

EFEITO DO USO DO SOLO NA INTENSIDADE DA DESOVA DE PEIXES NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, BRASIL

Tatiane Pires de Sousa¹

Andréa Bialetzki²

Luzia da Silva Lourenço³

Poliana Lins⁴

Lucia Mateus⁵

RESUMO: A dinâmica reprodutiva das assembleias de peixes em sistemas fluviais é influenciada por fatores abióticos, os quais sofrem efeitos dos padrões de uso e cobertura do solo nas bacias hidrográficas. Neste estudo investigamos como fatores ambientais e o uso do solo influenciam a intensidade de desova de peixes na porção norte da Bacia do Alto Paraguai, Brasil. Foram realizadas coletas de ictioplâncton em dez pontos de amostragem, alocados nos rios Paraguai, Sepotuba, Formoso, Juba, Cabaçal, Jauru e Vermelho, entre 2017 e 2019, abrangendo diferentes tipos de cobertura do solo (vegetação natural, pastagem e agricultura). As variáveis físico-químicas da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e transparência) foram monitoradas mensalmente. A modelagem estatística demonstrou que o uso do solo afeta, significativamente, os atributos físico-químicos da água e, consequentemente, a intensidade de desova. As análises revelaram que áreas com maior cobertura de vegetação natural apresentaram pH mais neutro/alcalino, maior condutividade elétrica e maiores densidades de ovos de peixes, enquanto áreas dominadas por pastagens apresentaram menor atividade reprodutiva, indicando que o aumento da área de pastagem no entorno dos rios reduz a intensidade de desova. Os resultados apontaram que a desova ocorre principalmente durante a estação chuvosa (novembro a janeiro), sendo favorecida por condições ambientais propícias em locais com vegetação ripária preservada. Por outro lado, a presença de barragens e a conversão de áreas nativas em pastagens comprometem a conectividade fluvial e a qualidade da água, impactando, negativamente, o recrutamento da ictiofauna. Os resultados do estudo reforçam a importância da gestão ambiental no uso do solo e da manutenção da vegetação ripária para conservar a dinâmica reprodutiva dos peixes e a biodiversidade aquática regional.

Palavras-chave: Atividade reprodutiva; Peixes; Vegetação ripária; Conectividade fluvial; Ictioplâncton.

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa da Costa 2367, 78060-900 Cuiabá, MT, Brasil. (TPS) tatipiressousa@gmail.com *autor para correspondência

²Doutora em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais - UEM, Professora Associada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Maringá, Laboratório de Ictioplâncton, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPÉLIA). bialetzki@nupelia.uem.br.

³Doutora em Ciências Biológicas, área de concentração: Zoologia – UNESP/Rio Claro, Professora na Universidade Federal de Rondônia, campus de Rolim de Moura. bioluzia@gmail.com

⁴Doutora em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT/Cuiabá-MT, Analista Ambiental da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). polianagasl@gmail.com

⁵Doutora em Zoologia – UNESP/Rio Claro. Professora Titular do Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Laboratório de Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros (LEMARPE). lafmateus@gmail.com.

LAND USE EFFECT ON FISH SPAWNING INTENSITY IN THE UPPER PARAGUAY BASIN, BRAZIL

ABSTRACT: The reproductive dynamics of fish assemblages in river systems are influenced by abiotic factors, which in turn are affected by land use and land cover patterns within watersheds. In this study, we investigated how environmental factors and land use influence the spawning intensity of migratory fish in the northern portion of the Upper Paraguay Basin, Brazil. Ichthyoplankton samples were collected at ten sampling sites located along the Paraguay, Sepotuba, Formoso, Juba, Cabaçal, Jauru, and Vermelho rivers between 2017 and 2019, encompassing different types of land cover (natural vegetation, pasture, and agriculture). The physicochemical variables of the water (temperature, pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, and transparency) were monitored monthly. Statistical modeling showed that land use significantly affects the physicochemical attributes of the water and, consequently, spawning intensity. The analyses revealed that areas with greater natural vegetation cover exhibited higher pH values (more neutral/alkaline), greater electrical conductivity, and higher fish egg densities, whereas areas dominated by pasture showed lower reproductive activity, indicating that the expansion of pastureland around rivers reduces spawning intensity. The results indicated that spawning occurs mainly during the rainy season (November to January), being favored by suitable environmental conditions in areas with preserved riparian vegetation. Conversely, the presence of dams and the conversion of native areas into pasture compromise river connectivity and water quality, negatively affecting fish recruitment. The findings highlight the importance of environmental management of land use and the maintenance of riparian vegetation for conserving fish reproductive dynamics and regional aquatic biodiversity.

Keywords: Reproductive activity; Fish; Riparian vegetation; River connectivity; Ichthyoplankton.

INTRODUÇÃO

Na região neotropical, durante o período reprodutivo, diversas espécies de peixe se reúnem em cardumes e migram em direção as cabeceiras dos rios em busca de locais apropriados para a desova. Muitas dessas espécies de peixes migradores se reproduzem durante períodos de maior precipitação e temperaturas elevadas (SUZUKI et al., 2009; ZANIBONI-FILHO et al., 2017), condições que favorecem a deriva e o desenvolvimento de ovos e larvas (BAUMGARTNER et al., 2008). Assim, a sincronização entre reprodução e variáveis ambientais, garantem melhores condições à sobrevivência da prole (VAZZOLER, 1996).

Variáveis físico-químicas da água e condições climáticas regionais são fatores abióticos que atuam como gatilhos para a migração reprodutiva e escolha dos locais de desova, o que implica em variações na intensidade de desova entre sítios reprodutivos. A temperatura da água é uma das variáveis mais importantes para a reprodução de espécies neotropicais, pois afeta diretamente o metabolismo e a fisiologia dos peixes (VAZZOLER, 1996; BARZOTTO et al., 2015). Outras variáveis, como o pH e o oxigênio dissolvido, também desempenham papel fundamental no desencadeamento do processo reprodutivo (REYNALTE-TATAJE et al., 2013). As variáveis físico-químicas da água tendem a variar espacial e temporalmente, como resultado das características geomorfológicas dos rios e o clima regional (REZENDE et al., 2012), resultando em condições apropriadas ou não para a reprodução dos peixes. Entretanto, também podem ser influenciadas por ações antrópicas adjacentes, alterando o seu potencial de uso para atividade reprodutiva da ictiofauna.

Alterações no uso do solo e a cobertura vegetal podem afetar direta ou indiretamente a qualidade da água (BORGES et al., 2015). Isso porque a conversão da paisagem por atividades antrópicas, modificam a proporção de componentes suspensos e dissolvidos na água, assim como suas características físico-químicas (LUI et al., 2012; CARNEIRO et al., 2014). Adicionalmente, podem atuar nas diferentes escalas espaciais de uma bacia hidrográfica, afetando diretamente a turbidez e a disponibilidade de oxigênio dissolvido (URIARTE et al., 2011). Como resultado, tais alterações podem comprometer a biodiversidade aquática, alterando a distribuição e a diversidade de espécies de peixes (RADINGER et al., 2016).

Em especial, a substituição da vegetação natural por pastagens é apontada como uma das principais causas de degradação dos ecossistemas aquáticos (ILHA et al., 2019; BARBOSA et al., 2020), contribuindo para a perda de biodiversidade e da redução de produtividade biológica (DAVIDSON, 2014). Em contraste, a cobertura florestal, sobretudo a vegetação ripária, é importante para a manutenção dos recursos pesqueiros (CASTELLO et al., 2017), pois a sua remoção reduz a riqueza, a abundância e a biomassa (LOBÓN-CERVIÁ et al., 2015; ARANTES et al., 2019).

Dessa forma, o uso e cobertura do solo influenciam a qualidade da água (EDGE et al., 2017) e, consequentemente, podem afetar a intensidade reprodutiva dos peixes por alterar as características dos habitats de desova. Podemos esperar que trechos de rios com maior cobertura de vegetação natural, na área de drenagem, apresentem melhores condições para a desova, em comparação com áreas de maior uso antrópico, devido a efeitos na qualidade da água. Assim, neste estudo, buscamos compreender se a intensidade da desova em rios da bacia do alto rio Paraguai, na sua porção norte, está associada com o uso e cobertura do solo na região. Especificamente, avaliamos se o efeito do uso e cobertura do solo afeta os atributos físico-químicos da água e a densidade de ovos liberados durante a estação reprodutiva dos peixes migradores.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado na porção norte da Região Hidrográfica do Paraguai – RH-Paraguai, denominação dada à porção brasileira da Bacia do Alto Paraguai. Essa região abriga dois grandes biomas: Cerrado e Pantanal, sendo o rio Paraguai um dos seus principais formadores (Agência Nacional das Águas – ANA, 2004). O rio Paraguai nasce no extremo norte da RH-Paraguai, no estado de Mato Grosso, com extensão de 1.693 km em território brasileiro (ANA, 2018). Na região de planalto estão localizados os principais rios e afluentes da RH-Paraguai, os quais drenam em direção à planície de inundação do Pantanal (ANA, 2018). Os rios que se situam na região de planalto apresentam maior velocidade de fluxo d’água, elevada oxigenação e carreamento intenso de materiais em suspensão, enquanto os rios de planície de inundação apresentam transporte de nutrientes mais lento e menores níveis de oxigênio, especialmente durante o período de enchente, em função da interação entre os ambientes aquáticos e terrestres (HAMILTON et al., 1997).

