



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÃO



**MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
COORDENAÇÃO DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
MUSEU PARAENSE EMILIO GOELDI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E EVOLUÇÃO**

ALICE CARTERS DUARTE

**CENSO VISUAL COMO COMPLEMENTAÇÃO METODOLÓGICA EM ESTUDOS
ICTIOFAUNÍSTICOS**

BELÉM- PARÁ

2023



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÃO



**MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
COORDENAÇÃO DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
MUSEU PARAENSE EMILIO GOELDI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E EVOLUÇÃO**

ALICE CARTERS DUARTE

**CENSO VISUAL COMO COMPLEMENTAÇÃO METODOLÓGICA EM ESTUDOS
ICTIOFAUNÍSTICOS**

Dissertação apresentada ao Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências do Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução; Área de concentração: Evolução e Dinâmica da Diversidade Biológica; Linha de Pesquisa: Dinâmicas da Biota, para obtenção do Título de Mestre.

Orientador: Dr^o. Alberto Akama

BELÉM- PARÁ

2023



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÃO



**MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
COORDENAÇÃO DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
MUSEU PARAENSE EMILIO GOELDI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E EVOLUÇÃO**

ALICE CARTERS DUARTE

Dissertação apresentada a Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências do Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução, como requisito de avaliação para a defesa de mestrado.

Aprovado em//

BANCA EXAMINADORA

Dr. Alberto Akama- Orientador
Museu Paraense Emilio Goeldi

Dr. Breno Eduardo Da Silva Barros -1º Examinador
Universidade Federa Rural da Amazônia

Dra. Janice Muriel Fernandes da Cunha -2º Examinador
Universidade Federal do Pará

Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon - 3º Examinador
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dra. Lucélia Nobre Carvalho-4º Examinador
Universidade Federal do Mato Grosso
Rogério Rosa da Silva

Museu Paraense Emilio Goeldi

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Serviço de Biblioteca do Museu Paraense Emílio Goeldi
Gerada mediante os dados fornecidos pela autora

D812e Duarte, Alice Carters.
Censo visual como complementação metodológica em estudos
ictiofaunísticos. / Alice Carters Duarte. — 2023.
47 f. : il. color.

Orientador: Prof. Dr. Alberto Akama
Dissertação (Mestrado) – Museu Paraense Emílio Goeldi, Programa
de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução, Belém, 2023.

1. Censo visual. 2. Ictiofauna. I. Título.

CDD 597

AGRADECIMENTOS

Gostaria de iniciar meus agradecimentos à minha família, especialmente minha amada mãe que me dá todo suporte e incentivo para continuar nesta jornada, sem ela acredito que nada seria possível.

Aos meus amigos “peixólogos”, do Laboratório de Ictiologia do Museu Paraense Emílio Goeldi, que ao longo destes dois anos me auxiliaram, incentivaram e acompanharam a jornada, em especial a Marina Gomes que se tornou uma grande amiga e que “dividia neurônios” comigo.

Ao meu companheiro de vida George Melo, por contribuir com seus conselhos e companhia ao embarcar nesse barco e escolher permanecer.

Ao meu orientador Dr. Alberto Akama, que com seu jeitinho “meigo” e acelerado tornou a caminhada mais leve e animada, me auxiliando no que foi necessário sempre com muita perspicácia, me guiando a desenvolver a temática que apresentamos. Conte com a “sacana” para o que precisar.

Ao Dr. Leandro Sousa, por compartilhar seu material áudio visual, fotográfico e pela disponibilidade em campo de nos ensinar com a forma mais didática possível, sobre mergulhos e identificação da ictiofauna.

Agradeço ao Dani, o mergulhador profissional que nos acompanhou nas expedições, graças a ele temos as imagens dos mergulhos e tantos peixes para poder seguir com nossas pesquisas.

Agradeço ao Museu Paraense Emilio Goeldi (MPEG), por ser a instituição que me abraçou como discente. Ao programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Evolução (PPGBE) no qual aprendi em demasia, conhecendo ainda mais o mundo científico e pesquisas que estão sendo desenvolvidas, onde foi possível fazer amigos e colegas.

À fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (Fapespa), por meio da qual tive auxílio através da bolsa de estudos. À Fundação de Direitos Difusos (FDD), que financia o projeto “Fauna de Peixes Reofílicos da Amazônia: Patrimônio Natural Ameaçado e Desconhecido” liderado pelo Dr. Akama, que proporciona a realização das expedições e o desenvolvimento das pesquisas dos meus colegas e a minha. Por fim, gostaria de expressar minha sincera gratidão à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por seu apoio contínuo como mantenedora do programa durante a realização desta dissertação. Através do suporte financeiro e das oportunidades de formação oferecidas, a CAPES desempenhou um papel fundamental no meu desenvolvimento acadêmico e no sucesso deste trabalho.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
REFERÊNCIAS	15
1.INTRODUÇÃO	22
2. MATERIAL E MÉTODOS	24
2.1 Área de Estudo	24
2.2 Metodologia de coleta	26
2.3 Censo visual subaquático	28
2.4 Análise de censo visual	33
2.5 Análise de dados	34
3. RESULTADOS	34
4. DISCUSSÃO	43
4.1 Métodos de coleta	43
4.2 Assembleia de Peixes	46
5. CONCLUSÃO	49
6. REFERÊNCIAS	49

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Região da Bacia Hidrográfica Tocantins-Araguaia (-7.761475367029298, -48.03417825498311) e convenções cartográficas. 24
- Figura 2** - Região do Rio Tocantins com destaque nos trechos do Pedral do Lourenço, Ilha do Bogeia, Santa Terezinha do Tauri e UHE de Tucuruí. 26
- Figura 3** – Tarrafas sendo lançadas para captura ativa da ictiofauna. Fonte: Estudo de impacto ambiental: Obras de dragagem e derrocamentos da Via navegável do Rio Tocantins. Volume III, DNIT, 2018. 27
- Figura 4** – Equipe recolhendo a rede de espera no início da manhã. 28
- Figura 5:** Os três mergulhadores coletando um espécime, utilizando lanternas, com câmera para o censo visual e relógios de mergulho. 30
- Figura 6** – (A) Mergulhador utilizando a tarrafa para coleta de peixes; (B) Ferramentas para mergulho na embarcação, compressores, lanternas de cabeça, coletes. 31
- Figura 7** – Pesquisador ajustando os equipamentos para iniciar o mergulho para coleta de peixes. 31
- Figura 8** – Espécimes coletados durante sessão de mergulho, depositados em pequenos tanques para posterior identificação e anestesia. 32
- Figura 9-** Imagens das espécies mais representadas no mergulho; (A) *Ancistrus sp.*; (B) *Baryancistrus longipinnis*; (C) *Parancistrus aurantiacus*; (D) *Peckoltia sp.* 37
- Figura 10-** Exemplos das espécies mais representadas no censo visual; (A) *Parancistrus sp.*; (B) *Acanthicus Hystrix*; (C) *Baryancistrus sp.* (D) *Leporinus sp.* 38
- Figura 11** - Representação da Família Loricariidae para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos. Loricariidae possui maior número de indivíduos em métodos tradicionais e mergulho, porém a riqueza de espécies torna-se maior no censo visual. 38
- Figura 12** – Representação da Família Characidae para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos. Characidae possui maior representação de riqueza e de espécies e abundância de indivíduos no método Tradicional 39
- Figura 13** – Representação da Família Cichlidae para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos, retratando maior abundância em métodos tradicionais. 39

Figura 14 – Representação da Família Anostomidae para as três metodologias apresentando maior abundância em Tradicional e riqueza de espécies. 40

Figura 15: Representação da Ordem Gymnotiformes para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos. Gymnotiformes possui maior abundância no mergulho, e riqueza de espécies em métodos tradicionais, similares ao censo visual. 40

Figura 16: Método UPGMA (método de grupo de pares não ponderados com média aritmética), utilizando coeficiente de Bray-Curtis com dados de abundancia de peixes por três métodos de amostragem (mergulho, censo visual e coleta tradicional com aparelhos de pesca).

41

Figura 17: Diagrama de Venn ilustrando a quantidade e proporção de espécies de peixes amostradas exclusivamente e de forma compartilhada com diferentes métodos de amostragem (mergulho, censo visual, e coleta tradicional com aparelhos de pesca). 41

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Tocantins-Araguaia, que abrange seis unidades federativas do Brasil, é conhecida por sua rica diversidade de peixes e pela presença de várias espécies endêmicas. No sistema de drenagem do Tocantins-Araguaia está previsto um empreendimento para aumentar a navegabilidade da hidrovia e viabilizar o tráfego de embarcações de forma perene. Para tanto, foi realizada uma análise de impacto ambiental avaliando a viabilidade socioambiental do processo. Porém, no tocante à ictiofauna, boa parte das espécies listadas não são efetivamente um retrato da diversidade de peixes que habitam a área, onde muitas espécies que residem não foram catalogadas corretamente. Assim, tornam-se necessárias metodologias efetivas e complementares para avaliar e diagnosticar a comunidade de peixes reofílicos que serão impactados, com risco de negligências a depender do método de amostragem realizado. Este estudo tem como objetivo usar censo visual através de mergulho como ferramenta complementar e para inventários da ictiofauna reofílica no rio Tocantins na região de Marabá, próximo ao conhecido Pedral do Lourenço. Em 2019, ocorreu uma expedição de 10 dias, com média de dois mergulhos ao dia em horários diurnos, que geraram 105 minutos de filmagens, no qual os resultados obtidos foram 5583 exemplares na campanha de 2017/2018 pelo Estudo de impacto ambiental, 636 exemplares coletados durante mergulho e 143 registros individuais de peixes com uso de censo visual em 2019. Os métodos tradicionais capturaram uma diversidade significativa de espécies (59,3%), mas o mergulho e o censo visual complementaram essas informações, capturando espécies exclusivas e compartilhadas. Os Characiformes foram principalmente amostrados por métodos tradicionais (97,31%), enquanto o mergulho (13,52%) e o censo visual (9,79%). Os Siluriformes também apresentaram diferenças na captura de espécimes, com o mergulho e o censo visual desempenhando papéis importantes. A combinação desses métodos aumenta a eficiência na detecção da diversidade de peixes em corredeiras. A similaridade entre o mergulho e o censo visual destaca sua complementaridade, conforme evidenciado pela análise de agrupamento.

Palavras-chave: Tocantins; Conservação; Reofílicos; Ictiofauna; Mergulho;

ABSTRACT

The Tocantins-Araguaia River Basin encompasses six Brazilian states and holds a rich ichthyofaunal diversity with high endemism. A project is planned to improve navigability of the waterway and enable year-round vessel traffic within the Tocantins-Araguaia drainage system. An environmental impact analysis was conducted to assess the socio-environmental feasibility of the process. However, concerning the ichthyofauna, many of the listed species do not effectively represent the diversity of fishes inhabiting the area, as numerous resident species have not been accurately cataloged. Therefore, effective and complementary methodologies are necessary to evaluate and diagnose the impacted rheophilic fish community, with the risk of neglect depending on the sampling method employed. This study aims to use visual census through diving as a complementary tool for inventorying rheophilic ichthyofauna in the Tocantins River in the Marabá region, near the well-known Pedral do Lourenço. In 2019, a 10-day expedition was conducted, averaging two dives per day during daylight hours, resulting in 105 minutes of footage. The results obtained were 5583 specimens from the 2017/2018 campaign by the Environmental Impact Study, 636 specimens collected during diving, and 143 individual fish records using visual census in 2019. The traditional methods captured a significant diversity of species (59.3%), but diving and visual census complemented this information by capturing exclusive and shared species. Characiformes were predominantly sampled through traditional methods (97.31%), while diving accounted for 13.52% and visual census for 9.79%. Siluriformes also exhibited differences in specimen capture, with diving and visual census playing important roles. The combination of these methods enhances efficiency in detecting fish diversity in rapids. The similarity between diving and visual census highlights their complementarity, as evidenced by the cluster analysis.

Keywords: Tocantins; Conservation; Rheophilic; Ichthyofauna; Diving;

INTRODUÇÃO GERAL

Caracterização da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins- Araguaia (BHTA)

A Bacia Hidrográfica do Tocantins-Araguaia (BHTA) se encontra em uma área de 921.921 km² (10,8% do território nacional) e contempla as seguintes unidades federativas: Goiás, Tocantins, Pará, Maranhão, Mato Grosso e Distrito Federal (ARAGÃO, 2014), sendo assim, a quarta maior bacia situada completamente em solo brasileiro (GOULDING et al., 2003; AKAMA, 2017). A área da bacia está localizada entre os paralelos 4° 2 18° Sul e entre os meridianos 46° e 55° Oeste. Sua configuração é alongada, com sentido Sul-Norte, seguindo a direção predominante dos cursos d'água principais, os rios Tocantins e o Araguaia (GOMES, 2018).

O rio Tocantins é formado pelos rios das Almas e Maranhão, nascendo no Escudo Brasileiro e fluindo em direção ao Norte, da sua nascente, no Planalto de Goiás, este rio percorre cerca de 2.400 km (PEIXOTO, 2001). Iremos seguir com a divisão do rio Tocantins proposta por Dagosta e Pinna (2019), dividindo em três trechos: baixo Tocantins (a jusante de Imperatriz, estado do Maranhão e Itaguatins, estado do Tocantins), médio Tocantins segmento localizado entre a cachoeira do Lajeado, no estado do Tocantins, e a cachoeira do Itaboca, no estado do Pará. Possui aproximadamente 980 quilômetros de extensão e 150 metros de desnível. Alto Tocantins (a montante de Imperatriz e Itaguatins), nesse setor o rio corre encaixado sobre embasamento cristalino composto por rochas pré-cambrianas e sedimentos paleozóicos da Bacia do Paraná (AQUINO, 2009).

Em termos de geração de energia, tem potencial hidrelétrico de 27.033 MW, considerando somente o rio Tocantins (ANEEL, 2016). A BHTA é uma área de grande relevância para o país e atualmente a região apresenta um grande potencial hídrico que atende as mais diversas atividades, como a irrigação, o abastecimento público, produção de energia, mineração e a indústria (GOMES, 2018).

Impactos ambientais e o estado atual de conservação do rio Tocantins

Desde a conclusão e subsequente operação da Hidrelétrica de Tucuruí em 1984, o rio Tocantins passou por drásticas mudanças hidrológicas, ecológicas e geomorfológicas (FEARNSIDE, 2015). Mudanças nas assembleias locais de peixes dentro do reservatório já

foram observadas, incluindo uma redução relatada de 20% na diversidade de espécies desde 1984 (SANTOS ET AL., 1984; SANTOS, ET AL.,2004).

No sistema de drenagem do Tocantins-Araguaia, no Baixo Tocantins funciona a Hidrovia do Tocantins, um empreendimento para aumentar a disponibilidade de navegação e viabilizar o tráfego de embarcações, sob responsabilidade do Departamento Nacional de Infraestrutura e Transportes (DNIT). O projeto é qualificado no Programa de Parceria de Investimento (PPI) , no termo do Decreto Federal nº 9.972 de 14 de agosto de 2019.

No Plano Nacional de Integração Hidroviária, a utilização da hidrovia Tocantins-Araguaia é justificada em função do grande potencial representado pela sua extensão e posição geográfica para o escoamento da produção de grãos e minérios, e da existência de longos trechos para navegação, sendo necessário vencer alguns obstáculos, como a conclusão de eclusas e colocados como “impedimentos ambientais” as corredeiras nesta bacia (DNIT,2018). As corredeiras e cachoeiras são os habitats mais comuns ao longo do curso superior, sendo essas também encontradas de maneira esparsa do curso médio ao inferior (MORIM, 2010).

Segundo o DNIT (2018), a obra no trecho conhecido como Pedral do Lourenço, localizado em Marabá- PA, é considerada a alternativa mais adequada, estando prevista, para o atendimento dos requisitos de produtividade e prazo, a derrocagem com utilização de explosivos industriais, associada ao uso de escavadeiras hidráulicas de grande porte para remoção e carregamento das rochas e sedimentos.

Do mesmo modo, ocorre a técnica de dragagem de aprofundamento, que consiste na limpeza, remoção e desobstrução de material no fundo dos rios (MARINHA DO BRASIL,1998). Bruzaca e Sousa (2015) e Tonezer et al. (2016) afirmam que os projetos de desenvolvimento brasileiro têm representado uma política voltada para a satisfação do mercado externo, preponderando um cenário de dominação e exclusão da população local. Algo que gera impasses entre desenvolvimento e conservação, pautados em progressos, mas que afetam a qualidade de vida e com resultados divergentes das propostas (LIMA, 2020).

Os benefícios atestados para o processo de melhor navegação são voltados para expansão agrícola, cultivo de grãos e aumento da competitividade dos produtos nos mercados internacionais (DNIT, 2019). Há, também, como forma de incentivo e justificativas para a expansão, o turismo e lazer, com o planejamento da construção de estação Hidroviária para atracagem de pequenas embarcações.

A construção de reservatórios por ações antrópicas, como barragens, pode resultar na redução da heterogeneidade em ambientes fluviais. Os impactos negativos desses represamentos podem causar mudanças na estrutura das assembleias de peixes e suas consequências variam de acordo com a diversidade e complexidade dos rios (PELLICICE ET AL., 2015; AGOSTINHO ET AL., 2008). Essas alterações não afetam todas as espécies de peixes da mesma maneira. Enquanto algumas espécies conseguem prosperar nos reservatórios formados por barragens, outras sofrem impactos severos (FLECKER, 1996; HOEINGHAUS, 2009).

É importante estudar esses impactos caso a caso, devido à alta variabilidade da biota fluvial e à complexidade ambiental das corredeiras, como observado nos afloramentos do Pedral do Lourenço (PELLICICE ET AL., 2015; AGOSTINHO ET AL., 2008). A diversidade espacial e variáveis hidrológicas, como águas rápidas e turbulentas, são fatores determinantes para o estabelecimento das espécies e podem ser fatores de dificuldades para o conhecimento da biodiversidade aquática (LUJAN E CONWAY, 2015; GONÇALVES ET AL., 2009).

As assembleias de peixes por exemplo, são resultado de uma longa história evolutiva de coadaptação que envolve a partilha de recursos e composição específica do ambiente, em relação a fatores químicos e físicos que impedem algumas espécies de tolerarem situações extremas (ALLAN E CASTILLO, 2021). Nesse contexto, ressaltamos as corredeiras e cachoeiras como ambientes que apresentam características ambientais diferenciadas da maior parte do curso dos rios nos quais estão inseridas, fazendo com que espécies de peixes que habitam esses ambientes apresentem peculiaridades ecológicas, com especializações morfológicas e comportamentais relacionadas à vida em ambientes estruturalmente complexos e sob águas rápidas e turbulentas (ZUANON, 1999; LUJAN E CONWAY, 2015) que podem assim, atuar como barreiras de dispersão e servir como promotoras de altas taxas de endemismo (DE SOUZA, 2015).

Um importante filtro ambiental em corredeiras é a velocidade da corrente. Peixes com diferentes características morfológicas e fisiológicas têm diferentes capacidades de natação e resistência à correnteza. Espécies adaptadas a ambientes de alta velocidade são capazes de se manter em locais com forte fluxo de água, enquanto outras espécies são restritas a áreas de menor velocidade (HELFMAN, 2007). Outro filtro ambiental é a disponibilidade de abrigo. Corredeiras oferecem uma variedade de micro-habitat, como rochas, troncos submersos e vegetação aquática densa, que podem servir como refúgio para peixes. Espécies que

necessitam de abrigo ou têm comportamentos específicos de busca por abrigo serão limitadas às áreas com essas características (SANTOS,2016).

Conhecimento da ictiofauna da BHTA e a importância de sua correta caracterização com vistas à conservação das espécies de peixes – O uso de técnicas de mergulho para o inventário de corredeiras.

Pela especificidade ictiofaunística da região, além de impactos ambientais causados pela construção de megaprojetos de infraestrutura como as Usinas Hidrelétricas, algumas espécies como *Hypancistrus zebra*, ligada ao rio Xingu, sofrem com a exploração desordenada pela pesca ornamental (GONÇALVES, 2020; SOUSA ET AL. 2021). Segundo Silva Coelho (2020), no rio Tocantins-Araguaia temos na família Loricariidae diversas espécies que sofrem com ação antrópica e estão ameaçadas, citando alguns exemplos como *Ancistrus minutus*, *Baryancistrus longipinnis*, *Baryancistrus niveatus* e *Scobinancistrus pariolispos*.

Para preservar a biodiversidade aquática, é essencial manter um fluxo constante de água, que proporcione habitats adequados e influencie processos ecológicos essenciais, como a dinâmica geomorfológica (FITZGERALD, 2018). A descoberta de 24 novas espécies endêmicas na bacia do Tocantins-Araguaia nos últimos 14 anos, em linha com estudos prévios que apontaram um alto nível de endemismo acima de 40% (AKAMA, 2017; HALES & PETRY, 2013), destaca a importância da preservação desse ecossistema. No entanto, as obras de dragagem e derrocagem no Rio Tocantins levantaram preocupações em relação ao impacto ambiental. Uma análise de impacto foi realizada para avaliar a viabilidade do empreendimento proposto, considerando o potencial efeito negativo sobre a biodiversidade e as espécies presentes na região. Um parecer técnico emitido pelo Pesquisador Alberto Akama, vinculado ao MPEG, revelou que boa parte das espécies listadas não são efetivamente da área e as que residem não foram catalogadas corretamente, ressaltando a importância de uma avaliação precisa e criteriosa dos impactos ambientais (Processo 02001.000809/2013-80 – Derrocamento do Pedral do Lourenço, rio Tocantins).

A adequada avaliação dos impactos ambientais decorrentes da derrocagem, como as explosões que causam hemorragias e morte imediata nos peixes, requer metodologias complementares para um estudo mais abrangente (GODARD, 2010; GOVONI ET AL., 2008). Os levantamentos realizados pelo empreendedor são insuficientes e ineficientes para avaliar o impacto sobre a fauna de peixes, e há divergências em relação ao número de espécies presentes na região. Nesse contexto, o uso de vídeos para censos subaquáticos tem se

mostrado uma ferramenta crescente e promissora, permitindo a identificação e mensuração da biodiversidade de forma não destrutiva, além de proporcionar registros acessíveis e analisáveis a qualquer momento. Essa abordagem complementar, como a do censo visual, possui vantagens, como o custo-benefício e a facilidade logística, e permitirá observar as espécies residentes e estimar o impacto futuro da hidrovia. No entanto, é importante considerar as limitações, como a dependência de condições favoráveis de visibilidade. Com a expansão da Hidrovia do Rio Tocantins em curso, torna-se indispensável realização deste estudo pioneiro, que quantifique e qualifique os peixes inventariados, fornecendo parâmetros para futuros estudos de impacto ambiental, conservação de espécies ameaçadas e proposição de medidas mitigadoras. A utilização de metodologias complementares, como os vídeos subaquáticos, se mostra uma opção promissora para a amostragem da ictiofauna em ambientes reoflúvios no rio Tocantins, visando melhores resultados e a conservação desses ecossistemas (OLIVEIRA MELO, 2018; CAPPO ET AL., 2006; COGHLAN ET AL., 2017; STOBART ET AL., 2007).

REFERÊNCIAS

- AKAMA, Alberto. Impacts of the hydroelectric power generation over the fish fauna of the Tocantins River, Brazil: Marabá dam, the final blow. *Oecologia Australis*, v. 21, n. 3, 2017.
- ALBERT, James; REIS, Roberto. *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater. University of California Press*. Los Angeles, California. 2011.
- ALLAN, J. David; CASTILLO, María M.; CAPPS, Krista A. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Springer Nature, 2021.
- ANA. **Agência nacional de Águas**. 2009. Plano Estratégico de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins e Araguaia. Brasília: MMA
- ANEEL, **Agência Nacional de Energia Elétrica**. Potencial Hidrelétrico Brasileiro por Bacia hidrográfica, 2016. Disponível em: www.aneel.gov.br. Acessado em: 15 de março de 2022.
- AQUINO, Sâmia; STEVAUX, José Cândido; LATRUBESSE, Edgardo Manuel. Regime hidrológico e aspectos do comportamento morfohidráulico do rio Araguaia. **Revista brasileira de geomorfologia**, v. 6, n. 2, 2005.

ARAGÃO, Joaquim José Guilherme et al. O esgotamento do modelo rodoviário e o papel potencial das hidrovias: Hidrovia Araguaia Tocantins. **XXVIII ANPETCONGRESSO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTE**, Curitiba, 2014.

BRUZACA, Ruan Didier; SOUSA, Mônica Teresa Costa. Conflitos socioambientais no contexto desenvolvimentista da Amazônia brasileira: proteção de direitos de comunidades quilombolas no Maranhão frente à duplicação da Estrada de Ferro Carajás. **Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 24, p. 147-173, 2015. CAMARGO, M.; GHILARDI, R. Jr.(Ed). Entre a terra, as águas, e os pescadores do médio Rio Xingu: Uma abordagem ecológica. Belém. p.235-264, 2009.

CAPPO, M., Harvey, E. S., Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited videotechniques – an overview. In ‘Cutting-Edge Technologies in Fish and Fisheries Science, **Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings**’, 28–29 August 2006, Hobart, Tas., Australia. (Eds J. M. Lyle, D. M. Furlani, and C. D. Buxton.) Vol. 1, pp. 101–114.

COGHLAN, A.R., McLean, D.L., Harvey, E.S., Langlois, T.J. (2017). Does fish behaviour bias abundance and length information collected by baited underwater video? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. Vol. 497: 143-151.

DAGOSTA, Fernando CP; DE PINNA, Mário. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 2019, n. 431, p. 1-163, 2019.

DE OLIVEIRA MELO, Nathalia. 2018. Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o estudo da assembleia de peixes em um riacho de altitude. Federal de São João Del-Rei.

DE SOUZA, F.; KLEPKA, V.; ABREU, J. A. S. de; DELMÔNICO, V. L. V. INFLUÊNCIA DE BARREIRAS BIOGEOGRÁFICAS NA DISTRIBUIÇÃO DA ICTIOFAUNA. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 72–130, 2015. Disponível em <https://revista2.grupointegrado.br/revista/index.php/sabios/article/view/1575>. Acesso em: 20 fev. 2023.

Departamento Nacional de Infra-Estrutura de Transportes - DNIT, 2018.

Departamento Nacional de Infra-Estrutura de Transportes - DNIT, 2019.

FEARNSIDE, Philip M. Impactos ambientais da barragem de Tucuruí: lições ainda não aprendidas para o desenvolvimento hidrelétrico na Amazônia. **Hidrelétricas na Amazônia:**

impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. Manaus: Editora INPA, p. 53-72, 2015.

FITZGERALD, Daniel B. et al. Diversidade e estrutura das comunidades de peixes que habitam as corredeiras do Rio Xingu: implicações para a conservação diante do desenvolvimento de uma hidrelétrica de grande escala. 2018.

FLECKER, Alexander S. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1845-1854, 1996.

GODARD, Danielle R. **Pathological examination of fish exposed to explosive based instantaneous pressure change**. 2010. Dissertação de Mestrado.

GOMES, Evanice Pinheiro et al. Avaliação da Degradação Hídrica na Bacia Hidrográfica Tocantins Araguaia. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 41, n. 3, p. 503-513, 2018

GONÇALVES, A. P. et al. A pesca de peixes ornamentais. **Entre a terra, as águas e os pescadores do médio rio Xingu: uma abordagem ecológica. Belém, Pará**, p. 235-64, 2009.

GOULDING, Michael; BARTHEM, Ronaldo; FERREIRA, Efreim Jorge Gondim. The Smithsonian atlas of the Amazon. 2003.

GOVONI, John J. et al. Effects of underwater explosions on larval fish: implications for a coastal engineering project. **Journal of Coastal Research**, n. 24 (10024), p. 228-233, 2008. Disponível em: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2112/05-0518.1>

HALES, Jennifer; PETRY, Paulo. 320: Tapajos-Juruena. **Freshwater Ecoregions of the World**, p. 29-42, 2013.

HELFMAN, Gene S. **Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources**. Island Press, 2007.

HOEINGHAUS, David J. et al. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. **Conservation Biology**, v. 23, n. 5, p. 1222-1231, 2009.

LIMA, Adila Maria Taveira de. Hidrelétricas no rio Tocantins e efeitos pós-barragem: compensação, desenvolvimento e governança local. 2020. 206f. Tese (Doutorado em Ciências do Ambiente) – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Palmas, 2020.

LUJAN, Nathan K.; CONWAY, Kevin W. Life in the fast lane: a review of rheophily in freshwater fishes. **Extremophile fishes: ecology, evolution, and physiology of Teleosts in extreme environments**, p. 107-136, 2015.

MARINHA DO BRASIL. NORMAM-11/DPC. Portaria Nº 27, de 12 de maio de 1998. Disponível em: https://www.dpc.mar.mil.br/normam/N_01/normam01.pdf

MÉRONA, Bernard de et al. Os peixes e a pesca no baixo rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí. 2010.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. CADERNO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO TOCANTINS-ARAGUAIA, **Secretaria de Recursos Hídricos**. Brasília: MMA, 132 p. 2006

PEIXOTO, R. H. P. B. Sobre a Qualidade da Água do Rio Tocantins a Jusante da Usina Hidrelétrica Serra da Mesa (GO). Dissertação de Mestrado. UFPB, 2001

PELICICE, Fernando M.; POMPEU, Paulo S.; AGOSTINHO, Angelo A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 4, p. 697-715, 2015.

REIS, R. E. Conserving the freshwater fishes of South America. **International Zoo Yearbook**, v. 47, n. 1, p. 65–70, 2013.

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 12–47, 2016.

SANTOS, Geraldo Mendes dos et al. Peixes do baixo rio Tocantins. 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. 2004.

SANTOS, GM Dos; JÉGU, M. B. De Mérona, 1984. Catálogo dos Peixes Comerciais do baixo Tocantins. 83p. **Eletronorte/INPA**, Brasília, 1984.

SANTOS, Maria da Conceição Alves dos. Ecologia trófica de quatro espécies de peixes dominantes na área do reservatório da usina hidrelétrica de Balbina, Amazonas, Brasil. 2016.

SILVA COELHO, L. O. da; ALVES, F. dos S.; LIMA, T. B.; NASCIMENTO, L.; FERNANDES, R. T. V.; OLIVEIRA, J. F. de. A FAUNA DE PEIXES DO RIO TOCANTINS, BACIA ARAGUAIA-TOCANTINS: COMPOSIÇÃO, CONSERVAÇÃO E DIVERSIDADE. **Acta Tecnológica**, [S. l.], v. 15, n. 1, p. 57–80, 2021. DOI: 10.35818/acta.v15i1.897. Disponível em:

<https://periodicos.ifma.edu.br/actatecnologica/article/view/897>. Acesso em: 20 fev. 2023

SOUSA, Leandro & Lucanus, Oliver & Arroyo, Pablo & Kalacska, Margaret. (2021). Conservation and trade of the endangered *Hypancistrus zebra* (Siluriformes, Loricariidae), the most trafficked Brazilian fish. **Global Ecology and Conservation**. 27. e01570. 10.1016/j.gecco.2021.e01570.

TONEZER, C.; LAJES, M.L.S.; PANIGALLI, D.; BIGATON, I.C. O Estado, o mercado e as usinas hidrelétricas na região do Oeste Catarinense. **Revista Grifos**. n. 41. 2016.

ZUANON, Jansen Alfredo Sampaio. História natural da ictiofauna de corredeiras do rio Xingu, na região de Altamira, Pará. 1999.

Capítulo 1 - A relevância de metodologias complementares para inventários ictiofaunísticos

RESUMO

A região Neotropical se destaca por possuir a maior biodiversidade do mundo e uma grande riqueza ictiofaunística descrita para a região. Em função dessa enorme diversidade, torna-se importante inventariar bacias hidrográficas, visto que a caracterização da ictiofauna possui grande potencial e torna eficaz para avaliar a influência dos impactos ambientais antrópicos no ecossistema. Na bacia dos rios Tocantins-Araguaia está previsto um empreendimento para aumentar a navegabilidade (Hidrovia Tocantins-Araguaia), e assim viabilizar o tráfego de embarcações durante o ano todo. Com base nisso, foi realizada uma análise de impacto ambiental com métodos tradicionais incluindo técnicas como redes de arrasto, redes de emalhar, redes de espera, entre outros para avaliar a viabilidade do processo. Porém, quanto ao que se refere à ictiofauna, boa parte das espécies listadas não são efetivamente um retrato da diversidade de peixes da área, onde muitas espécies que residem não foram catalogadas corretamente. São necessárias metodologias efetivas e complementares para avaliar a comunidade de peixes reofílicos, evitando riscos de negligências decorrentes do método de amostragem utilizado. Este estudo tem como objetivo avaliar o uso de censo visual e mergulho como ferramentas complementares para inventários da ictiofauna reofílica no rio Tocantins. Em 2019, ocorreu uma expedição de 10 dias, com média de dois mergulhos ao dia em horários diurnos, que geraram 105 minutos de filmagens, no qual os resultados obtidos foram 5583 exemplares na campanha de 2017/2018 pelo Estudo de impacto ambiental, 636 exemplares coletados durante mergulho e 143 registros individuais de peixes com uso de censo visual em 2019. Os métodos tradicionais capturaram uma diversidade significativa de espécies (59,3%), mas o mergulho e o censo visual complementaram essas informações, capturando espécies exclusivas e compartilhadas. Os Characiformes foram principalmente amostrados por métodos tradicionais (97,31%), enquanto o mergulho (13,52%) e o censo visual (9,79%). Os Siluriformes também apresentaram diferenças na captura de espécimes, com o mergulho e o censo visual desempenhando papéis importantes. A combinação desses métodos aumenta a eficiência na detecção da diversidade de peixes em corredeiras. A similaridade entre o mergulho e o censo visual destaca sua complementaridade, conforme evidenciado pela análise de agrupamento.

Palavras-chave: Conservação; Peixes; Tocantins; Mergulho; Censo visual;

ABSTRACT

The Neotropical region stands out for having the world's greatest biodiversity and a significant richness of ichthyofauna described for the region. Due to this enormous diversity, it is important to inventory river basins, as the characterization of the ichthyofauna has great potential and is effective in assessing the influence of anthropogenic environmental impacts on the ecosystem. In the Tocantins-Araguaia River basin, there is a planned project to increase navigability (Tocantins-Araguaia Waterway) and enable year-round vessel traffic. Based on this, an environmental impact analysis was conducted using traditional methods, including techniques such as trawling nets, gillnets, and seine nets, to evaluate the feasibility of the project. However, regarding the ichthyofauna, many of the listed species do not effectively represent the fish diversity in the area, as many resident species have not been properly cataloged. Effective and complementary methodologies are necessary to assess the reophilic fish community, avoiding risks of negligence depending on the sampling method used. This study aims to evaluate the use of visual census and diving as complementary tools for inventories of reophilic ichthyofauna in the Tocantins River. In 2019, a 10-day expedition was conducted with an average of two dives per day during daylight hours, resulting in 105 minutes of footage. The results obtained included 5,583 specimens from the 2017/2018 campaign conducted during the environmental impact study, 636 specimens collected during diving, and 143 individual fish records using visual census in 2019. Traditional methods captured a significant diversity of species (59.3%), but diving and visual census complemented this information by capturing exclusive and shared species. Characiformes were predominantly sampled using traditional methods (97.31%), while diving accounted for 13.52% and visual census for 9.79%. Siluriformes also showed differences in specimen capture, with diving and visual census playing important roles. The combination of these methods enhances efficiency in detecting fish diversity in rapids. The similarity between diving and visual census highlights their complementarity, as evidenced by cluster analysis.

Key words: Conservation; Fishes; Tocantins; Diving; Visual Census;

1. INTRODUÇÃO

A região Neotropical se destaca por possuir a maior biodiversidade do mundo, fonte também da maior ictiofauna dulcícola (LÉVÊQUE ET AL. 2008; ANTONELLI ET AL. 2018; DAGOSTA E PINNA, 2019). As comunidades de peixes Neotropicais são bastante heterogêneas e compostas por elevada diversidade de espécies (ALBERT ET AL., 2020,). Para que tais assembleias existam, a disponibilidade de micro-habitats e alimentos específicos é determinante para a sobrevivência das populações de peixes (AGOSTINHO ET AL., 2008; STEIN ET AL., 2014).

Dentre as bacias da região Neotropical, a bacia Amazônica apresenta a maior riqueza ictiofaunística, com pelo menos 2.716 espécies válidas, distribuídas em 529 gêneros, 60 famílias e 18 ordens, representando a maior diversidade ictíca de água doce do mundo (DAGOSTA E PINNA, 2019). Com esta diversidade, torna-se importante inventariar bacias hidrográficas, visto que a caracterização da ictiofauna é uma estratégia eficaz e abrangente para avaliar a influência dos impactos ambientais antrópicos no ecossistema. (SILVA ET AL., 2019) e a perda de biodiversidade em ambientes aquáticos é mais rápida que em ambientes terrestres (AGOSTINHO ET AL., 2005; GEIST, 2011). Nesse cenário, um dos ambientes menos conhecidos devido à dificuldade de acesso são as corredeiras dos rios de grande porte, em especial os rios Amazônicos. Essas regiões são alvo de atividades recorrentes no Brasil, como a construção de barragens para geração de energia hidrelétrica (MOL ET AL., 2007; SANTOS ET AL., 2017). No entanto, é importante destacar que essas construções nem sempre levam em consideração as problemáticas ambientais para a biota de água doce (LEES, 2016). A obtenção da vasta capacidade de energia renovável explorando bacias hidrográficas pode impactar negativamente a diversidade e os ecossistemas desses rios.

Atualmente, a implementação da Hidrovia Tocantins-Araguaia está inserida nesse contexto. Esse empreendimento tem como objetivo aumentar a disponibilidade de navegação e viabilizar o tráfego de embarcações em uma região geograficamente importante, reconhecida como uma ecorregião de água doce da Amazônia. Essa região é considerada a maior bacia hidrográfica totalmente brasileira, com alto nível de endemismo, semelhante a alguns afluentes da bacia do rio Amazonas (ABELL ET AL. 2008; ALBERT E REIS, 2011; DAGOSTA E PINNA, 2017). No entanto, é importante destacar que a construção dessa hidrovia pode acarretar a perda de variedade de habitats, o

que afeta diretamente a diversidade de espécies de peixes que possuem uma forte relação com o ambiente em que vivem. Estudos apontam que a alteração do ambiente pode ter impactos significativos na comunidade de peixes e na sua biodiversidade (STEIN ET AL., 2014; CASATTI ET AL., 2012). Portanto, é fundamental considerar os possíveis efeitos negativos da implementação da Hidrovia Tocantins-Araguaia na conservação da biodiversidade aquática da região.

Metodologias não invasivas têm sido cada vez mais utilizadas para a conservação das assembleias de peixes. Uma abordagem em crescimento é o uso de vídeos em censos subaquáticos, que permite a realização de inventários ictiofaunísticos, estimativas de diversidade e abundância, avaliação de áreas de proteção ambiental e análise de padrões de atividade. Essa abordagem traz a vantagem de permitir registros detalhados e a possibilidade de análises futuras, sem perda de informações e imagens. Estudos recentes destacam o potencial dessas metodologias não invasivas na obtenção de dados precisos sobre as populações de peixes e na contribuição para a conservação desses ecossistemas aquáticos (CAPPO ET AL., 2006; COGHLAN ET AL., 2017; BROOKS ET AL., 2011; HARVEY ET AL., 2012; LANGLOIS ET AL., 2006; STOBART ET AL., 2007).

O uso do censo visual consiste em uma ferramenta de estudos para coletas de dados durante o mergulho, anotações de comportamento, interações e contagem de espécies (BROCK, 1954). Alguns fatores podem ser limitantes para a técnica mesmo que seja amplamente utilizada, como a dependência de condições visuais, por este motivo boa parte dos estudos estão associados a ambientes marinhos propícios (THOMPSON E MAPSTONE, 1997; MACNEIL ET AL., 2008; IRIGOYEN ET AL. 2013, PAIS E CABRAL, 2017).

Inventários possuem menor produção por censo visual subaquático em águas continentais, provavelmente pela sedimentação nesses ambientes e a limitações da transparência da água (MELO, 2018); entretanto, a proposta dessa metodologia ocorre onde a transparência é alta o suficiente de modo a permitir abordagens como estimativas de abundância (ENSING ET AL., 1995), estudo de espécies ameaçadas (JORDAN ET AL. 2008), metodologias não invasivas ao invés de metodologias tradicionais (MULLNER E HUBERT, 1998).

As corredeiras dos rios de grande porte, como os rios Amazônicos, são ambientes de difícil acesso e caracterizados por sua dinâmica e complexidade. Essas áreas abrigam uma

diversidade única de espécies de peixes, muitas das quais possuem adaptações específicas para viver nesse tipo de ambiente. A metodologia de censo visual, proporciona uma maneira auxiliar na amostragem da ictiofauna, podendo ser empregada no manejo e monitoramento (RUSS E ALCALA, 1995; ROSA ET AL.,1997). Muitos estudos relacionam o uso deste método ambientes frágeis e hiperdiversos, como recifes de corais (ALVES-BEZERRA, 2022; PIVETTA E COMIN, 2012; BROTTTO E ZALMON, 2005; FERREIRA ET AL. 1995), então podemos associar pela singularidade da composição e estrutura das comunidades de peixes reofílicos, a utilização desse método em ambientes de corredeiras como primordial nos estudos de conservação.

O presente estudo tem por objetivo avaliar como a utilização do censo visual se revela ferramenta complementar de amostragem para inventários na ictiofauna reofílica no rio Tocantins. Nesse sentido, visa apresentar a diversidade de ictiofauna reofílica em métodos de coleta como mergulho e censo visual sendo complementares aos métodos tradicionais, e enfatizar a importância de tais metodologias em estudos ictiofaunísticos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

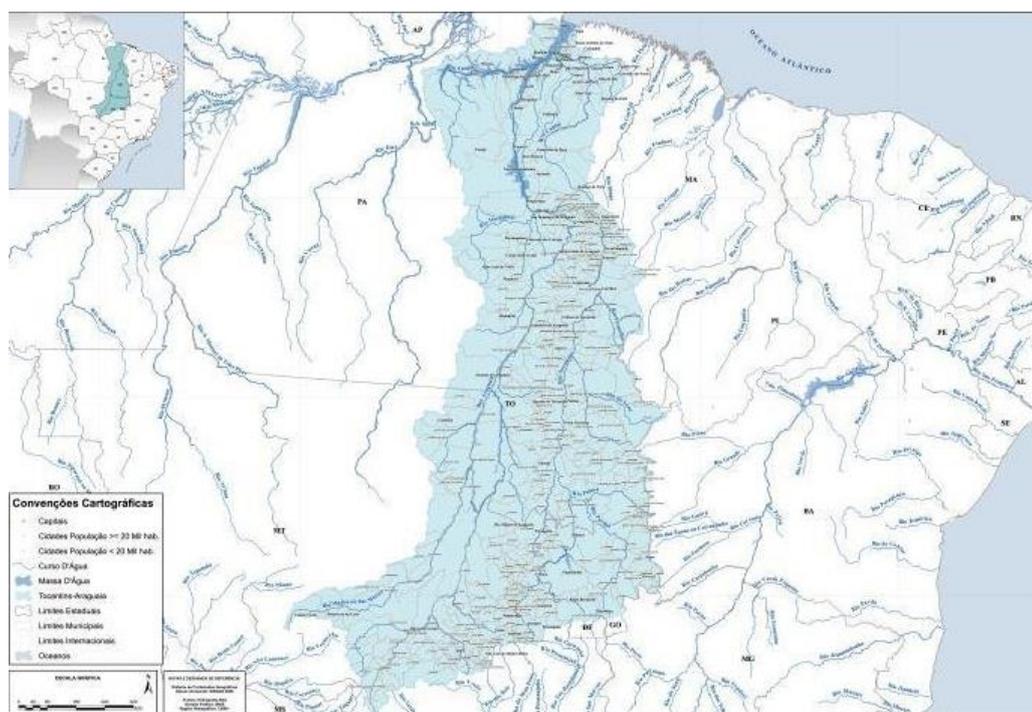


Figura 3 - Região da Bacia Hidrográfica Tocantins-Araguaia (-7.761475367029298, -48.03417825498311) e convenções cartográficas.

Fonte: Agência Nacional das águas – ANA.

A bacia do Tocantins-Araguaia (Figura 1) inclui parte dos estados do Maranhão (3,8%), Tocantins (34,2%), Pará (20,8%), Goiás (26,8%), Mato Grosso (14,3%), além do Distrito Federal (0,1%). Essa área corresponde a aproximadamente 10,8% do território brasileiro (MMA, 2006). A bacia possui clima do tipo quente úmido (IBGE) e a estação chuvosa começa em novembro-dezembro no Sul da bacia, com precipitações mensais médias atingindo 300 mm (MORIM, 2010). Nos meses mais secos (junho, julho, agosto), a média mensal de chuvas oscila entre 1mm e 50mm. As temperaturas são elevadas, com máxima de 33°C, à medida que a altitude se eleva, a temperatura varia de 22°C a 17°C (IBGE).

O Rio Tocantins, próximo à confluência com o rio Araguaia passa pela bacia sedimentar do Meio Norte, uma formação bastante recente que, na época de chuva e cheia, contribui com muito sedimento para o baixo Rio Tocantins (SANTOS, 1982). A área que visa ser trabalhada possui três trechos: o primeiro de Marabá ao município de Itupiranga, com 52 km de extensão, onde há bancos de areia que dificultam a navegação no período de estiagem; o segundo, de Santa Teresinha do Tauri a Ilha do Bogéa, com 35 km de afloramentos rochosos e corredeiras, conhecido como Pedral do Lourenço; e o terceiro, de Tucuruí a Baião com 125 km, onde há sete bancos de areia que também dificultam a navegação em períodos de estiagem, em função da profundidade e movimentação dos bancos, totalizando 212 km de extensão.

Juntamente com o Rio Araguaia, que corre paralelamente e tem uma bacia aproximadamente de mesma magnitude, o rio Tocantins abrange uma área de 803.250km² (SANTOS, 2004). O rio nasce na serra dos Caiapós, na divisa dos Estados de Goiás e Mato Grosso (AQUINO, 2005). Segundo Latrubesse e Stevaux (2002), o rio Araguaia é dividido em três segmentos: alto, médio e baixo. Quanto ao clima, as condições que predominam na bacia Araguaia são de natureza continental tropical, devido à sua posição continental, não sofre o efeito direto da confluência intertropical (AQUINO, 2005). Possuindo duas estações bem definidas, a chuvosa e a seca, com os mais chuvosos sendo os meses de outubro a abril e os mais secos de julho a agosto.

A área do Pedral do Lourenço é um trecho de 35 km entre Santa Terezinha do Tauri, no município de Itupiranga e a Ilha da Bogéa, no km 350. Apresenta formações rochosas e com cânion subaquático estreito, cerca de 10 a 20 metros de largura e com profundidade de

mais de 40 metros, ao longo de sua extensão encontra-se a presença e diferentes ambientes como corredeiras e quedas d'água, criando turbilhões de grande escala e intensidade.

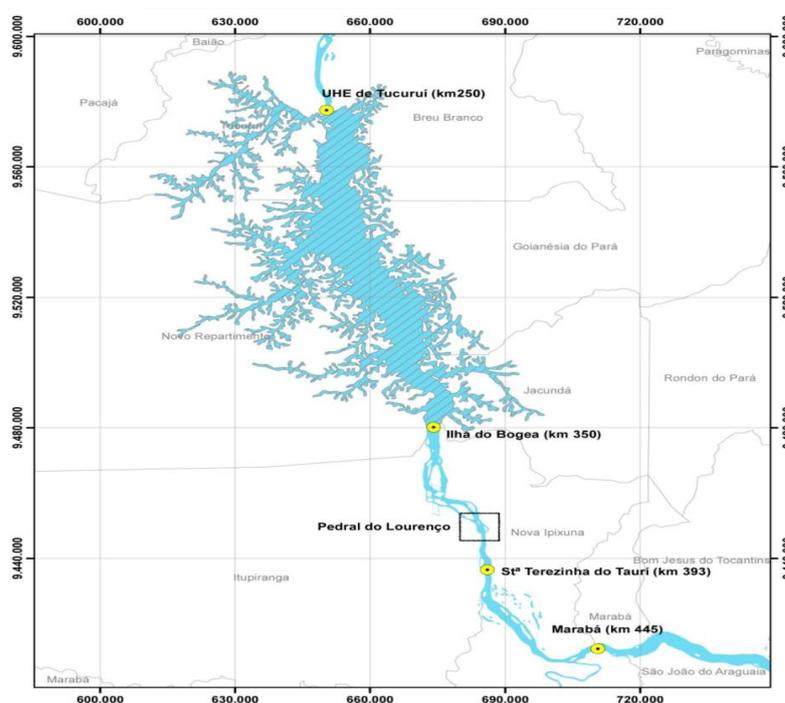


Figura 4 - Região do Rio Tocantins com destaque nos trechos do Pedral do Lourenço, Ilha do Boguea, Santa Terezinha do Tauri e UHE de Tucuruí.

Fonte: DNIT.

2.2 Metodologia de coleta

Os métodos de captura do EIA/RIMA -Obras de dragagem e derrocamento da via navegável no Rio Tocantins (2018) para os organismos, se basearam em períodos de cheia e seca com busca ativa (como rede de arrastos, peneiras e tarrafas) e passiva, redes de emalhe/espera e espinhel, varas com molinete e anzóis, com iscas pedaços de peixes, frutas e iscas vivas. (DNIT, 2018).

Foram realizados cinco arrastos de cada tamanho nas praias marginais em diferentes pontos de coleta. A rede de arrasto pequena tem dimensões de 10 metros de comprimento por 1 metro de altura, com malha de 3 mm, totalizando uma área de 10 m² por lance. A rede de arrasto grande possui dimensões de 40 metros de comprimento por 2 metros de altura, com malha de 15 mm, totalizando 80 m² por lance. Portanto, em cada ponto de coleta foram realizados 50 m² de arrasto com a rede pequena e 400 m² de arrasto com a rede grande, totalizando 450 m² de esforço de arrasto por ponto de coleta em cada campanha.

A peneira foi lançada 100 vezes nas margens com presença de vegetação. Possuía as dimensões de 0,60m x 0,80m com área de 0,48m², totalizando 48m² de esforço por ponto de coleta. As tarrafas foram lançadas 10 vezes (Figura 3), com cada um dos três tamanhos, a pequena possuía 2,4 cm e raio de 3 metros, com esforço de 28,26m² por lance. A malha média tem 4 cm entre nós com raio de 5 metros, esforço de 78,5m² por lance. A malha grande tem 6 cm entre nós com raio de 6 metros, esforço de 113,04m² por lance.



Figura 3 – Tarrafas sendo lançadas para captura ativa da ictiofauna. Fonte: Estudo de impacto ambiental: Obras de dragagem e derrocamentos da Via navegável do Rio Tocantins. Volume III, DNIT, 2018.

Fonte: DTA, 2018.

O plano inicial para obter a Abio exigia que todas as redes tivessem 5 metros de altura. No entanto, redes com altura padrão de 24 malhas foram usadas em vez disso. A altura das redes é medida pelo número de "losangos" verticais, o que significa que a altura de cada malha variou de acordo com sua própria malha. Por exemplo, se houver 6 cm entre cada nó e houver 24 malhas, a altura total seria de 1,4 metros. Essa abordagem permitiu abranger uma ampla variedade de ambientes com diferentes profundidades, incluindo áreas mais rasas. Múltiplas baterias de redes foram utilizadas em cada ponto amostral.

As malhas das baterias variavam de 2,4 cm a 18 cm entre nós. Cada bateria continha nove malhas de 50 m de comprimento por até 4,3 metros de altura. As baterias de redes permaneceram expostas por um período mínimo de 18 horas, sendo instaladas às 12:00h com revisão inicial às 18:00h e retiradas às 6:00h no início da manhã (Figura 4). Com o esforço amostral desta metodologia de aproximadamente 121m²/18h por local de coleta.



Figura 4 – Equipe recolhendo a rede de espera no início da manhã.

Fonte: Estudo de impacto ambiental: Obras de dragagem e derrocamentos da Via navegável do Rio Tocantins. Volume III, DNIT, 2018.

Durante o estudo, foi adotada a utilização de uma corda com 200 metros de comprimento. Nessa corda, foram instalados anzóis a cada 4 metros, resultando em um total de 50 anzóis. Esses anzóis foram distribuídos de forma intercalada, com 25 anzóis de tamanho barra 5 e 25 anzóis de tamanho barra 7. Para atrair as espécies-alvo, foram utilizados pedaços de peixes variados como iscas. O espinhel, contendo todos os anzóis, foi instalado no entardecer, precisamente às 18:00 horas, e permaneceu em atividade até o início da manhã, sendo retirado às 06:00 horas. Esse período de exposição do espinhel permite a captura de peixes durante a noite, quando algumas espécies são mais ativas. Demais informações como em qual ambiente foi instalado, o direcionamento à quais peixes, ou tipos de isca, não foram retratados no EIA-RIMA 2018.

A identificação *in situ* foi priorizada para ocorrer a devolução ao ambiente, enquanto que os demais foram eutanasiados com eugenol e fixados. Quando os indivíduos morriam eram fixados em solução formol de 10%. Os exemplares mortos foram depositados em coleções no Museu Emilio Goeldi e Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP).

2.3 Censo visual subaquático com mergulhador

As metodologias de mergulho e com censo visual com mergulhador foram realizadas em três grandes áreas do rio Tocantins- Araguaia, com 6 pontos de coleta, demarcados com as seguintes coordenadas (Tabela 1):

Dias de Mergulho	Latitude	Longitude	Profundidade
05/11/2019	5°18'42.1"	49°04'24.5"	Sem marcação
06/11/2019	5°17'37"	48°57'32.7"	Sem marcação
07/11/2019	5°20'11.9"	48°51'15.5"	Sem marcação
09/11/2019	5°20'27"	48°47'18.3"	3.7 m
12/11/2019	5°16'12.5"	48°57'09.1"	13.4 – 20.8 m
13/11/2019	4°59'31.9"	49°20'09.8"	3.7 – 39.2m

Tabela 1: Definições de profundidade, com marcações das coordenadas referentes aos dias que ocorreram mergulho em 2019 no Rio Tocantins

A expedição ocorreu no período de 4 a 15 de novembro de 2019, sendo 6 dias ocorrendo coleta de dados por mergulho com média de dois mergulhos por dia em horários diurnos entre 8h-14h, gerando um total de 105 minutos de filmagens, com mergulhos variando entre 50-60 minutos. Os mergulhos realizando o censo visual foram realizados por três mergulhadores, um acarizeiro, isto é, pescador profissional especializado em capturar peixes ornamentais da família Loricaridae, este com maior carga horária de filmagem nos mergulhos que os dois pesquisadores. Assim, as coletas de peixes (permissão de coleta SISBio 70940-1) foram realizadas através de mergulhos utilizando compressores de ar, ligados a mangueiras de até 50 metros de comprimento, permitindo que as coletas fossem realizadas até aproximadamente 40 metros de profundidade. Havia também lanternas fixadas na região frontal da cabeça dos mergulhadores (Figura 5).



Figura 5: Os três mergulhadores coletando um espécime, utilizando lanternas, com câmera para o censo visual e relógios de mergulho.

Importante ressaltar que o censo visual pode ser realizado apenas com câmeras e consiste em posicionar equipamentos de filmagem subaquática em locais estratégicos para registrar a diversidade de espécies presentes. As câmeras são deixadas no local por um período determinado, capturando imagens contínuas do ambiente subaquático. Após a coleta das imagens, elas são analisadas posteriormente, permitindo a identificação das espécies presentes e a avaliação da abundância e diversidade da vida aquática.

Neste estufo, os mergulhadores foram instruídos a coletar todos os peixes encontrados e após obtenção de alguns exemplares aquela espécie poderia ser deixada, porém continuava sendo filmada. Foram utilizados equipamentos de mergulho profissionais e adaptações das ferramentas para facilitar as coletas (Figura 5 e 6), como luvas, “tarrafinha” e garrafas PET, amarradas ao redor do corpo do mergulhador. Cabe ressaltar, que em ambientes de forte correnteza os equipamentos podem provocar arrasto e serem prejudiciais para a segurança e eficiência dos mergulhos. Os mergulhadores utilizaram no mergulho autônomo, equipamentos como máscara, *snorkel*, roupas leves como calça tãctel, camisas de manga comprida e lanternas de cabeça (Figura 7). Os cilindros de oxigênio, câmara de filmagem (GoPro Hero 4), lanterna e computador de mergulho Suunto Zoope eram utilizados pelo mergulhador profissional.



Figura 6 – (A) Mergulhador utilizando a tarrafa para coleta de peixes; (B) Ferramentas para mergulho na embarcação, compressores, lanternas de cabeça, coletes.

Fonte: Leandro Sousa



Figura 7 – Pesquisador ajustando os equipamentos para iniciar o mergulho para coleta de peixes.

Fonte: Leandro Sousa.

Os indivíduos capturados eram colocados em garrafas PET que estavam com abertura longitudinal na lateral para inserção e depois depositados em tanques na superfície para identificação (Figura 7). Posteriormente, os indivíduos eram anestesiados (ou eutanasiados) com eugenol para marcação e retirada de amostras de tecido. Quando os exemplares estavam mortos, foram fixados no formol 10%.



Figura 8 – Espécimes coletados durante sessão de mergulho, depositados em pequenos tanques para posterior identificação e anestesia.

Fonte: Leandro Sousa

Nos mergulhos que ocorreram as gravações de vídeo para ambas metodologias, em regiões de forte correnteza e diferentes profundidades, a maioria dos vídeos realizados foram em aproximadamente 25-30 metros de profundidade, sendo marcados com computador de mergulho Suunto Zoope no início de cada vídeo, ou até mesmo quando algum espécime era coletado.

O censo visual subaquático (UVC, na sigla em inglês) foi conduzido de forma exploratória buscando por registros na região amostral, feitos durante mergulhos nas áreas demarcadas na tabela acima (Tabela 1). Durante o mergulho, todos os indivíduos visualizados foram registrados em vídeo, realizando buscas por todos os ambientes de cada ponto amostral, como substratos e entre rochas. Os vídeos foram gravados em formato “mp4” em resolução 1080p e foram posteriormente analisados em laboratório.

2.4 Análise de censo visual

A análise dos vídeos foi feita para confirmação taxonômica, através de chaves de identificação e guias ilustrados da ictiofauna da região. Para tais confirmações, a redução de velocidade das filmagens foi realizada, por exemplo, quadro-a-quadro, buscando assim identificar as espécies de peixes presentes ao menor nível taxonômico possível. Quando os quadros selecionados possuíam critérios de identificação que ocasionavam confusão, como a turbidez da água ou o peixe não se enquadrava em feixes das filmagens para captura do melhor ângulo, o nível de identificação taxonômica se tornou mais abrangente como família ou gênero, e a abundância foi estimada pelo número de indivíduos avistados em sua totalidade.

Foram utilizados os softwares Media Player e *Shotcut*, que possibilitaram marcação nos frames dos vídeos quando algum espécime era detectado no vídeo, assim como acrescentar zoom para melhor visualização da imagem. Ao encontrar algum indivíduo, informações como qual vídeo estava sendo analisado, tempo de gravação no qual o indivíduo foi visto e a identificação, foram descritas em tabelas no Microsoft Excel para posterior análise no software R.

Conforme descrito no Material Suplementar 1 – Dados de Metodologias, os dados de coleta do Estudo de Impacto Ambiental - Obras de Dragagem e Derrocamento da Via Navegável do Rio Tocantins (IBAMA, 2019) e dados de coleta em mergulhos pela expedição

do projeto financiado pela Fundação de Direitos Difusos (FDD) “Fauna de Peixes Reofílicos da Amazônia: Patrimônio Natural Ameaçado e Desconhecido” que ocorreu em 2019, foram tabelados em planilhas no Microsoft Excel para posterior análise estatística no Software R 4.0.5(R Core Team, 2021).

2.5 Análise de dados

O software R.4.0.5(R Core Team, 2021) foi utilizado para realização de análises estatísticas. Os pacotes necessários são carregados usando a função `library()` e instalados, se necessário, usando a função `install.packages()`. Os dados são organizados em um formato adequado para análise, utilizando a função `dcast()` para criar uma matriz com as abundâncias das espécies por método de coleta. Quanto a análise de curva de acumulação: São realizadas três análises de curva de acumulação de espécies para os diferentes métodos de coleta. A função `iNEXT()`(HSIEH E CHAO, 2020) é usada para calcular as curvas, considerando diferentes endpoints (limite de indivíduos coletados). Os resultados são armazenados em objetos para posterior visualização. Os gráficos das curvas de acumulação são gerados usando a função `ggplot()` (WICKHAM, 2016) e são apresentados na sequência. Para análise de composição foi calculada uma matriz de distância de Bray-Curtis para avaliar a similaridade entre as amostras coletadas. A função `plot()` é usada para realizar o agrupamento hierárquico das amostras. O dendrograma resultante é plotado e personalizado, incluindo a definição de cores para os grupos. Foi gerado um diagrama Venn para mostrar o número de espécies exclusivas e compartilhadas entre os métodos de coleta. O diagrama é gerado usando a função `draw.triple.venn()`. Posteriormente ocorreu a análise por família: A análise de curva de acumulação e a análise de composição são repetidas para cada família de peixes considerada (Loricariidae, Cichlidae, Anostomidae, Characidae e Gymnotiformes). Os dados são filtrados por família e as etapas descritas anteriormente são executadas para cada conjunto de dados.

3. RESULTADOS

Método	Total de Exemplares	Espécies Exclusivas	Espécies Compartilhadas
Tradicionais	5583	181	25
Mergulho	636	60	36
Censo Visual	143	21	16
Total	6362	262	77

Tabela 2: Quantificação de exemplares coletados, a exclusividade e compartilhamento de espécies por método.

Ordem	Total de Exemplares	% Total	Exemplares (Coletas Tradicionais)	Coletas Tradicionais %	Exemplares Mergulho	% Mergulho	Exemplares (Censo Visual)	Censo Visual %	Número de Espécies	Riqueza/Família
Characiformes	3723	58,51%	3623	64,89%	86	13,52%	14	9,79%	115	Characidae
Siluriformes	1305	20,51%	825	14,77%	386	60,22%	94	65,73%	105	Loricaridae
Cichliformes	867	13,62%	780	13,97%	77	12,10%	10	6,99%	36	Cichlidae
Clupeiformes	273	4,29%	266	4,76%	7	1,10%	-	-	11	Engraulidae
Gymnotiformes	115	1,8%	28	0,5%	63	9,9%	24	16,78%	22	Sternopygidae
Outras	-	< 1%	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 3: Comparação de Métodos de Coleta e Riqueza nas espécies de peixes.

Através dos dados de coleta tradicionais realizadas para o EIA/RIMA entre 2017/2018, foram obtidos 5583 indivíduos ao final de duas campanhas. Em comparação, a expedição realizada em 2019 obteve 636 indivíduos coletados durante mergulho e 143 registrados através de censo visual (vídeo). Estes peixes foram distribuídos em 14 ordens, 37 famílias e 311 espécies. As ordens Characiformes e Siluriformes foram as mais representativas no conjunto total dos dados, correspondentes a 3723 (58,51%) e 1305 (20,51%) exemplares, respectivamente, seguida de Cichliformes com 867 (13,62%) exemplares, Clupeiformes com 273 (4,29%) e Gymnotiformes com 115 (1,8%) exemplares, sendo as demais ordens com capturas proporcionais abaixo de 1%.

Characiformes do total por coletas tradicionais, representou 64,89% com 3623 indivíduos, através do mergulho foram obtidos 86 Characiformes que constituíram 13,52%, e 14 (9,79%) espécimes quando analisamos censos visuais.

A ordem Siluriformes abrangeu 20,51% de todos os espécimes obtidos, mediante coletas tradicionais, a ordem representou 14,77% com 825 exemplares, enquanto através do mergulho foram obtidos 386 espécimes que constituíram 60,22%, e 94 espécimes (65,73%) para censos visuais.

A ordem Cichliformes abrangeu 13,62% dos espécimes amostrados; deste total, com uso de metodologias tradicionais, a ordem representou 13,97% equivalente a 780 Cichliformes, através do mergulho foram amostrados 77 (12,10%) indivíduos e 10 (6,99%) por métodos visuais.

A ordem Gymnotiformes abrangeu 1,8% dos espécimes amostrados; deste total, por coletas tradicionais, a ordem representou apenas 0,5% e 28 exemplares, mas através do mergulho foram amostrados 63 espécimes que constituíram 9,9%, e 24 espécimes (16,78%) para métodos visuais.

A ordem que apresentou maior riqueza foi Characiformes com 115 espécies e a Família Characidae (Figura 9) com 36 espécies (11,89%), seguida de Anostomidae (Figura 11) com 19 espécies (6,10%). Siluriformes foi a segunda ordem, com 105 espécies representando 33,76%, e a família Loricariidae (Figura 8) com 54 espécies (17,36%) amostradas. Cichliformes foi a terceira ordem com 36 espécies representando 11,57%, com a Família Cichlidae (Figura 10) com 34 espécies (10,93%) e Gymnotiformes (Figura 12) distribuída em 5 famílias com 22 espécies (7,07%).

Nos métodos tradicionais quatro espécies foram as mais representadas com 25,79 % do total de indivíduos analisados, sendo: 744 *Cyphocharax leucostictus* (13,32%), 285 *Geophagus proximus* (5,10%), 211 *Acestrorhynchus microlepis* (3,77%), 200 *Lycengraulis batesii* (3,58%), sendo elas da ordem Characiformes, Cichliformes e Clupeiformes.

Quanto à metodologia de mergulho, quatro espécies foram as mais representadas com 31,76% dos indivíduos analisados, sua diversidade abrange espécies reoflicas não amostradas em métodos tradicionais, como: 102 *Peckoltia sp.* (16,03%), 40 *Ancistrus sp.* (6,28%), 34 *Parancistrus aurantiacus* (5,34%) e 26 *Baryancistrus longipinnis* (4,08%) (Figura 9).

No censo visual, quatro espécies foram mais representadas com (31,4%), com Loricariidae presente em três das quatro espécies com maior representatividade: 14 *Parancistrus sp.* (9,79%), 12 *Acanthicus hystrix.* (8,39%), 10 *Baryancistrus sp.* (6,99%) e 9 *Leporinus sp.* (6,29%) (sendo este último da família Anostomidae) (Figura 10).

Foi obtido através da matriz de similaridade, com critério de ligação UPGMA, agrupamento por ligação média, a comparação de metodologias onde foi observada a similaridade entre os métodos. O mergulho e censo visual apresentaram maior similaridade entre si (Figura 13).

Através do diagrama de Venn (Figura 14) agrupamos as metodologias e o número de espécies por métodos, apresentando que 181 (59.3%) espécies são exclusivas do método tradicional, 60 (19.7%) espécies do mergulho e 21 (6.89%) do censo visual. Além dessas, 4 (1.31%) espécies estão presentes nos três métodos, 14 (4.59%) foram registradas tanto em coletas durante mergulho quanto nos censos visuais, e 22 (7.21%) espécies que foram registradas nas coletas durante mergulho e com os métodos tradicionais; finalmente, 3 (0.98%) espécies ocorreram tanto na metodologia tradicional quanto no censo visual.

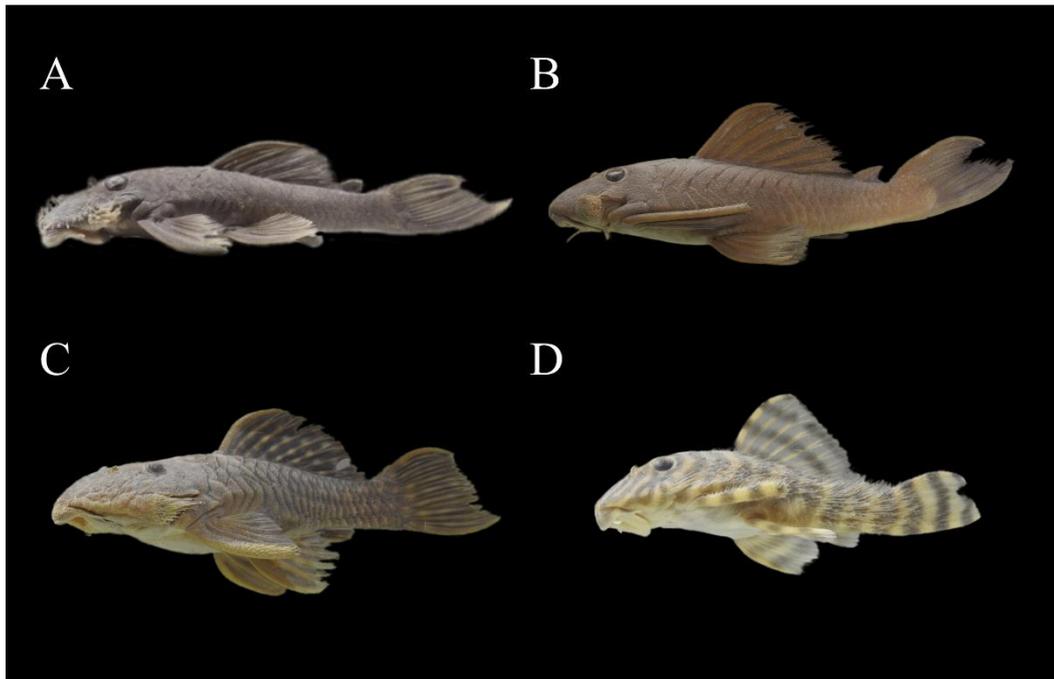


Figura 9: Imagens das espécies mais representadas no mergulho; (A) *Ancistrus sp.*; (B) *Baryancistrus longipinnis*; (C) *Parancistrus aurantiacus*; (D) *Peckoltia sp.*

Fonte: Júlia Nascimento

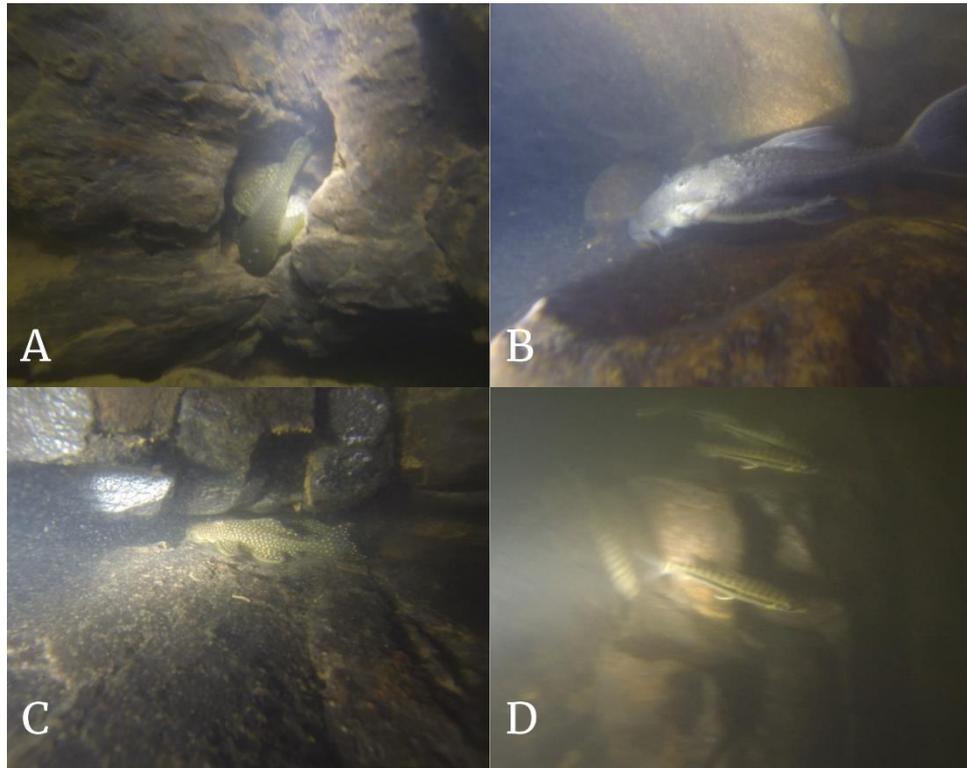


Figura 10: Imagens das espécies mais representadas no censo visual; (A) *Parancistrus sp.*; (B) *Acanthicus Hystrix*; (C) *Baryancistrus sp.* (D) *Leporinus sp.*

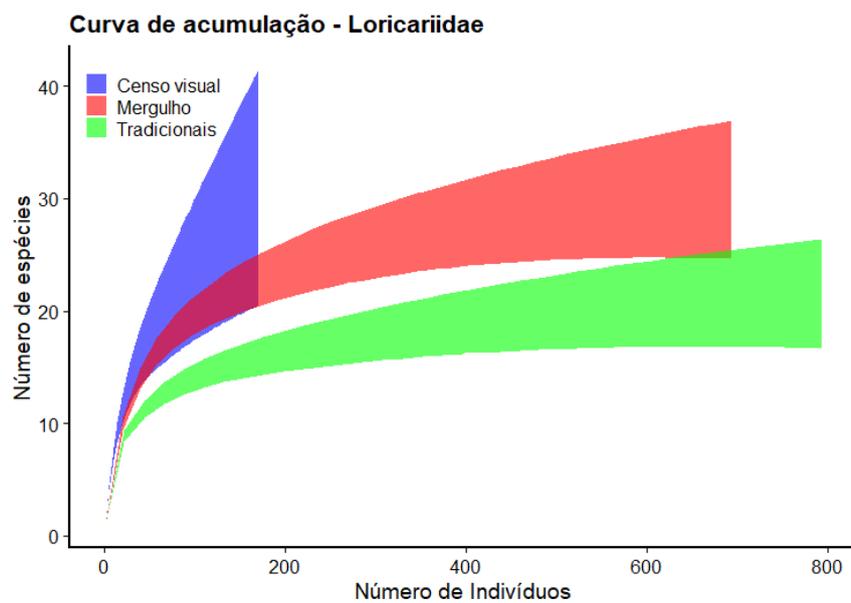


Figura 11 - Representação da Família Loricariidae para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos. Loricariidae possui maior número de indivíduos em métodos tradicionais e mergulho, porém a riqueza de espécies torna-se maior no censo visual.

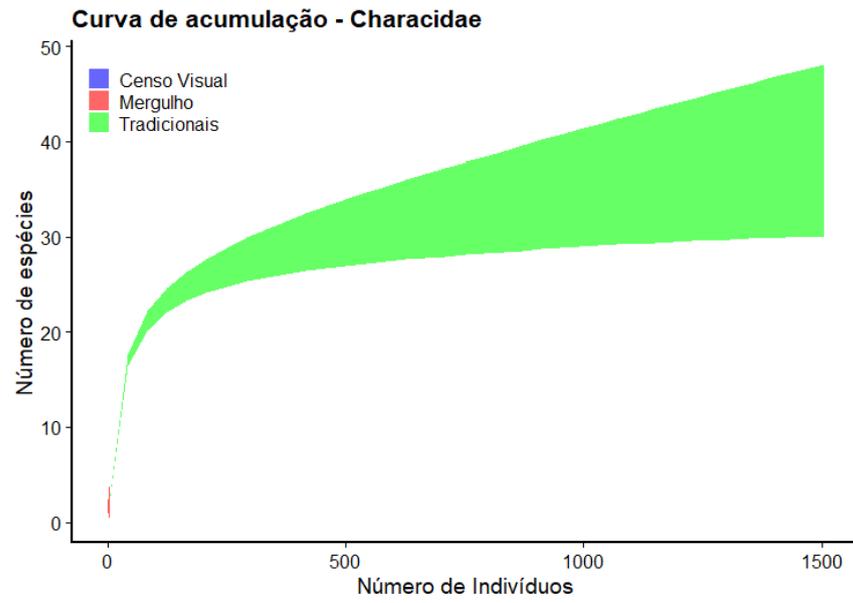


Figura 12 – Representação da Família Characidae para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos. Characidae possui maior representação de riqueza e de espécies e abundância de indivíduos no método Tradicional

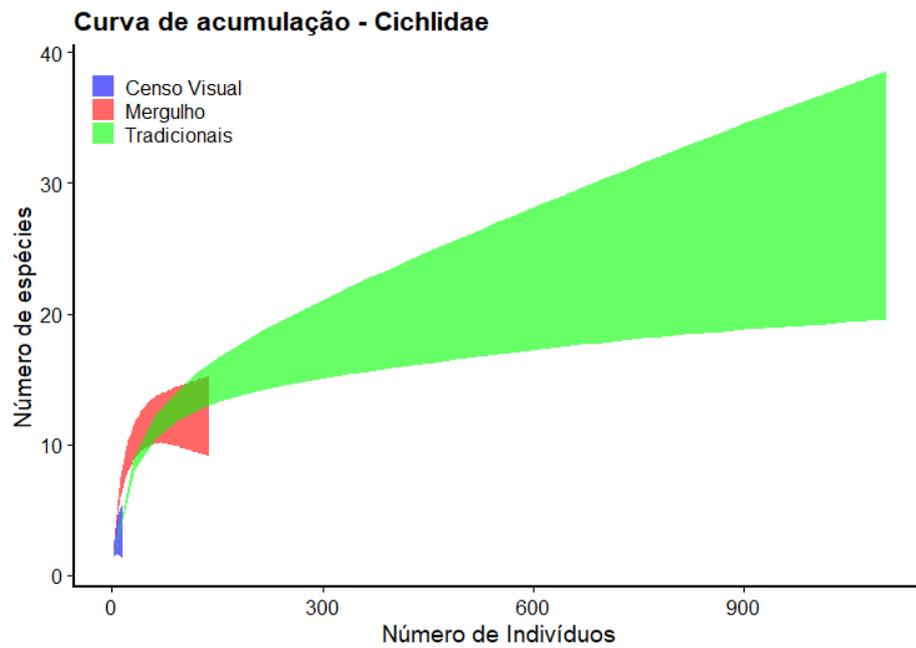


Figura 13 – Representação da Família Cichlidae para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos, retratando maior abundância em métodos tradicionais.

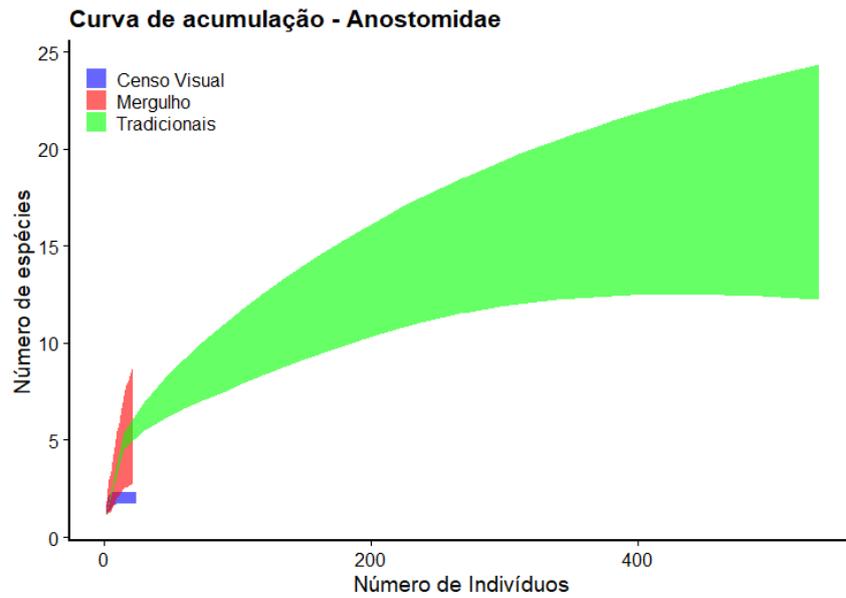


Figura 14 – Representação da Família Anostomidae para as três metodologias apresentando maior abundância em Tradicional e riqueza de espécies.

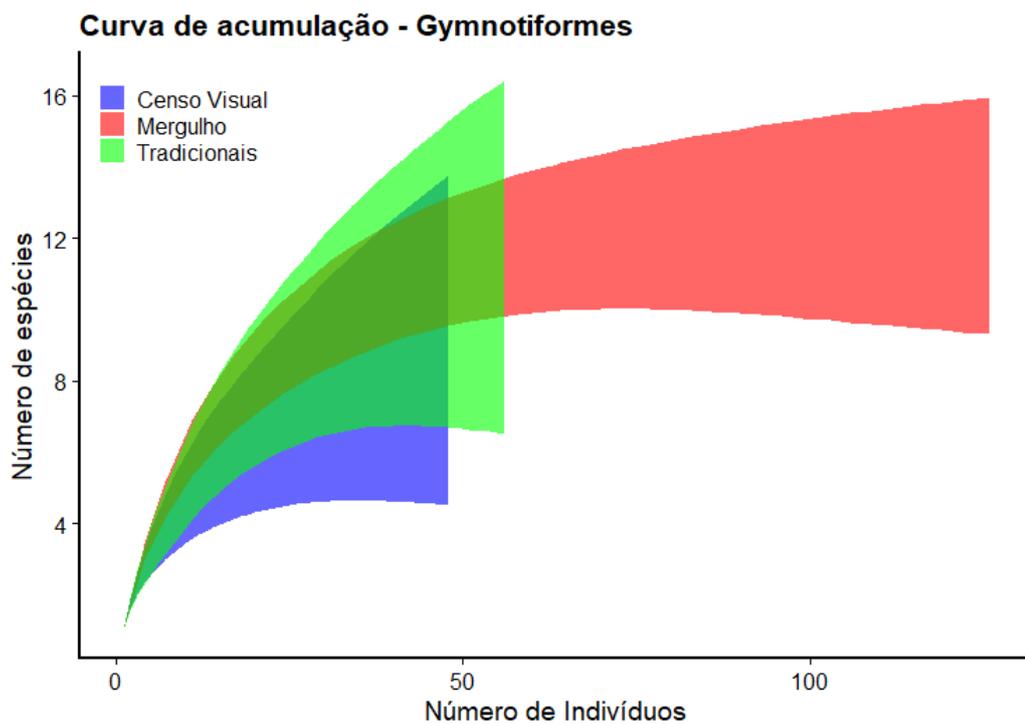


Figura 15: Representação da Ordem Gymnotiformes para as três metodologias e a riqueza de espécies por métodos. Gymnotiformes possui maior abundância no mergulho, e riqueza de espécies em métodos tradicionais, similares ao censo visual.

MÉTODO UPGMA

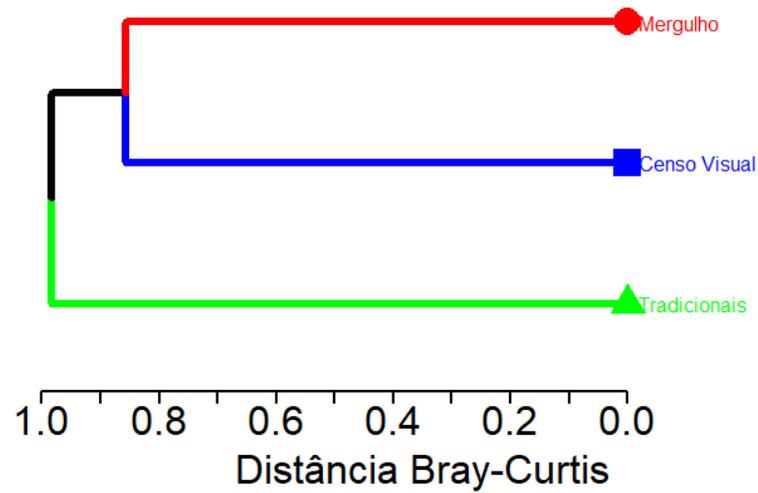


Figura 16: Método UPGMA (método de grupo de pares não ponderados com média aritmética), utilizando coeficiente de Bray-Curtis com dados de abundância de peixes por três métodos de amostragem (mergulho, censo visual e coleta tradicional com aparelhos de pesca).

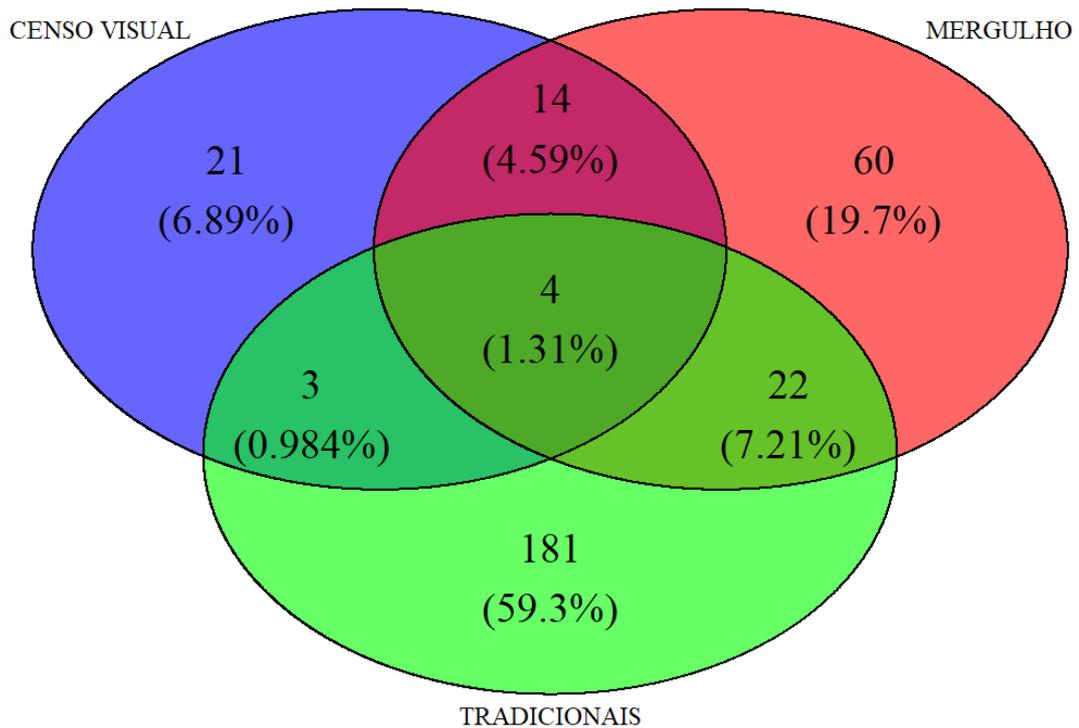


Figura 17: Diagrama de Venn ilustrando a quantidade e proporção de espécies de peixes amostradas exclusivamente e de forma compartilhada com diferentes métodos de amostragem (mergulho, censo visual, e coleta tradicional com aparelhos de pesca).

4. DISCUSSÃO

4.1 Métodos de coleta

A escolha de métodos mais adequados para inventários ictiofaunísticos deve basear-se nas características ambientais do local a ser amostrado e os hábitos de vida que as espécies possuem. Como esse estudo teve o objetivo de demonstrar que o censo visual se torna complementar em rios e regiões reoflúvias, obtivemos diretrizes sobre as particularidades das metodologias tradicionais, de mergulho e de censo visual. No presente estudo, a maioria dos registros de espécies foram obtidas através de métodos tradicionais, principalmente através de redes de espera. Possivelmente, o resultado obtido foi influenciado pela disparidade no esforço de amostragem entre os métodos utilizados, principalmente na comparação entre a metodologia tradicional e o censo visual com mergulho. O esforço de amostragem e a diversidade de mesohabitats investigados foram significativamente maiores na metodologia tradicional em comparação aos demais. No mergulho e no censo visual, os indivíduos amostrados estavam em maior profundidade e em ambientes de corredeiras e leito de pedras. Provavelmente, o tempo de exposição das redes de espera, a profundidade em que foram colocadas e as características do substrato, também tenham influenciado no número de espécies e de indivíduos capturados (DIAS, 2015).

No estudo realizado, os censos visuais não foram perfeitamente produzidos, pois foram considerados como um "piloto" na expedição e não registraram vídeos em todos os mergulhos então resultou em vieses na diversidade de peixes nas corredeiras. Por outro lado, os mergulhos realizados foram mais direcionados, permitindo uma exploração mais completa e abrangente dos diferentes níveis do ambiente aquático. Os mergulhadores tiveram a capacidade de observar espécies que habitam as camadas intermediárias e o fundo, contribuindo para uma compreensão mais precisa da diversidade de peixes nas corredeiras.

Essa falta de abrangência nos censos visuais e a maior direcionamento dos mergulhos evidenciam a importância de considerar uma abordagem mais abrangente e integrada nos estudos de censo visual. Portanto, é essencial aprimorar os métodos de censo visual, considerando a inclusão de diferentes camadas de habitat e garantindo a realização de mergulhos mais direcionados para uma avaliação mais precisa da diversidade e da ecologia dos peixes em ambientes de corredeiras.

Com a interpretação dos dados obtidos, percebe-se que metodologias tradicionais como as redes podem capturar um número maior de táxons e indivíduos, sendo uma busca não seletiva (DIAS, 2015). Colton e Swearer (2010), ao comparar métodos e registrar o censo visual com mais indivíduos e maior riqueza a nível de espécies, mesmo com diferenças no esforço amostral, ressaltaram que ao catalogar diversidade é necessário aplicar métodos múltiplos. Assim, a comparação aqui apresentada considera a seletividade diferenciada dos três métodos de amostragem, visto que cada método possui limitações com relação aos ambientes e comportamentos dos peixes (LAGLER, 1971; HAYES, 1983).

Assim como Murphy e Jenkins (2010), concluímos que a combinação de técnicas é mais eficaz para monitoramentos, em função da marcante diferença na composição de espécies obtida com os métodos complementares e tradicionais, corroborando às suposições de que técnicas ativas e passivas são complementares na captura de peixes (OLIN ET AL., 2009) e que o uso exclusivo de uma técnica de amostragem pode subestimar a riqueza de espécies (ARTIOLI, 2012).

De acordo com Brock (1982), Sale e Sharp (1983) e Sale (1991), geralmente censos visuais de forma geral, subestimam a quantidade de indivíduos, algo que se relaciona à baixa abundância associada a este método em nosso estudo, que pode se justificar através do deficit temporal para uma pesquisa minuciosa na área censitária e parâmetros focados para esta metodologia. O fato de haver espécies exclusivas a um ou outro método, pode justificar-se aos habitats para refúgio, alimentação e/ou reprodução das espécies.

Nossos resultados foram semelhantes aos de Esteves (2006) quanto à qualidade de visualização por não estar em período de cheia, que em menor profundidade e maior transparência da água, faz com que as coletas sejam melhores para manejar os apetrechos de amostragem e realizar as observações subaquáticas, no qual obtivemos tais percepções ao analisar os vídeos para identificação ictiofaunística.

A partir do diagrama de Venn, percebemos que o uso de métodos combinados e complementares pode minimizar diferenças de seleção e eficiência de cada amostragem para alcançar uma representação mais precisa da estrutura da assembleia local de peixes (LUNDBERG E MCDADE, 1990). Então, seria oportuno ao inventariar tais assembleias, que incorporassem as diferenças de hábitos de vida através de métodos de amostragem com seletividade distinta, sabendo como cada método possui suas variáveis (NIELSEN E JOHNSON, 1983; BACKIEL E WELCOMME, 1980).

Metodologias tradicionais são abrangentes quanto à diversidade de indivíduos capturados (ELLIOTT E BAGENAL, 1972; HUBERT, 1983; DEGERMAN ET AL., 1988; JENSEN, 1990; HENDERSON E NEPSZY, 1992), como demonstrado nos 59,3% de espécies amostradas. A amostragem generalista está sujeita à dependência direta do comportamento dos indivíduos, como observado na família Anostomidae, que é predominante nas coletas tradicionais (HAYES, 1989; REIS E PAWSON, 1999; OLIN ET AL., 2009).

As técnicas de observação subaquática, ao comparar métodos, são mais eficazes em atingir espécies e habitats específicos, resultando em uma maior diversidade devido à melhor cobertura do habitat. Colton e Swearer (2010), Murphy e Jenkins (2010), Zeller e Russ (1998), Willis et al., (2000), Watson et al. (2005) e Stobart et al. (2007), que também compararam os mesmos métodos, corroboram a hipótese de que o censo visual era o melhor método para abundância e diversidade em rios que a água possibilitou melhor visualização. Outro ponto relevante da metodologia seria o encontrado na pesquisa de Watson et al. (2005) e Stobart et al. (2007) sobre a importância de mergulhadores para pesquisas de habitats complexos que as câmeras imóveis não captam, algo relevante quando pensamos em ambientes reofílicos.

A metodologia de mergulho, que tem sido cada vez mais utilizada em ecologia marinha e também é uma importante fonte de renda para comunidades costeiras, foi comparada com o uso de vídeo subaquático remoto por Longo e Floeter (2012). Esse estudo mostrou que o uso de vídeos subaquáticos remotos tem vantagens em termos de gravações permanentes, observação de detalhes comportamentais e maior alcance em termos de tempo e profundidade. No entanto, ambos os métodos apresentam limitações, como visibilidade limitada e desafios na identificação de espécies, seja por meio de vídeos remotos ou observações diretas (COLTON E SWEAREAR, 2010; LEONARD ET AL., 2020).

Estudos realizados na Amazônia brasileira têm demonstrado que a coleta de peixes por mergulho é uma ferramenta valiosa para a avaliação da biodiversidade e conservação dos rios da região (LESSA ET AL., 2017). Além disso, a técnica permite a coleta de espécimes vivos, possibilitando a realização de estudos comportamentais e de fisiologia (MOURÃO ET AL., 2019). Segundo Carvalho et al. (2013), observações subaquáticas contribuem significativamente para descrever a história natural de peixes, relevantes para casos de espécies que vivem enterradas na areia e no fundo dos riachos, como *Pygidianops amphioxus* que nunca foi observado em águas abertas. Porém, segundo Benevides et al. (2019), peixes territorialistas evidenciam oportunidades de alimentação perdidas, menor frequência de

fORAGEAMENTO e aumento de busca por refúgio na presença de mergulhadores. Reflete-se então em recifes de coral, que a exposição à atividade humana vulnerabiliza, principalmente em áreas turísticas e causa estresses com a presença de mergulhadores pela interrupção do comportamento dos peixes recifais e dificuldades de sinergia aos impactos que já ocorreram. (BENEVIDES ET. AL, 2019) Nos resultados deste estudo, percebemos como o mergulhador contribuiu para a obtenção de exemplares coletados, com capacidade de realizar observações diretas, como pode identificar espécies de forma mais precisa e coletar dados comportamentais importantes.

O estudo das mudanças comportamentais dos peixes em resposta aos impactos humanos é de extrema importância, como destacado por Wong e Candolin (2015). Essas mudanças podem estar relacionadas à adaptação às condições ambientais alteradas e às estratégias de sobrevivência. Além disso, Geffroy et al. (2015) sugerem que a presença humana em áreas turísticas pode temporariamente afetar o comportamento antipredador dos peixes.

No entanto, é importante ressaltar que a sensibilização dos peixes a esses impactos ocorre ao longo do tempo e em diferentes graus de tolerância e exposição (HODGSON, 2000; LANG ET AL., 2010). Portanto, é fundamental realizar estudos que avaliem não apenas a abundância e o comprimento das espécies, mas também o comportamento desses peixes, a fim de fornecer uma compreensão mais abrangente dos impactos antropogênicos.

Assim como nos programas de monitoramento de recifes, em que a inclusão de dados comportamentais das espécies é essencial para avaliar os estressores antropogênicos (GREGGOR ET AL., 2015), o estudo do comportamento dos peixes em ambientes de corredeiras torna-se necessário. Essa abordagem permitirá uma análise mais completa dos efeitos das atividades humanas nessas populações, contribuindo para a conservação e a gestão adequada desses habitats.

4.2 Assembleia de peixes

Nossa pesquisa seguiu o padrão detectado por Lowe-McConnel (1999), Freitas (2009), Eschmeyer e Fong et al.(2014) para a ictiofauna de água doce sul-americana, com as ordens mais representativas sendo Characiformes e Siluriformes. Além disso, os Characiformes parecem prevalecer em ambientes lênticos, conforme verificado por Castro e Arcifa (1987), Sunaga e Verani (1991), Hartz (1997), Fialho (1998), Schifino et al. (2004), Artioli et al. (2009), Dufech & Fialho (2009) e Artioli (2012). Ademais, a grande diversidade de formas e

hábitos de vida apresentados pelos peixes, faz com que as amostragens apresentem distorções causadas pelos métodos utilizados (SANTOS E FERREIRA, 1999).

Dentre as espécies endêmicas, conforme o parecer técnico 02001.000809/2013-80 emitido pelo Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), proveniente da expedição realizada em 2019, constata-se que existem diversas espécies consideradas ameaçadas de extinção com ocorrência no rio Tocantins, destacando a região do Pedral do Lourenço, baseado na Lista da Fauna ameaçada de Extinção (D.O.U. 445 de 2014) como exemplo: *Baryancistrus niveatus* (CASTELNAU, 1855), *Baryancistrus longipinnis* (KINDLE, 1895), *Crenicichla cyclostoma* (PLOEG, 1986), *Crenicichla jegui* (PLOEG, 1986), *Lamontichthys parakana* (CARVALHO PAIXÃO E TOLEDO-PIZA, 2009), *Potamobatrachus trispinosus* (COLLETE, 1995), *Scobinancistrus pariolipos* (ISBRUCKER E NIJSSEN, 1989), *Teleocichla cinderella* (Kullander, 1988), *Mylesinus paucisquamatus* (JÉGU E SANTOS, 1988), *Paratrygon aiereba* (MULLER E HENLE, 1841). Deve-se ressaltar que *Baryancistrus longipinnis* somente foi encontrado no Pedral, sendo ausente em outras áreas do Rio Tocantins. Conjuntamente, relata-se o endemismo de 24 espécies na Bacia TO-AR ao longo dos últimos 14 anos (AKAMA, 2017).

A ordem Characiformes obteve maior número de indivíduos amostrados, principalmente no método tradicional, o que se explica por ser um dos maiores grupos de peixes de água doce do mundo (ESCHMEYER E FONG, 2012; FRICKE ET AL., 2021). Também, as a grande diversidade de hábitos alimentares pode ter contribuído para esta amostragem (MALABARBA ET AL., 2013). A presença de Characidae como a família mais diversa (MALABARBA ET AL., 1998; REIS ET AL., 2003; OLIVEIRA ET AL., 2011) e Curimatidae, por ter *Cyphocharax leucostictus* bem amostrado neste método, se explica possivelmente pela ocorrência na Amazônia em diferentes tipos de água (branca, preta e clara) e em diversos ambientes, que vão desde lagos, córregos de fluxo lântico e lótico, rios sinuosos, corredeiras e matas alagáveis (VARI, 1989; VARI, 2003).

Relacionando a ictiofauna reofílica, Casatti e Castro (1998) no Rio São Francisco, também obtiveram maior quantidade de registros de espécies de Characiformes e Siluriformes. Entre os Siluriformes predominaram espécies de Loricariidae, que habitam o fundo dos lagos e rios ou sobre troncos, onde normalmente permanecem estacionárias (ZUANON, 1999; DEMERONA, 1990; JURAS, 2004), conferindo a estes peixes características hidrodinâmicas que facilitam a permanência em ambientes de águas rápidas e turbulentas (ZUANON, 1999).

O método tradicional demonstrou a diversidade de loricarídeos amostrados. No entanto, a inclusão de metodologias complementares permitiu uma cobertura mais abrangente das espécies dessa família. A captura de peixes é diretamente influenciada pelas características do habitat em que a comunidade de peixes vive, como demonstrado no estudo de Uieda e Barreto (1999) no Rio Capivara, onde a velocidade da corrente e a vazão são parâmetros importantes. De acordo com Castro (1997), ao estimar a abundância e a riqueza de espécies, podem ocorrer resultados tendenciosos devido ao uso de aparelhos de pesca seletivos ou a amostragens inadequadas em relação ao período de coleta. Segundo Zuanon (1999), nas corredeiras do rio Xingu podemos classificar como fortemente reofílicas as famílias, Loricariidae, Cichlidae e Anostomidae. No nosso estudo, cada família possui amostragem diferenciada nas três metodologias, ressaltando Anostomidae e Loricariidae com representação predominante nas amostras obtidas com uso do mergulho, com as de espécies *Baryancistrus* e *Leporinus* as reofílicas sendo mais presentes nos métodos complementares.

Diversas características de habitats aquáticos ocupados por espécies de Gymnotiformes (CRAMPTON, 2019) podem contribuir para que tenham sido melhor amostrados em mergulhos ao invés de metodologias tradicionais, por seu amplo espectro de condições ambientais e pelos níveis de profundidade que o mergulho proporcionou. Não obstante, sua capacidade de percepção sensorial pode ser determinante na sua baixa aparição no censo visual, assim como o viés do observador na realização do método.

Segundo Lima (2020), a importância de se realizar inventários complementares auxilia em uma visão mais completa da diversidade ictiofaunística, sendo este conhecimento ainda mais urgente com o aumento de atividades humanas, como a construção de barragens e usinas hidrelétricas que impactam negativamente na dispersão e sobrevivência da assembleia de peixes, inclusive no rio Tocantins (SILVA ET AL., 2019, P.697).

Associando ao cenário atual do Rio Tocantins-Araguaia relatado por Akama (2017) que prevê maiores prejuízos à ictiofauna desta bacia, corroborando Dudgeon (2006), a biodiversidade de água doce sofre ameaças globais e uma das grandes causas seria a destruição e degradação do habitat. Os autores apontam para a necessidade de realização de avaliações de impactos nestes ambientes para tentativas contínuas de conservação, inclusive por conta dos futuros empreendimentos que irão ocorrer na bacia.

Por fim, a conservação de peixes reofílicos é fundamental para manter a biodiversidade e equilíbrio ecológico na região do rio Tocantins. É necessário realizar estudos complementares para avaliar a diversidade ictiofaunística e tomar medidas efetivas para minimizar os impactos causados pelas atividades humanas na região.

5. CONCLUSÃO

Embora sejamos cautelosos em relação às limitações do tempo de amostragem no qual as filmagens ocorreram em nosso estudo, identificamos a capacidade de complementaridade metodológica, sendo notório a necessidade de avaliar a utilização de metodologias combinadas para promover melhores inventários da biodiversidade, gerar informações úteis para a conservação das espécies e possíveis inserções de combinações metodológicas gerando informações precisas às futuras análises de impacto da fauna de peixes de água doce. É importante ressaltar, que o mergulho como método de coleta de peixes deve ser complementado por práticas tradicionais, como a utilização de redes de espera, armadilhas ou arrastos. A combinação dessas técnicas permite uma abordagem mais abrangente, abarcando diferentes habitats e comportamentos das espécies de peixes. O censo visual também desempenhou um papel relevante nesse contexto, principalmente em ambientes com boa visibilidade. Através da contagem direta de peixes, os pesquisadores podem estimar a abundância relativa e a distribuição das espécies em um determinado local. Essa abordagem fornece informações valiosas para estudos de monitoramento e conservação, bem como para a compreensão dos padrões de distribuição espacial das populações de peixes. Em conclusão, a combinação do mergulho com práticas tradicionais de amostragem e o uso de censo visual representam uma estratégia eficiente e abrangente para a coleta de peixes em ambientes aquáticos. Essa abordagem integrada permite a obtenção de dados mais completos sobre a diversidade, distribuição e abundância das espécies, contribuindo para a compreensão e conservação dos ecossistemas aquáticos.

6.REFERÊNCIAS

ABELL, Robin et al. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. 2020. (<https://www.gov.br/ana/pt-br>)

AGOSTINHO, Ângelo A.; THOMAZ, SIDINEI M.; GOMES, LUIZ C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.

AGOSTINHO, Angelo Antonio; PELICICE, Fernando Mayer; GOMES, Luiz Carlos. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian journal of biology**, v. 68, p. 1119-1132, 2008.

AKAMA, Alberto. Impacts of the hydroelectric power generation over the fish fauna of the Tocantins river, Brazil: Marabá dam, the final blow. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 3, 2017.

ALBERT, James S.; TAGLIACOLLO, Victor A.; DAGOSTA, Fernando. Diversification of Neotropical freshwater fishes. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 51, p. 27-53, 2020.

ALBERT, J. S.; REIS, R. E. Historical Biogeography of Neotropical Freshwater. **University of California Press**. Los Angeles, California. 2011.

ALLAN, J. David; CASTILLO, Marí M. **The foundations of stream ecology**. Stream Ecology: Structure and function of running waters, p. 359-372, 2007.

ALVES-BEZERRA, Natalia-Priscila et al. First use of baited remote underwater video stations to assess fish diversity in the Metropolitan Region of Recife, Northeastern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 70, n. 1, p. 332-347, 2022.

ANA. **Agência nacional de Águas**. 2009. Plano Estratégico de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins e Araguaia. Brasília: MMA

ANDRADE, M. C., Jégu, M. & Giarrizzo, T. 2016. *Tometes kranponhah* and *Tometes ancylorhynchus* (Characiformes: Serrasalminidae), two new phytophagous serrasalmids, and the

first *Tometes* species described from the Brazilian Shield. **Journal of Fish Biology**, 89(1), 467-494.

ANTONELLI, Alexandre et al. Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 23, p. 6034-6039, 2018.

AQUINO, Samia; LATRUBESSE, Edgardo Manuel; DE SOUZA FILHO, Edvard Elias. Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 10, n. 1, 2009.

AQUINO, Sâmia; STEVAUX, José Cândido; LATRUBESSE, Edgardo Manuel. Regime hidrológico e aspectos do comportamento morfohidráulico do rio Araguaia. **Revista brasileira de geomorfologia**, v. 6, n. 2, 2005.

ARTIOLI, Luiz GS et al. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 99, p. 409-418, 2009.

ARTIOLI, Luiz Guilherme Schultz. As assembleias de peixes da zona litoral de lagoas costeiras subtropicais do sistema do Rio Tramandaí/RS: aspectos amostrais, variações espaciais e temporais de descritores ecológicos e suas relações com a variabilidade ambiental. 2012.

BACKIEL, Tadeusz; WELCOMME, Robin L. Guidelines for sampling fish in inland waters. 1980.

BENEVIDES, Larissa J. et al. Fear-induced behavioural modifications in damselfishes can be diver-triggered. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 514, p. 34-40, 2019.

BERTACO, V. A. & Carvalho, F. R. 2010. New species of *Hasemania* (Characiformes: Characidae) from central Brazil, with comments on the endemism of upper rio Tocantins basin, Goiás State. **Neotropical Ichthyology**, 8(1), 27-32.

BERTACO, V. A. & Lucinda, P. H. F. 2005. *Astyanax elachylepis*, a new characid fish from the rio Tocantins drainage, Brazil (Teleostei: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 3(3), 389-394.

BERTACO, V. A., Jerep, F. C. & Carvalho, F. R. 2011. A new characid fish, *Moenkhausia aurantia* (Ostariophysi: Characiformes: Characidae), from the upper rio Tocantins basin in central Brazil. **Zootaxa**, 2934, 29-38

BEZERRA, Natalia Priscila Alves et al. COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA EM UM AMBIENTE RECIFAL NO PONTAL DE MARACAÍPE-PERNAMBUCO, BRASIL. **Oecologia Australis**.

BROCK, Richard E. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. **Bulletin of Marine Science**, v. 32, n. 1, p. 269-276, 1982.

BROCK, V.E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. **Journal of Wildlife Management**. Vol.18: 297–308.

BROOKS, Edward J. et al. Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. **Endangered Species Research**, v. 13, n. 3, p. 231-243, 2011.

BRITSKI, H. A. & Birindelli, J. L. O. 2013. A new species of *Leporinus agassiz*, 1829 (Characiformes: Anostomidae) from the Tocantins river, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 11(1), 25-32

BROTTO, d. S.; krohling, w.; ZALMON, i. R. Avaliação da assembleia de peixes em um recife artificial pelo método de censo visual em diferentes programas amostrais.

BRUZACA, R. D; SOUSA, M.T.C. Conflitos socioambientais no contexto desenvolvimentista da Amazônia brasileira : proteção de direitos de comunidades quilombolas frente a duplicação da estrada de ferro Carajás tonez- Maranhão. Veredas do Direito. Belo Horizonte. v. 12 n.24 p. 147–173, jul/dez 2015.

CAPPO, M., Harvey, E. S., Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited videotechniques – an overview. In ‘Cutting-Edge Technologies in Fish and Fisheries Science, **Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings**’, 28–29 August 2006, Hobart, Tas., Australia. (Eds J. M. Lyle, D. M. Furlani, and C. D. Buxton.) Vol. 1, pp. 101–114.

CAPPO, Mike et al. Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. **Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know**, v. 1, p. 455-64, 2003.

CARVALHO, MS, Zuanon, J. & Ferreira, E.J.G. A história natural de *Pygidianops amphioxus* (Siluriformes: Trichomycteridae), um bagre miniatura de riachos da Amazônia Central no Brasil. **Environ Biol Fish** 97 , 59–68. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0123-9>

CASATTI, Lilian et al. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, p. 205-214, 2012.

CASATTI, Lilian; CASTRO, R. M. C. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological exploration of freshwaters**, v. 9, p. 229-242, 1998.

CASTRO, R. M. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. **Ichthyo. Expl. Freshwaters**, v. 7, p. 337-352, 1997.

Castro, R.M.C.; Arcifa, M.S. 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil.

CHAMON C. C. 2015. *Pseudacanthicus pitanga*: a new species of Ancistrini (Siluriformes: Loricaridae: Hypostominae) from rio Tocantins Basin, north Brazil. **Zootaxa** 3973(2), 309-320.

CHAO, A. e Jost, L. (2012), Rarefação e extrapolação baseadas em cobertura: padronização de amostras por integridade em vez de tamanho. *Ecology*, 93: 2533-2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>

COGHLAN, A.R., McLean, D.L., Harvey, E.S., Langlois, T.J. (2017). Does fish behaviour bias abundance and length information collected by baited underwater video? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. Vol. 497: 143-151.

COLTON, Madhavi A.; SWEARER, Stephen E. A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. **Marine Ecology Progress Series**, v. 400, p. 19-36, 2010.

COSTA, W. J. E. M. 2010a. Two new species of the *Rivulus urophthalmus* group from the Tocantins and Xingu river drainages, eastern Brazilian Amazon (Cyprinodontiformes: Rivulidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 21(1), 79-85.

COSTA, W. J. E. M. 2010b. *Rivulus jalapensis*, a new killifish from the Tocantins River basin, central Brazil (Cyprinodontiformes: Rivulidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 21(3): 193-198.

CRAMPTON, William GR. Electroreception, electrogenesis and electric signal evolution. **Journal of Fish Biology**, v. 95, n. 1, p. 92-134, 2019.

DA COSTA DÓRIA, Carolina Rodrigues et al. Alterações temporais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes durante onze anos de formação de um reservatório do médio rio Tocantins, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 9, n. 1, p. 17-21, 2019.

DAGOSTA, Fernando CP; MARINHO, Manoela MF; CAMELIER, Priscila. A new species of *Hypessobrycon* Durbin (Characiformes: Characidae) from the middle rio São Francisco and upper and middle rio Tocantins basins, Brazil, with comments on its biogeographic history. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, p. 365-375, 2014.

DAGOSTA, Fernando CP; PINNA, Mário de. Biogeography of Amazonian fishes: deconstructing river basins as biogeographic units. **Neotropical Ichthyology**, v. 15, 2017.

DAGOSTA, Fernando CP; DE PINNA, Mário. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 2019, n. 431, p. 1-163, 2019.

DEGERMAN, E. R. MI. K.; NYBERG, P.; APPELBERG, MAGNUS. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. **Nordic Journal of Freshwater Research**, v. 64, n. 1, p. 91-100, 1988.

Revista Brasileira de Biologia 47: 493-500.

DE SANTANA, Carlos David; VARI, Richard P. Electric fishes of the genus *Sternarchorhynchus* (Teleostei, Ostariophysi, Gymnotiformes); phylogenetic and revisionary studies. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 159, n. 1, p. 223-371, 2010.

DIAS, Tatiana Schmidt. Composição e estrutura em assembleias de peixes em duas lagoas costeiras no litoral médio do Rio Grande do Sul. 2015.

DUFECH, Ana Paula S.; FIALHO, Clarice Bernhardt. Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 99, p. 177-188, 2009.

DUDGEON, D., ARTHINGTON, AH, GESSNER, MO, KAWABATA, Z.-I., KNOWLER, DJ, LÉVÊQUE, C., NAIMAN, RJ, PRIEUR-RICHARD, A.-H., SOTO, D., STIASSNY, MLJ e SULLIVAN, CA (2006), Biodiversidade de água doce: importância, ameaças, status e desafios de conservação. **Biological Reviews**, 81: 163-182.

<https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

ESCHMEYER, W. N.; FONG, J. D. Species of fishes by family/subfamily. **On-line version dated**, v. 23, p. 2012, 2012.

ESCHMEYER, W. N. & FONG, J. D. (2014). SPECIES BY FAMILY/SUBFAMILY (<http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>).

Electronic version accessed 01 June 2014.

ENSIGN, William E.; ANGERMEIER, Paul L.; DOLLOFF, C. Andrew. Use of line transect methods to estimate abundance of benthic stream fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 52, n. 1, p. 213-222, 1995.

ESTEVEZ, Rosicler de Lima. História natural da ictiofauna dos riachos da Estação Ecológica de Itirapina (Itirapina, SP). 2006.

ELLIOTT, J.M., Bagenal, T.B. The effects of electrofishing on the invertebrates of a Lake District stream. **Oecologia** 9, 1–11 (1972). <https://doi.org/10.1007/BF00345239>

ENSIGN, W.E., Angermeier, P.L., