (DAGOSTA et al., 2024). No entanto, o trecho baixo do rio Dourados teve Characiformes como a ordem mais rica. Isso pode ter ocorrido por conta de que muitas espécies de Siluriformes do Alto rio Paraná são endêmicas, ocorrendo em poucas localidades, que geralmente são riachos, e não rios (DAGOSTA et al., 2024).

Entre as ordens menos ricas, Cichliformes costumam preferir ambientes lânticos (LANGEANI et al., 2007; SCHIESARI et al., 2020; CORRÊA et al., 2022), característica diferente da encontrada na calha do rio Dourados, enquanto Myliobatiformes e Synbranchiformes têm uma diversidade diminuta para o Alto rio Paraná (duas espécies cada) (DAGOSTA et al., 2024). Uma ausência notável foi da ordem Cyprinodontiformes, que constitui a terceira ordem em diversidade de espécies nativas para o Alto rio Paraná (DAGOSTA et al., 2024), e são amplamente presentes na região Neotropical (ALBERT et al., 2020). Entretanto, assim como os Cichliformes, preferem ambientes lânticos (SCHIESARI et al., 2020), e boa parte das espécies, como os membros da família Rivulidae, têm distribuição restrita e às vezes são exclusivas de poucas poças e riachos (CONTENTE & STEFANONI, 2010).

Entre as cinco espécies mais abundantes, quatro eram Characiformes, incluindo dois caracídeos de pequeno porte (*A. dentatus* e *A. anisitsi*), que são dominantes na maioria dos ambientes de água doce na América do Sul (LOWE-MCCONNELL, 1999). Em estudo na planície de inundação do Alto rio Paraná, foi observada alta abundância de *A. dentatus*, tido como espécie oportunista (FERREIRA et al., 2020). O acestoranfídeo *C. kennedyi* que, até recentemente, era classificado como parte da família Characidae (MELO et al., 2024), foi a segunda espécie mais abundante. *Hypostomus* spp. (Siluriformes: Loricariidae) e *P. lineatus* também estiveram entre as cinco espécies mais abundantes.

Em um recorte das dez espécies mais abundantes, quatro são não nativas, sendo elas: *C. kennedyi*, *A. anisitsi*, *Farlowella hahni* Meinken, 1937 e *R. descalvadensis*. *Aphyocharax anisitsi* e *F. hahni* alcançaram a bacia do Alto rio Paraná após a inundação de Sete Quedas pelo reservatório de Itaipu (DAGOSTA et al., 2024), e *C. kennedyi* após a construção do Canal da Piracema (DAGOSTA et al., 2024). Já para *R. descalvadensis*, a inundação do reservatório de Itaipu e a construção do Canal da Piracema são suas vias de entrada (DAGOSTA et al., 2024).

A barragem de Itaipu inundou o chamado Salto de Sete Quedas, a barreira natural existente entre as espécies do Médio e do Alto rio Paraná, e possibilitou a dispersão de muitas dessas rio acima (LANGEANI et al., 2007; GRAÇA & PAVANELLI, 2007). De forma semelhante, o Canal da Piracema, construído em 1992 como uma passagem para espécies migratórias circularem entre a jusante e a montante de Itaipu, foi utilizado por outras espécies que só conseguiram chegar ao Alto rio Paraná por meio desse facilitador (LANGEANI et al., 2007; GRAÇA & PAVANELLI, 2007; OTA et al., 2018).

A alta abundância das espécies não nativas no presente estudo demonstra que se adaptaram bem aos rios da bacia do Alto rio Paraná, sendo que *A. anisitsi* têm sido cada vez mais comum na bacia (DAGOSTA et al., 2024). Já *F. hahni* era considerada, até então, uma espécie de baixa abundância na bacia do Ivinhema (FIGUEIREDO et al., 2019), e o presente estudo indica uma tendência de crescimento de sua população na região. Além disso, o caracídeo não nativo *R. descalvadensis* pode exercer pressão predatória sobre espécies nativas, por ser, primariamente, consumidor de escamas de peixes (DARY et al., 2017). Esses dados geram preocupação para com a conservação de espécies nativas, pois as espécies não nativas podem preda e/ou competir por recursos com as nativas (RODRIGUES et al., 2025), sendo que, na planície de inundação do Alto rio Paraná, a maior abundância de espécies não nativas limita a coocorrência de espécies nativas nos mesmos ambientes, mesmo quando não são próximas filogeneticamente (RODRIGUES et al., 2025), e, teoricamente, não competiriam entre si de maneira direta.

Dentre as 78 espécies encontradas, 25 são consideradas não nativas, o que representa um total de 32%. Esse percentual é menor que o encontrado por Vicentin et al. (2019), onde cerca de 57% das espécies catalogadas para a bacia do rio Ivinhema são consideradas não nativas. Isso pode indicar que algumas dessas espécies invasoras não

tenham ainda se dispersado para o rio Dourados, ou ainda não foram registradas. De fato, a concentração das espécies não nativas no Alto rio Paraná é maior nos rios principais que em afluentes (DAGOSTA et al., 2024), que é o caso do rio Dourados. Apesar disso, a presença de espécies não nativas ainda é preocupante, quase 1/3 do total de espécies encontradas, sendo que seus efeitos negativos sobre as espécies nativas só poderão ser compreendidos com a realização de mais pesquisas.

Dentre as 78 espécies de peixes encontradas, somando as capturadas exclusivamente pelos pescadores da Colônia Z-10, quase metade delas (37) são listadas como possuindo importância comercial na literatura (PAVANELLI et al., 2023) e 13 são migradoras de longa distância (AGOSTINHO et al., 2003b; AGOSTINHO et al., 2007), sendo que 12 delas são tanto importantes comercialmente como migradoras de longa distância. Foram encontradas espécies visadas comercialmente em todos os mesohabitats investigados no estudo, sendo que dez delas ocorreram em mais de um mesohabitat. Dentre os múltiplos usos comerciais das espécies, destacam-se uso como isca-viva, com sete espécies, e a pesca, com 34 espécies.

A pesca profissional é uma importante fonte de renda para a população de Fátima do Sul e região (ITO & NAKAGAKI, 2015), sendo que a Colônia Z-10, atuante na bacia do rio Dourados, possuía cerca de 300 pescadores profissionais vinculados em 2024 (sem contar seus dependentes familiares) (Maria Antônia Poliano (presidente da Colônia Z-10), comunicação pessoal). Ademais, a pesca esportiva nos rios da região é alvo de turistas, que acabam movimentando indiretamente a economia local.

Esses dados denotam que a heterogeneidade ambiental e o curso sem barragens são fundamentais também para os peixes comerciais do rio Dourados. Esses e demais exemplares da ictiofauna prestam serviços ecossistêmicos valiosos à população humana, sejam os chamados serviços de provimento, como alimentação e/ou fonte econômica, serviços de regulação ambiental, como participação nas teias alimentares, ou serviços culturais, como recreação, religiosidade e saberes tradicionais sobre os peixes (VILLÉGER et al., 2017; PELICICE et al., 2023).

6 CONCLUSÕES

Esse é o primeiro inventário da ictiofauna compreensivo apresentado para o rio Dourados, agregando 78 espécies, demonstrando que o corpo d'água abriga uma rica e diversa comunidade de peixes, com a ocorrência de espécies não-descritas, migratórias, comercialmente importantes e ameaçadas de extinção. Essa riqueza pode ainda estar subestimada, por conta da abrangência de pontos amostrais apenas no trecho baixo do rio.

Os tipos de mesohabitats analisados: margens e bancos de macrófitas, remansos, corredeiras e fundo do rio, compreendem uma rede de habitats de grande importância para a comunidade de peixes do rio Dourados. Margens e bancos de macrófitas foi o ambiente com a ictiofauna mais diversa, e também influenciou a sua abundância. A composição da comunidade foi influenciada por todos os mesohabitats, o que demonstrou que abrigam diferentes espécies entre si. Ainda, a abundância da ictiofauna foi influenciada pelos períodos do ciclo hidrológico, com maior abundância no período seco, apesar de maior riqueza da comunidade no período chuvoso.

A hipótese estabelecida, de que a comunidade de peixes do trecho baixo do rio Dourados tem sua distribuição espaço-temporal influenciada pelas características dos mesohabitats e pelos períodos do ciclo hidrológico, foi corroborada pelos dados observados, exceto pela composição de espécies das comunidades, que não diferiu estatisticamente entre os períodos. Já as previsões sobre os períodos e os mesohabitats mais diversos, abundantes e ricos se mostraram quase totalmente corretas, salvo a observação de que o período chuvoso não apresentou maior abundância que o período seco. Esses dados evocam a necessidade de estudos que busquem estabelecer como a comunidade de peixes responde ao ambiente em que vivem.

Diante do exposto, a conservação do rio Dourados e seus mesohabitats, o uso sustentável dos recursos pesqueiros, novas pesquisas científicas, a manutenção de seu curso d'água sem a influência de grandes barragens e a inalteração de seu nível de água normal para os períodos de seca e cheia são primordiais para os ciclos reprodutivos dos peixes que o habitam e a viabilidade de suas populações, e, logo, para a subsistência dos pescadores profissionais e economia da região da bacia do rio Dourados. Adicionalmente, as condições mencionadas acima são bem-vindas para que espécies, em especial as

ameaçadas, mantenham populações sustentáveis no rio Dourados, e espécies ainda não descritas formalmente não corram risco de extinção iminente enquanto ainda não há a realização de estudos sobre suas populações.

REFERÊNCIAS

- ABOU RAFEE, S. A. et al. Large-Scale Hydrological Modelling of the Upper Paraná River Basin. **Water**, 11:882, 2019.
- AFFONSO, I. P.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; MESSAGE, H. J.; LATINI, J. D.; GARCÍA-BERTHOU, E. Interacting effects of spatial gradients and fishing gears on characterization of fish assemblages in large reservoirs. **Rev. Fish. Biol. Fisheries**, 26:71–81, 2016.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JÚLIO JUNIOR, H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: EDUEM, p 261–79, 2003a.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO JUNIOR., H. F. Migratory fish of the upper Paraná river Basin, Brazil. *In*: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Eds.), **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust, The World Bank, International Development Research Centre, pp. 19–98., 2003b.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Rev. Fish Biol. Fish.**, 14: 11–9, 2004.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; PETRY, A. C.; GOMEZS, L. C.; JÚLIO JUNIOR, H. F. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquat. Ecosyst. Health Manag.**, 10(2):174–86, 2007.
- ALBERT, J. S.; TAGLIACOLLO, V. A.; DAGOSTA, F. C. P. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 51:27–53, 2020.
- ALBRECHT, M. P.; CARAMASCHI, E. Feeding Ecology of *Leporinus friderici* (Teleostei; Anostomidae) in the Upper Tocantins River, Central Brazil, before and after Installation of a Hydroelectric Plant. **Stud. Neotrop. Fauna Environ.**, 38(1):33–40, 2003.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral. Ecol.** 26(1):32–46, 2001.
- ARAI, F. K.; GONÇALVES, G. G. G.; PEREIRA, S. B.; COMUNELLO, E.; VITORINO, A. C. T.; DANIEL. Espacialização da precipitação e erosividade na bacia hidrográfica do rio Dourados – MS. **Eng. Agríc.**, 30(5):922–31, 2010.
- ARAI, F. K.; PEREIRA, S. B.; OLIVEIRA, F. C.; DAMÁLIA, L. S. Caracterização hidromorfométrica da bacia do Dourados localizada no centro-sul do Mato Grosso do Sul. **Agrarian**, 5(17):270–80, 2012.

ARNOLD, J. **ggthemes: Extra Themes, Scales and Geoms for 'ggplot2'**. R package version 5.1.0.9000. 2024. Disponível em: <<https://github.com/jrnold/ggthemes>>. Acesso em 13 fev. 2025.

BELLIARD, J.; BÖET P.; TALES E. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in the Seine River basin, France. **Env. Biol. Fishes.** 50:133–47, 1997.

BONINI-CAMPOS, B.; LOFEU, L.; BRANDT, R.; KOHLSDORF, T. Different developmental environments reveal multitrait plastic responses in South American Anostomidae fish. **J. Exp. Zool. (Mol. Dev. Evol.)**, 332:238–44, 2019.

BULLA, C. K.; GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E.; AGOSTINHO, A. A. The ichthyofauna of drifting macrophyte mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, 9(2):403–9, 2011.

BURBANO, A.L. et al. **Brycon orbignyanus**. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE. 2023. Disponível em: <<https://salve.icmbio.gov>>. Acesso em 14 de fev. de 2025.

CARVALHO, F. R. [Sobre o baixo nível de água na calha do rio Paraná a jusante da Usina Hidrelétrica (UHE) Engenheiro Sérgio Mota (Porto Primavera)]. Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus de Três Lagoas, MS, 14 maio 2024.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, 97(1):07–15, 2007.

CHAO, A. et al. “Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies.” **Ecol. Monogr.**, 84:45–67, 2014.

CHE, X. et al. Fish Habitat Reclamation Based on Geographical Morphology Heterogeneity in the Yangtze River and the Short-Term Effects on Fish Community Structure. **Water**, 14(10):1554, 2022.

CONTENTE, R.; STEFANONI, M. Diet of the Atlantic rainforest killifish *Rivulus santensis* (Rivulidae, Cyprinodontiformes) in southeastern Brazil. **J. Appl. Ichthyol.** 26:930–2, 2010.

CORRÊA, B. R. S.; SANTANA, M. L. C.; PINTO, L. C. M.; FONSECA, F. N. A.; CRUZ JUNIOR, C. A.; NAVARRO, R. D. Evaluation of ichthyofauna in lotic and lentic environments in the Araguaia River basin, Cerrado Biome, Brazil. **Acta Sci. Biol. Sci.**, 44:e61005, 2022.

COSTELLO, M. J., MAY, R. M., & STORK, N. E. Can We Name Earth’s Species Before They Go Extinct? **Science**, 339(6118):413–6, 2013.

- DAGOSTA, F. C. P. et al. Fishes of the upper rio Paraná basin: diversity, biogeography and conservation. **Neotrop. Ichthyol.**, 22(1):e230066, 2024.
- DARY, E. P.; FERREIRA, E.; ZUANON, J.; RÖPKE, C. P. Diet and trophic structure of the fish assemblage in the mid-course of the Teles Pires River, Tapajós River basin, Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, 15(4):e160173, 2017.
- DIAS, R. M; SILVA, J. C. B.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Effects of macrophyte complexity and hydrometric level on fish assemblages in a Neotropical floodplain. **Environ. Biol. Fish.**, 100:703–16, 2017.
- DUARTE, C.; ANTÃO, L. H.; MAGURRAN, A. E.; DE DEUS, C. P. Shifts in fish community composition and structure linked to seasonality in a tropical river. **Freshw. Biol.**, 67:1789–800, 2022.
- DUARTE, C.; DEUS, C. P.; RAPP PY-DANIEL, L. Comparação da eficiência relativa de dois apetrechos de coleta de peixes em praias no baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. **Acta. Amazon.**, 43(3):383–8, 2013.
- ESPÍNOLA, L. A. et al. Impact of Extreme Droughts on Fish Assemblages in a Large South American Floodplain River. **Ecohydrology**, 18(5):e70062, 2025.
- FERNANDES, R.; GOMES, L. C.; PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A. A. Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. **Environ. Biol. Fish.**, 85:99–108, 2009.
- FERREIRA, K.; LOPES, M. T.; AFFONSO, I. P.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Dam reverse flow events influence limnological variables and fish assemblages of a downstream tributary in a Neotropical floodplain. **River Res Applic.**, 36:305–13, 2020.
- FIGUEIREDO, R. S.; VIANA, L. F.; MORAES, D. P.; SÚAREZ, Y. R. Life-history traits of *Farlowella hahni* (Siluriformes, Loricariidae) in streams of the Ivinhema River Basin, Upper Paraná Basin. **Braz. J. Biol.**, 79(2): 286–93, 2019.
- FITZGERALD, D. B. et al. Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. **Biol. Conserv.**, 222:104–12, 2018.
- FOX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**. Thousand Oaks: Sage, 3^a ed., 608 p, 2019. Disponível em: <<https://www.john-fox.ca/Companion/>>. Acesso em 15 fev. 2025.
- FRIAS, S. Portaria retira pintado da espécie de risco de extinção e libera pesca no País. **Campo Grande News**, Campo Grande, 30 jan. 2023, 10:08. Disponível em: <<https://www.campograndenews.com.br/meio-ambiente/portaria-retira-pintado-da-especie-de-risco-de-extincao-e-libera-pesca-no-pais>>. Acesso em 12 fev. 2025.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM, 241 p, 2007.

HOEINGHAUS, D. J. et al. Effects of River Impoundment on Ecosystem Services of Large Tropical Rivers: Embodied Energy and Market Value of Artisanal Fisheries. **Conserv. Biol.**, 23(5):1222–31, 2009.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods Ecol. Evol.**, 7:1451–6, 2016.

HUGUENY, B.; PAUGY, D. Unsaturated fish communities in African rivers. **Amer. Nat.**, 146:162–9, 1995.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Censo Demográfico 2022: resultados preliminares**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 23 ago. 2024.

ICMBIO. **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE**. 2025. Disponível em: <<https://salve.icmbio.gov.br/>>. Acesso em 13 fev. 2025.

ITO, M. N.; NAKAGAKI, J. M. História da transformação do meio ambiente no entorno do rio Dourados no município de Fátima do Sul: subsídios para o ecoturismo. **Anais do Enic**, [S.l.], 1(2), 2015. Disponível em: <<https://anaisonline.uems.br/index.php/enic/article/view/1289>>. Acesso em 31 jan. 2024.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2023-1, 2023. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em 25 jan. 2024.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, 113(2):363–75, 2006.

KRINGS, W.; KONN-VETTERLEIN, D.; HAUSDORF, B.; GORB, S. N. Holding in the stream: convergent evolution of suckermouth structures in Loricariidae (Siluriformes). **Front. Zool.** (20)37, 2023.

LABOURIAU, R. **Posthoc: Tools for post-hoc analysis**. R-package version 0.1.1. 2020. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=postHoc>>. Acesso em 15 fev. 2025.

LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotrop.**, 7(3):181–97, 2007.

LARENTIS, C.; KOTZ KLIEMANN, B. C.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. **PLoS ONE**, 17(9):e0274191, 2022.

LOMOLINO, M. V.; RIDDLE, B. R.; WHITTAKER, R. J.; BROWN, J. H. **Biogeography**, 4 ed. Sunderland: Sinauer Associates, 560 p, 2010.

- LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 534 p, 1999.
- MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília & Belo Horizonte: Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, 1420p, 2008.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2004.
- MAKRAKIS, S.; GOMES, L. C.; MAKRAKIS, M. C.; FERNANDEZ, D. R.; PAVANELLI, C. S. The Canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. **Neotrop. Ichthyol.**, 5(2):185–95, 2007.
- MARODA, Á.; SÁLY, P. Relative importance of meso- and microhabitat features in the within-reach spatial distribution of size-structured fish assemblages in small streams. **Ecol. Freshw. Fish**, 32:656–72, 2023.
- MARQUES, H.; DIAS, J. H. P.; PERBICHE-NEVES, G.; KASHIWAQUI, E. A. L.; RAMOS, I. P. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. **Biol. Conserv.**, 224:347–35, 2018.
- MASSARO, M. V.; PACHLA, L. A.; BASTIAN, R.; PELICICE, F. M.; REYNALTE-TATAJE, D. A. Seasonal and longitudinal variation in fish assemblage structure along an unregulated stretch of the Middle Uruguay River. **Neotrop. Ichthyol.**, 17(4):e190043, 2019.
- MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos/Instituto de Meio Ambiente Pantanal. Gerência de Recursos Hídricos. **Bacia hidrográfica do rio Dourados: relatório de qualidade das águas superficiais – 1999 a 2004**. Campo Grande, MS, 2005.
- MCGILL, B. J.; ETIENNE, R. S.; GRAY, J. S.; ALONSO, D.; ANDERSON, M. J.; BENECHA, H. K. et al. Species abundance distributions: Moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. **Ecol. Lett.**, 10:995–1015, 2007.
- MELO, B. F. et al. Phylogenomics of Characidae, a hyper-diverse Neotropical freshwater fish lineage, with a phylogenetic classification including four families (Teleostei: Characiformes). **Zool. J. Linn. Soc.**, 202(1):zlae101, 2024.
- MELO, R. M. C.; TORQUATO, G. V.; BIRINDELLI, J. L. O. Organização social e uso de habitat das espécies de peixes ao longo do Rio Grande. *In*: MELO, R.M.C.; BORGES, G. C. (org.). **Rio Grande: Ambiente, Peixes e Pessoas**. Belo Horizonte: Instituto de Estudos Pró-Cidadania, p. 102–53, 2016.

MODENA, C. Em MS, pescadores dizem que nunca viram rios tão secos e temem por piracema. **Campo Grande News**, Campo Grande, 30 ago. 2024, 09:03. Disponível em: <<https://www.campograndenews.com.br/economia/em-ms-pescadores-dizem-que-nunca-viram-rios-tao-secos-e-temem-por-piracema>>. Acesso em 06 dez. 2024.

MMA. Instrução Normativa MMA nº 05, de 21 de maio de 2004. Reconhecer como espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexplotação, os invertebrados aquáticos e peixes, constantes dos Anexos a esta Instrução Normativa. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 28 maio 2004.

MMA. Portaria GM/MMA nº 300, de 13 de dezembro de 2022. Reconhece a Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, ed. 234, seção 1, p. 75, 14 dez. 2022.

MMA. Portaria MMA nº 355, de 27 de janeiro de 2023. Reconhece como passível de exploração, estudo ou pesquisa pela pesca a espécie *Pseudoplatystoma corruscans*, de nome popular pintado ou surubim, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, ed. 21, seção 1, p. 73, 30 jan. 2023.

NUNES, L. T.; MORAIS, R. A.; LONGO, G. O.; SABINO, J.; FLOETER, S. R. Habitat and community structure modulate fish interactions in a neotropical clearwater river. **Neotrop. Ichthyol.**, 18(1):e190127, 2020.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.6-10. 2025. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em 13 fev. 2025.

OLIN, M.; MALINEN, T. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. **Hydrobiologia**, 506:443–9, 2003.

OLIVEIRA, A. G. et al. Relationship of Freshwater Fish Recruitment With Distinct Reproductive Strategies and Flood Attributes: A Long-Term View in the Upper Paraná River Floodplain. **Front. Environ. Sci.**, 8:577181, 2020.

OLIVEIRA, A. G.; SUZUKI, H. I.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: effects of the duration and timing of floods. **Environ. Biol. Fish.**, 98:1327–37, 2015.

OTA, R. R.; DEPRÁ, G. C.; GRAÇA, W. F.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas adjacentes: *revised, annotated and updated*. **Neotrop. Ichthyol.**, 16(2):e170094, 2018.

PAVANELLI, C. S. et al. **Peixes comerciais do reservatório de Itaipu**. Maringá: EDUEM, 280 p, 2023.

PEASE, A. A.; GONZALEZ-DIAZ, A. A.; RODILES-HERNANDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshw. Biol.**, 57(5):1060–75, 2012.

PELICICE, F. M. et al. Ecosystem services generated by Neotropical freshwater fishes. **Hydrobiologia**, 850:2903–26, 2023.

PEREIRA, H. H. G. **Conexão entre fragmentos de vegetação com base em sistemas de informações geográficas**. Tese de Doutorado em Agronomia - Produção Vegetal, Universidade Federal da Grande Dourados, 2010.

PETSCH, D. K.; CIONEK, V. M.; THOMAZ, S. M.; SANTOS, N. C. L. Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. **Hydrobiologia**, 850:2563–84, 2023.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G.; HUGHES, R. M. Effects of Landscape and Riparian Condition on a Fish Index of Biotic Integrity in a Large Southeastern Brazil River. **Hydrobiologia**, 556:69–83, 2006.

QUIRINO, B.A.; THOMAZ, S.M.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; DAINEZ-FILHO, M.S.; FUGI, R. Aquatic Macrophytes Shape the Foraging Efficiency, Trophic Niche Breadth, and Overlap among Small Fish in a Neotropical River. **Water**, 14:3543, 2022.

RAMOS, D. D.; PEREIRA, S. B.; ARAI, F. K.; SANTOS, F. A.; CARNEVALI, T. O. Water seasonality in granting permits and impact of irrigation in the Dourados River basin, MS, Brazil. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, 21(7):499–504, 2017.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2023. Disponível em: <<https://www.R-project.org>>. Acesso em 06 jun. 2023.

RODRIGUES, A. C.; GRANZOTTI, R. V.; SANTOS, N. C. L.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Non-Native Species Abundance Decreases the Co-Occurrence Between Native and Non-Native Species Through Time at Any Phylogenetic Distance. **Ecol Lett.**, 28(4):e70107, 2025.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**. RStudio. PBC. 2022. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. Acesso em 15 fev. 2025.

SACRAMENTO, P. A.; SIMÕES, N. R.; ALVES, G. H. Z.; AMADIO, S.; PADIAL, A. A.; BENEDITO, E. Patterns of non-migratory fish metacommunity from Neotropical floodplains: Local mechanisms, regional scale and hydrological dynamics. **Ecohydrology**, e2706, 2024.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. **Acta Amazon.**, 31:437–47, 2001.

SANTOS, A. “Tudo rasiinho”: seca no Rio Dourados leva desolação a pescadores. **Campo Grande News**, Campo Grande, 01 jan. 2025, 10:18. Disponível em: <<https://www.campograndenews.com.br/meio-ambiente/tudo-rasiinho-seca-no-rio-dourados-leva-desolacao-a-pescadores>>. Acesso em 16 fev. 2025.

SANTOS, J. M. et al. Seasonal and Size-Related Fish Microhabitat Use Upstream and Downstream from Small Hydropower Plants. **Water**, 16(1):37, 2024.

SCHIESARI, L.; ILHA, P. R.; NEGRI, D. D. B.; PRADO, P. I.; GRILLITSCH, B. Ponds, puddles, floodplains and dams in the Upper Xingu Basin: could we be witnessing the 'lentification' of deforested Amazonia? **Perspect. Ecol. Conserv.**, (18):61–72, 2020.

SILVA, C. P. D. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do Igarapé do Candiru, Amazonas, Brasil. **Acta Amazon.**, 23(2-3):271–85, 1993.

SILVA, F. R.; GONÇALVES-SOUZA, T.; PATERNO, G. B.; PROVETE, D. B.; VANCINE, M. H. **Análises ecológicas no R**. Recife: Nupeea. 640 p, 2022.

SILVANO, R. A.; AMARAL, B. D.; OYAKAWA, O. T. Spatial and Temporal Patterns of Diversity and Distribution of the Upper Juruá River Fish Community (Brazilian Amazon). **Environ. Biol. Fishes**, 57:25–35, 2000.

SILVEIRA, L. F. et al. Para que servem os inventários de fauna? **Estud. Avançados**, 24(68):196–203, 2010.

SOTO PARRA, T.; POLITTI, E.; ZOLEZZI, G. Morphological and fish mesohabitat dynamics following an experimental flood under different sediment availability. **Earth Surf. Process. Landforms**, 49(15):5167–85, 2024.

STOFFERS, T. et al. Freshwater fish biodiversity restoration in floodplain rivers requires connectivity and habitat heterogeneity at multiple spatial scales. **Sci. Total Environ.**, 838:156509, 2022.

TOMADON, L. S.; COUTO, E. V.; BAILLY, D.; FERREIRA, J. H. D.; VRIES, W. T.; AGOSTINHO, A. A. Incorporating aquatic biodiversity into sustainability index for hydrographic sub-basins: a multi-criteria stakeholder assessment approach in the Upper Paraná River. **Hydrobiologia**, 851:4905–26, 2024.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e fixação de peixes de riacho. *In*: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, Série Oeologia Brasiliensis, v. 6, p. 01–22, 1999.

VAN DER LAAN, R.; FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N. **Eschmeyer's catalog of fishes: Classification**. San Francisco: California Academy of Science; 2025. Disponível em: <<https://www.calacademy.org/scientists/catalog-of-fishes-classification>>. Acesso em 08 fev. 2025.

VASCONCELOS, L. P.; ALVES, D. C.; CÂMARA, L. F.; HAHN, L. Dams in the Amazon: The importance of maintaining free-flowing tributaries for fish reproduction. **Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.**, 31(5):01–11, 2020.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. New York: Springer, 4^a ed., 2002. Disponível em: <<https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>>. Acesso em 15 fev. 2025.

VICENTIN, W.; FERREIRA, F. S.; SÚAREZ, Y. R. Ichthyofauna of lotic environments in the Ivinhema river basin, upper Paraná river, Mato Grosso do Sul state, Brazil. **Biota Neotrop.**, 19(4):e20190735, 2019.

VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, M.; VANNI, M. J. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquat, Sci.**, 79:783–801, 2017.

VU, V. Q.; FRIENDLY, M. **ggbiplot: A Grammar of Graphics Implementation of Biplots**. 2023. Disponível em: <<https://github.com/friendly/ggbiplot>>. Acesso em 15 fev. 2025.

WEGSCHEIDER, B.; LINNANSAARI, T.; CURRY, R. A. Mesohabitat modelling in fish ecology: A global synthesis. **Fish Fish.**, 21:927–39, 2020.

WICKHAM, H. et al. Welcome to the tidyverse. **J. Open Source Softw.**, 4(43):1686, 2019.

WICKHAM, H. **gplot2: Elegant graphics for data analysis**. New York: Springer-Verlag, 2016.

WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, 142:284–95, 2005.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fish Ecology in Tropical Streams. *In*: DUDGEON, D. (eds.). **Tropical Stream Ecology (Aquatic Ecology Series)**. Londres: Academic Press, p 107–46, 2008.

ZARET, T. M.; RAND, A. S. Competition in Tropical Stream Fishes: Support for the Competitive Exclusion Principle. **Ecology**, 52(2):336–42, 1971.