A região de planalto da RH-Paraguai tem sofrido intensas pressões antrópicas, decorrentes do uso do solo, da remoção da vegetação (Bacia do Alto Paraguai – BAP, 2015) e da implantação de empreendimentos hidrelétricos (CALHEIROS et al., 2018). A temperatura anual varia de 22,5-26,5°C e a precipitação média anual entre 800-1.600 mm, com duas estações bem definidas, sendo uma de seca (maio a setembro) e outra chuvosa (outubro a abril) (GONÇALVES et al., 2011). Além disso, observam-se variações regionais quanto à duração e intensidade desses períodos, com as maiores pluviosidades ocorrendo na região de planalto (ALVARES et al., 2013).

Coleta de dados

As coletas de ictioplâncton foram realizadas entre novembro de 2017 e março de 2018, e entre outubro de 2018 e março de 2019, períodos de maior intensidade reprodutiva das espécies migradoras na região (BAILLY et al., 2008; ZIOBER et al., 2012). Foram estabelecidos dez pontos de coleta na área de estudo (Figura 1), um no rio Paraguai (PAR) e nove distribuídos em seus afluentes: rio Sepotuba (pontos SEP1, SEP2 e SEP3), rio Formoso (FOR), rio Juba (JUB), rio Vermelho (VERN), rio Cabaçal (pontos CAB1 e CAB2) e rio Jauru (JAU). A seleção destes afluentes considerou seu papel como possíveis rotas de migração reprodutiva (GRANT et al., 2007; BARZOTTO et al., 2015). Os rios Juba (JUB) e Jauru (JAU) possuem empreendimentos hidrelétricos em operação, sendo as amostragens realizadas a jusante dos barramentos.

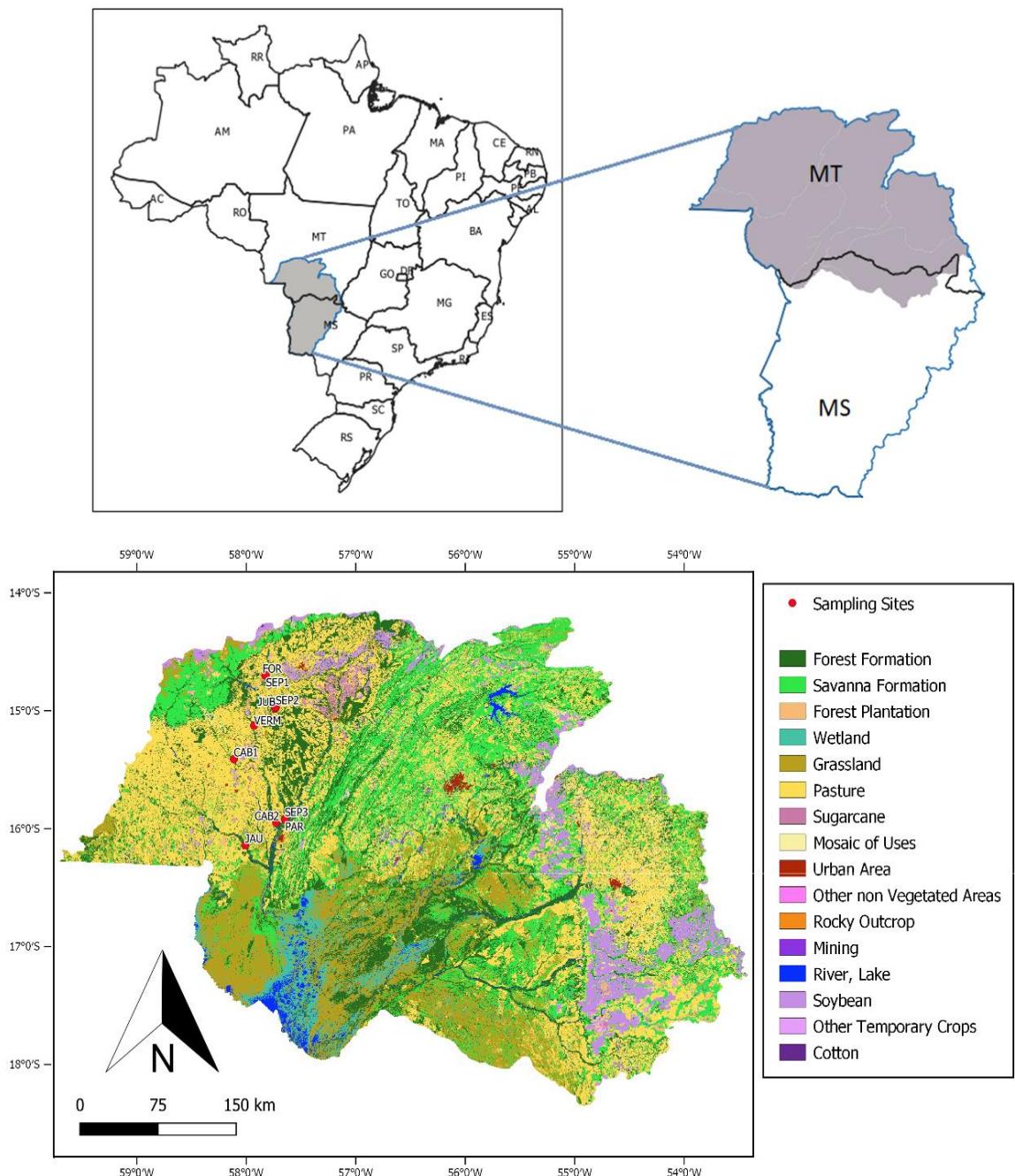


FIGURA 1 - Localização dos pontos de amostragem e matriz de uso e cobertura do solo na Região Hidrográfica do Paraguai, Mato Grosso, Brasil. CAB1 – rio Cabaçal ponto 1, CAB2 – rio Cabaçal ponto 2, FOR – rio Formoso, JAU – rio Jauru, JUB – rio Juba, SEP1 – rio Sepotuba ponto 1, SEP2 – rio Sepotuba ponto 2, SEP3 – rio Sepotuba ponto 3, PAR – rio Paraguai e VERN – rio Vermelho. Fonte: MapBiomass (<http://mapbiomas.org>).

As amostras de ictioplâncton foram obtidas com redes de plâncton cônico-cilíndricas (malha 0.5 mm; diâmetro de 0.38 m³; área de 0.1134 m³), equipadas com fluxômetro acoplado à boca da rede para mensurar o volume de água filtrada (NAKATANI et al., 2001). Em cada ponto, o estrato superficial da coluna d'água foi amostrado em três posições: margem direita, margem esquerda e centro e, adicionalmente, uma coleta no fundo. A duração da amostragem foi de 10 minutos para o estrato superficial da coluna d'água e de 3 minutos para o fundo,

determinado previamente em razão da quantidade de material em suspensão, evitando o entupimento da rede. As amostragens foram conduzidas ao longo de um ciclo diário com intervalo de 6h entre cada amostragem (00h, 06h, 12h e 18h). O material coletado foi fixado em solução de formalina 4%, tamponada com carbonato de cálcio (CaCO_3).

Simultaneamente à coleta do ictioplâncton, foram obtidas, mensalmente, as variáveis ambientais: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mL^{-1}), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), com auxílio de sonda multiparâmetro. A transparência da água (cm) foi medida com disco de Secchi.

Processamento das amostras

Em laboratório, as amostras de ictioplâncton foram triadas e quantificadas com auxílio de estereomicroscópio. A densidade de ovos (Y) foi padronizada para um volume 10 m^3 de água filtrada, segundo Tanaka (1973), modificado por Nakatani et al. (2001), seguindo a fórmula $Y=(x/V)*10$, onde x corresponde ao somatório do número de ovos coletados em todos os estratos, e V corresponde ao volume total de água filtrada.

Os ovos foram classificados segundo seu grau de desenvolvimento em clivagem inicial, embrião inicial, cauda livre e embrião final (NAKATANI et al., 2001). De acordo com o método morfológico (AHLSTROM; MOSER, 1976; NAKATANI et al., 2001), não é possível realizar a identificação específica dos ovos. Portanto, neste estudo foi considerada a produção total de ovos da comunidade ictiofaunística.

Análise de dados

Para avaliar o uso e cobertura do solo foi utilizada a classificação de cobertura do solo disponível em MapBiomas (<http://mapbiomas.org>). Esse banco de dados combina imagens anuais do satélite Landsat desde 1985, classificando diferentes categorias de uso e cobertura da terra no Brasil com base em *pixels* de resolução de $30 \times 30 \text{ m}$, utilizando o algoritmo Random-Forest (SOUZA et al., 2020). A partir das categorias disponíveis, utilizamos os anos 2018 e 2019 para obter a área em hectares da cobertura do solo ao redor dos sítios amostrados. Construímos buffers em torno das coordenadas de cada sítio amostral e calculamos a cobertura em diferentes raios (300, 400, 500, 1000, 2000 e 3000 m) para melhor representar o uso e cobertura do solo.

A quantificação seguiu as categorias do MapBioma: floresta, cerrado, campo, silvicultura (floresta plantada), pastagem (utilizada para pastagem de gado), agricultura (cultura de algodão, soja e cana-de-açúcar), urbana, mineração, solo aberto, áreas úmidas (áreas úmidas) e corpos d'água alterados (lagos e aquicultura). Entretanto, para avaliar o efeito da cobertura do solo sobre a intensidade de desova, usamos a seguinte classificação: vegetação natural (floresta+cerrado), agricultura e pastagem, por serem os principais tipos de cobertura do solo na região (Figura 1). Para combinar os diferentes buffers, resultantes da matriz de uso e cobertura do solo, foi aplicada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), com os dados transformados pelo qui-quadrado (LEGENDRE; GALLAGHER; 2001), matriz de distância euclidiana e retenção dos eixos que acumularam proporção de explicação superior a 70%.

Para reduzir a dimensionalidade das variáveis abióticas obtidas, aplicou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). Os dados foram previamente padronizados (média=0 e desvio padrão=1), a fim de minimizar diferenças nas escalas das variáveis. Para a interpretação, foram retidos os eixos da PCA com autovalores superiores a 1 (um), conforme o critério de Kaiser-Guttman (JACKSON, 1993). Os eixos da PCA foram utilizados como variáveis respostas em um modelo de regressão múltipla multivariada onde os eixos da PCoA do uso e

cobertura do solo foram considerados como preditores da variação nos atributos físico-químicos da água.

O efeito do uso e cobertura do solo sobre a intensidade de desova foi avaliado por meio de um modelo linear geral misto (MLM). A variável resposta foi definida como a densidade de ovos por local e mês. Como variáveis preditoras de efeitos fixos, foram incluídos os eixos retidos da PCoA. Como é esperado variação na densidade entre os meses e entre os períodos reprodutivos, estas variáveis foram incluídas no modelo como efeito aleatório. Para atender aos pressupostos do modelo, a variável resposta foi transformada utilizando a transformação *boxcox*, o que resultou em *lambda* igual a 0,10. Assim, a variável resposta (densidade de ovos) foi transformada elevando-se cada valor a potência 0,10. Foram avaliadas as suposições de homogeneidade de variância com gráficos de dispersão com resíduos e valores ajustados, a normalidade dos resíduos com gráficos quantílicos de resíduos padronizados com valores ajustados e a presença de observações influentes com a distância de Cook (QUINN; KEOGH, 2002; ZUUR et al., 2010). Não foram identificadas tendências ou heterogeneidade de variâncias nos resíduos ou pontos influentes (distância de Cook > 1), nem desvios substanciais da normalidade nos resíduos.

A autocorrelação espacial nos resíduos do modelo foi testada com um correlograma de Mantel (ZUUR et al., 2009, 2010; LEGENDRE; LEGENDRE, 2012) e encontrado que os resíduos não apresentam autocorrelação espacial ($r = 0.00076$; $p=0.451$). A multicolinearidade entre as preditoras do modelo foi verificada pelo fator de inflação de variância (VIF), não sendo observadas evidências desse problema (todos os VIFs < 3,0; ZUUR et al., 2010).

Todas as análises foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2022) usando os pacotes vegan (OKSANEN et al., 2019), lmer4 (BATES et al., 2015), car (FOX; WEISBERG, 2018) e ggplot2 (WICKHAM, 2016), considerando um nível de significância de 0,05.

RESULTADOS

Durante o período de estudo, foram coletados 8.678 ovos, dos quais 95,5% encontravam-se nos estágios iniciais de desenvolvimento ontogênico (clivagem inicial e embrião inicial). Em relação à distribuição espacial, os pontos CAB1, JUB e JAU apresentaram as menores densidades máximas de ovos, enquanto os pontos FOR, CAB2 e PAR registraram as maiores densidades máximas (Figura 2).

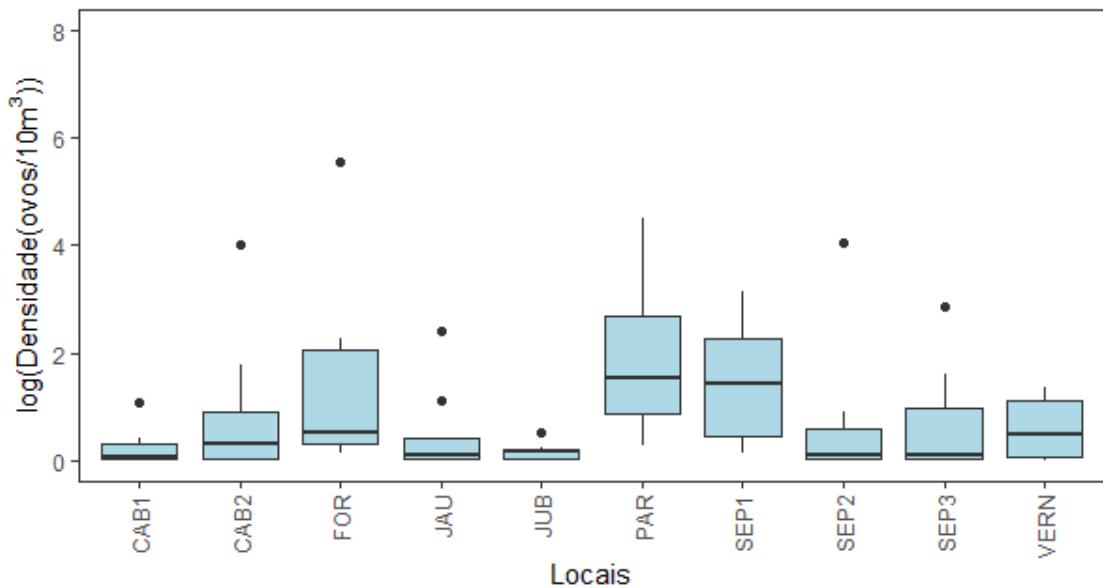
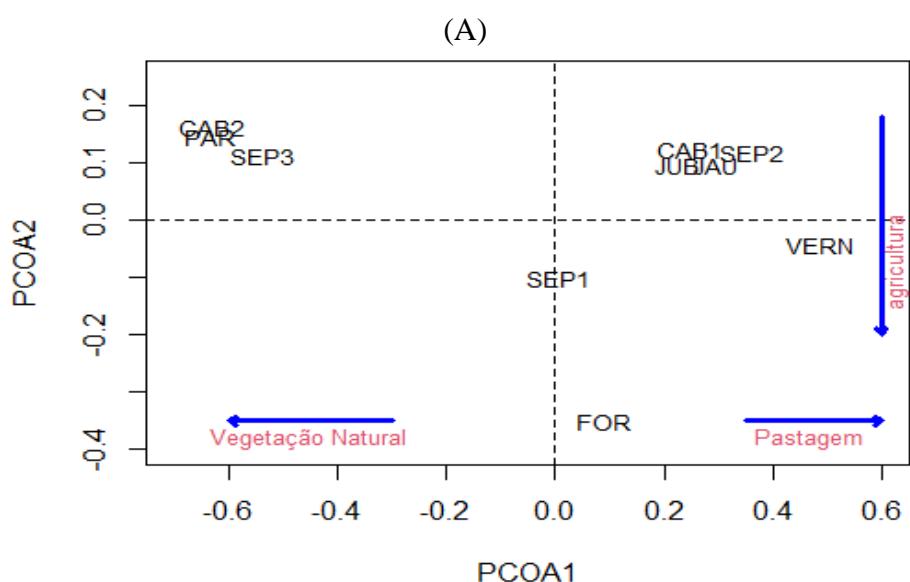


FIGURA 2 - Distribuição espacial da densidade de ovos de peixes, na Região Hidrográfica do Alto Paraguai, Brasil, entre outubro de 2017 e março de 2018 e outubro de 2018 a março de 2019. CAB1 – rio Cabaçal ponto 1, CAB2 – rio Cabaçal ponto 2, FOR – rio Formoso, JAU – rio Jauru, JUB – rio Juba, PAR – rio Paraguai, SEP1 – rio Sepotuba ponto 1, SEP2 – rio Sepotuba ponto 2, SEP3 – rio Sepotuba ponto 3, VERN – rio Vermelho.

Considerando as classes de cobertura do solo, o eixo 1 da PCoA (PCoA1) explicou 82,4% da variação dos dados, apresentando correlação positiva com a pastagem e negativa com a vegetação natural (Figura 3A). O segundo eixo da PCoA (PCoA2) explicou 12,6% da variação, correlacionando-se negativamente com a agricultura (Figura 3A). Como o eixo 1 da PCoA capturou mais de 80% da variação entre locais, este foi considerado nas análises posteriores. A ordenação espacial, evidenciou a formação de dois grandes grupos: CAB1, JAU, JUB, SEP2 e VERN, associado predominantemente à pastagem, e CAB2, PAR, e SEP3, associados a matriz de vegetação natural. Adicionalmente, SEP1 e FOR apresentaram posicionamento intermediário no gradiente entre vegetação natural e pastagem (Figura 3B).



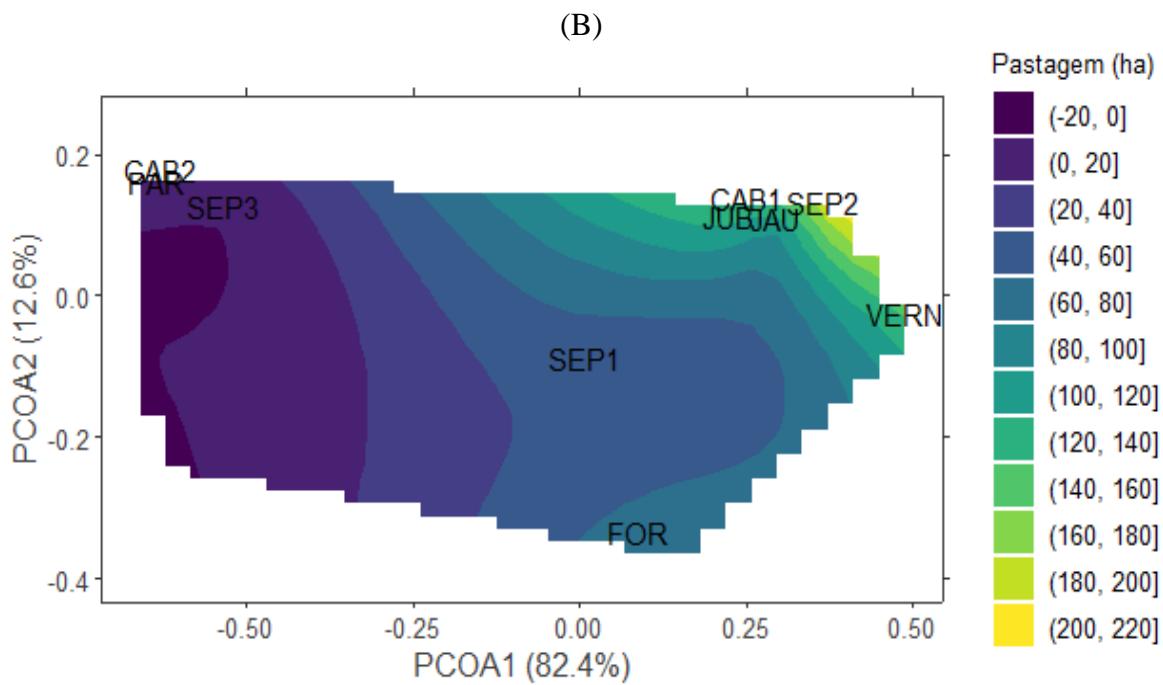


FIGURA 3 - (A) Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada na distância euclidiana mostrando a ordenação entre os sítios amostrados e cobertura do solo (vegetação natural, pastagem e agricultura) na Região Hidrográfica norte do rio Paraguai, Mato Grosso – Brasil, durante os períodos reprodutivos de 2017/2018 e 2018/2019. **(B)** Ordenação considerando o buffer de 1000 m (área total=314,16 ha) onde estão representadas as áreas ocupadas por pastagem nos pontos amostrais. CAB1 - rio Cabaçal ponto 1, CAB2 – rio Cabaçal ponto 2, FOR – rio Formoso, JAU – rio Jauru, JUB – rio Juba, SEP1 – rio Sepotuba ponto 1, SEP2 – rio Sepotuba ponto 2, SEP3 – rio Sepotuba ponto 3, PAR – rio Paraguai e VERN – rio Vermelho.

Os atributos físico-químicos da água apresentaram variação espacial e temporal, principalmente na condutividade elétrica, transparência e oxigênio dissolvido (Tabela 1). Com relação a ordenação baseada nesses atributos, o primeiro eixo da PCA (PCA1) explicou 36% da variação dos dados, enquanto o segundo eixo (PCA2) explicou 21%. Ambos apresentaram autovalor maior que 1 e foram retidos para análises posteriores. As variáveis mais correlacionadas positivamente ao eixo 1 (PCA1) foram pH ($r=0,85$) e condutividade elétrica ($r=0,64$). De outro lado, o oxigênio dissolvido correlacionou-se positivamente ($r=0,63$) e a temperatura negativamente ($r=-0,73$) com o eixo 2 (Figura 4).

TABELA 1 - Média e desvio padrão (dp) dos atributos físico-químicos da água baseados em coletas mensais para as localidades estudadas ao longo das estações reprodutivas de 2017/2018 e 2018/2019 na Região Hidrográfica norte do rio Paraguai. CAB1 - rio Cabaçal ponto 1, CAB2 – rio Cabaçal ponto 2, FOR – rio Formoso, JAU – rio Jauru, JUB – rio Juba, SEP1 – rio Sepotuba ponto 1, SEP2 – rio Sepotuba ponto 2, SEP3 – rio Sepotuba ponto 3, PAR – rio Paraguai e VERN – rio Vermelho. OD=oxygenio dissolvido; CE=condutividade elétrica.

Local	Temperatura (°C)		pH		CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		OD (mL^{-1})		Transparência (cm)	
	Média	dp	Média	dp	Média	dp	Média	dp	Média	dp
CAB1	28,5	1,9	6,4	0,6	42,6	24,5	7,4	5,5	48,1	13,4
CAB2	29,0	1,4	6,7	0,4	59,8	36,1	9,5	9,6	55,5	30,7
FOR	27,8	3,0	6,0	0,5	41,3	33,0	6,9	4,1	74,0	42,4
JAU	29,4	1,3	6,4	0,4	63,4	24,0	6,0	3,8	85,3	45,5
JUB	29,2	1,1	6,1	0,5	38,9	37,5	6,2	2,2	92,3	44,2
PAR	28,7	1,2	6,4	0,3	59,9	34,0	6,7	5,4	64,5	27,0
SEP1	28,3	1,1	6,3	0,4	34,0	18,4	5,9	3,1	67,0	33,1
SEP2	28,4	1,1	6,1	0,4	43,1	57,4	6,0	2,3	44,8	22,5
SEP3	28,6	1,1	6,5	0,5	32,4	23,9	7,4	5,3	47,1	23,2
VERN	27,4	1,0	6,3	0,4	46,8	35,5	5,9	2,9	44,2	46,4

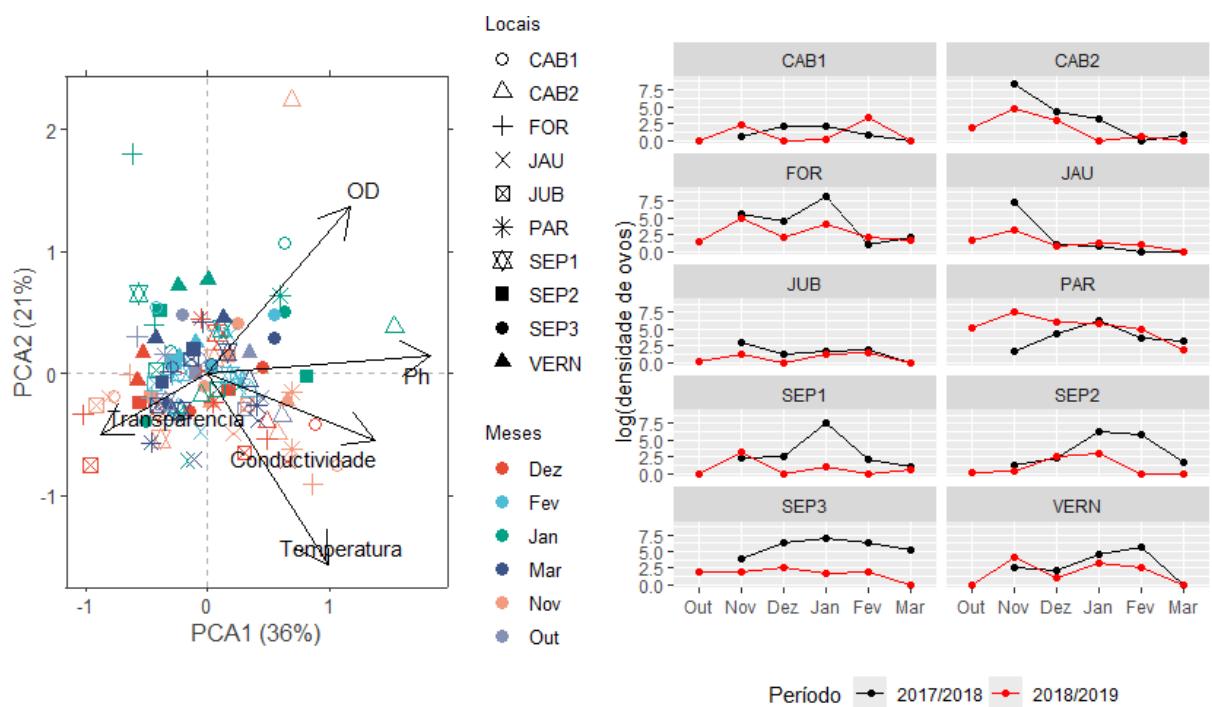


FIGURA 4 - Análise de Componentes Principais (PCA) da matriz de variáveis abióticas e relação variação mensal da densidade de ovos de peixes por locais e meses amostrados ao longo das estações reprodutivas de 2017/2018 e 2018/2019 na Região Hidrográfica norte do rio Paraguai. CAB1 - rio Cabaçal ponto 1, CAB2 – rio Cabaçal ponto 2, FOR – rio Formoso, JAU – rio Jauru, JUB – rio Juba, SEP1 – rio Sepotuba ponto 1, SEP2 – rio Sepotuba ponto 2, SEP3 – rio Sepotuba ponto 3, PAR – rio Paraguai e VERN – rio Vermelho.

O efeito das variáveis abióticas, representados pelos eixos da PCA refletem modificações locais nas características físico-químicas entre os meses, associadas à variação na precipitação e no uso e cobertura do solo que afetou, significativamente, os atributos físico-químicos da água. PCoA1 afetou, negativamente, o eixo 1 da PCA ($\text{coef}=-0,25$; $p=0,016$), mas,

não apresentou efeito significativo sobre o eixo 2 da PCA (coef=-0,02; p=0,863). Essa dinâmica evidenciou a variação mensal na intensidade da desova (Figura 4), com maiores valores nos meses de novembro e janeiro (Figura 4). Considerando o escore médio de cada local no PCA1 e no PCoA1, observamos que os locais inseridos em uma matriz com maior cobertura vegetal são aqueles que apresentam pH e condutividade elétrica médios mais altos em comparação com locais onde a predominância da matriz é de pastagem (Figura 5).

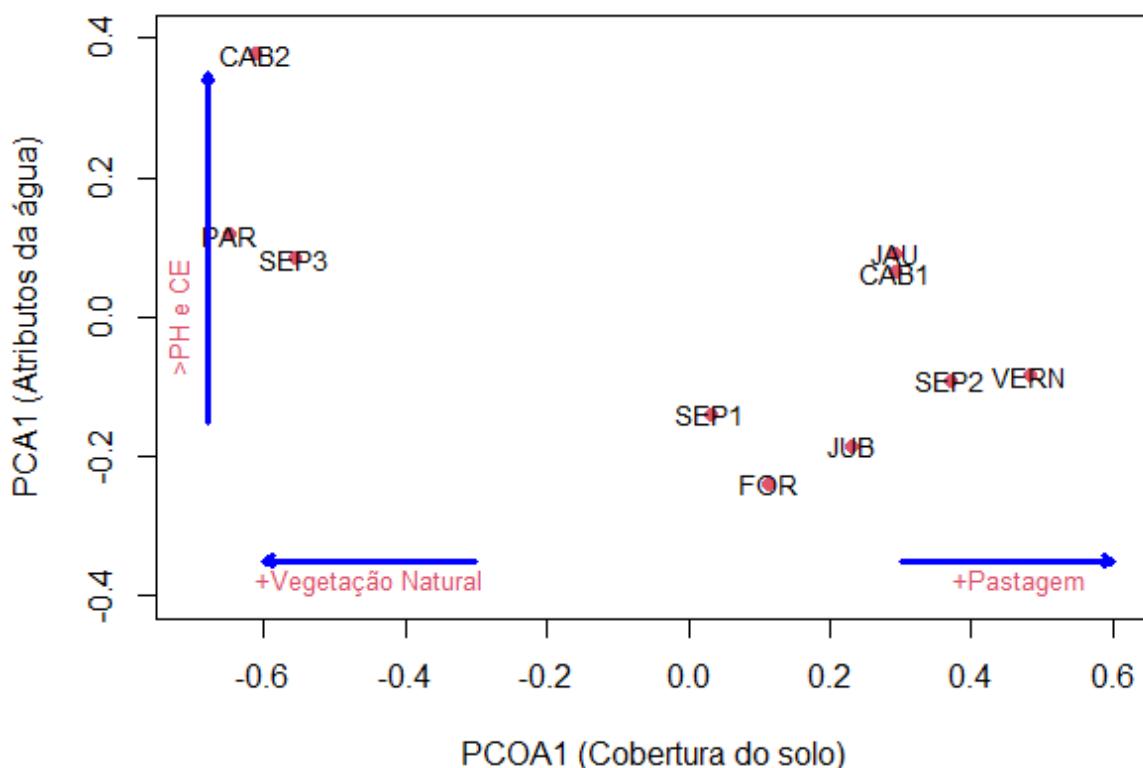


FIGURA 5 - Relação entre os escores médios dos locais amostrados no eixo 1 da análise de componentes principais (PCA1) da matriz de variáveis físico-químicas da água e no eixo 1 da análise de coordenadas principais (PCoA1) do uso e cobertura do solo na Região Hidrográfica norte do rio Paraguai. CAB1 - rio Cabaçal ponto 1, CAB2 - rio Cabaçal ponto 2, FOR - rio Formoso, JAU - rio Jauru, JUB - rio Juba, SEP1 - rio Sepotuba ponto 1, SEP2 - rio Sepotuba ponto 2, SEP3 - rio Sepotuba ponto 3, PAR - rio Paraguai e VERN - rio Vermelho. CE=condutividade elétrica.

Diferenças no uso e cobertura do solo resultaram em efeito significativo do eixo 1 da PCoA sobre a densidade de ovos (Tabela 2). Os pontos com maiores densidades de ovos estão negativamente associados ao da PCoA1. Os locais com maior área de cobertura de vegetação natural apresentaram maiores densidades de ovos. Por outro lado, as menores densidades de ovos foram observadas em pontos com predominância de pastagens (Figura 6).

TABELA 2 - Modelo linear misto do efeito do uso e cobertura do solo, representado pelo eixo 1 da PCoA, sobre a densidade de ovos. Resultados significativos estão em negrito ($P<0,05$); gl=graus de liberdade.

Efeitos fixos	Coeficientes	Erro padrão	gl	T	P($> t $)
Intercepto	0,823	0,087	5,094	9,580	<0,001
PCOA1	-0,191	0,081	98,033	-2,356	0,020

Efeito aleatório: Variância - Meses = 0,008; Período=0,033; Resíduos= 0,124

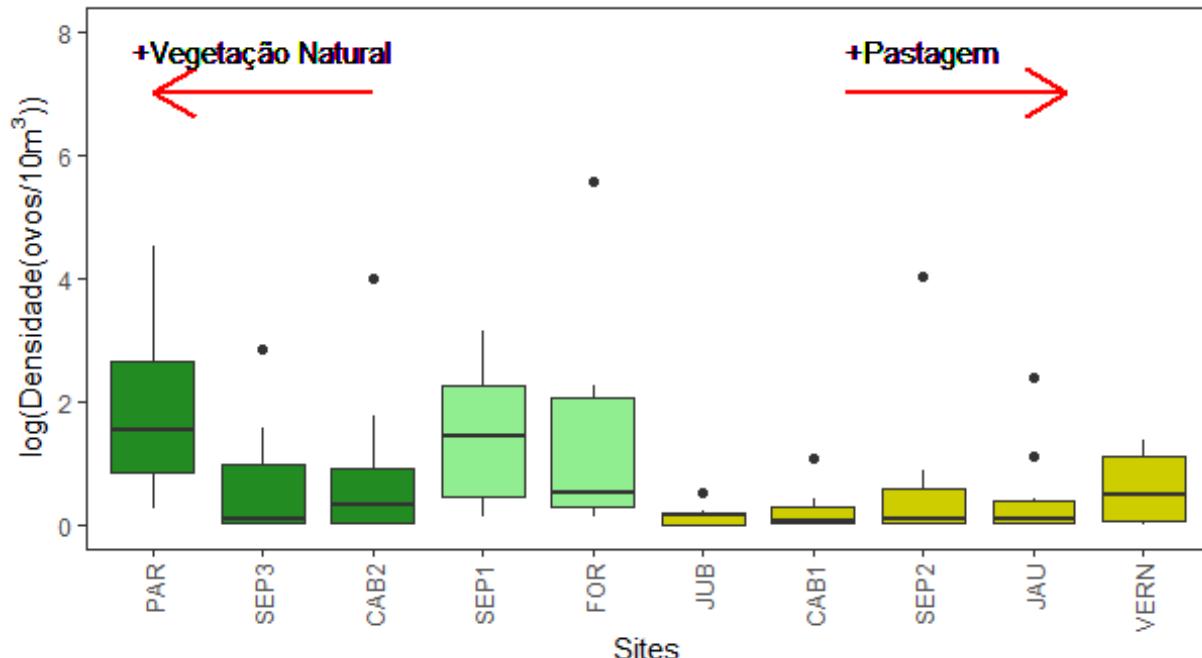


FIGURA 6 - Densidade total de ovos de peixes (número/10 m³) nos sítios amostrados. O posicionamento no eixo horizontal corresponde a ordenação dos escores dos sítios no eixo 1 da PCoA realizada com o uso e cobertura do solo. Legenda: CAB1 – rio Cabaçal ponto 1, CAB2 – rio Cabaçal ponto 2, FOR – rio Formoso, JAU – rio Jauru, JUB – rio Juba, SEP1 – rio Sepotuba ponto 1, SEP2 – rio Sepotuba ponto 2, SEP3 – rio Sepotuba ponto 3, PAR – rio Paraguai, VERN – rio Vermelho.

Em síntese, considerando o efeito do uso e cobertura do solo sobre os atributos físico-químicos da água, os locais com maiores densidades de ovos, correspondem aqueles que, em média, apresentaram maior pH e condutividade elétrica e estão inseridos em uma matriz com maior área coberta por vegetação natural.

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados neste estudo evidenciaram que a variação espaço-temporal na intensidade de desova da ictiofauna, na região Hidrográfica norte do Alto Paraguai, é influenciada pelo uso e cobertura do solo que, por sua vez, afetam as variáveis abióticas locais. De modo geral, as maiores densidades de ovos foram registradas nos meses de novembro e janeiro, indicando que a desova se concentrou na estação chuvosa (TONDATO et al., 2010; GONÇALVES et al., 2011; BARZOTTO et al., 2015).

A ocorrência de desovas durante a estação chuvosa, de outubro a março, segue o mesmo padrão observado em outras bacias hidrográficas neotropicais como a do alto rio Paraná (REYNALTE-TATAJE et al., 2013) e Uruguai (REYNALTE-TATAJE et al., 2012), além de corroborar os estudos realizados anteriormente na própria RH Paraguai (COSTA et al., 2009; TONDATO et al., 2010; ZIOBER et al., 2012; SOUZA et al., 2025). A precipitação é amplamente reconhecida como um fator ambiental que desencadeia a maturação gonadal e a desova (COSTA et al., 2009; GODINHO et al., 2010; BARZOTTO; MATEUS, 2017; ZAVALETÀ-FLORES et al., 2022; LAMPERT et al., 2022). A subida das águas facilita a dispersão de ovos e larvas em diferentes estágios de desenvolvimentos para áreas adequadas, como lagoas marginais e áreas de várzea, que atuam como berçários naturais. Essas áreas promovem abrigo e alimento, favorecendo o crescimento dos juvenis (VAZZOLER, 1997; BAILLY et al., 2008; GODINHO et al., 2010), reforçando a importância do regime hidrológico como gatilho ambiental.

Embora ovos tenham sido registrados em todos os pontos de coleta, confirmado que essas áreas são sítios de desova, destacaram-se como locais importantes para a reprodução da ictiofauna os rios Formoso, Cabaçal, Sepotuba e Paraguai. De outro lado, os rios Vermelho, Juba e Jauru, apresentaram menores intensidades de uso para desova. Vale destacar que nos rios Juba e Jauru existem barragens de empreendimentos hidroelétricos em operação. O barramento da água modifica as condições hidráulicas/limnológicas, afetando a livre movimentação da ictiofauna rumo às áreas de desova a montante devido à fragmentação ecológica e ambiental (SUZUKI; POMPEU, 2016), tendo como consequência a perda de conectividade entre habitats. Essas barreiras impedem a migração longitudinal da ictiofauna, restringindo o acesso às regiões propícias à desova (PELICICE et al., 2015).

Neste estudo foi possível identificar que locais com predominância de vegetação natural no seu entorno foram associadas a maiores densidades de ovos, enquanto locais com maior área de pastagem apresentaram menor atividade reprodutiva. Ambientes fluviais que apresentam vegetação ribeirinha como tampões são mais eficazes na manutenção da biodiversidade aquática (IÑIGUEZ-ARMIJOS et al., 2014). Além disso, estudos prévios demonstraram que a cobertura vegetal nativa está positivamente associada à biomassa e à diversidade funcional da ictiofauna (ARANTES et al., 2019), e consequentemente, à produtividade pesqueira (CASTELLO et al., 2017; ARANTES et al., 2018), a exemplo do que pôde ser observado nos pontos amostrados em relação a intensidade de desova e vegetação natural. Por outro lado, a conversão de áreas nativas em pastagens causa o declínio da biodiversidade de peixes, pois a criação de gado tem efeitos deletérios à qualidade de água doce e a integridade biológica das comunidades de peixes (JOY et al., 2018).

Ao considerar o efeito do uso e cobertura do solo sobre as variáveis abióticas, foi possível observar relação negativa entre as locais com maior intensidade de pastagem e o pH e condutividade elétrica. Adicionalmente, a densidade de ovos também apresentou efeito negativo com aumento da área de pastagem. Assim, podemos estabelecer que a densidade de ovos está associada aos atributos físico-químicos da água. Essas variáveis exercem efeito sobre o período reprodutivo da ictiofauna, o que pode determinar a distribuição e abundância do ictioplâncton nos sistemas fluviais (NAKATANI et al., 2001; BAUMGARTNER et al., 2008; TEIXEIRA et al., 2019; CAJADO et al., 2020). Tem sido relatado na literatura que um pH mais neutro/alcalino (6,5 a 9) favorece a desova e desenvolvimento de larvas de peixes em cativeiro (STONE et al., 2003; STREIT et al., 2012). De outro lado, pH mais ácido pode comprometer o desenvolvimento dos peixes (SANTOS et al., 2020). A condutividade elétrica intensifica o período reprodutivo com a desova (BARZOTTO et al., 2015) e a fertilização, enquanto o oxigênio dissolvido estabelece um limiar importante na incubação dos ovos e no desenvolvimento das larvas (ROSA et al., 2019). Apesar dos relatos da influência da temperatura da água na reprodução da ictiofauna (ZIOBER et al., 2012; SILVA et al., 2014;

ROSA et al., 2018), não observamos relação desse fator sobre a desova de peixes, uma vez que esse atributo ambiental apresentou pouca variação e não forneceu resposta biológica marcante na intensidade de desova.

As melhores condições ao processo reprodutivo correspondem aos rios Cabaçal, Sepotuba e Paraguai. Esses rios apresentam algum tipo de matriz de vegetação natural e ainda conectividade longitudinal dentro da rede fluvial. A presença de vegetação ripária promove uma maior heterogeneidade de habitats e melhores condições bióticas à ictiofauna. Além disso, os habitats marginais incluem áreas de desova e de refúgio, influenciando fortemente a diversidade de espécies de peixes, especialmente àquelas mais sensíveis às alterações ambientais. A perda dessa cobertura vegetal pode afetar diretamente as áreas de desova (BELTRÃO et al., 2009), reduzindo as condições favoráveis à reprodução de espécies que dependem de habitats com características intrínsecas protegidas (FERREIRA et al., 2015; VIEIRA; TEJERINA-GARRO, 2020). Portanto, os resultados obtidos neste estudo reforçam a necessidade de gestão ambiental no uso e cobertura do solo adjacente, visto que esses rios são áreas propícias ao recrutamento da ictiofauna que são áreas livres de impactos diretos como barramentos e pastagens intensivas.

As altas densidades de ovos observados no rio Formoso, local latitudinalmente mais ao norte, entre os amostrados, revelam que a reprodução ocorre nas regiões a montante da bacia tendo o canal principal do rio como corredor de transporte entre as áreas de desova e de recrutamento larval a jusante (NANNINI et al., 2012). Esse padrão também pode ser observado no rio Cabaçal e rio Paraguai, cujos ovos podem derivar, passivamente, rumo às lagoas marginais na planície de inundação onde as larvas e juvenis completam o seu desenvolvimento (TONDATO et al., 2010, ZIOBER et al., 2012). Os rios Cabaçal e Paraguai já foram apontados como prioritários na conservação da conectividade longitudinal na bacia do alto Paraguai, pois a eventual perda de conectividade induziria a redução na área de reprodução revelando a vulnerabilidade dessa rede fluvial (SOUSA et al., 2023). Dessa forma, considerando que a ictiofauna realiza migrações reprodutivas rumo às cabeceiras na RH-Paraguai, é necessário a manutenção dos trechos livres de barramentos para a movimentação da população adulta (SUZUKI; POMPEU, 2016; ROSA et al., 2019). Adicionalmente, é necessário manter a cobertura vegetal nativa próximo aos corpos d'água e evitar o carreamento de sedimentos e de nutrientes para o sistema aquático (PUSEY; ARTHINGTON, 2003), evitando alterações do habitat e variações na qualidade da água (HUMPHRIES et al., 2011), que possam afetar a atividade reprodutiva da ictiofauna e o recrutamento biológico.

CONCLUSÃO

Em síntese, o uso e cobertura do solo afetam atributos físico-químicos da água e a intensidade de desova dos peixes na porção norte da região hidrográfica do Alto rio Paraguai. Áreas com maior cobertura de vegetação natural apresentam pH e condutividade elétrica mais elevados e maiores densidades de ovos de peixes. De outro lado, áreas dominadas por pastagens mostram menor atividade reprodutiva, indicando que o aumento da área de pastagem reduz a intensidade de desova na região estudada.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e a Fundação Eliseu Alves pelo financiamento do estudo e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de doutorado à TPS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS(ANA). *Implementação de práticas de gerenciamento integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: relatório final.* Brasília, DF: ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004. 316p.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). *Plano de recursos hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai – PRH-Paraguai: resumo executivo.* Brasília, DF: ANA, 2018. 180p.
- AHLSTROM, E. H.; MOSER, H. G. Eggs and larvae of fishes and their role in systematic investigations and in fisheries. *Revue des Travaux de l’Institut des Pêches Maritimes*, v. 40, n. 3/4, p. 379–398, 1976.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, p. 711–728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O.; PETRERE, M.; CASTELLO, L.; HESS, L. L.; FREITAS, C. E. C. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, p. 386–395, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>
- ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O.; ASHER, A.; CASTELLO, L.; HESS, L. L.; PETRERE, M.; FREITAS, C. E. C. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Scientific Reports*, v. 9, art. 16684, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52243-0>
- BAILLY, D.; AGOSTINHO, A. A.; SUZUKI, H. I. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications*, v. 24, p. 1218–1229, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.1147>
- BAP. *Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai – porção brasileira.* Brasília, DF: Instituto SOS Pantanal; WWF-Brasil, 2015. 66 p.
- BARBOSA, A. S.; PIRES, M. M.; SCHULZ, U. H. Influence of land-use classes on the functional structure of fish communities in southern Brazilian headwater streams. *Environmental Management*, v. 65, p. 618–629, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01274-9>
- BARZOTTO, E.; MATEUS, L. Reproductive biology of the migratory freshwater fish *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) in the Cuiabá River basin, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 33, n. 3, p. 415–422, 2017.
- BARZOTTO, E.; SANCHES, P. V.; BIALETZKI, A.; ORVATI, L.; GOMES, L. C. Larvae of migratory fish (Teleostei: Ostariophysi) in lotic remnant of the Paraná River in Brazil. *Zoologia*,

v. 32, n. 4, p. 270–280, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1984-46702015000400002>

BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B. M.; WALKER, S. C. Fitting Linear Mixed-effects Models using lme4. *Journal os Statistical Software*, v. 67, n. 1, 1:48, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

BAUMGARTNER, G.; NAKATANI, K.; GOMES, L. C.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C. Fish larvae from the Upper Paraná River: do abiotic factors affect larval density? *Neotropical Ichthyology*, v. 6, n. 4, p. 551–558, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000400002>

BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. *Biota Neotropical*, v. 9, n. 4, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000400003>

BORGES, P. P.; TERESA, F. B.; MARTINS, P. T. A.; NABOUT, J. C. Relative influence of direct and indirect environmental effects on sestonic chlorophyll-a concentration in Cerrado streams. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 27, n. 3, p. 301–310, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1815>

CAJADO, R. A.; OLIVEIRA, L. S.; SUZUKI, M. A. I.; ZACARDI, D. M. Spatial diversity of ichthyoplankton in the lower stretch of the Amazon River, Pará, Brazil. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, v. 50, n. 2, p. 127–137, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3750/AIEP/02786>

CALHEIROS, D. F.; CASTRILON, S. K. I.; BAMPI, A. C. Hydroelectric in the rivers that form Pantanal: threats to conservation and to Pantanal traditional socio-environmental and economic relations. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 9, n. 1, p. 119–139, 2018. Disponível em: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.001.0009>

CARNEIRO, F. M.; NABOUT, J. C.; VIEIRA, L. C. G.; ROLAND, F.; BINI, L. M. Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 740, p. 89–99, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1940-3>

CASTELLO, L.; HESS, L. L.; THAPA, R.; McGRATH, D. G.; ARANTES, C. C.; RENÓ, V. F.; ISAAC, V. J. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish and Fisheries*, p. 1–10, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/faf.12261>
COSTA, R. M. R.; MATEUS, L. Reproductive biology of pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (Teleostei: Characidae) in the Cuiabá River basin, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, p. 447–458, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000300012>

DAVIDSON, N. C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, v. 65, n. 10, p. 934–941, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/MF14173>

EDGE, C. B.; FORTIN, M. J.; JACKSON, D. A.; LAWRIE, D.; STANFIELD, L.; SHRESTHA, N. Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity

of stream fish communities. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 647–662, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0472-9>

FERREIRA, F. C.; SOUZA, U. P.; PETRERE Jr, M. Presence of riparian vegetation increases biotic condition of fish assemblages in two Brazilian reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 27, n. 3, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X4514>

FOX, J.; WEISBERG, S. *An R companion to applied regression*. 3. ed. Thousand Oaks: Sage Publications, 2018.

GODINHO, A. L.; LAMAS, I. R.; GODINHO, H. P. Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. *Environmental Biology of Fishes*, v. 87, p. 143–162, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10641-009-9574-4>

GONÇALVES, H. C.; MERCANTE, M. A.; SANTOS, E. T. Hydrological cycle. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, p. 241–253, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200032>

GRANT, E. H. C.; LOWE, W. H.; FAGAN, W. F. Living in the branches: population dynamics and ecological process in dendritic networks. *Ecology Letters*, v. 10, p. 165–175, 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x>

HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; CALHEIROS, D. F.; MELACK, J. M. An anoxic event and other biogeochemical effects of the Pantanal wetland on the Paraguay River. *Limnology and Oceanography*, v. 42, n. 2, p. 257–272, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.2.0257>

HUMPHRIES, M. S.; KINDNESS, A.; ELLERY, W. N.; HUGHES, J. C.; BOND, J. K.; BARNES, K. Vegetation influences on groundwater salinity and chemical heterogeneity in a freshwater, recharge floodplain wetland, South Africa. *Journal of Hydrology*, v. 411, n. 1–2, p. 130–139, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.041>

ILHA, P.; ROSSO, S.; SCHIESARI, L. Effects of deforestation on headwater stream fish assemblages in the Upper Xingu River Basin, southeastern Amazonia. *Neotropical Ichthyology*, v. 17, n. 1, e180099, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180099>

ÍÑIGUEZ-ARMIJOS, A.; LEIVA, A.; FREDE, H.; HAMPEL, H.; BREUER, L. Deforestation and benthic indicators: how much vegetation cover is need to sustain health Andean streams? *PLoS ONE*, v. 9, n. 8, e105869, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105869>

JACKSON, D. A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, v. 74, n. 8, p. 2204–2214, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1939574>

JOY, M. K.; FOOTE, K. J.; MCNIE, P.; PIRIA, M. Decline in New Zealand's freshwater fish fauna: effect of land use. *Marine and Freshwater Research*, v. 70, n. 1, p. 114–124, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/MF18028>.

LAMPERT, V. R.; TONATO-CARVALHO, K. K.; FIALHO, C. B. Reproductive traits of two species of suckermouth armored catfishes (Siluriformes: Loricariidae) from a coastal drainage in the southern limits of the Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, v. 105, n. 7, p. 885–902, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01295-9>

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, v. 129, p. 271–280, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. Elsevier, 2012. Disponível em: <https://www.elsevier.com/books/numerical-ecology/legendre/978-0-444-53868-0>

LIU, W.; LI, S.; BU, H.; ZHANG, Q.; LIU, G. Eutrophication in the Yunnan Plateau lakes: the influence of lake morphology, watershed land use, and socioeconomic factors. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 19, p. 858–870, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0616-z>

LOBÓN-CERVIÁ, J.; HESS, L. L.; MELACK, J. M.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*, v. 750, p. 245–255, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2040-0>

NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C.; PAVANELLI, C. S. *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. Maringá: EDUEM, 2001.

NANNINI, M. A.; GOODRICH, J.; DETTMERS, J. M.; SOLUK, D. A.; WAHL, D. H. Larval and early juvenile fish dynamics in main channel and backwater lake habitats of the Illinois River ecosystem. *Ecology and Freshwater Fish*, v. 21, n. 4, p. 499–509, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00568.x>

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINTDT, R.; LEGENDRE, P.; McGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGENER, H. *Vegan: community ecology package* [recurso eletrônico]. 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>

PELICICE, F. M.; POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, v. 16, n. 4, p. 697–715, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/faf.12089>

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, v. 54, n. 1, p. 1–16, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/MF02041>

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 537 p.

RADINGER, J.; HÖLKER, F.; HORKÝ, P.; SLAVÍK, O.; DENDONCKER, N.; WOLTER, C. Synergistic and antagonistic interactions of future land use and climate change on river fish

assemblages. *Global Change Biology*, v. 22, n. 4, p. 1505–1522, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13183>

REYNALTE-TATAJE, D. A.; AGOSTINHO, A. A.; BIALETZKI, A.; HERMES-SILVA, S.; FERNANDES, R.; ZANIBONI-FILHO, E. Spatial and temporal variation of the ichthyoplankton in a subtropical river in Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, v. 94, p. 403–419, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9955-3>

REYNALTE-TATAJE, D. A.; AGOSTINHO, A. A.; BIALETZKI, A. Temporal and spatial distributions of the fish larval assemblages of the Ivinheima River sub-basin (Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, v. 96, p. 811–822, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0073-7>

ROSA, G. R.; SALVADOR, G. N.; BIALETZKI, A.; SANTOS, G. B. Spatial and temporal distribution of ichthyoplankton during an unusual period of low flow in a tributary of the São Francisco River, Brazil. *River Research and Applications*, v. 34, p. 69–82, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.3225>

ROSA, R. R.; SILVA, J. C.; BIALETZKI, A. Long-term monitoring of potamodromous migratory fish larvae in an undammed river. *Marine and Freshwater Research*, v. 71, n. 3, p. 384–393, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/MF18412>

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <https://www.r-project.org/>

REZENDE FILHO, A. T.; FURIAN, S.; VICTORIA, R. L.; MASCARÉ, C.; VALLES, V.; BARBIERO, L. Hydrochemical variability at the Upper Paraguay Basin and Pantanal wetland. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 16, p. 2723–2737, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-16-2723-2012>

SANTOS, J. A.; SOARES, C. M.; BIALETZKI, A. Effects of pH on the incubation and early development of fish species with different reproductive strategies. *Aquatic Toxicology*, v. 219, p. 105382, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105382>

SILVA, P. S. et al. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná River. *River Research and Applications*, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.2755>

SOUZA, T. P.; BIALETZKI, A.; MATEUS, L. A. F. Dynamics of fish larvae recruitment in the hydrographic basin of the Paraguay River in western Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 21, n. 1, p. e220034, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0034>

SOUZA, C. M.; SHIMABUKURO, Y. E.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ARAUJO, E. F.; CARVALHO FILHO, A.; et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazil using Landsat archive and Earth observation data. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

SOUZA, M. B. V. de; TONDATO-CARVALHO, K. K.; BIALETZKI, A. Ichthyoplankton dynamics in the Brazilian Pantanal: contribution of an important tributary and maintenance of connectivity. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 34, n. 1, e12808, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eff.12808>

STONE, N. M.; SHELTON, J. L.; HAGGARD, B. E. *Understanding your fish pond water analysis report*. Fayetteville (AR): University of Arkansas Cooperative Extension Service, 2003. Extension Bulletin FSA9092.

STREIT Jr., D. P. et al. *Recomendações técnicas para a reprodução do tambaqui*. Embrapa Meio-Norte, Documento 212, 30 p., 2012.

SUZUKI, F. M.; POMPEU, P. S. Influence of abiotic factors on ichthyoplankton occurrence in stretches with and without dams in the upper Grande River basin, south-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, v. 23, p. 99–108, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fme.12159>

SUZUKI, H. I.; AGOSTINHO, A. A.; BAILLY, D.; GIMENES, M. F.; JÚLIO-JUNIOR, H. F.; GOMES, L. C. Inter-annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory fishes in the upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 2, p. 649-660, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300019>

TANAKA, S. Stock assessment by means of ichthyoplankton surveys. *FAO Fish. Tech. Pap.*, n. 122, p. 33–51, 1973.

TEIXEIRA, G. E.; BIALETZKI, A.; SOARES, B. E.; SOUZA, G.; CARAMASCHI, E. P. Variation in the structure of the ichthyoplankton community in the lower Paraíba do Sul River. *Neotropical Ichthyology*, v. 17, n. 4, e180004, 2019. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180004>

TONDATO, K. K.; MATEUS, L. A. F.; ZIOBER, S. R. Spatial and temporal distribution of fish in marginal lagoons of Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 8, n. 1, p. 123-134, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010005000002>

URIARTE, M.; YACKULIC, C. B.; LIM, Y.; ARCE-NAZARIO, J. A. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, v. 26, p. 1151-1164, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9642-y>

VAZZOLER, A. E. A. M. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM, 1996.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. *A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, 1997. 460 p.

VIEIRA, T. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. Relationships between environmental conditions and fish assemblages in tropical savanna headwater streams. *Scientific Reports*, v. 10:2174. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59207-9>

WICKHAM, H. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. New York: Springer-Verlag, 2016.

ZANIBONI-FILHO, E.; RIBOLLI, J.; HERMES-SILVA, S.; NUÑER, A. P. O. Wide reproductive period of a long-distance migratory fish in a subtropical river, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 15, n. 1, e160135, 2017. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160135>

ZAVALETA-FLORES, J.; SALAZAR-RAMÍREZ, L.; RIOFRÍO-QUIJANDRÍA, J. Population dynamics of *Mylossoma albiscopum* (Characiformes: Serrasalmidae) in the Ucayali River. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 38, n. 1, p. 17-27, 2022. <https://doi.org/10.1111/jai.14279>

ZIOBER, S. R.; BIALETZKI, A.; MATEUS, L. A. F. Effect of abiotic variables on fish eggs and larvae distribution in headwaters of Cuiabá River, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 10, n. 1, p. 123-132, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100012>

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, 2009. 584 p.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 1, p. 3–14, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>