

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

MICHELI CAROLINE MAYER

**CARACTERIZAÇÃO ICTIOLÓGICA E GEOAMBIENTAL DA BACIA
DO RIO SÃO FRANCISCO FALSO – BRAÇO SUL, OESTE DO
PARANÁ**

SANTA HELENA

2021

MICHELI CAROLINE MAYER

CARACTERIZAÇÃO ICTIOLÓGICA E GEOAMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO FALSO – BRAÇO SUL, OESTE DO PARANÁ

Ictiological and geoenvironmental characterization of the São Francisco Falso river Basin – South Arm, West of Paraná

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais e Sustentabilidade em nome do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Daniel Rodrigues Blanco.

Coorientador: Prof. Dr. Anderson Sandro da Rocha.

SANTA HELENA

2021



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite compartilhamento, remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es).

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

MICHELI CAROLINE MAYER

CARACTERIZAÇÃO ICTIOLÓGICA E GEOAMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO FALSO BRAÇO SUL, OESTE DO PARANÁ

Trabalho de pesquisa de Mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais e Sustentabilidade da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Área de concentração: Recursos Naturais e Sustentabilidade.

Data de aprovação: 01 de Outubro de 2021

Daniel Rodrigues Blanco (Orientador)
Doutor em genética e Evolução
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Adelmo Lowe Pletsch
Doutor em Química
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Roberto Laridondo Lui
Doutor em Genética e Evolução
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 01/10/2021.

AGRADECIMENTOS

Ofereço ao Divino Criador toda a minha gratidão pelas oportunidades que me tens dado e por testemunhar o amor com que amas à mim e a todas as pessoas.

Agradeço à minha mãe, Isoldi, verdadeiramente a maior mestra da minha vida e que sempre acreditou em mim. Ao meu pai, Sérgio, que sempre me incentivou a continuar. E especialmente a ambos, por terem me dado a vida.

Às minhas irmãs, Scheila e Andréia que desempenharam exemplarmente a função de irmã mais velha, dando carinho, apoio e incentivo.

Aos meus sobrinhos, Luiz Otávio e Lorenzo, que tem sido a luz dos meus dias e a minha inspiração na busca de um mundo melhor.

Ao meu orientador Prof. Dr. Daniel Rodrigues Blanco pela paciência, disponibilidade, atenção, parceria, confiança e ensinamentos repassados no decorrer dos trabalhos.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Anderson Sandro da Rocha, pelos ensinamentos, disponibilidade, paciência, confiança, comprometimento e grande parceria no desenvolver dos trabalhos.

Ao ensino público e de qualidade que permearam minha vida acadêmica, em especial à UNIOESTE e à UTFPR, que viabilizaram todo o aprendizado adquirido nas graduações e na pós-graduação.

À toda a equipe do GEIN, especialmente aos colegas que auxiliaram no período das coletas e no desenvolver desse trabalho.

Aos meus amigos, que são presença e causa constante nas alegrias de minha vida.

RESUMO

MAYER, Micheli Caroline. **CARACTERIZAÇÃO ICTIOLÓGICA E GEOAMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO FALSO – BRAÇO SUL, OESTE DO PARANÁ**. 2021. 90f. Dissertação. (Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Santa Helena, 2021.

As bacias hidrográficas tem se apresentado como principal categoria de análise espacial no contexto dos estudos ambientais. A ampla utilização dos recursos hídricos, no Brasil e no mundo, tem trazido diferentes consequências e impactos ambientais associados à degradação da água e do solo, particularmente em ambientes com grandes interferências antrópicas. Nesse contexto, a dinâmica de um rio determina a estratégia de vida dos peixes. Nesse sentido, os sistemas aquáticos, importantes para a manutenção da vida vêm sofrendo um processo acelerado de deterioração das suas características físicas, químicas e biológicas interferindo, assim, na perda direta da biodiversidade. O presente trabalho teve como objetivo realizar a caracterização geoambiental da bacia do rio São Francisco Falso; verificar os atributos ecológicos das espécies de peixes que ocorrem na área mencionada e investigar as possíveis relações entre as populações de peixes e as variações físico-naturais e limnológicas da bacia. Esta abordagem se torna relevante, pois a análise da biodiversidade local do Rio São Francisco Falso-Braço Sul, no que se refere à comunidade de peixes, aliado aos dados geoambientais possibilitam uma análise da influência de tais fatores sobre o meio aquático e a ictiofauna presente, podendo nortear futuros planos de manejo e conservação do ambiente em questão. Com base nos levantamentos realizados, pode-se concluir que os mapeamentos de caracterização geoambiental, poderão contribuir com a conservação do solo e água da bacia e melhorar a condição do ambiente para a fauna de peixes, bem como servir de base para o planejamento e gestão da bacia do rio São Francisco Falso.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica. Ictiologia neotropical. Caracterização geoambiental.

ABSTRACT

MAYER, Micheli Caroline. **ICTIOLOGICAL AND GEOENVIRONMENTAL CHARACTERIZATION OF THE SÃO FRANCISCO FALSO RIVER BASIN – SOUTH ARM, WEST OF PARANÁ.** 2021. 90f. Dissertação. (Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Santa Helena, 2021.

Hydrographic basins have been presented as the main category of spatial analysis in the context of environmental studies. The wide use of water resources, in Brazil and in the world, has brought different consequences and environmental impacts associated with water and soil degradation, particularly in environments with great human interference. In this context, the dynamics of a river determines the fish's life strategy. In this sense, aquatic systems, which are important for the maintenance of life, have been undergoing an accelerated process of deterioration of their physical, chemical and biological characteristics, thus interfering with the direct loss of biodiversity. The present work aimed to perform the geoenvironmental characterization of the São Francisco Falso river Basin; verify the ecological attributes of the fish species that occur in the mentioned area and investigate the possible relationships between fish populations and the physico-natural and limnological variations in the basin. In short, this approach becomes relevant, as the analysis of the local biodiversity of the São Francisco Falso River - South Arm, with regard to the fish community, combined with geoenvironmental data enables an analysis of the influence of such factors on the aquatic and the ichthyofauna present, which may guide future management and conservation plans for the environment in question. Based on the surveys carried out, it can be concluded that the geoenvironmental characterization mappings will be able to contribute to the conservation of soil and water in the basin and improve the environmental condition for the fish fauna, as well as serve as a basis for planning and management of the São Francisco Falso river Basins.

Keywords: Hydrographic basin. Neotropical ichthyology. Geoenvironmental characterization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da Bacia do Rio São Francisco Falso - Braço Sul.....	37
Figura 2: Rede hidrográfica da Bacia do Rio São Francisco Falso - Braços Norte e Sul.....	43
Figura 3: Distribuição geográfica dos trechos de ruptura de declive dos canais principais da Bacia do Paraná 3.....	45
Figura 4: Carta de hipsometria da área de estudo.....	46
Figura 5: Carta de solos da Bacia do Rio São Francisco Falso – Braço Sul.....	48
Figura 6: Carta de uso e cobertura da terra da área de estudo.....	49
Figura 7: Características geoambientais do alto curso da BSSF – Braço Sul.....	51
Figura 8: Características geoambientais do médio curso da BSSF.....	53
Figura 9: Características geoambientais do baixo curso da BSFF.....	55
Figura 10: Composição geral das ordens taxonômicas da ictiofauna da BSFF - Braço Sul.....	58
Figura 11: Composição geral de famílias taxonômicas de peixes da BSFF - Braço Sul.....	59
Figura 12: Composição das ordens taxonômicas de peixes entre os diferentes trechos amostrais da BSFF - Braço Sul.....	62
Figura 13: Abundância de família de peixes ao longo dos trechos amostrais da BSFF - Braço Sul.....	63
Figura 14: Índice de Diversidade de Shannon-Weaver por ponto de coleta. . P1, P2, P3, P4, P5 P6 e P7 significam os pontos de coleta 1, 2, 3, 4, 5, 6, e 7, respectivamente.....	65
Figura 15: Equabilidade por ponto de coleta. P1, P2, P3, P4, P5 P6 e P7 significam os pontos de coleta 1, 2, 3, 4, 5, 6, e 7, respectivamente.....	66
Figura 16: Dendrograma de Similaridade de Jaccard.....	67
Figura 17: Dendrograma de Similaridade de Soresen.....	68
Figura 18: Frequência de espécies “nativas”, “não nativas”, para a bacia do Alto Paraná, ao longo da BSFF - Braço Sul considerando Ota et al., (2018).....	71
Figura 19: Frequência de espécies “nativas”, “não nativas”, para a bacia do Baixo Paraná, ao longo da BSFF - Braço Sul considerando Reis et al. (2020).....	73

Figura 20 Ponto de Coleta 1 - Montante Cachoeira Tio João	77
Figura 21 Ponto de coleta 2 - Jusante Cachoeira Tio João.....	78
figura 22 Ponto de coleta 2 - Jusante Cachoeira Tio João.....	79
Figura 23 Ponto de Coleta 3 - Montante Cachoeira Diamante d'Oeste.....	80
Figura 24 Ponto de Coleta 4 - Jusante Cachoeira Diamante d'Oeste	81
Figura 25 Ponto de Coleta 5.....	82
Figura 26 Imagem de satélite do entorno do ponto 5	82
Figura 27 Ponto de coleta 6 - Antes da construção da nova ponte.	84
Figura 28 Ponto de Coleta 7.....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Georreferenciamento dos pontos de amostragem no Rio São Francisco Falso - Braço Sul.....	40
Tabela 2: Classificação dos solos, uso e cobertura e área de preservação ao longo dos trechos amostrados.	50
Tabela 3: Lista das espécies capturadas no Rio São Francisco Falso – Braço Sul, Paraná-Brasil, identificados por família e ordem e os pontos nos quais foram coletados.....	56
Tabela 4: Riqueza de espécies (D) por trecho amostrado ao longo da BSFF - Braço Sul.....	64
Tabela 5: Valores do Índice de similaridade de Jaccard entre os trechos amostrados	66
Tabela 6: Valores do Índice de Soresen entre os trechos amostrados.	68
Tabela 7: Lista de espécies Nativas (NA) e Não Nativas (NN), considerando Ota et al. (2018) e Reis et al. (2020). As marcações com asterisco (*) correspondem àquelas espécies que possuem hábitos migradores. (---) = origem indeterminada.	70
Tabela 8: Variáveis limnológicas obtidas durante a primeira coleta.	75
Tabela 9: Variáveis limnológicas obtidas durante a segunda coleta.	76

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2.REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADE DE ESTUDO	14
2.2 ESTUDOS GEOAMBIENTAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	18
2.3 ESTUDOS AMBIENTAIS NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO	22
2. 4 A IMPORTÂNCIA DO LEVANTAMENTO ICTIOLÓGICO NA PRESERVAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	25
2.5 LIMNOLOGIA EM BACIAS HIDROGRAFICAS.....	31
2.5.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) da água	32
2.5.2 Condutividade elétrica	33
2.5.3 Oxigênio dissolvido	34
2.5.4 Temperatura da águas	35
2.5.5 Transparência da água	35
3. MATERIAL E MÉTODO	36
3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	36
3.2 GEOPROCESSAMENTO E ELABORAÇÃO CARTAS TEMÁTICAS.....	38
3.2.1 Carta de Hidrografia e Delimitação da Bacia	38
3.2.2 Carta de hipsometria	38
3.2.3 Carta de solos	38
3.2.4 Carta de uso e cobertura da terra	39
3.3 COLETAS DE CAMPO.....	39
3.3.1 Caracterização e descrição dos solos	39
3.3.2 Coleta Ictiológica	39
3.4 ANÁLISE DE DADOS.....	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
4.1 CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DA BACIA DO SÃO FRANCISCO FALSO.....	43
4.2 LEVANTAMENTO ICTIOLÓGICO	56
4.3 DADOS LIMNOLÓGICOS	74
5. CONCLUSÃO	86
REFERÊNCIAS	884

1 INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas (BH) têm sido muito utilizadas como espaços essenciais na realização de análises ambientais, devido ao fato que as mesmas permitem condições de relação de componentes pertencentes a elas, tais como: geomorfologia, geologia, cobertura vegetal, clima e corpos d'água (CRUZ; TAVARES, 2009). Tais relações, quando possíveis, permitem a compreensão do ambiente como um todo uma vez que grande parte dos danos ambientais na superfície terrestre está situada nas bacias hidrográficas (ARAÚJO et al., 2009). A bacia é, portanto, um receptor das intervenções naturais e antrópicas como: topografia, clima, vegetação uso e ocupação, entre outros, que ocorrem em seu ambiente. Dessa forma é possível tratar as bacias hidrográficas como sistemas fechados e ao analisá-las, levar em consideração que os eventos e relação que ocorrem em seus espaços são de maneira homogênea (AMERICO-PINHEIRO; BENINI, 2018).

A Bacia Hidrográfica do Paraná 3 (BP3), que está inserida na região oeste paranaense, apresenta uma geografia que favorece a presença de uma vasta rede hidrográfica orientada principalmente pelas águas do rio Paraná e seus afluentes. Essa região que apresenta, devido à sua grande abundância de recursos hídricos, solos férteis e ambiente propício para a exploração agrícola; vem sendo explorada de forma intensiva gerando danos irreversíveis para o meio ambiente (ROCHA; BADE, 2018).

De clima subtropical, com poucas oscilações de temperatura ao longo do ano, o oeste paranaense apresenta condições propícias para as atividades de pecuária e agricultura, destinada a diversas formas de uso da terra, com destaque para pastagens e uso agrícola. Na década de 80 a população dessa região foi fortemente afetada pelo represamento de parte do rio Paraná, originando o lago de Itaipu que inundou 135 mil hectares de terras férteis e reorganizou a hidrografia da região. A construção da Hidrelétrica de Itaipu foi responsável por uma série de transformações diretas e indiretas para o contexto regional, que trouxeram impactos de ordem ambiental, econômica, social, cultural, modificando a paisagem geográfica da região (ROCHA; BADE, 2018).

Considerando que o uso do solo numa bacia é múltiplo, outros impactos decorrentes das atividades antrópicas influenciam a estrutura ictiofaunística, pois os peixes têm sua distribuição determinada por uma série de fatores históricos evolutivos e ambientais. A partir da caracterização geomorfológica e do relevo representados por mapeamentos, obteve-se informações sistemáticas que podem contribuir na elucidação da composição de assembleias de peixes, uma vez que, cascatas, corredeiras e cachoeiras são potenciais barreiras geográficas para determinação da distribuição destas espécies (CASATTI et al., 2006; SILVA et al., 2016).

Entretanto, ao se construir uma represa se altera a hidrologia, as condições físicoquímicas e a disponibilidade de recursos ao nível do processo a comparar-se com a criação de um novo ecossistema. Esse tipo de modificação em um ambiente interfere diretamente nas funções biológicas dos peixes, como alimentação, crescimento, reprodução e mortalidade. Dessa forma, as assembleias originais de peixes e de outros organismos sofrem rearranjos com a colonização bem sucedida do ambiente por algumas espécies ou pela diminuição e até mesmo ausência de outras (SANTANA et al., 2013) ocorrendo, assim, uma reestruturação dessas assembleias nesses espaços agora represados (ARAÚJO-LIMA et al., 1995).

As propriedades funcionais e estruturais das comunidades aquáticas reagem às variações ambientais em diferentes escalas temporais e espaciais (DUFECH, 2009). As assembleias de peixes sofrem influência, dentre outras características, do meio aquático, devido às circunstâncias e histórico biogeográficos, regime fluvial, temperatura da água, competição, predação e enfermidades (JUNQUEIRA et al., 2016). Desta forma, qualquer modificação natural ou antrópica do ambiente pode influenciar na distribuição local dos peixes e alterar a constituição da assembleia de peixes e até mesmo levar a extinções de espécies locais (TONN, 1990; DUFECH, 2009).

A falta de informação relacionada à fauna de peixes e as modificações ambientais em regiões neotropicais são causas de preocupação para os ictiólogos e ecólogos, pois a biodiversidade regional é desconhecida, sendo que algumas espécies aparentam estar sumindo de alguns corpos d'água, mesmo antes de determinar seu ordenamento espacial (TEJERINA-GARRO, 2008).

Identificar e detalhar a fauna de peixes de uma região não consiste em uma atividade fácil de executar, até mesmo para grupos de pequena diversidade. A elaboração de uma lista de qualquer táxon de vertebrados ou invertebrados não se trata de uma tarefa comum e necessita além do uso de técnicas eficazes para amostrar um grupo determinado, um razoável conhecimento de sua sistemática, taxonomia, ecologia e história natural (SILVEIRA et al., 2006).

Nesse contexto, refere-se como área de estudo do presente trabalho o rio São Francisco Falso (RSFF) que está localizado no Estado do Paraná e inserido na BP3, com uma área de 1.704,79 km², perímetro de 227,62 km e abrange os municípios de Santa Tereza do Oeste, Matelândia, Ramilândia, Céu Azul, Diamante do Oeste, Santa Helena, São Pedro do Iguaçu, Vera Cruz do Oeste e São José das Palmeiras. O rio São Francisco Falso possui 161 km aproximados de extensão, considerando desde a nascente do rio São Francisco Falso - Braço Norte (LIMA; FUJITA; FUJITA, 2015).

A bacia do rio São Francisco Falso é formada por dois braços: (i) sendo o rio São Francisco Falso - Braço Norte (BSFFBN), com a nascente no Município de Santa Teresa do Oeste, altitudes variam de 640 metros a 200 metros (próximo da foz), e (ii) o rio São Francisco Falso - Braço Sul (BSFFBS), com a nascente entre os municípios de Céu Azul e Vera Cruz do Oeste, altitudes que variam de 700 metros a 200 metros (na foz adjacente), com extensão aproximada de 79,6 km. A confluência dos dois canais fluviais se dá nas proximidades do início de uma das ramificações do reservatório de Itaipu (LIMA; FUJITA; FUJITA, 2015).

O presente trabalho teve como objetivo realizar a caracterização geoambiental da bacia do rio São Francisco Falso; verificar os atributos ecológicos das espécies de peixes que ocorrem na área mencionada e investigar as possíveis relações entre as populações de peixes e as variações físico-naturais e limnológicas da bacia.

Desta forma, esta abordagem é de extrema relevância devido a ictiofauna estar associada à disponibilidade dos recursos hídricos e estes serem afetados por diversos impactos ambientais como: uso e ocupação indevido do solo, desmatamento de matas ciliares, sedimentação e assoreamento, construção de barragens, erosão, contaminação, entre outras degradações. Em suma, tais pesquisas se tornam relevantes, pois a análise da biodiversidade local do rio São

Francisco Falso-Braço Sul, no que se refere à comunidade de peixes, aliado aos dados geoambientais possibilita uma análise da influência de tais fatores sobre o meio aquático e a ictiofauna presente, podendo nortear futuros planos de manejo e conservação do ambiente em questão.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADE DE ESTUDO

Bacias hidrográficas tem se apresentado como principal categoria de análise espacial no contexto dos estudos ambientais em todo o mundo, principalmente nas últimas três décadas. A ampla utilização dos recursos hídricos, no Brasil e no mundo, tem trazido diferentes consequências e impactos ambientais associados à degradação da água e do solo, particularmente em ambientes com grandes interferências antrópicas (ZABOTTO, 2019).

No Brasil as bacias hidrográficas passaram a ser utilizadas como unidades físicas para realização de estudos ambientais e gerenciamento dos recursos hídricos entre as décadas de 1980 e 1990. No início da década de 80, a degradação das bacias associada à poluição antrópica dos rios, nascentes e mananciais, desencadearam uma série de problemas ambientais, como assoreamento, eutrofização, perda da diversidade biológica de grandes e pequenas bacias, entre outros danos (ARAÚJO; TEJERINA-GARRO, 2009; TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2011).

Com a necessidade de proteção jurídica; a partir da década de 1990, a bacia hidrográfica ganhou respaldo legal com a implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos e aprovação da Lei 9.433 de 8 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das Águas, que determina e integra a bacia hidrográfica como união físico-territorial de projeto e gestão ambiental, especificando a água como um bem econômico (BRASIL, 1997).

A partir deste momento, a política e o sistema nacional para gestão de recursos hídricos no Brasil determinam a água como um bem público e, por consequência, a bacia hidrográfica como a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de

Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Dessa lei deve ser cumprido os seguintes objetivos: coordenar a gestão integrada das águas; administrar os conflitos ligados ao uso da água; implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos; promover a cobrança pelo uso da água (MALHEIROS; PROTA; PÉREZ, 2013).

Dessa forma, a Lei das Águas define que os Planos de Recursos Hídricos deverão ser elaborados por bacia hidrográfica, por Estado e para o País. Para isso, foram instituídos os Comitês de Bacias Hidrográficas, e terão como área de atuação: I - a totalidade de uma bacia hidrográfica; II - sub-bacia hidrográfica de tributário do curso de água principal da bacia, ou de tributário desse tributário; ou III - grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas (ANA, 2020).

Concomitantemente, a Política Nacional de Recursos Hídricos incorpora princípios e normas para a gestão de recursos hídricos, adotando a definição de bacia hidrográfica como sendo uma unidade de estudo e gestão (BADE, 2014; POLETO, 2019). Nesse sentido, a bacia hidrográfica como unidade de análise e planejamento ambiental foi valorizada, no qual vários conceitos vieram sendo difundidos devido à necessidade de promover a recuperação ambiental e a manutenção de recursos naturais escassos como a água. Para enfrentar problemas como poluição, escassez e conflitos pelo uso da água, foi preciso reconhecer a Bacia Hidrográfica como um sistema ecológico, que abrange todos os organismos que funcionam em conjunto numa dada área, bem como entender como os recursos naturais estão interligados e são dependentes (ARAUJO et al., 2009; RIBEIRO, 2017).

Atualmente vem ocorrendo inúmeras pesquisas voltadas as relações que envolvem dinâmicas de utilização do solo, cobertura vegetal da bacia e degradação ambiental, sendo assim um dos recursos mais importantes para “subsidiar as ações do poder público acerca do planejamento e gestão, com intuito de amenizar os impactos das degradações ambientais em bacias hidrográficas decorrentes do uso dos recursos naturais” (AMÉRICO-PINHEIRO; BENINI, 2018, p. 16).

Portanto, para promover o desenvolvimento sustentável e o intercâmbio entre regiões com interesses comuns, pelo direito de utilizar a água para determinado fim, foi preciso reconhecer e adotar o conceito de bacia hidrográfica em todo o mundo

(ZAKRZEVSKI, 2004). A bacia hidrográfica trata-se de um determinado espaço geográfico delimitado por divisores de água, que envolvem toda porção de área de escoamento de um curso d'água. Logo, uma bacia hidrográfica é uma unidade geográfica natural e seus limites foram estabelecidos pelo escoamento das águas sobre a superfície, ao longo do tempo. É, portanto o resultado da interação da água com outros recursos naturais (SANTANA, 2003).

Segundo Miguel et al., (2012), a bacia hidrográfica enquanto unidade de estudo tem uma importância fundamental para compreender as alterações relacionadas à utilização e ocupação do solo, dando oportunidades de se elaborar ações e políticas ambientais de conservação e planejamento ambiental. Nessa ótica é importante conhecer os arranjos e as formas de ocupação da terra, pois estes são indicadores essenciais sobre os impactos que ocorrem na bacia hidrográfica, devido às ações sejam naturais ou antrópicas. Assim a realização de pesquisas sobre a ações que envolvem o uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas são essenciais para contribuir no conhecimento de como as alterações no uso do solo podem influenciar o ambiente (MENESES et al., 2015).

A bacia hidrográfica é uma região definida geograficamente, sobre o território, como um recorte da superfície que abrange a rede de drenagem, incluindo um rio principal e seus afluentes. Os limites da bacia são coincidentes com o divisor de águas, que consiste nos pontos mais elevados do terreno (SILVA, 2015). Ou ainda:

Sistema que compreende volume de materiais, predominantemente sólidos e líquidos, próximo à superfície terrestre, delimitado interna e externamente por todos os processos que, a partir do fornecimento de água pela atmosfera, interferem no fluxo de matéria e de energia de um rio ou de uma rede de canais fluviais. Inclui, portanto, todos os espaços de circulação, armazenamento, e de saídas da água e do material por ela transportado, que mantêm relações com esses canais (RODRIGUES; ADAMI, 2005, p. 149).

Recentemente diferentes pesquisas têm utilizado a bacia hidrográfica como unidade de estudo ambiental em uma perspectiva integrada. Essa perspectiva caracteriza-se pela possibilidade de análise das diferentes variáveis ambientais (qualidade da água, diversidade biológica, usos e atividades antrópicas), que inicialmente são analisadas de forma individual e posteriormente de forma sistêmica, para o entendimento dos processos e alterações que ocorrem de forma pontual ou

global em uma bacia ou unidade hidrográfica (ARAUJO et al., 2009; NASCIMENTO 2012; LOURENÇO, 2013).

A abordagem do conceito de bacia hidrográfica na Geografia remete a sua característica sistêmica, de modo que o conceito dessa unidade contemple aspectos bióticos, abióticos e antrópicos, fundamentando a utilização desse recorte espacial como objeto de estudo (SILVA, 2016). A bacia hidrográfica, portanto, permite conhecer e avaliar seus diversos componentes e os processos e interações que nela ocorrem. Do ponto de vista ambiental, a bacia hidrográfica permite correlacionar elementos abióticos (geologia, geomorfologia, solos), bióticos (flora e fauna) e antrópicos associados ao uso e atividades desenvolvidas na bacia (NASCIMENTO et al., 2008; REIS, 2012).

As bacias hidrográficas têm sido vastamente usadas como unidade essencial de estudos e investigações ambientais, em particular por promover condições “de integração de componentes pertencentes a ela como: geologia, geomorfologia, cobertura vegetal, clima e corpos d’água e, dessa forma, compreender a paisagem como um todo” (AMÉRICO-PINHEIRO; BENINI, 2018, p. 17). Pois, toda a parcela ou área de terra tem integração com uma bacia hidrográfica (SANTOS, 2004), o que faz dela uma unidade espacial fácil de ser reconhecida e caracterizada. Dessa maneira, a bacia é um receptor das influências naturais e antrópicas em sua região como a topografia, vegetação, clima, ocupação e utilização, entre outros. Podendo ser tratada como um “sistema fechado” para estudos e considerar que as relações das ocorrências acontecem de modo homogêneo (CRUZ, 2009; AMÉRICO-PINHEIRO; BENINI, 2018).

As pesquisas desenvolvidas com perspectiva sistêmica podem ser realizadas em bacias de diferentes escalas espaciais, considerando a existência de diferentes hierarquias de ordens hidrográficas. Cada bacia hidrográfica se interliga com outra bacia de ordem hierárquica superior, formando assim as sub-bacias, que está associado à relação de pertinência, ou seja, uma determinada bacia contém sub-bacias e também pode ser considerada uma sub-bacia de uma bacia maior que a contém (SILVA, 2015).

O termo sub-bacia apesar de ser incorporado ao meio científico não é visto como conceitual e sim apenas como áreas de drenagens dos tributários do curso da água principal (TEODORO et al., 2007). Logo, a área de estudo é conhecida como

uma sub-bacia inserida em uma bacia hidrográfica de hierarquia maior. Nesse contexto as bacias podem ser melhores analisadas quando se avalia de forma detalhada as sub-bacias sem deixar de considerar a dinâmica das bacias hidrográficas de ordens maiores.

2.2 ESTUDOS GEOAMBIENTAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Segundo Tundisi e Matsumara-Tundisi (2011), o estudo geoambiental de uma bacia hidrográfica pode ser desenvolvida, considerando a abordagem quantitativa e qualitativa. A abordagem qualitativa considera principalmente atividades humanas, cujos impactos nos recursos hídricos são relevantes e que vem alterar o ciclo hidrológico e a qualidade da água. Podemos citar como exemplos a urbanização e despejos de esgoto sem tratamento, desvio de rios e construção de canais, mineração, hidrovias, represamento dos rios, introdução de espécies exóticas, remoção de espécies críticas e desmatamento das bacias hidrográficas.

Segundo Américo-Pinheiro e Benini (2018), a bacia hidrográfica é um espaço de captação natural das precipitações e em decorrência de suas vertentes, aprimora uma rede de drenagem formada dos cursos que convergem resultando um leito com erupção. E são as transformações naturais e antrópicas no revestimento vegetal de bacias que intervém no seu desempenho hidrológico, causando inúmeros impactos ao meio e na disposição de recursos hídricos (TUCCI, 2012).

Entre os principais fatores de influência no sistema hidrológico está às mudanças na cobertura do solo e nas ações que envolvem o manuseio da terra, leva a alteração na vazão superficial, gerando alteração na proporção de corrosão e no volume de sedimentos em uma bacia hidrográfica, bem como modificando a qualidade das águas das superfícies (GIRMAY et al., 2009; ABDELWAHABET et al., 2014).

Além dos impactos da urbanização é importante ressaltar, o desmatamento excessivo, voltado principalmente para o cultivo agrícola. Os diferentes tipos de uso agrícola podem alterar as condições naturais da bacia e dos sistemas aquáticos, podendo proporcionar grandes alterações na dinâmica de uma bacia hidrográfica,

com impactos irreversíveis para os cursos hídricos (BALLER, 2014). Dessa forma, AMÉRICO-PINHEIRO e BENINI (2018) destacam que:

[...] as interconexões que ocorrem pelas redes de abastecimento de água, transposições de água de rios, loteamentos que mudam o relevo para adaptá-lo às construções, cortes e aterros para rodovias e ferrovias, ações conservacionistas do solo e diferentes e dinâmicos usos e coberturas da terra, que interceptam e (re) direcionam os fluxos da água, com os impactos positivos e negativos decorrentes, e redefinem as bacias hidrográficas. (, p. 11).

Dessa maneira a ação antrópica “pode influenciar, quer na reconstrução do solo e de sua fertilidade quer, principalmente, na degradação ambiental devido à utilização de práticas agrícolas, florestais e/ou pastoris não adequadas às condições edafo-ambientais” (PALMIERI; LARACH, 2000, p. 87), entre estas ações, causadora de impacto nos recursos hídricos, se destaca a agricultura.

A agricultura, um dos principais segmentos da economia mundial, colaborando demasiadamente na degradação da qualidade dos recursos hídricos por meio de lançamento na água, mesmo que de forma indireta, de poluentes, como agrotóxicos, adubo animal, sedimentos, fertilizantes e outras fontes de matéria orgânica e inorgânica (MARQUES et al., 2007). No Brasil devido à expansão da agricultura, esta se apresenta com alto potencial de “degradação ambiental, como a poluição dos aquíferos, a poluição atmosférica, o desmatamento e o uso de práticas degradantes, são considerados os principais impactos negativos” (QUADROS; REBOLLAR, 2009, p. 6).

A maioria destes poluentes afeta as nascentes de águas superficiais e subterrâneas, no decorrer do processo de escoação e percolação, denominadas de fontes não pontuais de poluição (MERTEN; MINELLA, 2002). A degradação da qualidade da água gera além da contaminação de ecossistemas marinhos, a contaminação das fontes de águas subterrâneas, o descontrole do ecossistema e a perda da biodiversidade, entre outros impactos.

A ocupação antrópica das terras e o crescimento excessivo da agricultura têm levado ao desmatamento de grandes áreas de terra, o que vem ocasionando modificações nas condições naturais das bacias e de todo seu sistema aquático, sendo que essa ação humana é um dos maiores fatores causadores de impactos relacionados à questão da qualidade dos recursos hídricos (MARQUES et al., 2007).

Temos entre os impactos ambientais causados pela agricultura, a erosão no solo e desta o processo mais impactante e significativo é o assoreamento dos recursos hídricos, gerando a redução e a disposição desses, para outros setores e ramos econômicos que compartilham do mesmo recurso ambiental (RODRIGUES, 2005). Adicionalmente, a constante utilização de defensivos agrícolas e herbicidas em lavouras tem introduzido substâncias tóxicas nos ecossistemas aquáticos.

Os problemas provocados pelo uso e ocupação do solo são principalmente ambientais e com graves consequências sobre a oferta de recursos hídricos. O uso e ocupação do solo associado ao manejo inadequado acarretam danos significativos em bacias hidrográficas afetando a composição orgânica do solo e a biodiversidade dos recursos hídricos, ocasionando o desequilíbrio ambiental dos sistemas (GARCIA et al., 2020).

Entre as atividades antrópicas já citadas que são causadoras da devastação do meio ambiente natural, na maioria das vezes é fruto de um processo de apropriação desordenada. E com a correlação que ocorre entre os inúmeros elementos desse ambiente, é preciso levar em consideração que as transformações oriundas do uso e manejo do solo podem acontecer em diferentes escalas, levando a em danos no regime hídrico, nas propriedades físico-químicas, diminuição da biodiversidade e até extinção de algumas espécies do entorno da bacia, entre outras consequências (ZUQUETTE; RODRIGUES; PEJON, 2013). E esses impactos no meio ambiente, causam ainda, a eutrofização de bacias hidrográficas, assoreamento de rios, lagos e represas, perda da diversidade biológica, contaminação dos aquíferos, degradação de mananciais e das áreas de abastecimento, entre outros danos que abrangem toda a sociedade (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2011).

Na perspectiva qualitativa, também podem ser analisados um série de dados geoambientais para melhor entendimento da qualidade ambiental de uma bacia hidrográfica, pois elas “abrigam um diversificado mosaico de sistemas ambientais que sofreram agudas transformações motivadas pelo processo histórico de uso e ocupação da terra” (NASCIMENTO et al., 2008, p. 43).

Segundo Silva (2016), a realização da caracterização geoambiental de uma bacia engloba o levantamento de informações referente à hidrografia, geomorfologia, geologia, solos, uso e ocupação da terra, entre outros elementos passivos de análise e interpretação. Para estes autores, os elementos geoambientais podem ser

correlacionados e avaliados de forma sistêmica buscando observar a inter-relações entre as atividades antrópicas, por exemplo, através da qualidade da água e a diversidade biológica dos rios.

A análise geossistêmica busca analisar a interação que ocorre entre as variáveis ambientais do ambiente natural (relevo, hidrografia, geologia, clima, solos, vegetação) e os aspectos relacionados à utilização do solo, com a finalidade de apontar quais as alterações e impactos que ocorrem na dinâmica natural (DIAS; SANTOS, 2007), devido às ações antrópicas. Pois “os geossistemas são uma classe peculiar de sistemas dinâmicos abertos e hierarquicamente organizados e correspondem a fenômenos naturais que englobam os fatores econômicos e sociais, os quais influenciam na estrutura e peculiaridades espaciais” (OLIVEIRA; SOUZA, 2012, p. 163). Portanto a abordagem geossistêmica contribui na elaboração de um diagnóstico e na aplicação de uma análise ambiental de um determinado objeto de pesquisa, auxiliando no planejamento territorial como um importante instrumento de gestão ambiental (ROSOLÉM; ARCHELA, 2010).

Os estudos setoriais e integrados que compõem uma análise geoambiental são essenciais para avaliar os recursos naturais (SILVA; SILVA, 2012), sendo essa a concepção teórica que melhor fornece os elementos necessários para o conhecimento referente ao funcionamento e dinâmica da natureza (NASCIMENTO; VILLAÇA, 2008). A finalidade básica de um diagnóstico ou análise geoambiental é identificar os elementos físicos, bióticos e antrópicos de uma determinada região, mediante seus fatores ambientais integradores, especialmente os ciclos e as relações que se formam, “de modo a evidenciar o comportamento e as funcionalidades dos ecossistemas que realizam” (TAUK-TORNISIELO; GOBBI; FOWLER, 1995, p. 34), caracterizando assim o potencial e a vulnerabilidade do meio em estudo frente às ações antrópicas transformadoras que nele ocorrem ou que possam acontecer futuramente.

A análise geoambiental das bacias hidrográficas busca evidenciar as relações de seus componentes biogeográficos e físicos, com as variáveis socioeconômicas no contexto do meio geográfico que se encontram (LOURENÇO, 2013). As relações mútuas entre os integrantes basilares de uma bacia hidrográfica propiciam a análise geoambiental, possibilitando uma elaborada avaliação de suas particularidades físicas, econômicas ou sociais (NASCIMENTO, 2012).

As pesquisas e estudos geoambientais que têm como elemento as bacias hidrográficas estão relacionadas ao ordenamento e planejamento de uma extensão territorial, podendo ser basilares para a implementação de políticas públicas com vistas à melhor utilização e ocupação do território, na busca da preservação dos recursos e do desenvolvimento sustentável (CARVALHO, 2020; CLAUDINO-SALES; LIMA; DINIZ, 2020). Adicionalmente, a análise geoambiental de uma bacia hidrográfica possibilita mensurar a multiplicidade de fluxos de matéria e energia que se dão no seu interior e a sua relação com os sistemas externos, nos quais ela está inserida (MORAGAS, 2005).

A bacia hidrográfica pode ser considerada área de grande importância ecológica devido às suas características geomorfológicas e morfodinâmicas e suas relações com a hidrografia. Dessa forma, os rios podem ser considerados como sistemas em equilíbrio dinâmico que apresentam ao longo de sua extensão processos hidrológicos e geomorfológicos condicionados por uma escala espacial e temporal (FUJITA, 2014). Tais processos que ocorrem ao longo dos rios são consequências da combinação de diversos fatores dentre os quais se destacam o clima, a geologia, a topografia e a ação do tempo (MONTGOMERY, 1999 apud. FUJITA, 2009). Nesse contexto, as características geoambientais representam os elementos naturais que compõem o meio físico, como a fisiografia, geologia, geomorfologia, pedologia e os aspectos climáticos; os quais juntos são a base para o conhecimento e entendimento na estruturação e organização do espaço físico (MENEZES, et al., 2015).

2.3 ESTUDOS AMBIENTAIS NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO

Levando em consideração a bacia hidrográfica como unidade de estudos geoambientais, buscou-se realizar um levantamento dos estudos já realizados dentro da área à ser analisada, a bacia hidrográfica do rio São Francisco Falso.

A geologia da área de estudo compreende a Bacia Sedimentar do Paraná, onde o substrato é constituído de rochas basálticas da Formação Serra Geral, constituídas pelos derrames vulcânicos da era Mesozoica e do período Cretáceo (MAACK, 2012; CUNHA; MAGALHÃES, 2017).

A bacia do São Francisco Falso - Braço Sul, apresenta três grandes compartimentos geomorfológicos, o setor superior com cotas superiores a 450 m abrange o Planalto de Cascavel, o setor intermediário com predomínio de cotas entre 250 e 450 m que abrange o Planalto de São Francisco e o setor inferior com altitudes próximas a 200 m que compreende o Planalto de Foz do Iguaçu. Esses setores constituem os limites oficiais das unidades Geomorfológicas do Estado do Paraná (SANTOS et al., 2006), bem como unidades de paisagem da BP3, sendo amplamente utilizados para fins de análise e planejamento ambiental (ROCHA; BADE, 2018).

No contexto da BP3 e da BSFF alguns estudos têm sido realizados buscando identificar as interações entre a geologia e a geomorfologia, além de suas interações com morfologia dos cursos hídricos. Fernandez e Baller (2018) desenvolveram a caracterização de perfil longitudinal e identificaram correlação entre os lineamentos geológicos (linhas de falhas) e um conjunto de rupturas de declive (*knickpoint*), também denominados cachoeiras. Os autores identificaram 27 segmentos com rupturas na BP3, sendo que na bacia do rio São Francisco Falso foram identificados 4 trechos, dois no braço norte e dois no braço sul. Esses trechos podem ser entendidos como limites físicos de origem geológica que alteraram a dinâmica geomorfológica das bacias hidrográficas e produzem efeitos anômalos ao longo dos cursos hídricos. Segundo Casatti et al., (2015) e Silva (2016), as cascatas, corredeiras e cachoeiras são potenciais barreiras geográficas para determinação da distribuição de espécies, destacando-se os peixes (BAUGARTNER et al., 2012).

No contexto geomorfológico, autores regionais também identificaram diferenças importantes na dissecação do relevo e nas classes de solo ao longo dos seguimentos de alto, médio e baixo curso das bacias hidrográficas. Rocha e Bade (2018) identificaram três grandes unidades de paisagem ao longo da BP3. No setor superior que envolve o alto curso das sub-bacias, foi identificada a unidade de paisagem de Cascavel, onde foram observados relevos mais planos e ondulados (declividades entre 6 e 12%), com solos profundos e maior presença de agricultura. No setor intermediário, médio curso, que envolve a unidade de paisagem de São Francisco, foi identificado, relevos mais dissecados, vertentes curtas e solos rasos, com maior presença de vegetação. No setor inferior que envolve o baixo curso, próximo ao lago foi delimitada a unidade de paisagem de Foz do Iguaçu, que

apresenta relevos planos (declividade entre 0 e 6%), solos profundos e uso agrícolas e pecuários (ROCHA; BADE, 2018).

Nessas três unidades, Fronza (2020) também observou diferentes níveis de potencial erosivo, evidenciado baixo potencial de erosão nos setores de alto e baixo curso e alto potencial erosivo nos setores intermediário da bacia do rio São Francisco Verdadeiro e na bacia do rio São Francisco Falso. Segundo os mesmos autores, esses diferentes níveis de potencial erosivo podem gerar volumes de aportes de sedimentos diferentes ao longo dos rios, podendo influenciar na eutrofização e qualidade da água.

Perteler (2020) comparou o uso da terra, a geomorfologia e a fragilidade ambiental nas bacias do rio São Francisco Falso e Verdadeiro e observou diferentes níveis de fragilidade ambiental na bacia, apresentando principalmente baixa e média fragilidade nos setores de alto e baixo curso, e alta e média fragilidade no setor intermediário.

Nesse contexto é pertinente ressaltar que embora existam estudos ambientais nas sub-bacias da BP3, poucos trabalhos buscaram analisar parâmetros limnológicos e diversidade ictiofaunística nessa área de estudo. Entretanto, ainda não se encontram estudos que pautam especificamente a ictiofauna associada às características geoambientais. Considerando o exposto, é cada vez mais urgente e necessária a ampliação de pesquisas que visem entender a interação entre os fatores físicos naturais e a biodiversidade dos cursos hídricos, com enfoque na qualidade ambiental das bacias hidrográficas.

Estudos de Baller (2014), Silva e Calegari (2019) contribuíram para a identificação de *knickpoints* (pontos de ruptura) que controlam a evolução geomórfica da paisagem. Os *knickpoints* são anomalias formadas por rupturas de declive e que causam alteração e diferenças no nível de base resultante de distintos processos tectônicos. Estes, informalmente denominados de cachoeiras, apresentam rupturas de diferentes altitudes e declividades ao longo dos cursos hídricos. As diferenças altimétricas e de inclinação dos pontos de rupturas podem servir como potenciais barreiras naturais, para determinação da distribuição das espécies fluviais (SILVA, 2016).

Alguns trechos da BSSF – Braço Sul, apresentam anomalias associadas às rupturas de declive. Dessa forma a presença de setores anômalos pode estar

relacionada a fatores estruturais, como a sequência de derrames basálticos e os lineamentos geológicos existentes na área de abrangência da bacia (BALLER; FERNANDEZ, 2014). Os lineamentos podem ser considerados direções de falhas ou sistema de fraturas que causam convexidade nos perfis longitudinais, nesse caso, a BSFF – Braço Sul possui perfis com segmentos côncavos e convexos. Quanto a relação entre os lineamentos e as zonas de ruptura, observa-se um paralelismo dos lineamentos com os trechos anômalos da área estudada.

2. 4 A IMPORTÂNCIA DO LEVANTAMENTO ICTIOLÓGICO NA PRESERVAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Parte da diversidade ictiofaunística do mundo ainda está longe de ser conhecida (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2008). Em 2021 já foram descritas 72 espécies de peixes, totalizando 35.797 espécies válidas, sendo que 18.078 ocupam habitat de água continental (FRICKE; ESCHMEYERS; VAN DER LAAN, 2021).

No entanto a composição desta diversidade é resultado de um longo processo de irradiação de diversas linhagens ao longo de milhões de anos, aliado à extinção de grupos outrora diversificados (CARVALHO; ALMEIDA, 2013). Vale ressaltar que essa atual diversidade está concentrada em menos de 0,003% dos recursos hídricos disponíveis no planeta, correspondendo às águas continentais da região Neotropical (AGOSTINHO; THOMAS; GOMES, 2005; MALABARBA; MALABARBA, 2020).

As águas continentais neotropicais (Américas do Sul e Central) abrigam a mais diversificada fauna de peixes de água doce do planeta, correspondendo entre 20% e 25% de toda a diversidade de peixes do mundo. O número de espécies conhecidas inclui mais de 6.000 espécies, onde as estimativas finais podem variar de 8.000 a 9.000 espécies (BIRINDELLI; SIDLAUSKAS, 2018). A maioria dos peixes de água doce neotropicais está representada na América do Sul e América Central pelas seguintes ordens: Gymnotiformes, Characiformes, Perciformes, Cyprinodontiformes e Siluriformes (MALABARBA; MALABARBA, 2020).

O Brasil é detentor de 12% a 16% da água continental disponível no planeta e o número de espécies em ambientes aquáticos brasileiros ainda é impreciso (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2008), pois há uma grande quantidade de bacias hidrográficas ainda não inventariadas, demonstrando assim uma maior

preocupação com a biodiversidade no Brasil (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005, 2008).

A dinâmica de um rio relacionado aos seus ciclos hidrológicos de seca e inundação bem como fluxo da água determina a estratégia de vida dos peixes (MUNIZ et al., 2020). Dessa forma a estrutura de assembleias de peixes pode ser afetada devido a mudanças do fluxo do corpo hídrico, geralmente promovidas por ações antrópicas. Nesse sentido, os sistemas aquáticos, importantes para a manutenção da vida vêm sofrendo um processo acelerado de deterioração das suas características físicas, químicas e biológicas interferindo, assim, na perda direta da biodiversidade (ARAÚJO; TEJERINA-GARRO, 2009).

Aspectos como desmatamento da vegetação ripária, uso inadequado dos solos, agricultura/pecuária intensiva e a industrialização resultam em poluição, eutrofização e assoreamento dos rios constituindo, uma ameaça aos ecossistemas aquáticos do Brasil (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; AZEVEDO-SANTOS et al., 2020). Tais condições variam de acordo com as diferentes regiões do Brasil, determinadas pela densidade populacional, características sócio econômicas, uso e ocupação do solo (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005).

A relação entre a estruturação das comunidades de peixes e as variáveis ambientais locais pode selecionar as características das espécies em uma bacia hidrográfica (BALDASSO, 2019). Por consequência, as alterações causadas por impactos antrópicos no ambiente podem atuar como fatores limitantes no estabelecimento e manutenção de algumas espécies (CASATTI et al., 2015; DELARIVA et al., 2018).

Fatores como a crescente demanda no consumo de água, agricultura intensiva, atividades pecuárias, manejo de solo, eliminação de vegetação ribeirinha e introdução de espécies, tornam a água inadequada para humanos e o suporte da vida aquática é limitado (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008). Desta forma, a perda de habitats pela intensificação do uso do solo para variados fins como agricultura e urbanização no entorno dos ambientes aquáticos constitui uma das principais causas da perda da integridade ecológica da ictiofauna (CASATTI et al., 2015; BALDASSO, 2019).

A estrutura de um rio é definida por processos físicos e para melhor compreender a biodiversidade, a produção e a sustentabilidade dos ecossistemas fluviais se faz necessário considerar o papel central que os habitats têm no ciclo de vida dos organismos. Por apresentarem estágios de vidas e comportamentos distintos, a maioria dos peixes necessita de diversificados habitats como corredeiras, remansos e lagoas para completarem seu ciclo de vida (SCHLOSSER, 1995; MARTINE, 2019).

Rios e córregos atualmente estão sob ameaça de exposição constante a vários impactos antrópicos negativos que podem influenciar na mudança de um ecossistema aquático (GARCIA et al., 2020). Tais corpos hídricos têm sido canalizados, represados, corrigidos, desviados, dragados e poluídos desde o início da civilização e tais alterações antrópicas acarretam em profundas mudanças nos ecossistemas aquáticos (TOWNSEND, 2010). Os peixes são excelentes bioindicadores da qualidade das águas continentais (VIEIRA; SHIBATTA, 2007), pois as assembleias ictiofaunísticas refletem o estado biótico e abiótico de seu ambiente, sendo possível avaliar as alterações na estrutura da comunidade de peixes com base na dominância e diversidade de espécies através de mudanças das variáveis ambientais (ARAÚJO, 1998; SEREIA; DUARTE; DEBONA, 2017).

O processo que envolve o fenômeno migratório de peixes pode compreender a deslocação de grandes espaços com a finalidade reprodutiva. Tal fator exige grandes áreas de bacia para permitir a manutenção e sobrevivência das populações dos peixes (GODOY, 1987).

As assembleias de peixes são severamente sujeitas as propriedades e atributos típicos de seus habitats aquáticos, pois estes espaços oferecem e custeiam cada uma das suas funções biológicas, como, locomoção, alimentação e reprodução (NORTHCOTE, 1984; BIZZOTTO, 2006). Nos peixes migratórios tal dependência é nítida, pois esses dependem de variados ambientes para que ocorra as fases basilares de seus ciclos de vida. O processo migratório dos peixes entre esses ecossistemas é fundamental para a sobrevivência da espécie (BRIZZOTTO, 2006). Essa mobilidade migratória pode sofrer variação de maneira considerável entre as espécies migradoras, que podem ser de centenas a alguns poucos quilômetros e podendo exceder 3.000 km (BARTHEM et al., 2017). No entanto, as deslocações

dos grandes migradores em geral compreendem mais de 100 km (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Assim as populações de peixes localizadas em uma bacia ou rio são respostas diretas a uma totalidade de fatores bióticos e abióticos que se sucede em um período preciso e de outros fatores como a disponibilidade de ambientes para refúgio, alimentação e reprodução, essenciais à migração e estabelecimento de espécies (BENNEMANN; SHIBATTA; GARAVELLO, 2000). As populações de peixes têm sofrido inúmeros impactos, os mais comuns são: devastação das matas ciliares e diminuição nas áreas disponíveis para a migração dos peixes (GODINHO; KYNARD, 2009). Também, a construção de barragem da usina determina uma barreira à migração dos peixes para se alimentarem e se reproduzirem (TORLONI, 1994).

As variáveis explicativas da ocorrência de espécies de peixes em um rio podem estar associadas à geografia física do local, ou seja, tipo de substrato, ausência ou presença de vegetação ripária e a velocidade de fluxo de água (CASATTI, LANGEANI; FERREIRA, 2006). Logo, a composição da ictiofauna em um rio pode diferir de acordo com as distintas características limnológicas e geomorfológicas do ambiente a ser analisada (MUNIZ et al., 2019). Dessa forma, estudos de distribuição de espécies auxiliam na estimativa de mudanças na suscetibilidade de hábitos e impactos antrópicos que influenciam a composição das comunidades aquáticas (CAVALHEIRO; FIALHO, 2020).

Ao percorrer a vasta hidrografia do estado do Paraná estudos apontam uma nova divisão definida a partir de ecorregiões. As ecorregiões são conhecidas como unidades geoespaciais amplamente reconhecidas e aplicadas para planejamento de conservação e representação dos padrões de variáveis ambientais e ecológicas conhecidas por influenciar a distribuição das características da biodiversidade em larga escala (GROVESET et al. apud. ABELL et al., 2008).

Nesse contexto, Abell et. al. (2008) definiram como sendo uma ecorregião de água continental, uma grande área que abrange um ou mais sistemas de água continental, com uma distinta comunidade de espécies aquáticas. Dessa forma, prevê-se que as condições ambientais e a dinâmica da ictiofauna de uma determinada ecorregião são mais semelhantes entre si do que aquelas das ecorregiões circundantes.

Partindo desse conceito de ecorregiões, Reis et al., (2020) recriaram uma lista da ictiofauna paranaense que delineou a drenagem do estado do Paraná, dividindo-o em cinco ecorregiões que incluem a encosta de Paranaguá, Ribeira de Iguape, Baixo Paraná, Iguaçu e Alto Paraná, sendo esta última, por sua vasta área, dividida em sub-ecorregiões que abrangem os rios Paranapanema, Ivaí e Piquiri, região de várzea.

Ao que concerne a ecorregião adotada para o Baixo Paraná estão inclusos o reservatório de Itaipu e seus afluentes, situados na BP3, desse modo, o que separa a ecorregião do Alto e do Baixo Paraná são suas barreiras biogeográficas originais que hoje estão submersas, as cachoeiras Sete Quedas (ABELL et al., 2008; REIS et al., 2020).

O rio Paraná origina-se da confluência dos rios Parnaíba e Grande, correndo em território brasileiro até o Salto das Sete Quedas, onde faz fronteira entre o Brasil e o Paraguai, até receber o rio Iguaçu (em Foz do Iguaçu) seguindo seu leito entre o Paraguai e a Argentina (RIBEIRO, 2002).

No setor onde se localiza a fronteira do Brasil e Paraguai, o rio Paraná apresenta uma ampla área alagada devido ao represamento oriundo da construção da Usina Hidrelétrica de Itaipu. A Usina de Itaipu teve sua construção concluída em 1982, no leito do rio Paraná, sua inundação atingiu território brasileiro e paraguaio, com uma área inundada de 1350 km². Foram afetados na época, oito municípios do lado brasileiro: Guaíra, Terra Roxa, Marechal Cândido Rondon, Santa Helena, Matelândia, Medianeira, São Miguel do Iguaçu e Foz do Iguaçu (OLIVEIRA; GOULART; MINTE-VERA, 2004). O represamento alterou todo o nível de base do Rio Paraná, bem como promoveu alterações nos fluxos hídricos e todo o setor que envolve a BP3, que por sua vez, pode ser caracterizada por um conjunto de cursos hídricos que escoam diretamente no reservatório de Itaipu (ROCHA; BADE 2018).

Agostinho, Pelicice e Gomes (2008), afirmam que o represamento de um rio é um processo tão intenso que pode resultar na criação de um novo ecossistema, com uma estrutura e funcionamento específicos. Levantamentos realizados por Langeani et al.,(2007) mostram que existem espécies cujos primeiros registros na área são posteriores à construção do reservatório de Itaipu, sugerindo o que após a construção da barragem de Itaipu, houve mudanças na distribuição de peixes ao longo do rio Paraná devido a que possibilidade de dispersão de algumas espécies

pelo Alto Paraná. Em muitas regiões da bacia do Alto Paraná é raro encontrar comunidades de peixes que não foram alteradas pela construção da barragem (VIEIRA; SHIBATTA, 2007).

O potencial ictiofaunístico dos rios afluentes da BP3 é evidenciado conforme vão se realizando estudos. Cecílio e colaboradores (1997) realizaram um estudo nas áreas adjacentes ao reservatório de Itaipu entre os anos de 1978 e 1981 (antes da barragem) e de 1987 à 1988 (depois da barragem), amostrando onze trechos, divididos entre zona fluvial (Guaíra), zona de transição (Santa Helena), zona lacustre (Foz do Iguaçu) e quatro tributários (Arroio Guaçu, rio Ocoí, rio São Francisco Verdadeiro e rio São Francisco Falso). Como resultado foram identificadas 84 espécies distribuídas em todos os trechos amostrados e determinada qual a abundância dessas espécies antes e depois do represamento possibilitando, assim, verificar alterações da diversidade ictiofaunística decorrentes da formação do reservatório de Itaipu.

Em síntese, os mesmos autores concluem que a formação do reservatório de Itaipu conduziu a alterações na abundância de espécies e na estrutura da ictiofauna de toda sua área de influência: espécies oportunistas obtiveram sucesso na exploração dos recursos disponíveis, enquanto outras, predominantes em ambientes lóticos, tiveram suas abundâncias reduzidas e nos tributários da margem esquerda e corpo principal do reservatório de Itaipu. Em geral, a diversidade ictiofaunística foi superior quando comparada ao período pré-represamento (CECILIO et al., 1997).

Oliveira Goulart, Minte-Vera (2004) realizaram o levantamento da diversidade de peixes entre gradientes espaciais no reservatório de Itaipu, amostrando 13 estações do reservatório, entre eles alguns tributários (Arroio Guaçu, Rio Ocoí, rio São Francisco Verdadeiro e rio São Francisco Falso), que resultou em um total de 85 espécies registradas e distribuídas em todos os trechos amostrados, que auxiliou na elucidação a respeito da estabilidade das populações de peixes anos após a formação do reservatório.

Considerando que o rio São Francisco Falso é um grande afluente com alto potencial de forrageamento, cujos trechos lóticos e lênticos podem ser suficientes para suportar mais biomassa e diversidade do que em outros lugares; Oliveira, Goulart e Minte-Vera (2004) sugerem melhorias na gestão política do reservatório. Para isso, há necessidade da implementação de ações que incluam a conservação

do habitat, aumento das áreas protegidas e da vegetação, gestão adequada das atividades pesqueiras, levando em consideração a compartimentalização da diversidade de peixes e a manutenção de um programa de monitoramento que permita o estudo da dinâmica dos padrões de diversidade de peixes.

2.5 LIMNOLOGIA EM BACIAS HIDROGRAFICAS

A limnologia é a ciência que analisa o conjunto das águas continentais em toda a Terra, desde lagos e reservatórios de água doce e salgadas no interior dos continentes, rios, lagoas, represas, pântanos, estuários e todas as interações físicas, químicas e biológicas desses ecossistemas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; SANTOS; PEREIRA FILHO, 2010; QUEIROZ JÚNIOR, 2016).

Os estudos limnológicos podem ser entendidos de diferentes maneiras, mas, ser resume em uma ciência que abrange a análise de águas interiores doces e salinas, englobando ainda o estudo das inter-relações funcionais e estruturais dos organismos de águas interiores, e também a dinâmica química, física e ambiente biótico (QUEIROZ JÚNIOR, 2016).

Até os anos 1950, os estudos limnológicos eram apenas restritos aos tipos de ambientes aquáticos, mais voltados para os reservatórios e lagos e a observação das relações de causa e efeito de fenômenos. Depois desse período, os estudos confluíram a apresentar as fases das experimentações realizadas em campo e no laboratório, devido ao avanço da tecnologia (ESTEVES, 2011).

Conforme Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) tais estudos e pesquisas auxiliam, para o conhecimento da estrutura e como funcionam estes ecossistemas aquáticos, proporcionando assim o seu manuseio e a uma produtividade máxima para a sociedade. Adicionalmente, segundo Queiroz Júnior (2016, p. 16) para “compreender de forma totalitária o ambiente aquático é preciso observar e analisar a imbricação do mesmo com o meio terrestre”, pois se faz necessário que nas pesquisas geográficas sejam observados os fluxos de matéria e energia, partindo da interação de um geossistema com outro (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; QUEIROZ JÚNIOR, 2016).

2.5.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) da água

O termo potencial hidrogeniônico (pH) é usado universalmente para expressar o grau de acidez ou basicidade de uma solução, ou seja, é a forma de apresentar a concentração de íons de hidrogênio nessa solução (ALVES, 2016). A escala de pH é formada de uma série de números que variam de 0 a 14, os quais indicam os vários graus de alcalinidade ou acidez na água. E, quando os valores ficam abaixo de 7 e próximos de zero indicam aumento de acidez, enquanto valores de 7 a 14 mostram aumento da basicidade (WACHHOLZ, 2007; FERREIRA; FILHO, 2012). Isto posto é um dos principais parâmetros e constantemente usado na análise da água. Os corpos d'água encontrados na natureza em sua maioria possuem valores de pH na faixa de 4 a 9, sendo a maioria ligeiramente básico (VON SPERLING, 2005; UMBELINO, 2021).

O pH da água influencia diretamente nos ecossistemas aquáticos naturais, e seus efeitos são sentidos na fisiologia das diversas espécies entre elas os peixes. Sendo assim, são estabelecidas as restrições de faixas de pH para as inúmeras classes de águas naturais, conforme estabelecida pela legislação federal a Resolução nº 20 do CONAMA, de junho de 1986 que fixam o pH entre 6 e 9, como critérios de proteção à vida aquática (WACHHOLZ, 2007; QUEIROZ; JÚNIOR, 2016).

Existe uma estreita interdependência em relação ao pH da água com o ecossistema aquático. A ocorrência desse fenômeno se dá à medida que as comunidades aquáticas interferem no pH da água, e da mesma forma como o pH interfere de diferentes maneiras no metabolismo destas comunidades, sendo que em relação “as comunidades, o pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo, portanto, no transporte iônico intra e extra celular e entre os organismos e o meio” (PORTO, 2010, p.7).

2.5.2 Condutividade elétrica

Entre as variáveis limnológicas, uma das mais importantes é a condutividade elétrica, devido ao fato que muitas situações ela, representa integração do ambiente terrestre com o aquático (ESTEVES, 2011; FERREIRA; PEREIRA FILHO, ROSA, 2012). A condutividade elétrica trata-se da capacidade da água possui de conduzir

corrente elétrica nos ecossistemas aquáticos. Sendo que esse parâmetro está vinculado à existência de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas de eletricidade (PEREIRRA-FILHO; NOVO, 2002; UMBELINO, 2021).

Os valores de condutividade elétrica ocorrem devido a uma maior incidência de íons dissolvidos na água. E, os íons responsáveis de forma direta pelos valores da condutividade elétrica nas águas continentais são os carbonetos, sulfatos, cloretos, cálcio, sódio, magnésio, potássio, entre outros (FERREIRA, FILHO, ROSA, 2012). Podem ser detectadas as fontes poluidoras nos ambientes aquáticos por meio da mensuração da condutividade elétrica, pois essa quando seus parâmetros forem elevados pode ser um indicativo de poluição. Portanto é uma maneira de avaliar a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (MORAES, 2001; GONÇALVES, 2011).

Outros fatores que podem modificar o valor da condutividade elétrica, são a temperatura e o pH, pois nessas situações a atividade iônica aumenta cerca de 2% para cada grau centígrado (SILVA; HERMES, 2004; ALVES UMBELINO, 2021). Dessa forma, foi adotada como o padrão a temperatura de 25°C para a análise de condutividade elétrica, ou a utilização de um agente de correção. Para valores de pH extremos, menores do que 5 e maiores do que 9, poucos íons interferem na condutividade, entre eles, H⁺ e OH⁻ (GONÇALVES, 2011; ALVES UMBELINO, 2021). Os valores de condutividade elétrica podem fornecer informações como:

Informações sobre a magnitude da concentração iônica; a variação diária fornece informações a respeito de processos importantes nos ecossistemas aquáticos, como produção primária (redução dos valores) e decomposição (aumento dos valores); ajuda a detectar fontes de poluição; as diferenças geoquímicas dos afluentes do rio principal ou de um lago podem ser facilmente avaliadas (PORTO, 2010, p. 5).

A condutividade elétrica como já visto, é sem dúvida uma das mais importantes variáveis limnológicas, pois em muitos casos integra os ambientes aquático e terrestre, apresentando informações, referentes ao metabolismo do ecossistema aquático, como relacionadas aos fenômenos significativos que acontecem na sua bacia de drenagem (QUIROZ JUNIOR, 2016; UMBELINO, 2021).

2.5.3 Oxigênio dissolvido

Na caracterização e dinâmica dos ecossistemas aquáticos muitos são os gases dissolvidos na água, mas um dos mais importantes é o oxigênio (O₂). E, o processo de fotossíntese e a atmosfera são basilares fontes de oxigênio na água. “A perda desse gás relaciona-se com o consumo pela decomposição de matéria orgânica, perdas para a atmosfera, entre outros” (UMBELINO, 2021, p. 17).

A quantidade de oxigênio dissolvido é um indicativo do estado de poluição por matéria orgânica. Dessa forma uma água livre de poluição por matéria orgânica é saturada de oxigênio. Mas, em contrapartida os baixos teores de oxigênio dissolvido podem representar que ocorreu acentuada atividade bacteriana, gerando a decomposição de matéria orgânica jogadas na água (SILVA; HERMES, 2004; QUEIROZ; JÚNIOR, 2016).

Para os seres aquáticos aeróbicos (dependentes de oxigênio) o oxigênio dissolvido é essencial para sua sobrevivência. E o nível disponível de oxigênio dissolvido na água depende da oscilação entre a quantidade usada pelas “bactérias para oxidar a matéria orgânica e a quantidade produzida no próprio corpo d’água através de organismos fotossintéticos, processos de aeração natural e/ou artificial” (GONÇALVES, 2011, p. 40).

O parâmetro usado para medir o oxigênio dissolvido na água é geralmente em miligramas por litro (mg/l) da água analisada. Esse fenômeno resulta, em geral, da dissolução do oxigênio atmosférico, naturalmente ou artificialmente, e também, da produção liberada por alguns microorganismos vivos na água como as algas e bactérias (SILVA; HERMES, 2004; UMBELINO, 2021).

Outro fator é a alta velocidade da água e a declividade nos cursos superiores estabelece o balanço de oxigênio através de processos de difusão entre atmosfera e corpo de água. Depois da temperatura, o fator mais relevante é a morfologia do rio, ou seja, a declividade que diretamente influi na velocidade da água e na estrutura do leito. O efeito indireto da velocidade também interfere no balanço de oxigênio (PORTO, 2010).

2.5.4 Temperatura da água

A quantidade de radiação solar que incide sobre a água resulta na sua temperatura. E desempenha grande “influência nas atividades biológicas e no

crescimento dos organismos; também determina os tipos de organismos que habitam o local, uma vez que estes têm uma faixa preferida de temperatura para se desenvolverem” (UMBELINO, 2021, p. 18). E caso o limite dessa temperatura alterar, seja para mais ou para menos, ocorrerá impactos que pode gerar a extinção naquele ambiente, de espécies mais sensíveis. Pois as variações da temperatura podem ocasionar variados efeitos na água, onde, o acréscimo pode gerar a “aceleração no metabolismo dos microrganismos, aumentando a velocidade do processo de estabilização da matéria orgânica; por outro lado, maiores temperaturas significam menores teores de oxigênio na água” (MOTA, 1995, p. 81).

A temperatura tem um papel essencial de controle no meio aquático, é responsável pelo condicionamento das influências de um grande número de parâmetros físico-químicos. Via de regra, conforme a temperatura aumenta de 0 a 30°C, a tensão superficial, compressibilidade, viscosidade, constante de ionização, o calor específico e calor latente de vaporização diminuem, em contra partida a pressão de vapor e a condutividade térmica aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura (FERREIRA; FILHO, ROSA, 2012).

Podem ser usados termômetros simples de mercúrio ou aparelhos mais sofisticados como o "Termistor" para realizar as medidas de temperatura da água e pode registrar diretamente a temperatura das várias profundidades na coluna d'água, essas medidas podem ser efetuadas nos próprios locais de coletas (SANTOS; PEREIRA FILHO, 2010).

2.5.5 Transparência da água

A transparência da coluna d'água ou zona eufótica pode sofrer variações que vão de poucos centímetros até dezenas de metros. A extensão da coluna d'água depende substancialmente das condições do meio em atenuar a radiação subaquática (FERREIRA; FILHO, ROSA, 2012).

Da perspectiva óptica, a transparência da água pode ser classificada como o contrário da turbidez. A transparência da água pode ser analisada por meio de medições de profundidade do disco de Secchi que mede de 20 a 30 cm de diâmetro e é fixado a uma corda graduada (ESTEVES, 1998, QUEIROZ; JÚNIOR, 2016).

Para realizar as medições, precisa ser um lugar que não tenha sombra. Por mais que seja um método bastante simples, também pode ser usado para avaliar o coeficiente de atenuação da radiação eletromagnética (REM) na coluna d'água, determinando com alguma limitação a equivalência entre a transparência da água, a profundidade Secchi e o limite da zona eufótica (KIRK, 1994; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

3. MATERIAL E MÉTODO

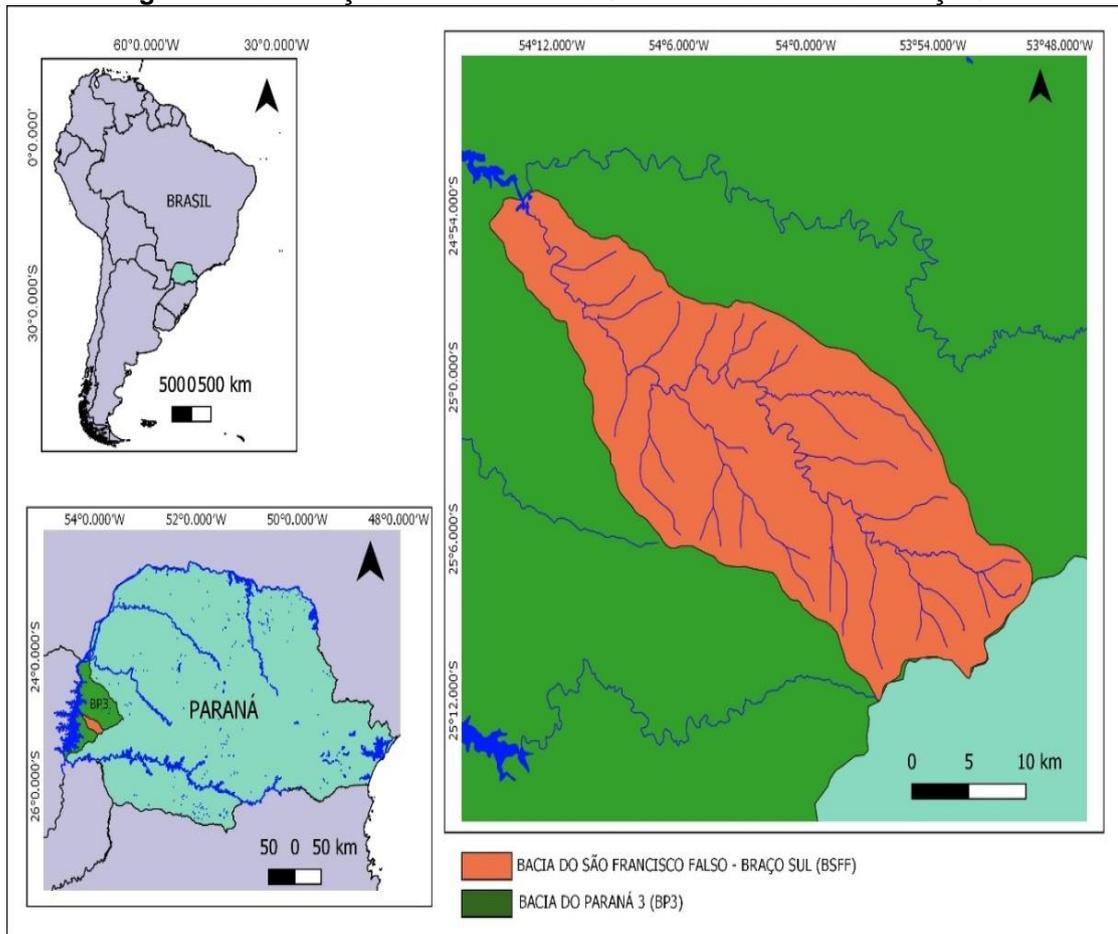
3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo do presente trabalho abrange a sub-bacia hidrográfica do Rio São Francisco Falso (BSFF) – Braço Sul que faz parte do arcabouço hidrológico da Bacia do Paraná 3 (BP3), conhecida pelo seu conjunto de sub-bacias cujos

canais confluem e deságuam com fluxo de Leste para Oeste diretamente no Lago de Itaipu.

A BSFF está inserida na Mesorregião Oeste do Estado do Paraná situando-se entre os vértices $54^{\circ}25' W$; $25^{\circ}27' S$; $54^{\circ}56' W$; $24^{\circ}11' S$ onde seu leito percorre 10 municípios: Céu Azul, Diamante do Oeste, Matelândia, Missal, Ramilândia, Santa Helena, São José das Palmeiras, São Pedro do Iguaçu, Santa Tereza do Oeste e Vera Cruz do Oeste. (Figura 1).

Figura 1: Localização da Bacia do Rio São Francisco Falso - Braço Sul



Fonte: Autoria própria.

Com exceção de Céu Azul, Matelândia e Santa Helena, os demais municípios apresentam população próxima ou inferior a 10.000 habitantes, com densidade demográfica inferior à média paranaense estimada em 52,40 habitantes por km² (IBGE, 2020). Esses municípios apresentam uma economia fortemente voltada à agropecuária (IPARDES, 2020).

3.2 GEOPROCESSAMENTO E ELABORAÇÃO CARTAS TEMÁTICAS

O mapeamento temático contemplou a elaboração das cartas de hidrografia, hipsometria, solos, uso e cobertura da terra. Tais mapeamentos foram realizados a fim de se obter a caracterização geoambiental da área de estudo. Todas as etapas de geoprocessamento foram realizadas em ambiente SIG, utilizando o software de livre acesso Qgis 2.18.28, com sistema de coordenadas geográficas e DATUM SIRGAS 2000.

3.2.1 Carta de Hidrografia e Delimitação da Bacia

Para a confecção da carta de hidrografia foram utilizados dados vetoriais fornecidos pelo Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná – ITCG (PARANÁ, 2008). A delimitação da área da bacia foi realizada com o auxílio de cartas topográficas regionais e imagens SRTM, dos quadrantes de abrangência da bacia.

3.2.2 Carta de hipsometria

A carta de hipsometria foi gerada a partir do mosaico SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), que foi recortada de maneira a limitar-se somente à área de estudo previamente vetorizada. Para tanto foi elaborado um mosaico a partir das imagens com resolução espacial de (~30m): 23s55, 23s54, 24s55, 24s54, 25s55 e 25s54, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais através do projeto Topodata (INPE, 2016). Com o recorte foi gerada a hipsometria e altimetria da bacia com amplitude de classes de 50 m, totalizando 11 classes.

3.2.3 Carta de solos

A carta de solos foi elaborada utilizando dados fornecidos pelo Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná – ITCG (PARANÁ, 2008), com escala de 1.250.000. Os arquivos *shapefiles* foram classificados no primeiro e segundo nível

categorico do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2018) e recortados para a área de interesse.

3.2.4 Carta de uso e cobertura da terra

O mapeamento de uso e cobertura da terra foi realizado por meio da classificação supervisionada de imagens de satélite. Nesse processo foram utilizadas cenas mais recentes do satélite Landsat 8 com resolução espacial de 30m, fornecidas pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (United States Geological Survey – USGS). As imagens obtidas foram reclassificadas e organizadas em classes de agricultura, pastagem, vegetação e cursos hídricos.

3.3 COLETAS DE CAMPO

3.3.1 Caracterização e descrição dos solos

Foram analisadas amostras de solos no entorno de cada um dos pontos supracitados anteriormente (tabela 1). O levantamento prévio da cobertura pedológica foi executado através de sondagens, utilizando-se o trado holandês e retirando amostras e organizando-as em pedocomparadores.

Para a análise detalhada dos setores próximos aos pontos de coleta também foram realizadas algumas trincheiras visando a descrição e classificação dos solos. Nas trincheiras foram realizadas descrições morfológicas (cor, textura, estrutura, consistência, porosidade, atividade biológica, feições pedológicas e transição) nos horizontes pedológicos seguindo as recomendações de Santos et al., (2005). Com posterior classificação no primeiro e segundo nível categorico, conforme as recomendações do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2018).

3.3.2 Coleta Ictiológica

Para realização das coletas ictiológicas, sete pontos distribuídos ao longo do gradiente longitudinal do braço sul da bacia do rio São Francisco Falso foram

amostrados (Tabela 1). Tais pontos foram definidos com base nos trechos de ruptura situados na bacia, bem como a acessibilidade do local. As incursões de coletas ocorreram nas datas de 22/06/2019 e 29/10/2019.

Tabela 1: Georreferenciamento dos pontos de amostragem no Rio São Francisco Falso - Braço Sul.

Ponto	Latitude (S)	Longitude (W)	Município
1	25°04'44.2"S	53°57'50.1"W	Vera Cruz do Oeste
2	25°04'41.1"S	53°58'07.5"W	Matelândia
3	24°59'32.1"S	54°05'07.4"W	Diamante d'Oeste
4	24°59'36.4"S	54°05'13.7"W	Diamante d'Oeste
5	25°00'16.9"S	54°07'08.6"W	Diamante d'Oeste
6	24°59'33.1"S	54°07'47.3"W	Diamante d'Oeste
7	24°58'06.6"S	54°09'42.9"W	Santa Helena

Fonte: Autoria própria.

Em cada ponto de amostragem foram utilizadas, para capturar os exemplares, tarrafas de malha 1,5 cm e redes de espera com malhas de 3, 4 e 5 cm entre nós opostos (Licenças SISBIO 57181e 38532). As redes de esperas foram instaladas no período da tarde e retiradas no dia seguinte, respeitando o período de 12 horas. A coleta ativa utilizando-se da tarrafa ocorreu por meia hora em cada ponto, durante o tempo necessário para instalação das redes. Os espécimes foram sacrificados por overdose de óleo de cravo (GRIFFITHS, 2000; PEREIRA-DA-SILVA et al., 2009).

O presente trabalho está associado ao projeto intitulado "Levantamento da Ictiofauna, Biologia Populacional, Dieta e Dispersão de Parasitas dos Peixes da Área de Influência do Refúgio Biológico de Santa Helena/PR", que possui autorização de execução do Comitê de Ética no Uso de Animais da UTFPR - Protocolo CEUA: 2016-031.

Os peixes coletados foram etiquetados e identificados por localidade / data, fixados em formol por 48 horas e posteriormente transferidos para soluções de álcool 70% e serem depositados na Coleção Ictiológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Campus* de Santa Helena (UTFPR-SH).

3.4 ANÁLISE DE DADOS

No Laboratório de Ictiologia e Limnologia da UTFPR-SH, os peixes coletados foram triados e identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se de lupa, paquímetro e das seguintes chaves de identificação: Graça e Pavanelli (2007), Ota et al., (2018); Dias e Zawadski (2018).

Para determinação dos atributos ecológicos das populações de peixes foram realizados os seguintes cálculos:

Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), utilizado para medir a ordem ou desordem contida num dado sistema (PINTO-COELHO, 2000; DAJOZ, 2005), calculado conforme a seguinte fórmula:

$$H' = - \sum p_i (\ln p_i)$$

No qual: H' = diversidade de espécies (bits/indivíduo); p_i = proporção de indivíduos da espécie i na amostra, com $p_i = (n_i / N)$; n_i = número de indivíduos da espécie i ; N = número total de indivíduos da amostra.

Equabilidade de Pielou (E) que é derivada do índice de Shannon-Weaver (H'), que mostra à uniformidade das espécies, em termos das suas abundâncias relativas, determinada conforme a seguinte fórmula (MAGURRAN, 1988):

$$E = H' / H'_{\text{máx}},$$

No qual: H' = índice de diversidade; $H'_{\text{máx}}$ = diversidade máxima, calculada como: $H'_{\text{máx}} = \ln S$; sendo: S = número total de espécies. A diversidade máxima pressupõe que todas as espécies apresentam a mesma abundância. O índice de equabilidade varia de 0 a 1, sendo maior a uniformidade com E mais próximo ou igual a um.

Adicionalmente, a riqueza de espécies ou índice de variedade (Pinto-Coelho, 2000), foi calculada conforme a equação:

$$d = (S - 1) / \log N$$

No qual: S = número de espécies capturadas; N = número total de indivíduos.

A similaridade de Jaccard C_j que é um índice qualitativo que se baseia nos dados de presença-ausência das espécies dos trechos amostrados (Pinto-Coelho, 2000), foi calculada seguindo a seguinte equação:

$$C_j = c / (a + b - c)$$

No qual: C_j = coeficiente de similaridade de Jaccard; a = número de espécies do trecho a ; b = número de espécies do trecho b ; c = número de espécies comuns aos trechos a e b .

O índice de Sørensen é um índice qualitativo que também se baseia nos dados de presença e ausência das espécies, no entanto,

$$C_s = 2c / (a + b)$$

Onde: C_s = Coeficiente de similaridade de Sørensen; a = número de espécies restritas ao trecho a ; b = número de espécies restritas ao trecho b ; c = número de espécies comuns aos trechos a e b .

Os índices de similaridade de Jaccard e Sørensen foram calculados entre os sete trechos estudados, gerando um dendrograma de similaridade com base nos dados de presença e ausência das espécies.

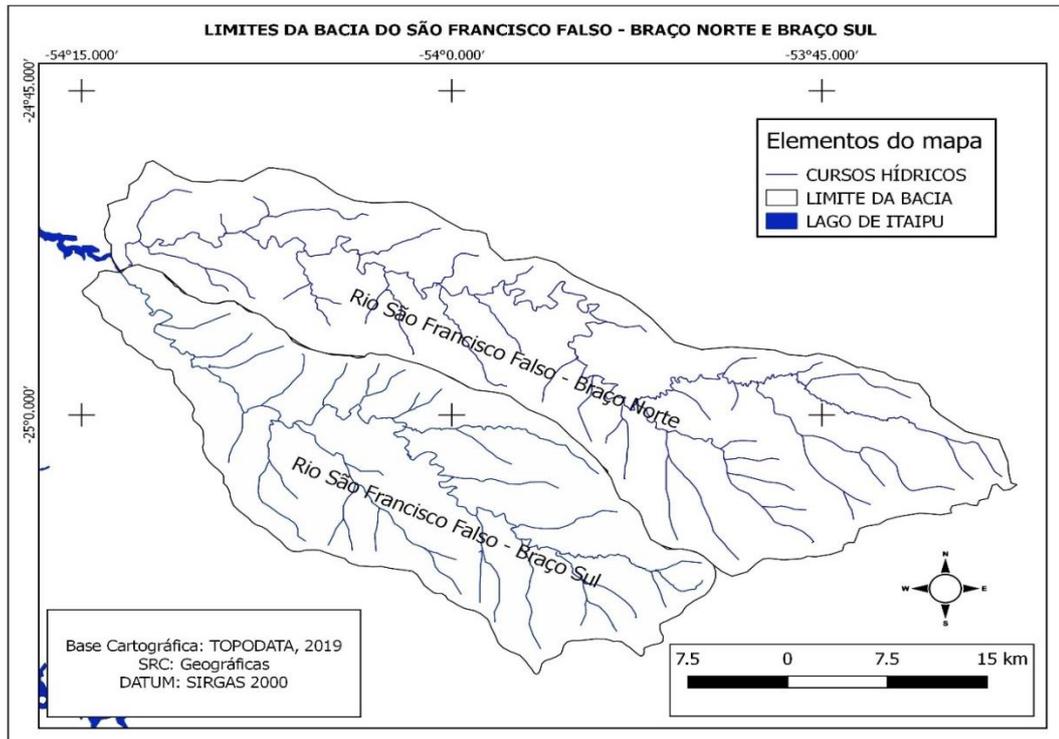
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DA BACIA DO SÃO FRANCISCO FALSO

A Bacia do São Francisco Falso (BSFF) configura-se como uma das principais sub-bacias da unidade hidrográfica da Paraná 3 (BP3). A BSFF abrange uma área de 1.704,79 km², que compõem 21,31% da BP3, que por sua vez, possui uma área de aproximadamente 8.000 km². Apresenta uma densidade de drenagem baixa com valor médio de 0,65km/km² (PARANÁ, 2014; ROCHA; BADE, 2018).

A formação do Lago de Itaipu em 1982 promoveu uma reorganização na hierarquização da rede de drenagem e dividiu a sub-bacia do rio São Francisco Falso em rios independentes que hoje desembocam no lago - Rio São Francisco Falso - Braço Norte e Braço Sul (ROCHA e BADE, 2018). Atualmente a sub-bacia do São Francisco Falso - Braço Sul apresenta uma área de 611,92 Km² e um perímetro de 120,28 km (Figura 2). O rio apresenta uma extensão de 79,347 km e o relevo cota máxima de 680m e a cota mínima de 220m com uma amplitude 460m de altitude (FERNANDEZ; BALLER, 2018).

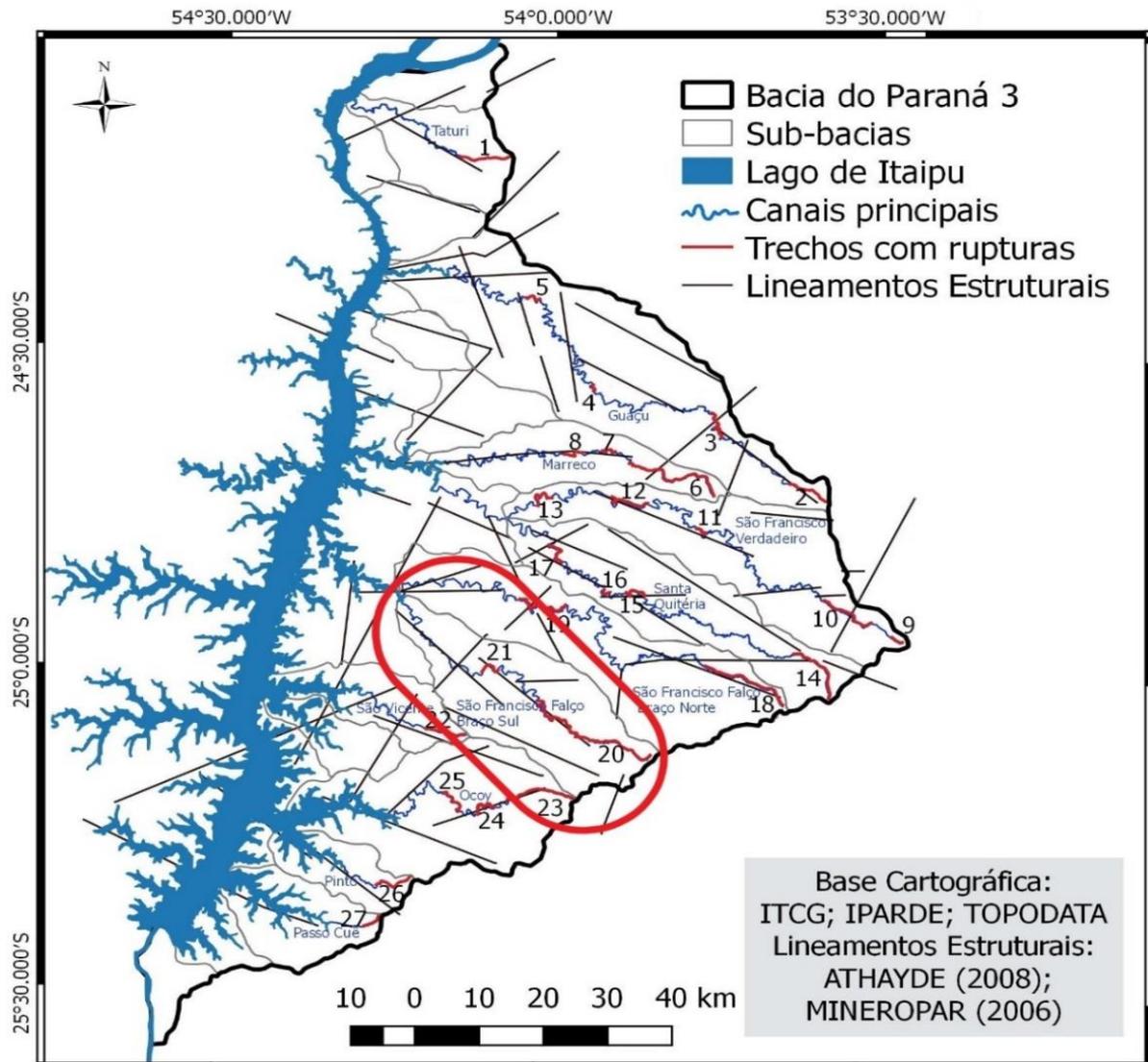
Figura 2: Rede hidrográfica da Bacia do Rio São Francisco Falso - Braços Norte e Sul



Fonte: Autoria própria.

Do ponto de vista geológico-geomorfológico, a BSSF – Braço Sul, apresenta dois trechos (20 e 21) com rupturas de declive (Figura 3 – círculo em destaque), nos quais estão situados os pontos de coletas 1, 2 e 3, 4, respectivamente. Considerando que estes pontos estão localizados a montante e a jusante da cachoeira, esta funciona como uma barreira natural para a dispersão da ictiofauna. O trecho 20 apresenta 31.457m de extensão e declividade média de 0,01144m/m e as zonas de ruptura ocorrem entre 320 e 680m de altitude, abrangendo os pontos de amostragem 1 e 2 do presente trabalho. O trecho 21 possui extensão de 3.930m e declividade média de 0,00508m/m e está situado entre 260 e 280m de altitude, contemplando os trechos 3 e 4 de amostragem (BALLER; FERNANDEZ, 2014).

Figura 3: Distribuição geográfica dos trechos de ruptura de declive dos canais principais da Bacia do Paraná 3.

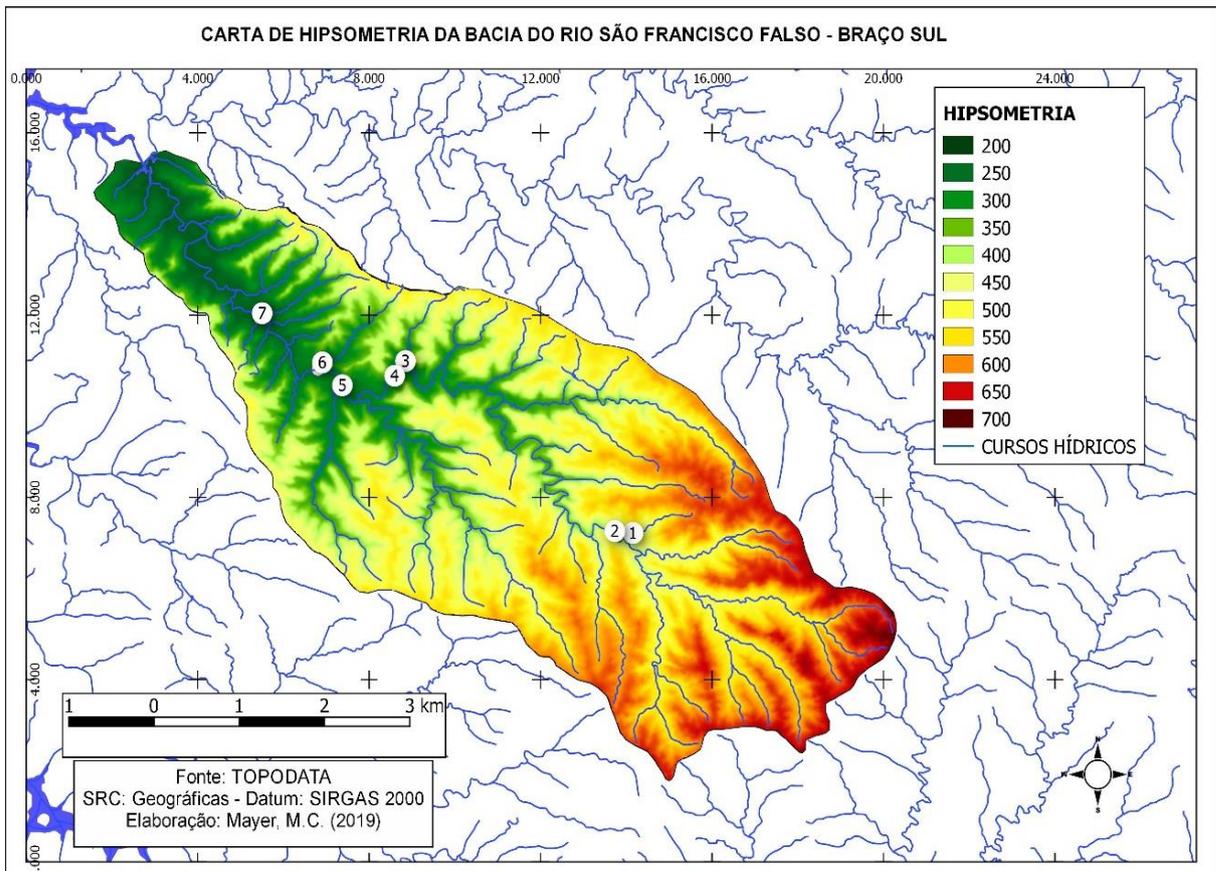


Fonte: Adaptado de BALLER; FERNANDEZ (2018).

A bacia do BSFF pode ser segmentada do ponto de vista geambiental em três setores denominados de alto, médio e baixo curso. A parte central da bacia está inserida no curso intermediário da BP3, na unidade de paisagem do São Francisco com área total de 2247,85km² e cotas altimétricas que variam de 200 a 700m (Figura 4) contemplando, assim, o setor de maior dissecação de relevo das bacias hidrográficas da BP3 (BADE, 2014). Em contrapartida, a parte superior (alto curso) abrange parte da unidade de Cascavel e a parte inferior (baixo curso) abrange parte da unidade de Foz do Iguaçu, com relevo de dissecação baixo.

Vale ressaltar que os pontos plotados estão distribuídos no alto, médio e baixo curso da bacia. Os pontos 1 e 2 situam-se em uma altitude que varia de 462 a 466 m de altitude, localizados no alto curso da bacia. Os pontos 3, 4, 5 e 6, apresentam uma variação entre 272 a 393 metros de altitude no médio curso da bacia. Por fim, o ponto 7 está localizado no baixo curso da bacia, próximo à área de influência do lago, possuindo altitude de 258 metros (Figura 4).

Figura 4: Carta de hipsometria da área de estudo.



Fonte: Autoria própria.

Os pontos supracitados encontram-se localizados em rochas vulcânicas básicas da formação Serra Geral que deram origem a uma cobertura pedológica formada por solos muito argilosos, com destaque para os Latossolos, Nitossolos Vermelhos, além de Neossolos Litólicos e Regolíticos (EMBRAPA, 2008).

Rocha e colaboradores (2018) classificaram os solos de acordo com os setores de montante, intermediário e jusante, sendo que, o setor de montante caracteriza-se, segundo os mesmos autores, predominantemente por relevos planos

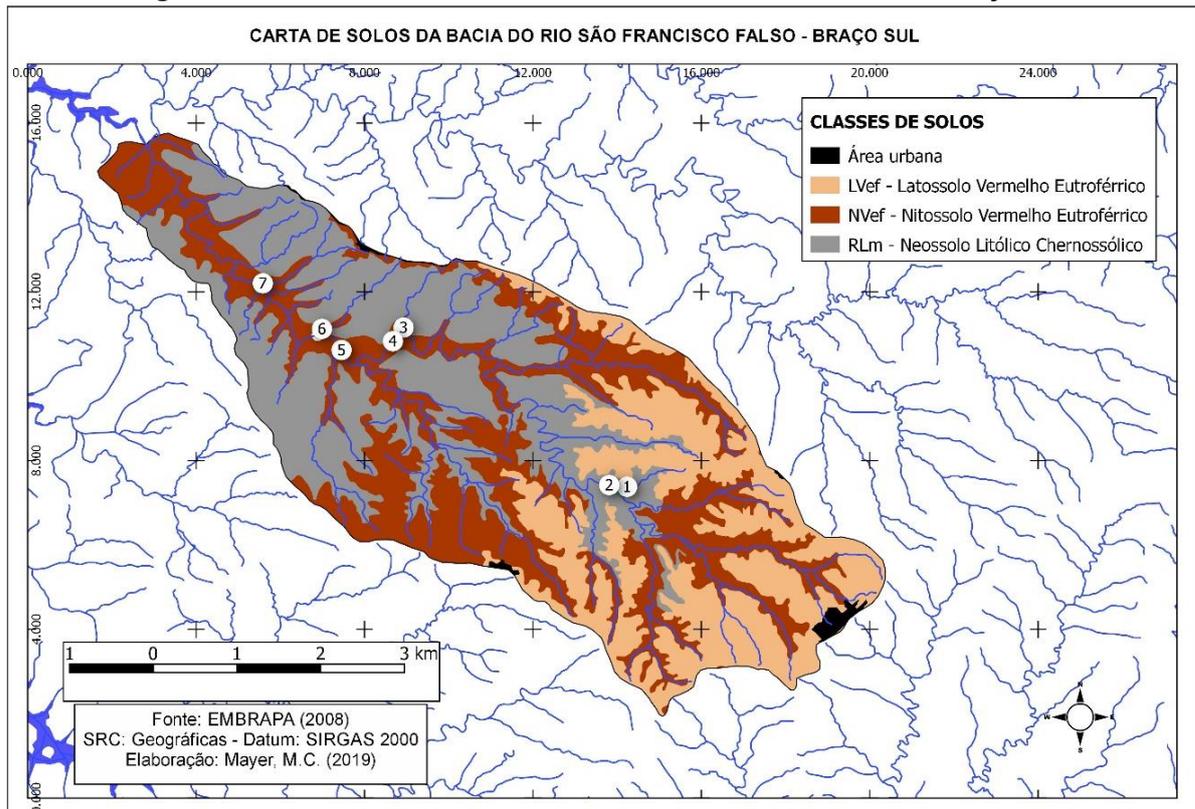
com declividades que variam entre 0-12% e solos do tipo Latossolo e Nitossolo. O setor intermediário da bacia apresenta os relevos de maior dissecação, como presença de solos rasos como os Neossolos e na porção central da bacia, as vertentes são bastante dissecadas, muitas vezes segmentadas em patamares que alternam declividades fracas e muito fortes – entre 6 e 30%. O setor inferior bacia, localizado às margens do rio Paraná, contempla o ambiente geomorfológico de menor entalhe, basicamente composto por colinas médias a amplas, topos largos e achatados e vertentes convexo-retilíneas com declividades fracas, variando entre 0-3%. Nesse setor predominam solos do tipo Latossolo e Nitossolo.

Ao longo da bacia dominam as classes de solos intemperizados profundos como Latossolos e Nitossolos que são intensamente utilizados para fins agropastoris e vegetação e também os Neossolos que são pouco intemperizados, principalmente ocupados pela pastagem.

A análise dos dados do presente trabalho possibilitou verificar que os tipos de solos predominantes na bacia são os Latossolos, Nitossolos, Neossolos (Figura 5). Ao longo das margens do curso hídrico, a análise das classes de solo em cada um dos pontos de estudo permitiu verificar no setor superior da bacia (pontos 1 e 2) a presença de Neossolos. Em contrapartida, no setor intermediário (pontos 3, 4, 5 e 6) e no setor inferior (ponto 7) ocorrem predominantemente Nitossolos.

Os Nitossolos compreendem solos profundos e bem desenvolvidos, com profundidades geralmente superiores a 5 metros. Os Neossolos compreendem solos rasos, geralmente com a presença do contato com a rocha com até 50 cm de profundidade. Tais diferenças no âmbito pedológico podem influenciar no uso da terra no entorno dos pontos, bem como influenciar nas características físico-química da água, como pH, oxigênio dissolvido e turbidez (NOGUEIRA; COSTA; PEREIRA, 2015).

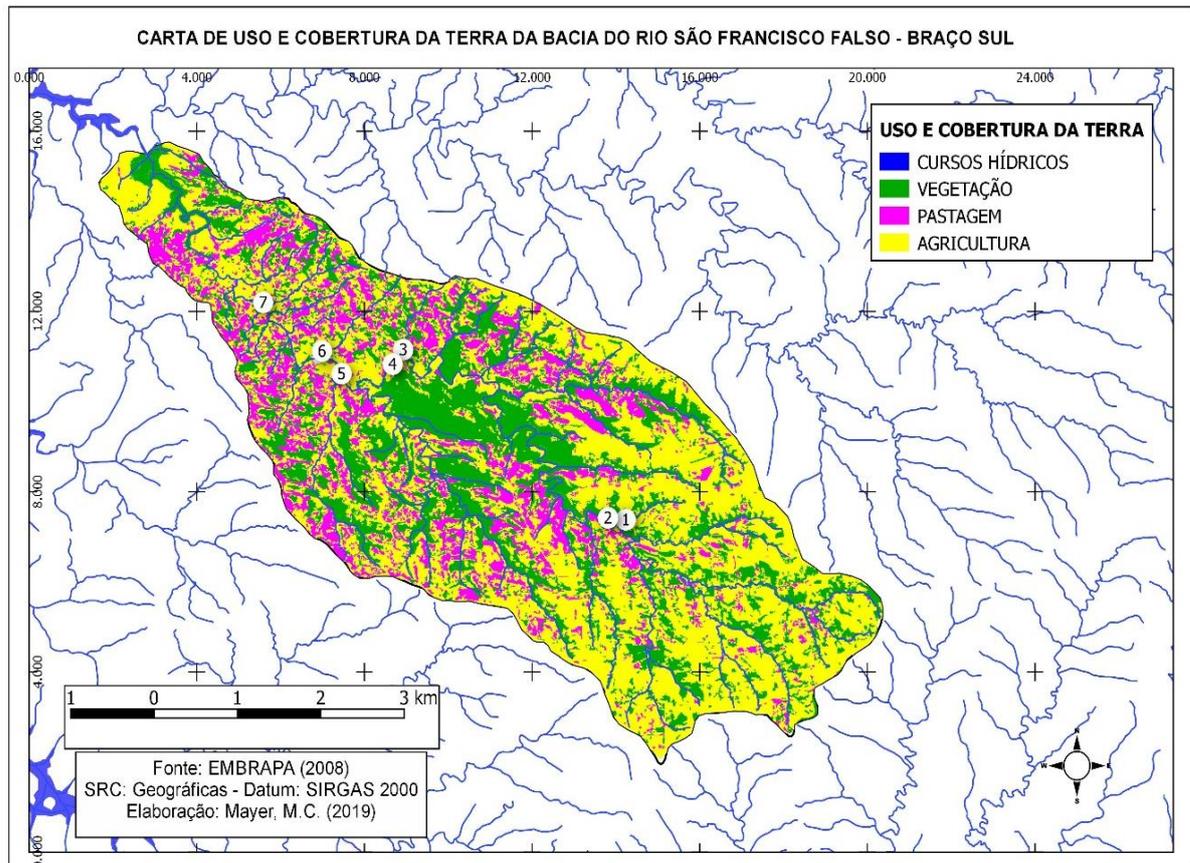
Figura 5: Carta de solos da Bacia do Rio São Francisco Falso – Braço Sul.



Fonte: Autoria própria.

No mapeamento de uso e cobertura da terra foi possível identificar que as variações pedológicas influenciam nas práticas de uso da terra na bacia (Figura 6). Em termos de uso da terra, predominam na bacia do São Francisco Falso a agricultura com 55%, sendo que a vegetação representa 28%, enquanto que a pastagem 12% da área. Em menor proporção verificam-se também o uso urbano abrangendo pouco mais de 1 % e os corpos hídricos com cerca de 2% da área total da bacia.

Figura 6: Carta de uso e cobertura da terra da área de estudo



Fonte: Autoria própria.

Em termos gerais, foi verificado que no setor de alto curso da bacia, predomina o uso de monoculturas com cultivos de milho e soja, provavelmente em decorrência do relevo plano e solos profundos que favorecem o uso agrícola. Em contrapartida no setor intermediário, por apresentar um terreno mais dissecado, há uma maior área destinadas à pastagem e a vegetação. No setor de baixo curso da bacia evidenciou-se também o uso de agricultura, pastagem e vegetação nas áreas próximas aos cursos hídricos.

Ao considerar as divisões do alto, médio e baixo curso da bacia, pode-se realizar uma análise mais detalhada dos pontos de coletas e suas interações com as características geoambientais da área em estudo (Tabela 2).

Tabela 2: Classificação dos solos, uso e cobertura e área de preservação ao longo dos trechos de amostrados.

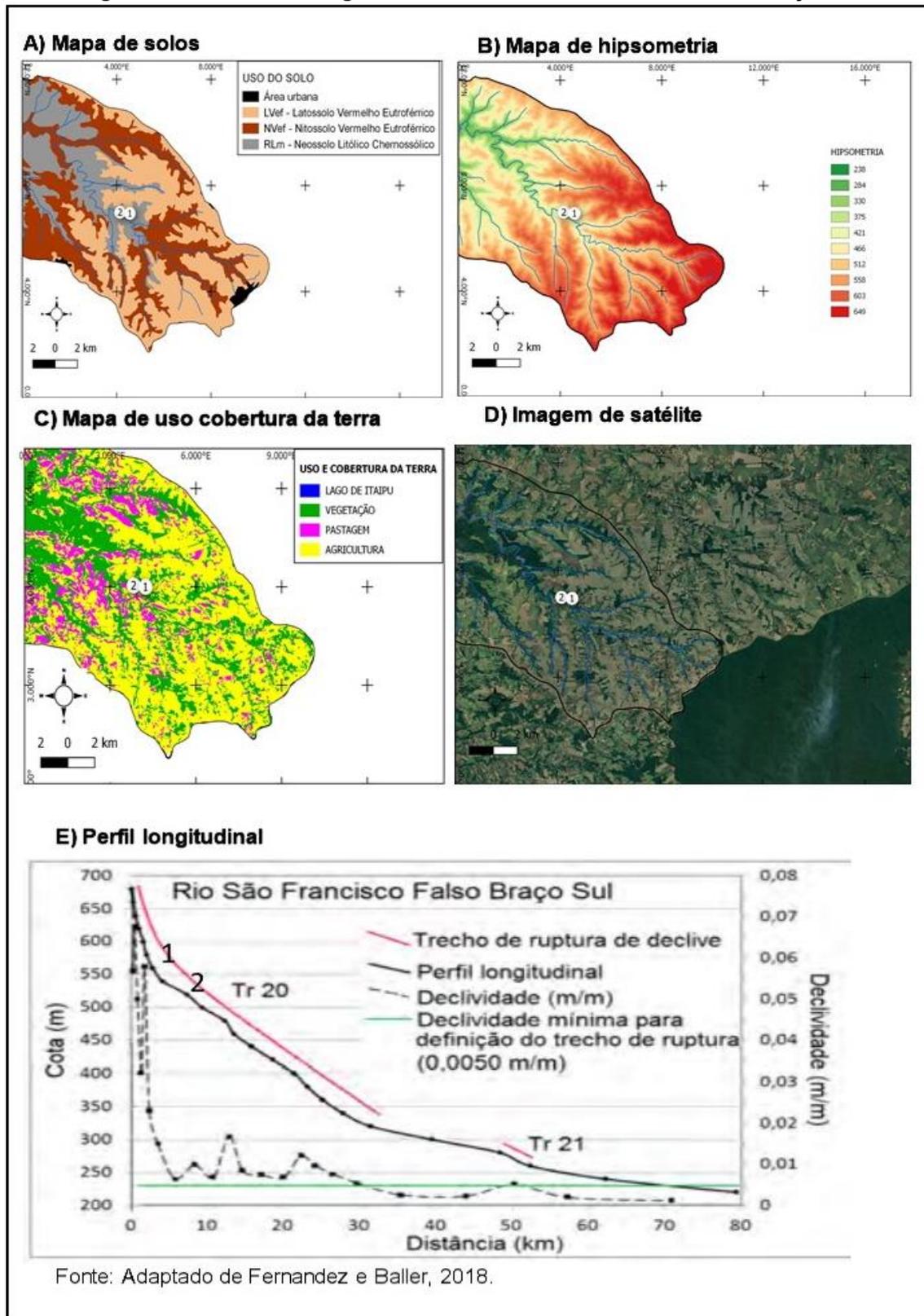
PONTO	LTITUDE (m)	CLASSE DE SOLO	USO E COBERTURA DA TERRA PREDOMINANTE	ÁREA DE PRESERVAÇÃO (m)	
				ESQUERDA	DIREITA
1	462	Neossolo	Pastagem/Vegetação	24	270,4
2	466	Neossolo	Pastagem/Vegetação	35	59
3	353	Nitossolo	Vegetação	244	15
4	393	Nitossolo	Pastagem/Vegetação	160	178
5	281	Nitossolo	Agricultura	28	24
6	272	Nitossolo	Agricultura	29,3	28
7	258	Nitossolo	Agricultura/Pastagem	27,9	37,9

Fonte: Autoria própria.

No alto curso (Figura 7), localizado entre 450 a 680 metros de altitude, encontram-se os pontos 1 que está situado à montante e o ponto 2 à jusante da ruptura, também cachoeira denominada regionalmente como cachoeira do “Tio João”, caracterizada como área turística. Os pontos abrangem, respectivamente, um trecho de ruptura 23 definidos por Fernandez e Baller (2018). Nas proximidades desses pontos, confirmou-se existência dos solos do tipo Neossolo Litólico com horizonte A, medindo aproximadamente 25 cm de profundidade, apresentado contato lítico a uma profundidade inferior a 50 cm.

Em relação à proteção da mata ciliar verifica-se que em sua margem direita a vegetação é bem preservada compondo uma vegetação florestal com cerca de 270 enquanto a margem esquerda a vegetação é estreita com apenas 24m de comprimento. Por ser um local turístico, observa-se perturbação antrópica em meio à mata ciliar, com forte presença de gramíneas as margens do curso hídrico, no entanto a montante da mata ciliar predomina o uso de pastagem e agricultura.

Figura 7: Características geoambientais do alto curso da BSSF – Braço Sul.

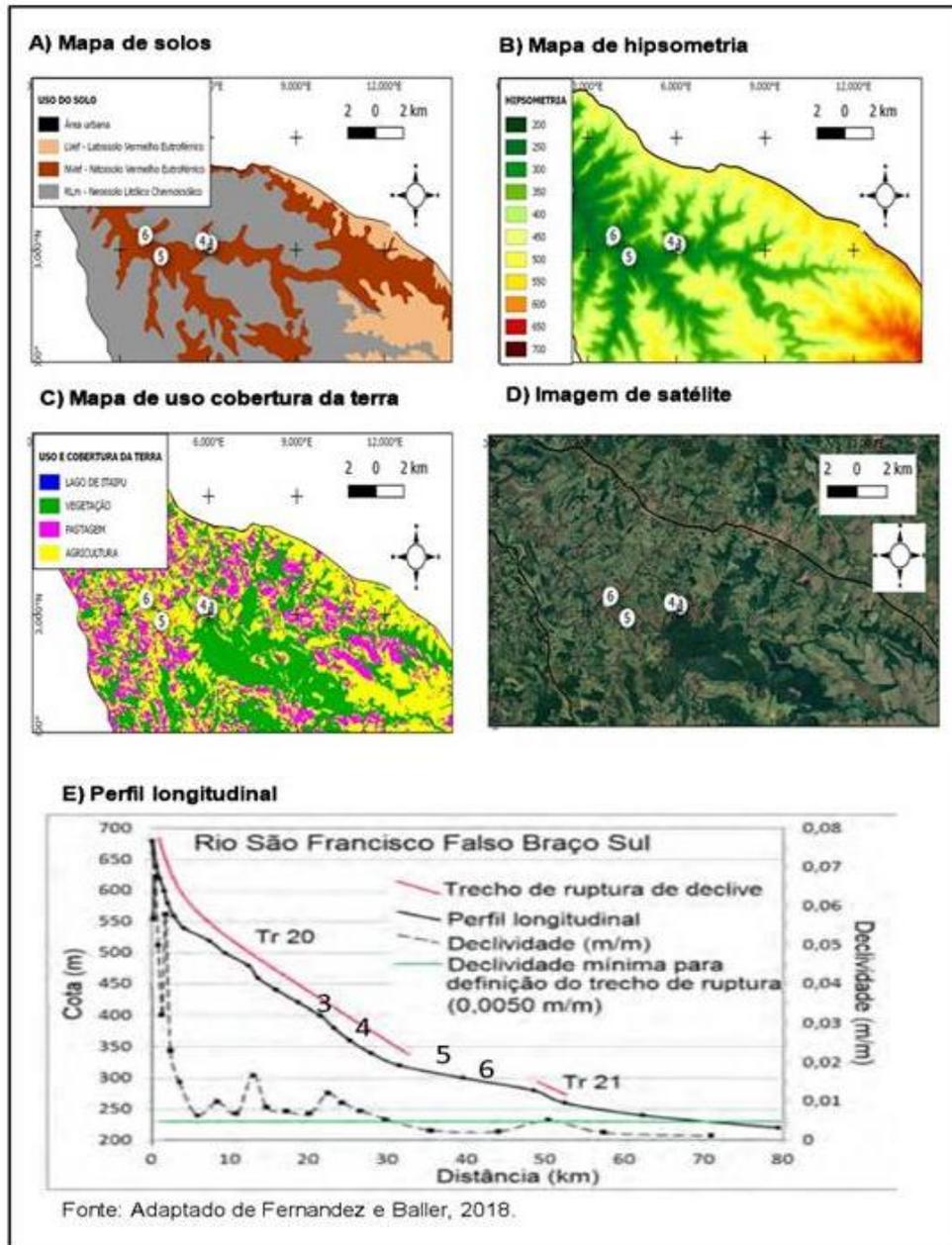


Fonte: Adaptado de Fernandez; Baller (2018) e Mayer (2019)

O médio curso da bacia (Figura 8) localizado entre 270 a 450 metros de altitude abrange a maior quantidade de pontos amostrados (P3, P4, P5 e P6). Os pontos 3 e 4 estão situados, respectivamente, à montante e a jusante de uma ruptura de declive. Nesse setor da bacia os solos são compostos por Nitossolos com horizonte A, medindo entre 20 e 50cm e horizonte B nítico maior que 200cm de profundidade. Essas características pedológicas indicam que área apresenta solos mais desenvolvidos, com alta profundidade e boa drenagem.

Em relação ao uso e cobertura da terra pode-se constatar que no ponto 3 existe uma ampla área de vegetação, fato que pode conferir maior proteção ambiental para curso hídrico, isso se deve à uma extensa e densa faixa de vegetação que pertencem à reserva indígena dos povos *Tekoha Añetete*, essa área caracteriza-se por apresentar Floresta Estacional Semidecidual pouco alterada (EMBRAPA, 2020). A presença dessa floresta próxima aos pontos 3 e 4 faz com que a área se mantém bem preservada especialmente no entorno do ponto 4, com exceção da margem direita do ponto 3, que apresenta uma mata ciliar mais reduzida e maior contato com atividades agropecuárias.

Figura 8: Características geoambientais do médio curso da BSSF.



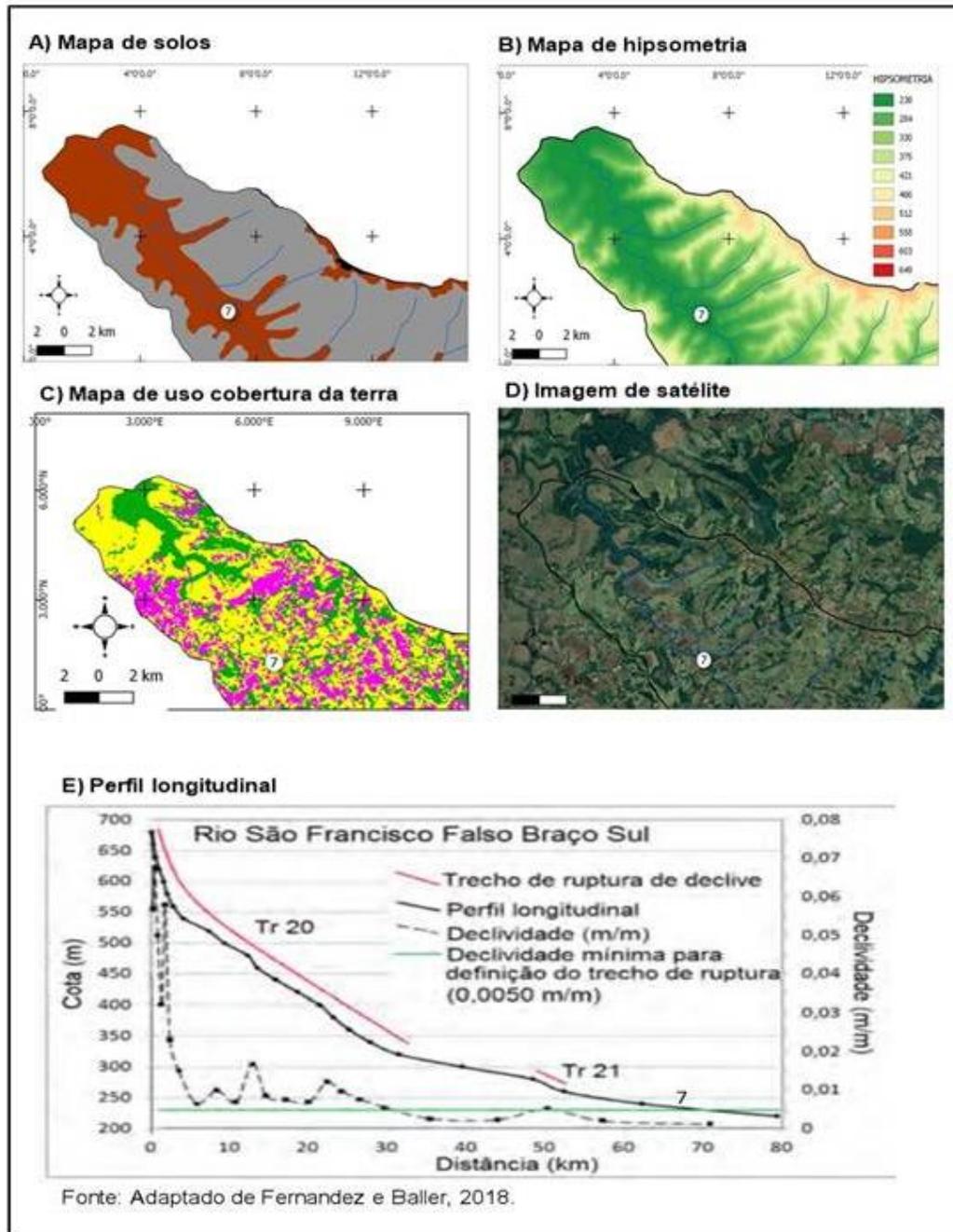
Fonte: Adaptado de Fernandez; Baller (2018) e Mayer (2019)

Ainda no médio curso, o ponto 5 apresenta solos do tipo Nitossolo com horizonte A com 30cm e horizonte B nítico com cerca de 150cm de profundidade. Esse local está marcado pelo uso intenso do solo na agropecuária e as margens do leito do rio encontram-se mal preservadas. No ponto 6 ocorre a presença do

Nitossolo com horizonte A com 30cm e horizonte B nítico 1 com 155cm. A mata ciliar nesses dois pontos possui metragem inferior a 30m em ambas as margens, contudo, o entorno dos pontos apresenta forte intensidade de uso antrópico principalmente com agricultura e pastagem.

Por fim, o baixo curso contempla o ponto 7 de amostragem e está situado entre 200 a 270 metros de altitude. O solo desse local também é caracterizado por Nitossolos com perfis que variam o horizonte A de 0 à 40cm e horizonte B nítico variando de 40 à 140cm. As margens do rio apresentam mata ciliar, porém estreitas (entre 27 e 37 metros), sendo seu entorno marcado pela presença de agricultura intensiva (Figura 9). Nesse ponto não são observadas interferências geológicas associadas a rupturas de declive ou lineamentos geológicos.

Figura 9: Características geoambientais do baixo curso da BSFF.



Fonte: Adaptado de Fernandez; Baller (2018) e Mayer (2019)

Em geral as informações identificadas nos três setores demonstram importantes variações em termos geológicos, topográficos, pedológicos e uso e cobertura.

4.2 LEVANTAMENTO ICTIOLÓGICO

Com relação à composição ictiofaunística do Braço Sul do rio São Francisco Falso, foram capturados nos 7 pontos de amostragem 831 indivíduos, distribuídos em 5 ordens, 8 famílias e 30 espécies (Tabela 3).

Tabela 3: Lista das espécies capturadas no Rio São Francisco Falso – Braço Sul, Paraná-Brasil, identificados por família e ordem e os pontos nos quais foram coletados.

Classificação	Nº de Indivíduos	
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae		
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert, Fernades-Matioli, 1999	4	1
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae		
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	1	1
CICHLIFORMES		
Cichlidae		
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983*	3	1
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982*	8	4
<i>Crenicichla</i> cf. sp.1*	3	4
<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman, 1911*	5	4; 6
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy, Gaimard, 1824)	71	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	1	5
CHARACIFORMES		
Characidae		
<i>Astyanax lacustris</i> (Lutken, 1875)*	10	3; 5
<i>Bryconamericus</i> cf. <i>iheringii</i> (Boulenger, 1887)*	58	3; 4; 5
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907*	4	6; 7
<i>Hyphessobrycon</i> sp. *	19	4; 5; 6; 7
<i>Diapoma guarani</i> (Mahnert & Géry, 1987)*	6	7
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro, Sabino, 2004*	5	4
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes, Géry, 1983*	20	3; 4; 5
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)*	139	2; 3; 4; 5; 6; 7
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867*	77	1; 2; 4
<i>Psalidodon</i> aff. <i>paranae</i> *	93	1; 2; 3; 4; 6; 7
<i>Psalidodon</i> sp.*	53	2; 4; 5; 6; 7
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)*	58	1; 4
Erythrinidae		
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5	1; 2; 6
Parodontidae		
<i>Apareiodon vladii</i> Pavanelli, 2006*	1	5

SILURIFORMES

Heptapteridae

Rhamdia quelen (Quoy, Gaimard, 1824) 2 1; 2

Loricariidae

Ancistrus sp. 3 1; 2; 4
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911) 45 1; 2; 3; 4; 6; 7
Hypostomus albopunctatus (Regan, 1908) 12 2; 4; 6; 7
Hypostomus cf. *paulinus* (von Ihering, 1905) 93 2; 4; 6; 7
Hypostomus cf. *strigaticeps* (Regan, 1908) 24 2; 3; 6; 7
Hypostomus sp. 1 5
Hypostomus cf. *regani* (Ihering, 1905) 7 7

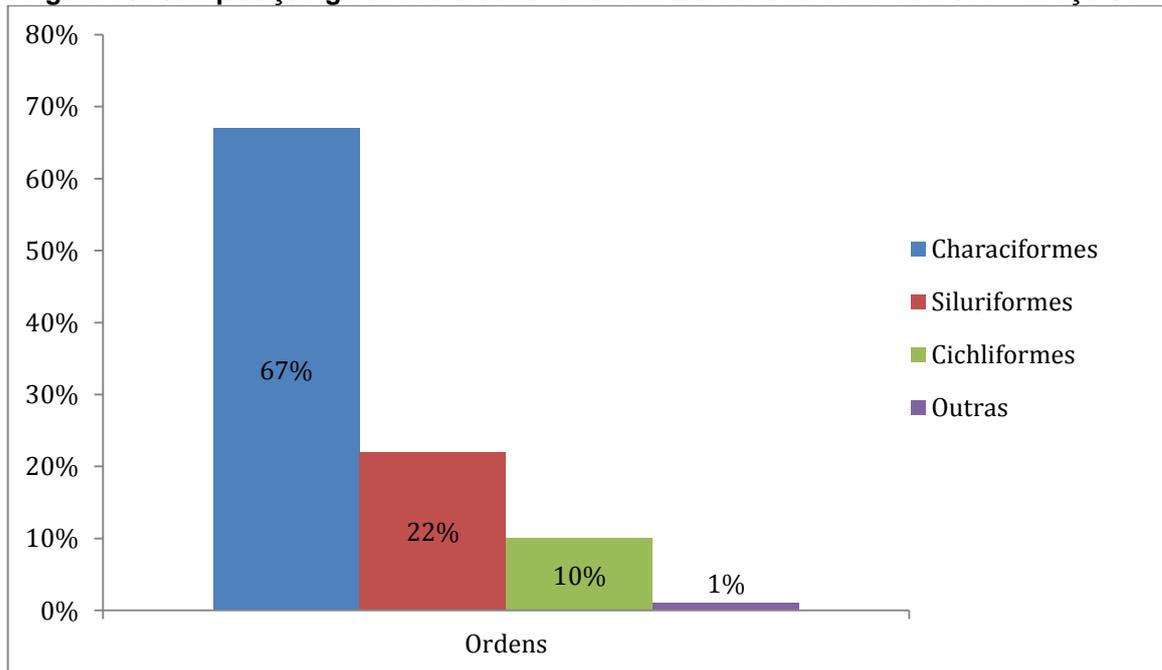
Total: 831

***Representa espécies que eventualmente foram capturadas em peneira, rede de arrasto ou tarrafas. As demais espécies foram coletadas em redes de espera.**

Fonte: Autoria própria.

A ordem Characiformes foi a mais representativa com quatorze espécies (67%), seguida de Siluriformes com nove (22%) e Cichliformes com seis (10%). As outras duas ordens, Gymnotiformes e Cyprinodontiformes, representaram 1% com uma espécie cada (Figura 10). Dentre as cinco ordens, foram registradas 8 famílias, sendo três pertencente à ordem Characiformes (Characidae, Erythrinidae e Parodontidae), duas à Siluriformes (Heptapteridae e Loricariidae), uma à Gymnotiformes (Gymnotidae), uma à Cyprinodontiformes (Poeciliidae) e uma à Cichliformes (Cichlidae).

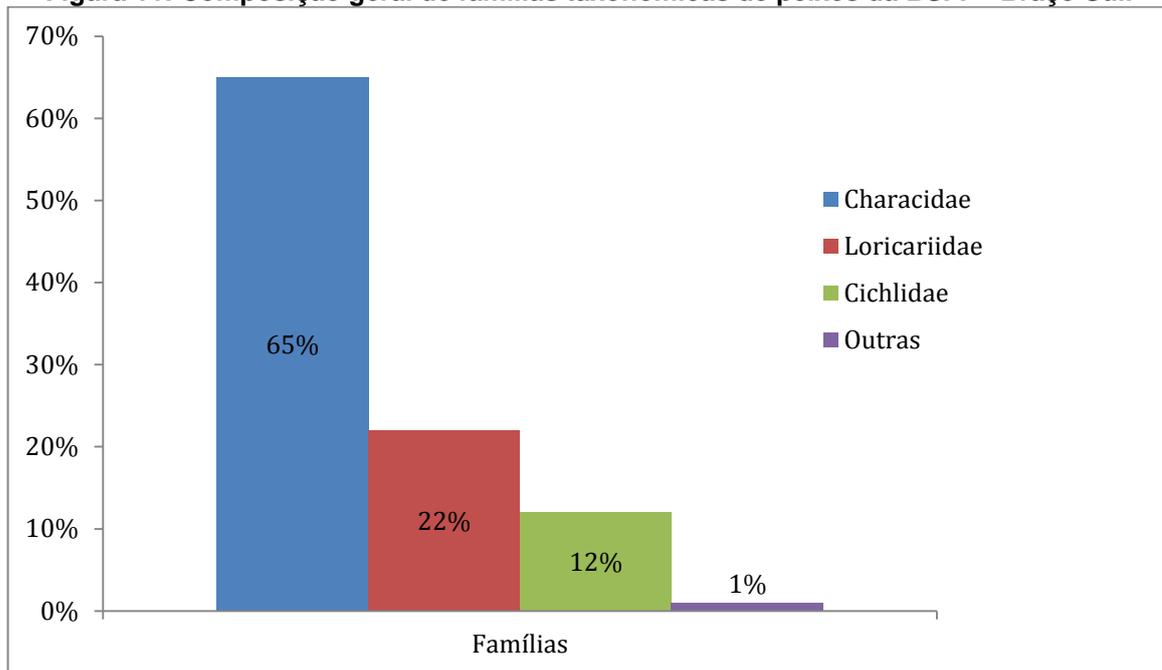
Figura 10: Composição geral das ordens taxonômicas da ictiofauna da BSFF - Braço Sul.



Fonte: Autoria própria.

Nos Characiformes, a família Characidea representou a maioria das espécies coletadas, com doze espécies (65%). Dentre os Siluriformes a família Loricariidae foi a que mais contribui com oito espécies (22%), enquanto a família Heptapteridae apenas com uma (0,5%). Já os Cichliformes, representado apenas pela família Cichlidae contribui com 12% da ictiofauna levantada. As famílias Gymnotidae e Poeciliidae apresentam menores valores com uma espécie cada, compondo respectivamente com 05% e 0,1% da ictiofauna (Figura 11).

Figura 11: Composição geral de famílias taxonômicas de peixes da BSFF - Braço Sul.



Fonte: Autoria própria.

Cecílio et al., (1997) demonstraram que antes do represamento do Lago de Itaipu, possivelmente devida à escassez de dados referentes a levantamentos ictiofaunísticos, havia-se o registro de somente nove espécies para a BSFF entre 1978 e 1981. Após o represamento, foram catalogadas 32 espécies na BSFF entre 1987 e 1988, pertencentes a cinco ordens (Characiformes, Cichliformes, Gymnotiformes, Perciformes e Siluriformes).

Adicionalmente, os mesmos autores descreveram 17 famílias, sendo que atualmente, apenas três destas famílias foram encontradas (Characidae, Cichlidae e Loricariidae). Em contrapartida, Oliveira et al., (2004), inventariam 24 famílias e dessas, apenas quatro foram levantadas atualmente (Characidae, Erythrinidae, Loricariidae e Cichlidae). Dentre as 41 famílias encontradas em Ota et. al. (2018), nós identificamos sete no presente trabalho, sendo: Poeciliidae, Gymnotidae, Cichlidae, Characidae, Loricariidae, Parodontidae e Heptapteridae.

Comparativamente com os dados aqui apresentados, algumas interessantes similaridades na composição ictiofaunística podem ser verificadas: *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias aff. malabaricus* e *Astyanax lacustris* (citado como *Astyanax bimaculatus*) foram detectados em ambos os trabalhos, demonstrando que tais espécies, que são generalistas e apresentam uma grande plasticidade adaptativa,

conseguiram se adaptar as mudanças ambientais causadas pela construção da barragem e permaneceram estabelecidas até os dias atuais.

Cecílio et al., (1997), registraram a presença de *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758 na BSFF antes e depois do represamento do lago de Itaipu, enquanto no presente trabalho identificamos somente *Gymnotus sylvius* como representante de Gymnotiformes. Entretanto, segundo Graça e Pavanelli (2007), identificações errôneas podem explicar esta divergência, visto que exemplares de *Gymnotus sylvius* podem ter sido atribuídos a *G. carapo*, o que poderia explicar tal incongruência.

Oliveira et al., (2004) catalogaram 85 espécies na área de influência do reservatório de Itaipu (Lago e principais afluentes), sendo que os trechos lênticos dos afluentes apresentaram um maior índice de captura, com o registro de 78 espécies, distribuídas em oito ordens. Ao comparar as espécies em comum com esse trabalho, identificou três ordens e as seguintes espécies: *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Rhamdia aquelen*, *Ancistrus* sp., *Hypostomus albopunctatus*, *Hypostomus* cf. *regani*, *Hypostomus* cf. *ancistroides*, *Hypostomus* sp., *Cichlasoma paranaense* e *Crenicichla britskii*. Tais resultados sugerem que estas espécies se adaptaram com a região lêntica (lago de Itaipu), quanto à região lótica (tributários).

Ota et al., (2018) publicaram uma atualização do livro, “Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes”, no qual foram incluídas as espécies registradas na bacia do rio Paraná, entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu, sendo este último uma área de influência para a ictiofauna da BSFF. Neste trabalho, os autores registraram um total de 10 ordens, 41 famílias, 126 gêneros e 211 espécies, sendo que algumas espécies tiveram suas nomenclaturas revisadas e atualizadas, o que foi de extrema importância para conferência das espécies citadas em trabalhos anteriores.

No que se refere às espécies catalogadas no presente trabalho, 23 foram previamente registradas por Ota et al. (2018), sendo: *Astyanax lacustris*, *Moenkhausia bonita*, *Piabina argentea*, *Ancistrus* sp., *Oligosarcus paranaensis*, *Serrapinnus notomelas*, *Bryconamericus exodon*, *Bryconamericus* cf. *iheringii*, *Diapoma guarani*, *Piabarchus stramineus*, *Apareiodon vladii*, *Gymnotus sylvius*, *Rhamdi aquelen*, *Hypostomus albopunctatus*, *Hypostomus* cf. *ancistroides*, *Hypostomus* cf. *regani*, *Hypostomus* cf. *strigaticeps*, *Crenicichla britskii*, *Crenicichla*

jaguarensis, *Geophagus brasiliensis*, *Oreochromis niloticus*, *Cichlasoma paranaense* e *Phalloceros harpagos*. As espécies encontradas no presente trabalho e que não foram registradas de forma similar na obra de Ota et al., (2018) são: *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Psalidodon* sp., *Psalidodon* aff. *paranae* e *Hypostomus* cf. *paulinus*.

É importante ressaltar que as espécies identificadas com “cf.” são aquelas em que há a necessidade de confirmação da identificação. Neste contexto, o gênero *Hypostomus* destaca-se por ser altamente diversificado, composto por 135 espécies apenas na América do Sul (ESCHMEYERS, 2020), sendo que 11 delas foram relatadas por Ota et al. (2018) para a bacia do Alto Paraná. Entretanto, para identificação das espécies de *Hypostomus* em específico foi utilizada no presente trabalho a chave de identificação descrita por Dias e Zawadski (2018), referente a peixes do gênero *Hypostomus* distribuídos na Bacia do rio Ivaí. Mesmo utilizando-se dessas chaves de identificação mais específica, para *Hypostomus* cf. *paulinus*, não foi possível chegar a uma identificação precisa do “epíteto específico”.

Os exemplares analisados como *Hoplias* aff. *malabaricus*, por pertencer à um grupo taxonomicamente complexo, não foi possível chegar à devida identificação. Porém, em Ota et al., (2018), cinco espécies deste gênero foram identificadas, sendo: *Hoplias mbigua*, *Hoplias missioneira*, *Hopliasp.2* e *Hoplias* sp. 3; sendo que os mesmos autores afirmam que a ocorrência de *H. mbigua*, anteriormente identificado como *Hoplias* sp.1, na parte do superior da bacia do rio Paraná está atrelada à submersão da cachoeira Sete Quedas pelo reservatório de Itaipu.

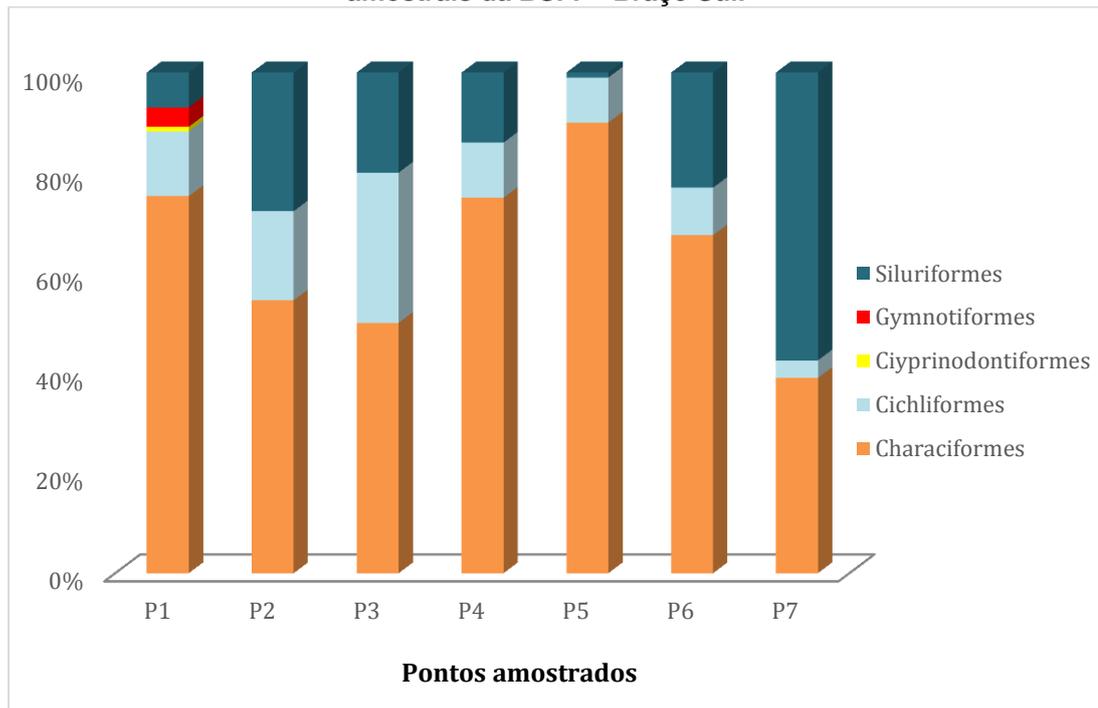
Com relação à *Psalidodon paranae*, espécie distribuída nas bacias do Rio Tietê e no Alto rio Paraná, sua não identificação em trabalhos anteriores está relacionado ao fato desta ser anteriormente citada como *Astyanax* aff. *paranae*. A nova nomenclatura ocorreu em decorrência de estudos realizados com marcadores moleculares por Térabet al., (2020).

A distribuição das ordens nos diferentes trechos de amostragem se deu de maneira diferenciada em todos os pontos de coleta (Figura 12). No primeiro ponto amostrado, 75,3% das espécies capturadas pertencem à ordem Characiformes, 12,9% à ordem Cichliformes, 0,95% Cyprinodontiformes, 3,9% Gymnotiformes e 6,95% Siluriformes. As ordens Cyprinodontiformes e Gymnotiformes não obtiveram representatividade nos demais pontos de coleta. No ponto 2, 54,5% das espécies amostradas correspondem a Characiformes, 17,8% à Cichliformes e 27,7% à

Siluriformes. O ponto 3 apresentou 50% das espécies capturadas pertencentes à ordem Characiformes, 30% à ordem Cichliformes e 20% abrangem a ordem Siluriformes.

No ponto 4, a ordem Characiformes foi a mais representada com 75% das espécies, enquanto as ordens Cichliformes e Siluriformes abrangem 11% e 14% respectivamente. No ponto 5, a ordem Siluriformes é a menos representada com apenas 1% das espécies, seguida de Cichliformes com 9% e Characiformes com predominância de 90% do total de espécies. O ponto 6, Characiformes abrangem 67,5%, Cichliformes 9,5% e Siluriformes 23% do total de espécies capturadas. Por fim, o ponto 7 apresentou uma maior representatividade da ordem Siluriformes, compondo 57,5%, seguido de Characiformes com 39% e Cichliformes com 3,5% do total de espécies capturadas.

Figura 12: Composição das ordens taxonômicas de peixes entre os diferentes trechos amostrais da BSFF - Braço Sul.

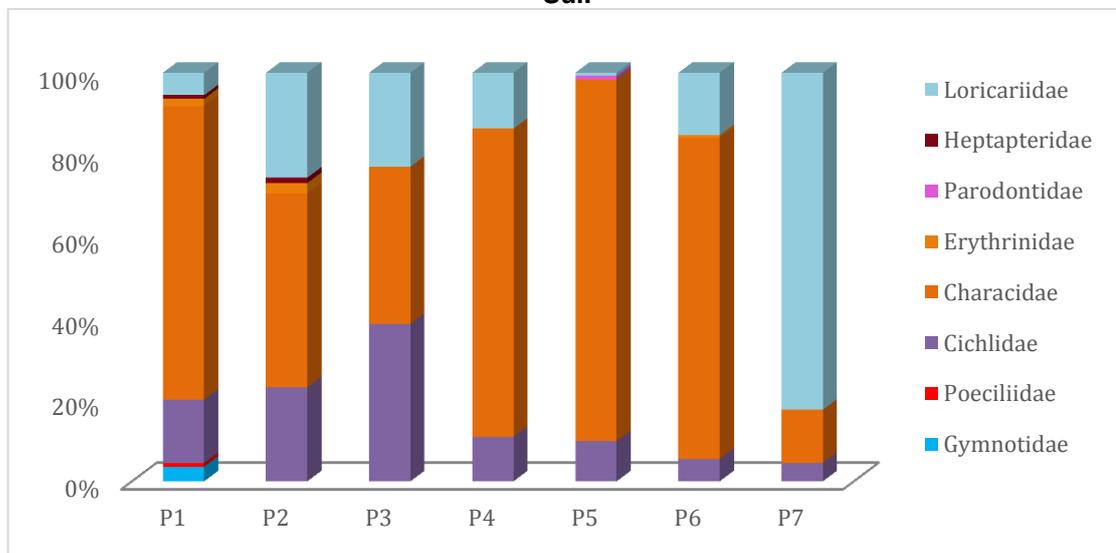


Fonte: Autoria própria.

A ordem Characiformes foi mais abundante em seis dos sete pontos amostrados, destacando-se o ponto 5 com a maior representatividade, enquanto que no ponto 7 a ordem Siluriformes foi a mais representativa. No entanto, o ponto 1 foi o único local a apresentar pelo menos uma espécie de cada ordem, em especial às ordens Gymnotiformes e Cyprinodontiformes.

Quando analisado a distribuição das famílias, observou que três delas foram mais representativas nos diferentes trechos amostrados, sendo Characidae, Loricariidae e Cichlidae representantes das ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes, respectivamente. Characidae foi a família mais abundante nos pontos 1, 2; 3; 4; 5 e 6 e 7; enquanto que Loricariidae foi a mais abundante no ponto 7 e Cichlidae, apesar de presente em todos os pontos, foi mais representativa no ponto 3 (Figura 13).

Figura 13: Abundância de família de peixes ao longo dos trechos amostrais da BSFF - Braço Sul.



Fonte: Autoria própria.

As famílias Gymnotidae e Poeciliidae só foram levantadas no ponto 1, sendo ausente nos demais pontos, enquanto a família Erythrinidae acusou presença nos pontos 1, 2 e 6 (Figura 13).

Como mencionado anteriormente, ao se analisar os levantamentos disponíveis (CECÍLIO et al., 1997; OTA et al., 2018; REIS et al., 2012) fica evidente que a composição da ictiofauna se elevou nos tributários do lago de Itaipu após o represamento. Esse aumento possivelmente é resultado da entrada de espécies antes restritas à calha principal do Rio Paraná e ocorreu após um determinado período de tempo sendo este, menor no rio São Francisco Falso, por ser um tributário do Lago, que apresentou menores valores de riqueza de espécies (CECÍLIO et al., 1997).

Segundo Cecílio et al., (1997), antes da formação do lago de Itaipu, o gênero *Hypostomus* (composto por várias espécies até hoje com incertezas taxonômicas) foi o mais frequente, contribuindo com quase 50% das espécies capturadas na BSFF. Outra espécie abundante foram *Hoplias* aff. *malabaricus*, com cerca de 10 à 50% e *Geophagus brasiliensis*, *Oligosarcus* sp., *Ancistrus cirrhosus*, *Ageneios valenciennesi*, *Rhamdia hilarii*, *Astyanax eigenmann*, *Gymnotus carapo* menos de 5% do total de espécies identificadas. Dentre as espécies em comum capturadas por esses autores e registradas no presente trabalho, encontram-se *Hypostomus* sp., *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Oligosarcus* sp. e *Geophagus brasiliensis*. Nesse contexto, fica evidente que as alterações na composição da ictiofauna impostas pelo represamento da Itaipu compreenderam algumas modificações na composição da assembleia de peixes de modo geral, ou seja, o número de espécies aumentou nos tributários do reservatório em relação ao período de pré-represamento, com uma pronunciada substituição de espécies (CECILIO et al., 1997). Tal fato é claramente observado analisando-se os dados do presente trabalho.

Com relação à riqueza de espécies (d), esta variou espacialmente em cada um dos pontos amostrados, porém em sua maioria não houve diferença significativa, sendo o ponto 4 (d= 7,27) o mais rico em espécies e o ponto 3 o de menor valor (d= 4,06) (Tabela 4).

Tabela 4: Riqueza de espécies (D) por trecho amostrado ao longo da BSFF - Braço Sul.

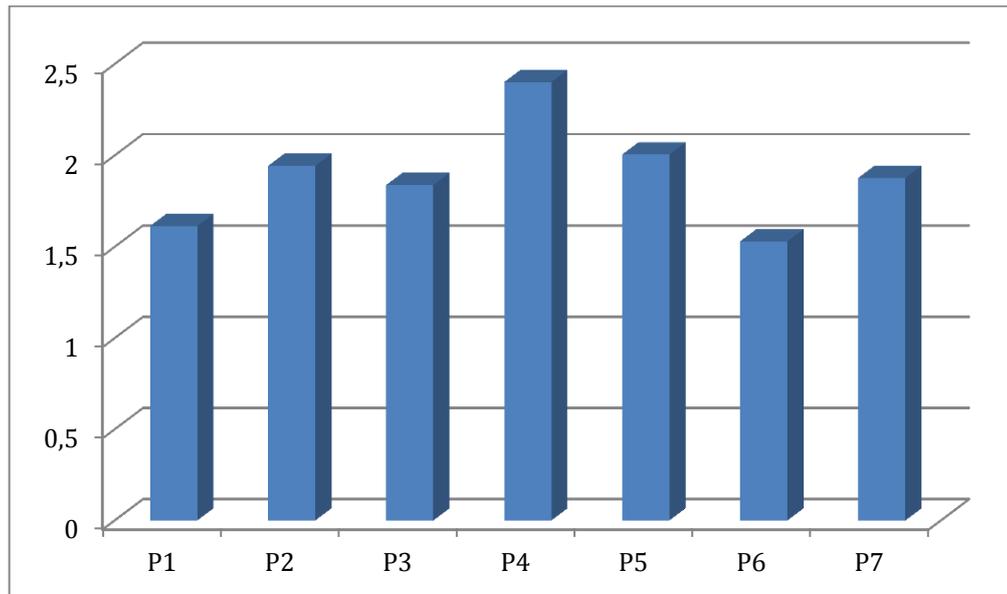
TRECHO AMOSTRAL	D
P1	4,95
P2	4,99
P3	4,06
P4	7,27
P5	4,92
P6	5,68
P7	5,49

Fonte: Autoria própria.

Com relação à diversidade de Shannon-Weaver (H'), os sete trechos amostrados apresentaram baixa diversidade de espécies, sendo que o ponto com maior diversidade foi o ponto 4 com H'= 2,401; seguido pelo ponto 5 com H'= 2,005

e pelo ponto 2, com $H' = 1,943$. O menor índice de diversidade foi encontrado no ponto 6 com $H' = 1,53$ (Figura 14). Desta forma, fica evidente pela variação de H' de 2,401 a 1,53 que a BSFF apresenta *Hot spots* possivelmente relacionados, entre outros fatores, com uma maior preservação de alguns trechos.

Figura 14: Índice de Diversidade de Shannon-Weaver por ponto de coleta. . P1, P2, P3, P4, P5 P6 e P7 significam os pontos de coleta 1, 2, 3, 4, 5, 6, e 7, respectivamente.



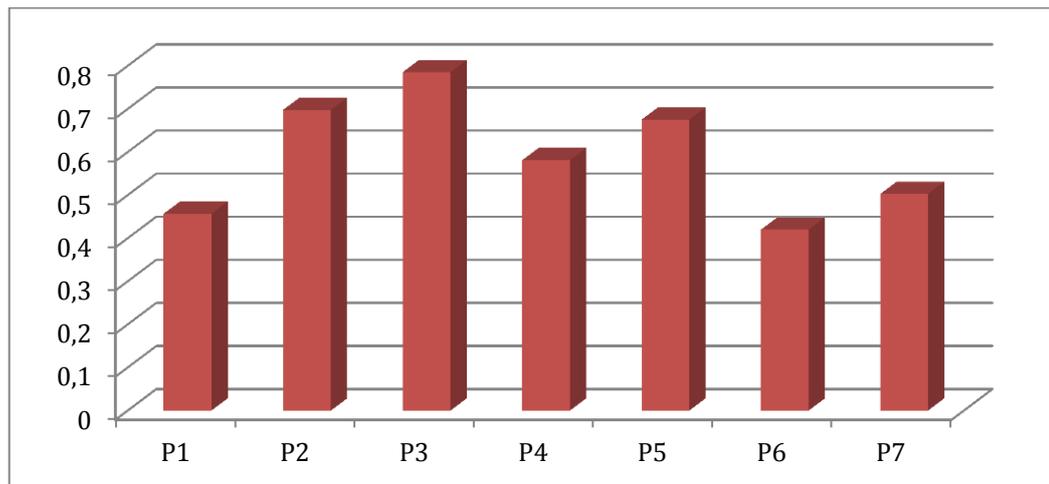
Fonte: Autoria própria.

Os valores obtidos através do índice de equabilidade (E) indicam o grau de uniformização da distribuição dos indivíduos no seu habitat, sendo que quanto mais próximo de 1,0 mais equânimes é a distribuição dos indivíduos na amostra. Quanto menor o valor de E, mais desigual numericamente é a distribuição entre os indivíduos, ou seja, significa que existe dominância de uma ou mais espécies na comunidade de peixes analisada.

Os pontos 1, 6 e 7, apresentaram menor equabilidade, sendo 0,465; 0,4198 e 0,5026 respectivamente. No ponto 1, encontramos 105 exemplares distribuídas de maneira desigual em 11 espécies, sendo que destes aproximadamente 10% são *Geophagus brasiliensis*, 36% são *Piabina argentea* e 37% são *Psalidodon aff. paranae*. No ponto 6, foram coletados 89 indivíduos espécies, distribuídas em 12 espécies, sendo que aproximadamente 56% são *Piabarchus stramineus*, enquanto que no ponto 7, foram catalogadas 154 exemplares, distribuídos em 13 espécies,

sendo a espécie mais predominante e *Hypostomus* cf. *paulinus*, representando aproximadamente 30% da amostra. (Figura 15).

Figura 15: Equabilidade por ponto de coleta. P1, P2, P3, P4, P5 P6 e P7 significam os pontos de coleta 1, 2, 3, 4, 5, 6, e 7, respectivamente.



Fonte: Autoria própria.

Em contrapartida, os pontos 2, 3, apresentaram maior equabilidade (0, 6979 e 0, 7852, respectivamente), mostrando uma representatividade quantitativa mais uniforme entre as espécies amostradas. Os pontos 4 e 5 apresentaram equabilidade intermediária, com valores de 0,5809 e 0,6751, respectivamente.

Outra análise realizada foi a similaridade, definida pelo coeficiente de Jaccard (Tabela 5) que varia de 0 a 1 e é uma função que representa a distância entre unidades amostrais ou tipos fisionômicos através de uma matriz binária de presença e ausência de espécies (ALBUQUERQUE et al., 2016; FERREIRA et al., 2008).

Tabela 5: Valores do Índice de similaridade de Jaccard entre os trechos amostrados

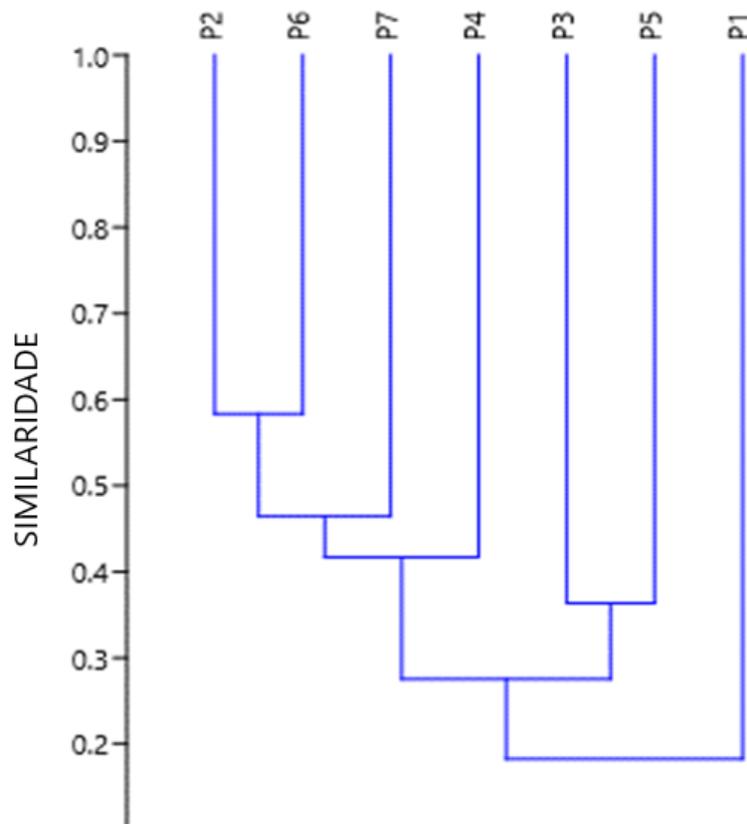
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
P1						
P2	0,36					
P3	0,18	0,27				
P4	0,16	0,44	0,31			
P5	0,07	0,13	0,36	0,33		
P6	0,20	0,58	0,31	0,44	0,18	

P7	0,13	0,36	0,42	0,37	0,25	0,57
-----------	------	------	------	------	------	------

Fonte: Autoria própria

Por intermédio dos dados obtidos, foi possível gerar um dendrograma que permite associar a similaridade de cada um dos pontos amostrados, ou seja, quanto mais próximo de 1, mais similar é a fauna de peixes dos pontos amostrados (Figura 16).

Figura 16: Dendrograma de Similaridade de Jaccard.



Fonte: Autoria própria.

No dendrograma acima se pode observar a formação de dois grandes grupos ictiofaunísticos, considerando a similaridade embasada na presença e ou ausência das espécies amostradas por ponto de coleta. O grupo 1 é composto pelos pontos, P2 e P6, P7 e P4. Já o grupo 2 é formado por P3 e P5, e P1.

Nesse caso, os pontos 2 e 6 que compõem o grupo 1 foram os mais similares entre si com 58%, seguido dos pontos 6 e 7 com 57% e os pontos 4 e 6 com 44% de similaridade. Já o grupo 2 apresenta as menores similaridades, onde os pontos 3 e 5 possuem 36% e os ponto 1 em relação ao ponto 5 apenas 7% de semelhança.

Outro índice gerado, análogo ao de Jaccard, foi o de Similaridade de Soresen (Tabela 6), que por também ser um índice binário considera presença e ausência para formação da matriz. Entretanto, diferentemente de Jaccard, o índice de similaridade de Soresen confere um maior peso para os dados de presença em detrimento dos dados de ausência.

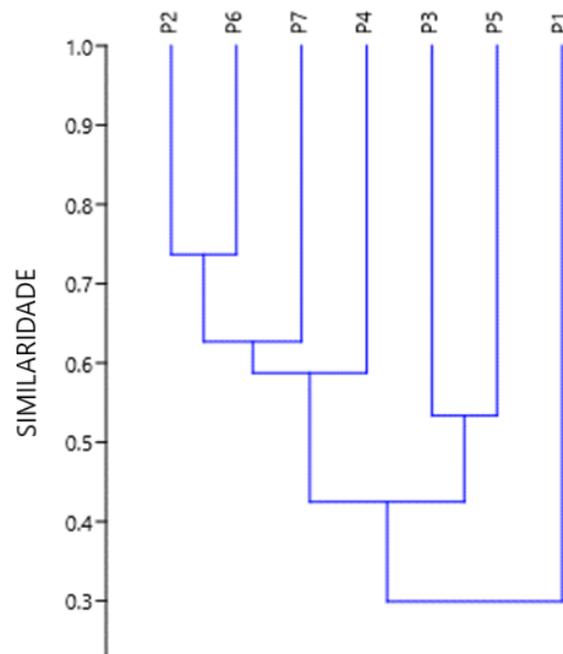
Tabela 6: Valores do Índice de Soresen entre os trechos amostrados.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6
P1						
P2	0,53					
P3	0,31	0,43				
P4	0,27	0,61	0,48			
P5	0,13	0,24	0,53	0,50		
P6	0,33	0,74	0,47	0,62	0,30	
P7	0,22	0,53	0,59	0,54	0,40	0,73

Fonte: Autoria própria

Com os dados presentes na tabela supracitada, foi possível construir o dendrograma abaixo (Figura 18), que apresenta os grupos formados com base em suas semelhanças, gerando também dois grandes grupos. Nesse caso, o grupo 1 é formado por P2 e P6, P7, e P4, enquanto o grupo 2 é formado por P3 e P5, e P1. Os pontos com maior similaridade que correspondem ao grupo 1 são P2 e P6 com 74% e P6 e P7 com 73% de similaridade. Já o grupo 2 os pontos mais similares são P3 e P5 com 53%. Nesse caso, os pontos com maior dissimilaridade são P5 e P1 com apenas 13% de espécies em comum.

Figura 17: Dendrograma de Similaridade de Soresen



Fonte: Autoria própria.

Pelo método de Soresen, os índices de similaridades apresentam-se maiores do que pelo método anterior, entretanto, as localidades com menor valor e maior valor são as mesmas detectadas pelo método de Jaccard.

A distribuição geográfica das espécies na bacia do Rio São Francisco Falso pode ter sofrido alterações com a divisão do Alto e Baixo Paraná seguindo as descrições de Ota et al., (2018) e Reis et al., (2020). Dessa forma, levando em consideração a ocorrência das espécies na Bacia do Alto Paraná (OTA et al., 2018) e na ecorregião do baixo Paraná (REIS et al., 2020), as espécies registradas no presente trabalho foram classificadas em “nativas” e “não nativas” (Tabela 7). Ota et al., (2018) consideram a barragem da usina de Itaipu como divisor do Alto e Baixo Paraná e denominam de planície de inundação o ponto que se estende desde a barragem até o rio Paranapanema.

Em contrapartida, Reis et al., (2020) consideram, o hoje submerso Salto de Sete Quedas, situado no município de Guaíra (PR), como das denominadas ecorregiões do Baixo e Alto Paraná, deste modo o reservatório de Itaipu e seus afluentes pertencem ao Baixo Paraná. Neste contexto, considerando a delimitação proposta por Ota et al. (2018) a BSFF estaria no Alto Paraná, enquanto que se considerarmos a delimitação seguida por Reis et al., (2020), a BSFF estaria alocada no Baixo Paraná, em uma região de conexão com o Alto.

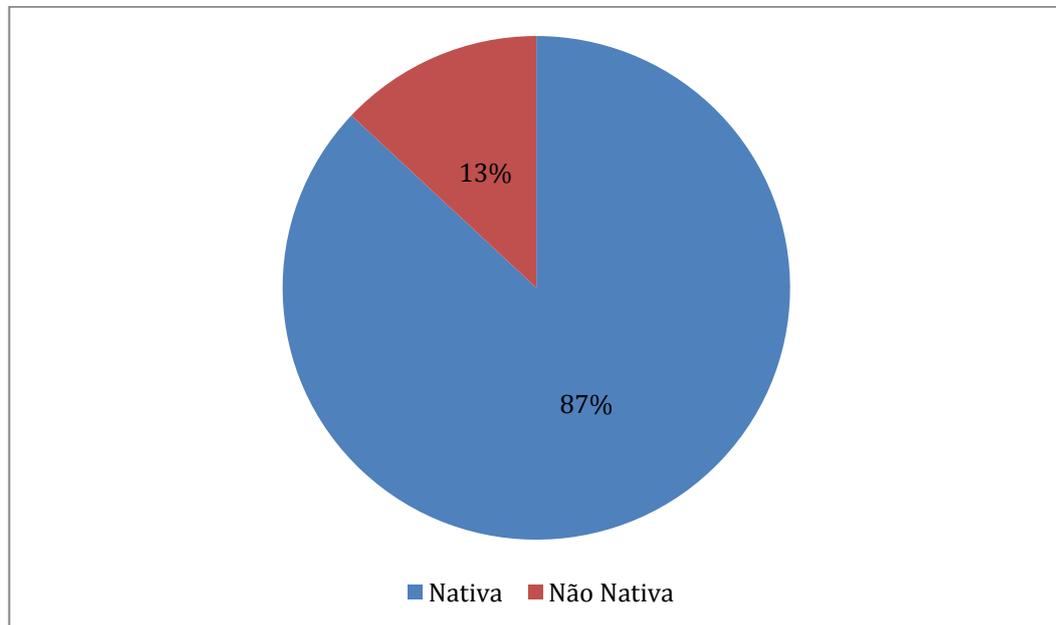
Tabela 7: Lista de espécies Nativas (NA) e Não Nativas (NN), considerando Ota et al., (2018) e Reis et al. (2020). As marcações com asterisco (*) correspondem àquelas espécies que possuem hábitos migradores. (---) = origem indeterminada.

ESPÉCIES	Ota et. al (2018)	Reis et. al (2020)
<i>Ancistrus</i> sp.	NA	NN
<i>Apareiodon vladii</i>	NA	NN
<i>Astyanax lacustris</i>	NA	NA
<i>Bryconamericus</i> cf. <i>iheringii</i>	---	NA
<i>Bryconamericus exodon</i>	NN	NA
<i>Cichlasoma paranaense</i>	NA	NN
<i>Crenicichla britskii</i>	NA	NN
<i>Crenicichla</i> cf. sp.1	---	---
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	NA	NN
<i>Diapoma guarani</i>	NA	NA
<i>Geophagus brasiliensis</i>	NA	---
<i>Gymnotus sylvius</i>	NN	NN
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i>	---	---
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	---	NN
<i>Hypostomus</i> cf. <i>paulinus</i>	---	NN
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	NA	NN
<i>Hypostomus</i> cf. <i>ancistroides</i>	NA	NN
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i>	NA	NN
<i>Hypostomus regani</i>	NA	NA
<i>Hypostomus</i> sp.	---	---
<i>Moenkhausia bonita</i>	NA	NA
* <i>Oligosarcus paranaensis</i>	NA	NN
<i>Oreochromis niloticus</i>	NN	NN
<i>Phalloceros harpagos</i>	NA	NA
<i>Piabarchus stramineus</i>	NA	NA
<i>Piabina</i> cf. <i>argentea</i>	NA	NA
<i>Psalidodon</i> aff. <i>paranae</i>	NA	NN
<i>Psalidodon</i> sp.	---	---
<i>Rhamdia quelen</i>	NA	NA
<i>Serrapinnus notomelas</i>	NA	NA

Fonte: Autoria própria.

Na composição das espécies coletadas no presente trabalho, considerando Ota et al., (2008), das espécies com possibilidade de determinação da origem, aproximadamente 87% das espécies capturadas são consideradas nativas da região, enquanto que apenas 13% das espécies são consideradas não nativas (Figura 17). Entretanto, a representação numérica dessas espécies é extremamente baixa, sendo que dos 831 espécimes capturados somente nove foram registrados não nativos, totalizando pouco mais de 1% do total.

Figura 18: Frequência de espécies “nativas”, “não nativas”, para a bacia do Alto Paraná, ao longo da BSFF - Braço Sul considerando Ota et al., (2018).



Fonte: Autoria própria.

As espécies nativas capturadas foram consideradas de acordo com a sua ocorrência dentro da bacia do Alto Paraná, seguindo as descrições de Ota et al. (2018). Entre as espécies nativas capturadas encontram-se: *Phalloceros harpagos*, *Crenicichla britskii*, *Crenicichla jaguarensis*, *Geophagus brasiliensis*, *Astyanax lacustris*, *Bryconamericus cf. iheringii*, *Diapoma guarani*, *Moenkhausia bonita*, *Serrapinus notomelas*, *Oligosarcus paranaensis*, *Piabarchus stramineus*, *Piabina argentea*, *Psalidodon aff. paranae*, *Apareiodon vladii*, *Rhamdia quelen*, *Ancistrus sp.*, *Cichlasoma paranaense*, *Hypostomus cf. ancistroides*, *Hypostomus albopunctatus*, *Hypostomus cf. Strigaticeps* e *Hypostomus cf. regani*.

As espécies não nativas identificadas foram capturadas nos pontos 1, 6 e 7, com um baixo número de indivíduos que estão representadas pelas espécies *Oreochromis niloticus*, *Bryconamericus exodon* e *Gymnotus sylvius*. popularmente conhecida como tilápia, *Oreochromis niloticus* é originária do continente africano, porém possui alto potencial de cultivo, é resistente à água de baixa qualidade o que tornou sua distribuição ampla em todos os continentes e está presente em todas as bacias do Estado do Paraná (NUNES, 2012; OTA et al., 2018).

Bryconamericus exodon é uma espécie não nativa do alto rio Paraná, mas que está distribuída na Bacia do Rio Paraguai, seu local de origem. No entanto sua

ocorrência na BSFF pode estar associada ao canal da piracema (escada que conecta os peixes da região jusante da represa de Itaipu até o montante da barragem) (LANGEANI et al., 2007; OTA et.al., 2018).

Em contrapartida, para *Gymnotus sylvius*, Ota et.al. (2018) descreveram essa como uma espécie distribuída no Rio Ribeira de Iguape, rio Paraíba do Sul e na bacia do rio Pardo. Entretanto, Graça e Pavanelli (2007) relatam que erros de identificação (exemplares erroneamente identificados como *G. carapo* Linnaeus, 1758, poderiam pertencer a *G. sylvius*) poderiam ampliar a sua distribuição natural. Adicionalmente, os mesmos autores relatam que sua ocorrência na região pode ser atribuída à transposição de exemplares utilizados como isca-viva, das bacias costeiras do leste brasileiro.

Segundo Ota et al.,(2018), os afluentes do alto Paraná tem grande importância como rotas migratórias e como área de desova tornando habitats reprodutivos para algumas espécies. Em nossas coletas, registramos a presença de exemplares de *Oligosarcus paranaensis* (tabela 7), espécie esta popularmente conhecida como “saricanga”, apresenta hábito piscívoro bentopelágico, além de ser considerada migradora.

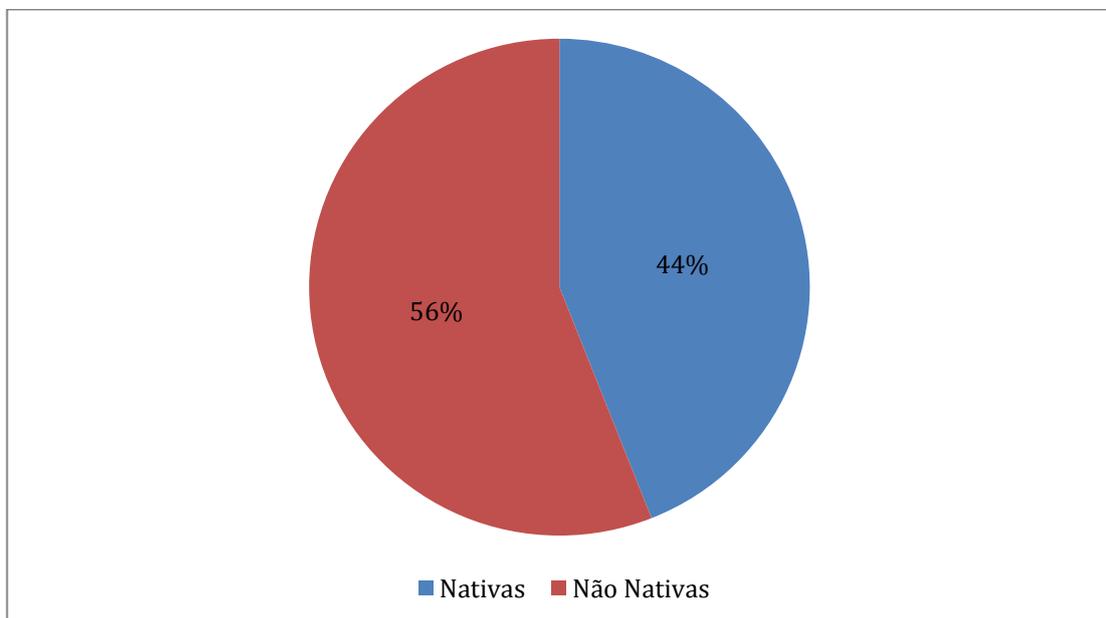
A captura destes exemplares reforça a importância do rio São Francisco Falso, braço Sul na dinâmica populacional de determinadas espécies que sobre tal corpo hídrico para desovar. No que se refere às espécies marcadas na tabela com traços (---) consideramos como sendo aquelas nas quais não foi possível determinar com precisão o epíteto específico. Entre as espécies se destacam: *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Hyphessobrycon* sp., *Crencichla* cf. sp.1, *Hypostomus* cf. *paulinus*, *Hypostomus* sp., *Psalidodon* sp.

Em contrapartida, ao se comparar as espécies capturadas no presente estudo com as espécies descritas por Reis et al., (2020), é visto que das 440 espécies citadas pelos autores, apenas 155 encontram-se na ecorregião do Baixo Paraná, sendo dessas, 128 são consideradas nativas, 24 são consideradas não nativas, apenas 3 espécies são endêmicas e somente 12 espécies foram encontradas na BSFF. Tal diferença pode ser explicada pela divergência na delimitação dos trechos Alto e Baixo da Bacia do rio Paraná.

Considerando o cenário supracitado e embasando-se nas considerações de Reis et al. (2020), dentre as espécies capturadas no presente trabalho pode-se

considerar nativas à ecorregião do Baixo Paraná: *Phalloceros harpagos*, *Astyanax lacustris*, *Bryconamericus* aff. *Iheringii*, *Bryconamericus exodon*, *Moenkhausia bonita*, *Piabarchus stramineus*, *Hyphessobrycon* sp, *Piabina argentea*, *Serrapinnus notomelas*, *Diapoma guarani*, *Rhamdia quelen* e *Hypostomus reganii*. Desta forma, considerando o exposto pelos autores anteriormente mencionados, das espécies com possibilidade de determinação da origem, teríamos 11 sendo consideradas nativas (44%) e 14 não nativas (56%) (Figura 18). É pertinente ressaltar que, devida à problemática anteriormente exposta, aqui se considera como não nativa, as espécies que apresentam registro como nativas para o Alto Paraná, mas não para o Baixo Paraná.

Figura 19: Frequência de espécies “nativas”, “não nativas”, para a bacia do Baixo Paraná, ao longo da BSFF - Braço Sul considerando Reis et al. (2020).



Fonte: Autoria própria.

Segundo Reis et al. (2020), dentre as espécies coletadas no presente trabalho para a BSFF, podemos destacar dentre as espécies consideradas como não nativas para o Baixo Paraná as espécies: *Crenicichla britskii*, *Cichlasoma*

paranaense, *Crenicichla jaguarensis*, *Geophagus brasiliensis*, *Psalidodon* aff. *Paranae* *Hyphessobrycon* sp., *Oligosarcus paranaensis*, *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Apareiodon vladii*, *Ancistrus* sp., *Hypostomus* cf. *ancistroides*, *Hypostomus albopunctatus*, *Hypostomus* cf. *paulinus*, *Hypostomus* cf. *strigaticeps*.

Popularmente conhecida como “canivete”, *A. vladii* foi listada por Reis et al. (2020) apenas nas sub-ecorregião Ivaí e Piquirí, não sendo até então encontrada na região aqui amostrada. Adicionalmente, esta espécie está como vulnerável, na lista vermelha da IUCN – 2019 (do inglês, *Red List of International Union for Conservation of Nature*).

As espécies *Crenicichla britskii*, *Cichlasoma paranaense*, *Crenicichla jaguarensis*, *Ancistrus* sp., *Hypostomus* cf. *ancistroides*, *Hypostomus albopunctatus*, *Hypostomus* cf. *Paulinuse* *Hypostomus* cf. *strigaticeps*, apresentam segundo os autores anteriormente citados, apresentam registro somente para a ecorregião do Alto Paraná, sendo o registro do presente trabalho incomum para tais espécies.

Segundo Reis et al., (2020), *Psalidodon* aff. *Paranae*, é considerada endêmica da bacia do Paranapanema, sendo o registro aqui apresentado inédito para espécie. Com relação à *Geophagus brasiliensis*, os autores supracitados não registraram tal espécie em seu levantamento. Por fim, com relação ao gênero *Hoplias*, tais autores descrevem a presença de *H. argentinensis* e *H. mbigua* para a ecorregião do Baixo Paraná e os exemplares por nós coletados, apesar de descritos no presente trabalho como *Hoplias* aff. *malabaricus*, não apresentam compartilhamento de caracteres morfológicos com *H. argentinensis* e *H. mbigua* devendo, assim, se tratar de outra espécie.

4.3 DADOS LIMNOLÓGICOS

As propriedades limnológicas podem ser utilizadas na definição de parâmetros aquáticos, pois refletem os processos físicos, químicos e biológicos da bacia hidrográfica (PRADO, 2014). As alterações na qualidade da água dos ecossistemas podem ser causadas por processos predominantemente naturais ou antropogênicos. Enquanto as alterações naturais são comumente lentas e graduais, resultantes da lixiviação terrestre e do escoamento hídrico, as alterações antropogênicas são em geral induzidas rapidamente (MAROTTA; SANTOS;

ENRICH-PRATS, 2008). Entre as variáveis limnológicas utilizadas na avaliação da qualidade da água, as quais são diretamente influenciadas pelo uso do solo na bacia de drenagem, destacam-se oxigênio dissolvido, condutividade elétrica bem como os valores de pH, transparência e a temperatura.

A temperatura da água é um dos fatores limnológicos mais decisivos, sendo um importante limitador da distribuição geográfica de algumas espécies de peixes. A temperatura é fortemente influenciada por elementos e fatores climáticos, podendo influenciar em outras variáveis limnológicas como a transparência da água e as taxas de oxigênio (TUCCI, 1993; PRADO, 2014). No presente trabalho, foi observada uma significativa diferença nas temperaturas, com valores médios de 26°C na primavera e 19°C no inverno (Tabelas 6 e 7). Tais valores correspondem com as médias anuais que na primavera chegam de 24°C à 27°C, enquanto no inverno a média obtida é de 16°C à 19°C (IAPAR, 2019).

O oxigênio dissolvido é um dos gases mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos. Os valores de oxigênio dissolvido apresentaram uma boa saturação com média de 9,2 no inverno e 7,8 na primavera (tabelas 8 e 9).

O excesso de matéria orgânica contribui para reduzir o pH na água devido à liberação de gás carbônico (precursor do ácido carbônico em meio aquoso) e de compostos orgânicos ácidos (MAROTTA; SANTOS; ENRICH-PRATS, 2008). Em média, a BSFF apresentou um pH na primavera, variando entre 7,7 e no inverno o pH ácido com 6,0 (Tabelas 8 e 9). A condutividade elétrica também apresentou diferença nas duas estações, na primavera a média foi de 91,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e no inverno 63,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tabela 8: Variáveis limnológicas obtidas durante a primeira coleta.

PONTO	T	OD (ppm)	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TEMP ($^{\circ}\text{C}$)
1	110 cm	8,6	6,24	59	19,9
2	100 cm	8,73	6,04	58	19,89
3	130 cm	9,69	6,3	56	19,57
4	150 cm	9,86	6,33	59	19,57
5	50cm	9,2	5,9	99	19,53

6	100 cm	9,08	5,28	61	19,21
7	100 cm	8,88	6,44	51	19,51

Fonte: Autoria própria

Tabela 9: Variáveis limnológicas obtidas durante a segunda coleta.

PONTO	T	OD (ppm)	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	TEMP ($^{\circ}\text{C}$)
1	85 cm	8,05	7,7	82	25,96
2	70 cm	8,15	7,71	81	26,95
3	120 cm	8,46	7,76	78	28,2
4	90 cm	7,95	7,78	79	27,81
5	30 cm	7,3	7,67	182	25,5
6	170 cm	7,66	7,81	70	26,9
7	120 cm	6,8	7,78	68	27,02

Fonte: Autoria própria.

Comparando os resultados para OD e pH com a legislação estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), observou-se que estes parâmetros estão de acordo com os padrões estabelecidos pela Resolução nº. 357 desse órgão.

4.4 RELAÇÃO ENTRE OS ASPECTOS GEOAMBIENTAIS E A DISTRIBUIÇÃO ICTIOLÓGICA

Os peixes pertencem a populações heterogêneas em relação a sexo, tamanho, hábitos alimentares, comportamento e habitat (AGOSTINHO et al., 2003). Dessa forma, analisamos no presente trabalho a presença de possíveis variações na distribuição das espécies, de acordo com o gradiente longitudinal da bacia. Adicionalmente, tentamos estabelecer relações entre as variáveis ambientais aqui mensuradas e a distribuição supracitada.

Partindo desse contexto, uma análise integrativa por ponto amostrado foi realizada, na tentativa de estabelecer relações entre as condições ambientais e a distribuição das espécies de peixes.

No setor montante da bacia, onde estão situados os pontos 1 e 2 (Figura 20, 21 e 22) foi possível analisar que a vegetação ripária e aquática interferem na distribuição de algumas espécies, pois as plantas do tipo macrófitas tem influência devido à diversos fatores, como a grande disponibilidade de alimento, substrato para desovas e refúgio contra a predação (Agostinho et al. 2003). Logo, espécies como *Phalloceros harpagos* são considerados onívoros e adaptáveis a diversos habitats e tolerantes ao calor (MONACO et al., 2014), o que explica sua presença nesse trecho devido aos recursos disponíveis.

Figura 20: Ponto de Coleta 1 - Montante Cachoeira Tio João



Fonte: Acervo próprio

Outra característica desse trecho é seu leito com fundo rochoso e siltoso, que atua como ambiente propício para a presença de cascudos. Outro fator relevante

nesse trecho, é a presença de rupturas de declive e por apresentar uma área irregular e devido à forte erosão fluvial é favorecida à presença da família Loricariidae.

Figura 21: Ponto de coleta 2 - Jusante Cachoeira Tio João



Fonte: Acervo próprio

Figura 22: Ponto de coleta 2 - Jusante Cachoeira Tio João



Fonte: Acervo próprio

Dessa forma, comparando os pontos 1 e 2 do alto curso da bacia, que são separados apenas pela ruptura da cachoeira, observou-se que as variáveis limnológicas não apresentaram diferenças e que a riqueza de espécies foi bem próxima em ambos os trechos.

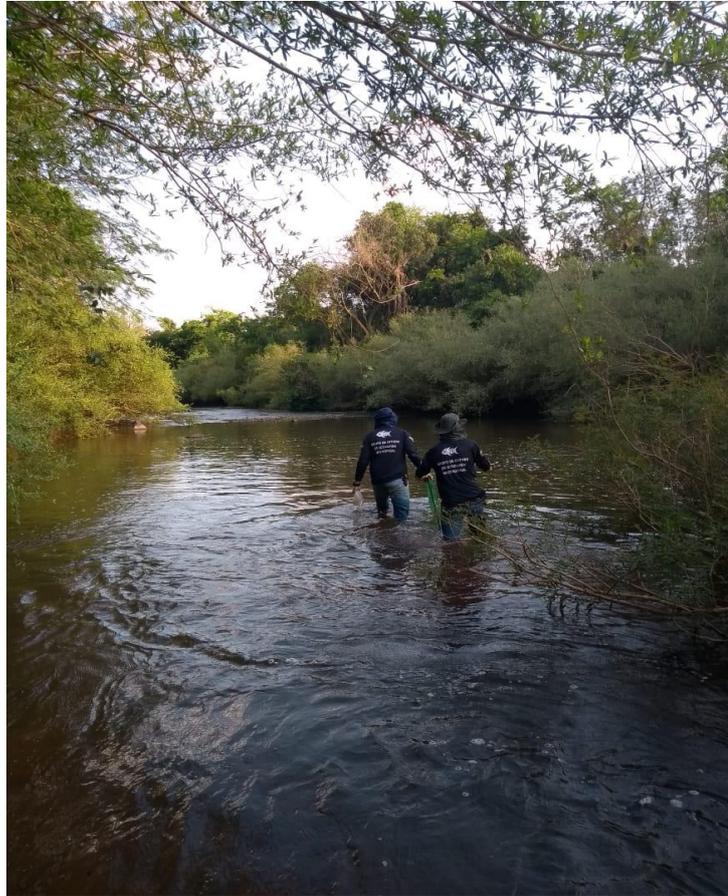
Dessa forma, verificou-se que a ruptura como fator de “isolamento” não apresentou uma significativa influência na distribuição das espécies, entretanto a mesma atua como fator modificador do ambiente possibilitando uma distribuição diferenciada entre os pontos desse setor da bacia.

No setor intermediário, localizam-se os pontos 3, 4, 5 e 6 que apresentam características geoambientais distintas, que refletiram na presença e ausência de algumas espécies.

Tais características permitiram avaliar que locais com baixo padrão de riqueza de espécie e um maior índice de equabilidade podem estar relacionados,

principalmente, à falta de preservação de uma das margens do rio juntamente com a pressão de pesca que ocorre no local, que é o caso do ponto 3.

Figura 23: Ponto de Coleta 3 - Montante Cachoeira Diamante d'Oeste



Fonte: Acervo próprio

Figura 24: Ponto de Coleta 4 - Jusante Cachoeira Diamante d'Oeste



Fonte: Acervo próprio

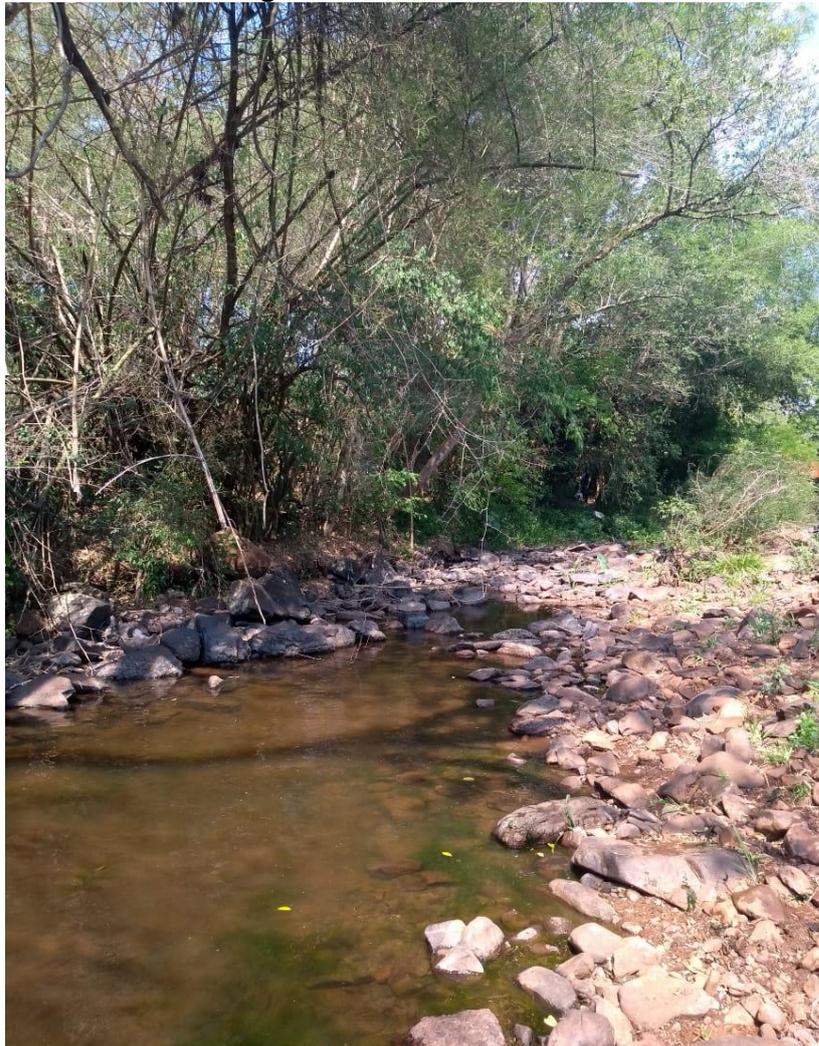
Em contrapartida, o ponto 4, ambiente composto por substrato siltoso/lamoso, favorece a presença das espécies como as dos gêneros *Crenicichla* e *Moenkausia*, amostradas somente neste ponto no presente trabalho. Nesse trecho as variáveis limnológicas como OD e CE apresentaram bons índices se comparado aos demais trechos amostrados. A soma de todos esses fatores possivelmente justifica que este trecho tenha apresentado o maior índice de riqueza de espécies.

Comparando os pontos 3 e 4, verifica-se estes tem seu ambiente separados pela ruptura Salto Diamante e que as variáveis limnológicas não apresentaram diferenças significativas. Em termos de espécies, das 18 espécies capturadas no ponto 4, sete são as mesmas capturadas no ponto 3, com exceção de *Hypostomus cf. strigaticeps*. Adicionalmente, destaca-se a abundância de *Bryconamericus iheringii*, que é tida como uma espécie de lambari especialista quanto à sua alimentação e de ocorrência em ambientes com maior qualidade ambiental (LAMBERT, 2003). In loco foi possível verificar que durante o período chuvoso o salto Diamante fica submerso, permitindo a conexão direta entre os dois trechos. No

entanto, o que diverge significativamente neste trecho é o índice de riqueza de espécies que é de 4,06 para o ponto 3 e 7,27 para o ponto 4.

Ainda compondo o setor intermediário da bacia, o trecho 5 (Figura 25) obteve uma das menores riqueza de espécies e a condutividade elétrica foi um dos parâmetros que apresentou uma maior variação em relação aos outros trechos nas duas coletas.

Figura 25: Ponto de Coleta 5



Fonte: Acervo próprio

A condutividade elétrica é um fator ambiental importante na detecção da poluição e seu comportamento permite verificar a influência direta e indireta dos usos do solo e as atividades desenvolvidas em uma bacia hidrográfica (SILVA et al., 2019). Podemos supor que a baixa riqueza de espécies encontrada neste ponto pode estar associada a um maior índice de degradação ambiental, visto que há atividade de suinocultura localizada a 140 m de distância do leito do rio (Figura 26), havendo a possibilidade de escape de dejetos no corpo hídrico. Adicionalmente, foi identificado próximo ao ponto a presença de um açude, o que poderia

explicar a presença da espécie não-nativa *Oreochromis Niloticus*, popularmente conhecida como tilápia e muito apreciada nas pisciculturas regionais.

Figura 26: Imagem de satélite do entorno do ponto 5



Fonte: Acervo próprio

Também foi possível verificar no setor intermediário que no ponto 6 (Figura 27), traz consigo evidências dos impactos causados pelas fortes chuvas que ocorreram na região e derrubaram a ponte ali construída. Durante a segunda coleta foi possível verificar que parte do rio apresentava indícios de assoreamento e com pedaços de cimento que afetam as condições bióticas do rio, o que explica a queda de OD da primeira para a segunda coleta. Seu leito é composto por rocha e cascalho e as margens são compostas por mata fechada, contudo não se encaixam nos padrões definidos pelo código florestal brasileiro.

Nesse contexto, os impactos antrópicos podem refletir nos índices de diversidade, pois esse ponto apresentou uma menor diversidade, porém com maior equabilidade.

Figura 27: Ponto de coleta 6 - Antes da construção da nova ponte.



Fonte: Acervo próprio

No baixo curso da bacia está alocado o ponto 7, que apresentou um índice de riqueza significativo, devido ao grande número de espécies capturadas. Observou-se que o leito do rio que é rochoso e com cascalho, atuou como principal fator de distribuição das espécies, o que explica a abundância de peixes do gênero *Hypostomus* que se alimentam principalmente de detritos do substrato e utilizam as rochas como proteção.

Figura 28: Ponto de Coleta 7



Fonte: Acervo próprio

5. CONCLUSÃO

De modo geral, o uso e cobertura da terra na Bacia do Rio São Francisco Falso é predominantemente composto por agricultura e pastagem, com presença das áreas de vegetação ocorrendo principalmente as margens dos cursos hídricos e em áreas de reserva legal..

Em relação à condição pedológica da bacia, pode-se verificar que as diferentes classes de solo não influenciam de forma direta na distribuição das espécies. As correlações geoambientais podem trazer influências indiretas na interação da classe de solo e as práticas de uso agrícola e pecuário, que podem interferir na relação entre peixe-habitat na BSFF. Dentre os fatores geoambientais que apresentaram maior correlação com a diversidade de peixes, destacou-se o nível de preservação das matas ciliares e áreas de reserva legal, observando-se uma correlação positiva entre a quantidade de área preservada no entorno dos pontos e a diversidade de espécies de peixes.

Nos ambientes estudados a condutividade, oxigênio dissolvido e a transparência quase não variaram entre os ambientes, porém a condutividade pode ter influência sobre a distribuição das espécies.

As barreiras naturais não foram cruciais na estruturação das assembléias de peixes a montante e jusante, porém desempenha um papel importante na modelagem do ambiente através da erosão fluvial, influenciando na ocorrência de algumas espécies.

De maneira geral, na BSFF – Braço Sul as ordens taxonômicas Characiformes, Siluriformes e Cichliformes foram mais abundantes. Os valores obtidos através do índice de equabilidade permitiram verificar que a equabilidade é maior nos pontos menos preservados, enquanto a riqueza de espécies foi maior nos pontos mais preservados. Corroborando assim, com os estudos de que os peixes servem como indicadores de qualidade ambiental.

Possivelmente, se a ampliação da amostragem fosse realizada nas regiões de cabeceira do rio São Francisco Falso e seus tributários de pequeno e médio porte, o número total de espécies seria elevado. Dessa forma, sabendo-se da

importância ecológica do rio, sua ictiofauna, ainda, é pouco conhecida, o que eleva ainda mais a importância de novos estudos tanto no braço Sul como no braço Norte da BSFF.

Tais propostas, associadas aos mapeamentos de caracterização geoambiental, poderão contribuir com a conservação do solo e água da bacia e melhorar a condição do ambiente para a fauna de peixes, bem como servir de base para o planejamento e gestão das bacias dos rios São Francisco Falso.

REFERÊNCIAS

ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S.S.C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J.V.; HEIBEL, T.J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, E.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J.G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Fresh water Biodiversity Conservation. **Bio Science**. p. 403 - 414, 2008.

ABDELWAHAB, O. M. M.; BINGNER, R.L.; MILILLO, Fabio.; GENTILE. F. Effectiveness of alternative management scenarios on the sediment load in a mediterranean agricultural watershed. *Journal of Agricultural Engineering*, v. 45, n. 3, p. 125-136, jan. 2014.

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**. Volume 19, nº. 3, p.646–652, 2005.

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**. 68 (4):1119-1132. 2008.

ALBUQUERQUE, M.A.; SILVA, E.L.; BARROS, K.N.N.O.; XAVIER JUNIOR, S.F.A. Comparação entre coeficientes de similaridade: uma aplicação em ciências florestais. **Matemática e Estatística em Foco**, Revista Eletrônica, Uberlândia, v. 4, n. 2, p. 102-114, 2016.

ALVES, W. S. **Aspectos físicos e qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão das Abóboras, no município de Rio Verde, Sudoeste de Goiás**. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) - Universidade Federal de Goiás/Regional de Jataí, Jataí, Goiás, p. 171. 2016.

AMÉRICO-PINHEIRO, JHP; BENINI, SM. (orgs) **Bacias hidrográficas: fundamentos e aplicações**/ 1. ed. – Tupã: ANAP, 2018. Disponível em: <<https://www.feis.unesp.br/pdf>>. Acesso em: 03. nov. 2020.

ANA – Agência Nacional das Águas. **Divisão hidrográficas nacional**. Brasília: ANA, 2020. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/CadernosDeCapacitacao1.pdf>. Acesso em: 17 ago. 2020.

ARAÚJO, N.B.; TEJERINA-GARRO, F.L. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7(1): 31-38, 2009.

ARAÚJO, L.E.; SOUSA, F.S.S.; NETO, J.M.M.; SOUTO, J.S.; REINALDO, L.L.R. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. **Qualitas**. Revista Eletrônica, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 109-115, 2009.

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. Trophic Aspects Of Fish Communities in Brazilian Rivers And Reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995.

ARAÚJO, F.G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.

AZEVEDO-SANTOS, V.M.; RODRIGUES-FILHO, J.L.; FEARNSIDE, P.; LOVEJOY, T.; BRITO, M.F.G. Conservation of Brazilian freshwater biodiversity: Thinking about the next 10 years and beyond Biodiversity and Conservation. **Biodiversity and conservation**. 2020.

BADE, M. R. **Definição e Caracterização das Unidades de Paisagem das Bacias Hidrográficas do Paraná III (Brasil/Paraguai)**. 2014. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação Mestrado em Geografia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Marechal Cândido Rondon, 2014.

BADE, M.R. **Fragilidade e Vulnerabilidade Socioambiental nas Bacias Hidrográficas do Paraná 3 (Brasil) e do Alto Paraná (Paraguai): estudo em área de fronteira**. 2019. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual de Maringá (UEM), Maringá, 2019.

BALDASSO, M.C. **A perda de habitat decorrente de usos do solo promove alterações na estruturação morfológica da fauna de peixes em riachos neotropicais?** Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, Cascavel, 2019.

BALDASSO, M. C.; WOLFF, L.L.; NEVES, M.P.; DELARIVA, R.L. Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neo tropical stream. **Environ Biol Fish**. 102 (5):783-800, 2019.

BALLER, L.; FERNANDEZ, O.V.Q. **Caracterização de perfis longitudinais dos rios nas bacias hidrográficas do Paraná III (Brasil) e Alto Paraná (Paraguai)**. Dissertação (Mestrado) Marechal Cândido Rondon: UNIOESTE, 2014.

BAUMGARTNER, G.; PAVANELLI, C.S.; BAUMGARTNER, D.; BIFI, A.G.; DEBONA, T.; FRANA, V.A. **Peixes do baixo rio Iguaçu**. Maringá, EDUEM, 2021.

BIRINDELLI, J.L.O.; SIDLAUSKAS, B.L. Prefácio: Quão longe a Ictiologia Neotropical progrediu em vinte anos? **Neotrop. ictiol.** Maringá, v. 16, n. 3, e180128, 2018. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-62252018000300307&lng=en&nrm=iso&tlng=en Acesso em: 20mar. 2021.

BRASIL. **Lei Nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art., v. 21, 2002.

CARVALHO, A.T.F. Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 42, v. 1, p. 140-161, 2020.

CARVALHO, C.J.B.; ALMEIDA, E.A.B. **Biogeografia da América do Sul: padrões e processos.** São Paulo: Roca, 2013.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C.P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*. New York: **Springer**, v. 38, n. 6, p. 974-982, 2006. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/22311>. Acesso em: 28 dez. 2020.

CASATTI, L. BARRETO, T.F.; OLIVEIRA, Z.J.; DOMINICIANO, R.M.; LORENCO, B.G.; BASTOS, MC. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental management*, **Springer** 55 (6), 1300-1314, 2015.

CAVALHEIRO, L.W., FIALHO, C.B. Fishes community composition and patterns of species distribution in Neotropical streams. **Biota Neotropica**. Vol.20, n.º1, Campinas 2020.

CECILIO, E. B.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H.F; PAVANELLI, C.S, Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Rev. bras. Zool.** 14 (1):1-14. 1997.

CLAUDINO-SALES, V.; LIMA, E.C.; DINIZ, S.F. Análise Geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Acaraú, Ceará, Nordeste do Brasil: **Revista Geonorte**, 11(38), 90-109. 2020.

CRUZ, R.C.; TAVARES, I.S. Bacia hidrográfica: aspectos conceituais e práticos. In: RIGHES, A.A.; BURIOL, G.A.; BOER, N. (Org.). **Água e educação: princípios e estratégias de uso e conservação.** Santa Maria/RS: Centro Universitário Franciscano, 2009.

CUNHA, T. C.; MAGALHÃES, V.L. Índice de vegetação da bacia hidrográfica do rio Taturi: Oeste PR. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 18, Santos. **Anais.** 2017.

CURCIO, G.R.; CAVIGLIONE, A.B.J.H.; KACHAROUSKI, M.; PETRY, A.L.; DEBRINO, M.A.; BRUSTOLON, R.; FERLIN, D.; OLIVEIRA, M.W.D.P.; FERIANI, L.M. Levantamento semidetalhado e aptidão agrícola dos solos dos aldeamentos indígenas TekohaAñetete e Tekohaltamarã, Diamante d'Oeste, Paraná. Colombo: Embrapa Florestas, (**Embrapa Florestas. Documentos**). ISSN 1980-3958, março/ 2021.

DELARIVA, R.L.; NEVES, M.P.; LARENTIS, C.; KLIEMANN, B.C.K.; BALDASSO, M.C.; WOLFF, L.L. Fish fauna in forested and rural streams from a core region of high endemism, lower Iguaçú River basin, Brazil. **Biota Neotropica**, vol.18, nº. 3 Campinas Epub June 21, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/bn/v18n3/1676-0611-bn-18-03-e20170459.pdf>.

Acesso em: 22 set. 2020.

DIAS, A.C. ZAWADZKI, C.H. Identification key and pictures of the *Hypostomus Lacépède, 1803* (Siluriformes, Loricariidae) from the rio Itaipava, upper rio Paraná basin. **Check List the journal bio diversity data**, 14 (2): 393 - 414. 2018.

DIAS, J.; SANTOS, L. A paisagem e o geossistema como possibilidade de leitura da expressão do espaço sócio-ambiental rural. **Confins**, n.º 1, 2º. semestre, 2007.

DUFECH, A.P.S. **Uso de assembléias de peixes como indicadores de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos do Delta do rio Jacuí, RS.** Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS. 2009. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/25141>. Acesso em: 10 nov. 2020.

ESCHMEYER, W.N.; FRICKE, R.; VAN DER LAAN, R. **Catalog of Fish: Genera, Species, References.** 2020. Disponível em: <https://www.calacademy.org/scientists/projects/eschmeyers-catalog-of-fishes>. Acesso em: 22 de novembro de 2020.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas micro-bacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 143-151, 2010.

FERNANDEZ, O.V.Q.; BALLER, L. Identificação e descrição de ruptura (Knickzones) nos principais rios da bacia hidrográfica do Paraná 3, Oeste do Paraná. In.: ROCHA, A.S; BADE, M. **Geografia da Bacia hidrográfica do Paraná 3: fragilidades e potencialidades socioambientais.** 2018

FERREIRA, A. B.; PEREIRA FILHO, W.; ROSA, R. Análise comparativa de variáveis limnológicas em três sub-bacias hidrográficas na região central do Rio Grande do Sul - Brasil. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, n. 41, v. 13, mar. p. 15-28. 2012 <http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html> ISSN 1678-6343.

FERREIRA, R. L. C.; MOTA, A. C.; SILVA, J. A. A.; MARANGON, L. C.; SANTOS, E. S. Comparação de duas metodologias multivariadas no estudo de similaridade entre fragmentos de Floresta Atlântica. **Revista Árvore.** Viçosa-MG, v. 32, n.3, p. 501-511, 2008.

FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. **Eschmeyer's Catalog Of Fishes: Genera, Species, References** (eds). 2021. Disponível

em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> Acesso em: 23de março de 2021.

FRONZA, F. **Determinação do potencial erosivo do solo nas bacias dos rios São Francisco Falso e São Francisco Verdadeiro, região Oeste do estado do Paraná.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Medianeira, 2019.

FRONZA, F.L, PLETSCH, A.L. ROCHA, A.S. Mapeamento de áreas críticas, em decorrência de erosão laminar, nas bacias hidrográficas dos rios São Francisco Falso e São Francisco Verdadeiro, região oeste do Estado do Paraná. **CIEA - Congresso Internacional de Engenharia Ambiental, 10ª REA – Reunião de Estudos Ambientais, 2019.**

FUJITA, R.H. **Geomorfologia e evolução quaternária da calha do alto rio Paraná, no segmento livre de barramentos, entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu.** 2014. 119 f. Tese (Doutorado) – Curso de Programa de Pós-graduação em Geociências e Meio Ambiente. Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro, 2014.

FUJITA R.H. **O perfil longitudinal do rio Ivaí e sua relação com a dinâmica de fluxos.** 2009. 118f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá (UEM), Maringá, PR, 2009.

FUJITA, R.H.; GON, P.P.; STEVAUX, J.C.; SANTOS, M.L.; ETCHEBEHERE, M.L.C. Perfil longitudinal e a aplicação do índice de gradiente (RDE) no rio dos Patos, bacia hidrográfica do rio Ivaí, PR. **Revista Brasileira de Geociências.** 2011.

GALINDO, B.A.; OTA, R.R.; GARCIA, T.D.; NASCIMENTO, R.H.C.; OHARA, W.M.; ZANATTA, A.S.; FERREIRA, D.G.; APOLINÁRIO-SILVA, C.; FRANTINE -SILVA, W.; CARVALHO, S.; COSTA, A.D.A.; SOFIA, S.H, SHIBATTA, A.O. Inventory of the fish fauna from Laranjinha River, Paranapanema River system, Brazil. **Biota Neotropica** 20(2): e 20200962. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-0962>

GARCIA, T.D.; OTA, R.R.; FERREIRA, D.G.; NASCIMENTO, R.H.; GALINDO, B.A.; PEREIRA, L.S.; ZANATTA, A.S. Distribution of Siluriformes in a river under the influence of a small hydroelectric power plant of the Paraná River Basin, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia.** 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/isz/v110/1678-4766-isz-110-e2020005.pdf>. Acesso em: 13 de dezembro de 2020.

GIRMAY, G.; SINGH, B.R.; NYSSSEN, J.; BORROSEN, T. Runoff and sediment-associated nutrient losses under different land uses in Tigray, Northern Ethiopia. **Journal of Hydrology**, v. 376, n. 1-2, p. 70-80, set. 2009.

GONÇALVES, F. Interações entre o Ambiente Físico, Uso e Cobertura da Terra e as Características Físicas e Químicas no Canal Fluvial: **A Bacia Hidrográfica do Rio Santo Anastácio, Oeste Paulista.** 145 f. Dissertação (Mestrado). Presidente Prudente, 2011.

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

GRIFFITHS, S.P. The use of clove oil as an anaesthetic and method for sampling intertidal rockpool fishes. **Journal of Fish Biology**. 57: 1453–1464. 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **IBGE Cidades**. 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em 28 dez.2020.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Atlas climático do estado do Paraná**. Pablo Ricardo Nitsche... [et al.,]. – Londrina (PR): Instituto Agrônômico do Paraná, 2019. 210 p. ISBN 978-85-88184-58-3 1.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES) **Cadernos Municipais**. 2020. Disponível em: <http://www.ipardes.pr.gov.br/Pagina/Perfil-avancado-dos-municipios>. Acesso em: 28 de dezembro 2020.

JUNQUEIRA, N.T.; MACEDO, D.R.; SOUSA, R.C.R.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M.; POMPEU, P.S. **Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales**. Ictiologia Neotropical. vol.14, n. 3. Epub Sep 15, 2016. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20150116>

KIRK, J. T. O. **Light & photosynthesis in aquatic ecosystems**. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. 530 p.

LANGANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, A.O.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica** 7:1-17, 2007.

LIMA, V.R.; FUJITA, D.S.; FUJITA, R.H. Caracterização Fluvio-Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco Falso, Estado do Paraná, **Norte Científico**, v, 10, n.º 1 dezembro, 2015.

LOURENÇO, R.M. **Diagnóstico físico-conservacionista como aporte para a análise da degradação no médio curso da bacia hidrográfica do rio Aracatiaçu (CE) – Brasil**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceara, Fortaleza, 2013.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**, 4 ed. Ponta Grossa. Editora da Universidade Estadual de Ponta Grossa: 2012.

MALABARBA, L.R.; MALABARBA, M.C. Phylogeny and classification of Neo tropical fish. **Biology and Physiology of Fresh water Neotropical Fish**. 2020, p.1-19. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815872-2.00001-4>. Acesso em: 15 de dezembro de 2020.

MALHEIROS, T.F.; PROTA, M.G.; PÉREZ, M.A. Participação comunitária e implementação dos instrumentos de gestão da água em bacias hidrográficas. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 98-118, jan./abr. 2013.

MAROTTA, H.; SANTOS, R.O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 67-79, 2008.

MARQUES, M.N.; COTRIM, M.B.; PIRES, M.A.F.; FILHO, O.B. Avaliação do Impacto da Agricultura em Áreas de Proteção Ambiental, Pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo, **Quim. Nova**, Vol. 30, No. 5, 1171-1178, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/qn/v30n5/a23v30n5.pdf> acesso em 15 de fevereiro de 2021.

MARTINE, G. **Distribuição do Ictioplâncton em Diferentes Micro-Habitats do Médio Rio Uruguai, Brasil**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal da Fronteira Sul, Santa Catarina, 2019. Disponível em: <https://rd.uffs.edu.br/bitstream/prefix/3098/1/MARTINE.pdf>. Acesso em: 18 de novembro de 2020.

MIGUEL, A. E. S; MEDEIROS, R.B; BRUGNOLLI, C.A.C; OLIVEIRA, W. Análise do uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão do Meio, Brasilândia/MS. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 5, n. 5, p. 1088-1098, 2012.

MENESES, B. M. REIS, R; VALE, M.J; SARAIVA, R, Land use andland cover changes in Zêzere watershed – Waterqualityimplications. **Science ofthe Total Environment**, v. 15, n. 527-528, p. 439-447, set. 2015.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J. P. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, **Rev. Rural Sustentável**, Porto Alegre, v.3 n.4, p.33-38, out./dez. 2002.

MORAGAS, W.M. Análise dos Sistemas Ambientais do Alto Rio Claro-SW/Goiás: **Contribuição ao Planejamento e Gestão. Manejo Geoambiental**. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas.UNESP,Rio Claro:2005.

MONTGOMERY D.R. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 35, n. 2, p. 397-410, 1999.

MORAES, A. J. **Manual pra avaliação da qualidade da água**. São Paulo: RiMa, 2001.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MUNIZ, C. M.; FROTA, A.; GANASSIN, M.J.M.; AUGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Do river basins influence the composition of functional traits of fish assemblages in Neotropical reservoirs? **Brazilian Journal of Biology**, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/bjb/v81n3/1519-6984-bjb-1519-6984230833.pdf>. Acesso em: 10 de novembro de 2020.

NASCIMENTO, W.M.; VILLAÇA, M. G. Bacias hidrográficas: planejamento e gerenciamento. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**. n. 7, 2008.

NASCIMENTO, F.R. Os recursos hídricos e o trópico semiárido brasileiro. **GEOgraphia**, v. 14, n. 28, p. 82-109, 2012.

NASCIMENTO, F. R.; CUNHA, S.B.; SOUZA, M.J.; CRUZ, M.L.B. Diagnóstico geoambiental da bacia hidrográfica semi-árida do rio Acaraú: subsídios aos estudos sobre desertificação - **Boletim Goiano De Geografia**, 28(1), 41-62, 2008.

NOGUEIRA, F.F; COSTA, I.A; PEREIRA, U.A. **Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis – Goiás**. Monografia (Graduação), 2015. Goiânia, Universidade Federal da Goiás, 2015.

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C.V. Diversidade de peixes ao longo de gradientes espaciais no reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil. **Braz. J. Biol.** vol.64, n.3a, pp.447-458. ISSN 1678-4375. 2004.

OLIVEIRA, A.; SOUZA, R. M. Contribuições do método geossistêmico aos estudos integrados da paisagem. Jataí: **Geoambiente online**. v. 1, n. 19. 2012.

OTA, R.R.; DEPRA, G.C.; GRACA, W.J.; PAVANELLI, C.S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes:revisadas, anotadas e atualizadas.**Neotropical Ichthyology**, 16 (2), e170094. 2018.

PALMIERI, F.; LARACH, J.O.I. Pedologia e geomorfologia. In: GUERRA, Antônio CUNHA, S. B J.T (org.). **Geomorfologia e meio ambiente**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.

PEREIRA da SILVA, E.M.; OLIVEIRA, R.H.F.; RIBEIRO, M.A.R.; COPPOLA, M.P. Efeito anestésico do óleo de cravo em alevinos de lambari. **Ciência Rural**, Santa Maria 39(6): 1851-1856. 2009. _

PEREIRA FILHO, W.; NOVO, E. M. L. M. Limnological variables and macrophyte infestation in Tucuruí reservoir - Para - Brazil. Geoscience and Remote Sensing Symposium. **IGARSS '02 IEEE International**, v. 5, p. 3092- 3094, 2002.

PINTO, S.A.F.; GARCIA, G.J. Experiências de aplicação de geotecnologias e modelos na análise de bacias hidrográficas. **Revista do Departamento de Geografia**, 17, 30-37. 2005.

POLETO, C. (Org.). Bacias Hidrográficas Urbanas. In: POLETO. C. **Bacias Hidrográficas e recursos hídricos**. 1ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2014.

PORTO, L. A. C. **Disciplina de Limnologia: protocolo das aulas práticas**. Goiânia: UCG, 2010.

PRADO, D.A. **Comparação de variáveis limnológicas em dois reservatórios do rio Jacuí no Rio Grande do Sul**, Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2014. Disponível em: http://w3.ufsm.br/ppggeo/images/dissertacoes/dissertacoes_2014/dissertacao_Diego_de_almeida_prado.pdf. Acesso em: 22 nov. de 2020.

PRADO, R.B. Mapeamento e caracterização do padrão de uso e cobertura da terra na micro-bacia do córrego Pito Aceso, Bom Jardim - RJ: utilizando imagens orbitais de alta resolução. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/Embrapa Solos**, ISSN 1678- 0892.150 - Dados eletrônicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. p. 37. 2010.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographical Information System: Open Source Geospatial Foundation Project. 2019. Disponível em: https://qgis.org/pt_BR/site/ Acesso em 15 mai. 2019.

QUADROS, C.; REBOLLAR, P.M. Avaliação Ambiental de Atividades Agrícolas em Bacias Hidrográficas no Município de Paulo Lopes – SC, **REA – Revista de estudos ambientais**. v.11, n. 2, p. 6-18, jul./dez. 2009.

QUEIROZ JÚNIOR, V. S. **Compartimentação aquática em reservatório a partir de variáveis limnológicas e dados radiométricos**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás, Jataí, p. 114, 2016. <http://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/5859>

REIS, R.E.; ALBERT, J.S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M.M.; PETRY, P.; ROCHA, L.A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, 89, 12-47, 2016.

REIS, J. T. **Análise de Fragilidade Ambiental em Bacia Hidrográfica Urbana para Subsidiar uma Avaliação Ambiental Integrada**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e saneamento Ambiental). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do sul, UFRGS. p. 227, 2012. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/77919/000877731.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 10 de dezembro de 2020.

RIBEIRO, B.M.G. Modelagem Socioambiental de Resíduos Sólidos em Áreas Urbanas Degradadas: **Aplicação na Bacia Mãe d'Água, Viamão, RS**, Tese (Doutorado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), UFRGS, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/170500/001052926.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 10 de março de 2021.

RIBEIRO, M.F.B. **Memórias do concreto: vozes na construção de Itaipu**. Cascavel: Edunioeste, 2002.

ROCHA, A.S; BADE M.R. **Geografia da bacia hidrográfica do Paraná 3: fragilidades e potencialidades socioambientais**. Jundiaí, SP: Ed. In House, 2018.

RODRIGUES, W. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. **Rev. Econ. Sociol. Rural**. vol. 43, n.1 [cited 2021-03-27], 2005, pp.135-153.

RODRIGUES, C.; ADAMI, S. Técnicas fundamentais para o estudo de bacias hidrográficas. In: VENTURI, L. A. B. (org). **Praticando geografia: técnicas de campo e laboratório**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. p. 147-166.

ROSOLÉM, N.P.; ARCHELA, R.S. Geossistema, território e paisagem como método de análise geográfica, **VI Seminário Latino-Americano de Geografia Física II Seminário Ibero-Americano de Geografia Física**. Universidade de Coimbra, Maio de 2010. Disponível em: <https://www.uc.pt/fluc/cegot/VISLAGF/actas/tema1/nathalia>. acesso em 26 de março de 2021.

ROSSO J.J, MABRAGAÑA E.; GONZÁLEZ-CASTRO M.; DELPIANI M.S, AVIGLIANO E.; SCHENONE N.; DÍAZ DE ASTARLOA J.M. A new species of the *Hoplismalabaricus* species complex (Characiformes: Erythrinidae) from the La Plata River basin. **Cybium** 40 (3): 199-208, 2016.

SANTANA, J.R.; LIMA, E.N.; DANTAS, R.S.; MELO, D.C.M.; CUNHA, A.G. Levantamento Rápido da Ictiofauna no Riacho Seco, Brejão – PE, Resumos Expandidos do **I CONICBIO / II CONABIO / VI SIMCBIO** (v.2) Universidade Católica de Pernambuco - Recife - PE - Brasil - 11 a 14 de novembro de 2013. Disponível em: <http://www.unicap.br/simcbio/wp-content/uploads>. Acesso em: 27 de setembro de 2020.

SANTANA, D. P. **Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas**. Embrapa Milho e Sorgo. Sete Lagoas, p. 67. 2003. (ISSN 1518-4277).

SANTOS, F. C.; PEREIRA FILHO, W. Sensoriamento remoto aplicado aos estudos de ambientes aquáticos continentais. In: Reflexões sobre a Geografia do Rio Grande do Sul: **Temas em Debate**. Santa Maria: UFSM, p. 209-222, 2010. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/ppggeo/files/ebook01/Art.12.pdf>.

SANTOS, R.D.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C, SCHIMIZU, S.H. **Manual de Descrição coleta de solo no campo**. 5. ed. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2005.

SANTOS, R.F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SCHLOSSER, I.J. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 303, p. 71-81, 1995.

SEREIA, D.A.O.; DUARTE, G.S.C.; DEBONA, T. A. A importância das unidades de conservação para a preservação da diversidade de peixes em riachos. Estudo de caso: Riacho Sanga 2 do Poço Preto, um afluente da bacia do rio Iguaçu, Parque Nacional do Iguaçu. **Revista Latino-Americana de Estudos Avançados**, Vol. 1 n. 2 Jan-jul/2017 P. 39-56, 2017.

SHIBATTA, O.A.; GEALH, A.M.; BENNEMANN, ST. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do Rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 2, p. 125-134, 2007.

SILVA, G. S.; MIOLA, S.; SILVA, G.S.; SOUSA, E.R. Avaliação da qualidade das águas do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de Itaipu, Paraná. **Eclética Quím.**, São Paulo, v35 - nº3. p.117 - 122, 2010.

SILVA, D.V. **Distribuição da vegetação (período de 1973 a 2011) das bacias hidrográficas dos rios São Francisco Verdadeiro e São Francisco Falso (oeste do Paraná) e considerações sobre o código florestal.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon – PR, 2016.

SILVA, H.M. O Problema Agrário e a Colonização da Fronteira Oriental do Paraguai: “La Marcha Para El Este”. **Revista Percurso – NEMO**. Maringá, v. 7, n. 2, p. 47- 61, 2015.

SILVA, B. A.; CALEGARI, M.R. **Identificação de superfícies geomórficas nas bacias hidrográficas dos rios São Francisco Verdadeiro e São Francisco Falso, oeste do Paraná.** Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019. ISBN: 978-85-7282-778-2

SILVA, J.M.O.; SILVA, E.V. **Análise integrada na bacia hidrográfica do Rio Pirangi-CE: subsídios para o planejamento ambiental.** Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geografia. Fortaleza, 2012.

SILVA, A.D; HERMES, L. c. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático.** Brasília: EMBRAPA – Informações Tecnológicas, 2004

SILVA, J.X.; SOUZA, M.J.L. **Análise ambiental.** Ed. UFRJ, Rio de Janeiro, 1988.

SILVEIRA, L.F.; BEISIEGEL, B.M.; CURCIO, F.F.; VALDUJO, P.H.; DIXO, M.; VERDADE, V.K.; MATTOX, G.M.T; CUNNINGHAM, P.T.M. Para que servem os inventários de fauna? **Estudos** vol. 24 nº. 68, São Paulo, 2010. Disponível em:https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-40142010000100015&script=sci_arttext Acesso em: 29de outubro de 2020.

TAUK-TORNISIELO, S.M.; GOBBI, N.; FOWLER, H.G, (org.).**Análise ambiental: uma visão multidisciplinar.** 2. ed. rev. e ampl. – São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista, 1995.

TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET,N.; OBERDORFF, T. Efeitos de mudanças ambientais naturais e antropogênicas em assembléias de peixes ribeirinhos:Uma estrutura para avaliação ecológica de rios. **Arquivos Brasileiros de Biologia e Tecnologia**, 48: 91–108.2005.

TEODORO, V.L.I.; DENILSON TEIXEIRA, D.; LEITE COSTA, D.L.; FULLER, B.B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, n. 20, 2007.

TONN,W.M. Mudanças Climáticas e Comunidades de Peixes: Uma Estrutura Conceitual.**Transactions of the American Fisheries Society**,1990,119:337-352.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em Ecologia.**3 ed. – Porto Alegre: Artmed, 2010.

TRICART, J. **Ecodinâmica.** IBGE, Rio de Janeiro, 1977.

TUNDISI J.G.; MATSUMARA-TUNDISI, T.M. **Recursos Hídricos no Século XXI, nova edição ampliada e atualizada**. Oficina de textos, São Paulo, 2011.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TUCCI, C.E.M. Hidrologia. **Ciência e aplicação**. UFRGS Editora. BR. 2012.

TUNDISI J.G.; MATSUMARA-TUNDISI, T.M. **Limnologia**. Oficina de textos, São Paulo, 2008.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.M. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**. 500:231–242, 2003.

UMBELINO, B. A. **Análise limnológica e processos de conectividade no sistema canal fluvial-bacia hidrográfica na UPH Santo Anastácio-UGRHI22, Pontal do Paranapanema, oeste do Estado de São Paulo**. Monografia (Bacharel em Geografia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, UNESP Presidente Prudente, p.95. 2021.

VIEIRA, D.B.; SHIBATTA, O.A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**. v.7 (1) 2007. Disponível em: <https://www.biotaneotropica.org.br/> Acesso em: 27 de setembro de 2020.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2005.

WACHHOLZ, F. **Compartimentação Aquática do Reservatório Rodolfo Costa e Silva - RS, a partir de Variáveis Limnológicas e Imagens Orbitais**. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, UFSM, Brasil. 2007.

ZABOTTO, A. R. Estudos sobre impactos ambientais: Uma abordagem contemporânea Botucatu: organizador: ZABOTTO, A. G, Botucatu **FEPAF**, 2019, Disponível em: <http://www.fepaf.org.br/download/Impactos-Ambientais.pdf> Acesso em: 12 de outubro de 2020.

ZAKRZEVSKI, S.B. Por uma educação ambiental crítica e emancipatória. In: REBEA. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, REBEA, Brasília. 2004. p. 79-86.

ZUQUETTE, L. V.; RODRIGUES, V. G.; PEJON, O. J. Recuperação de áreas degradadas. In: CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologias e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. p. 589-617.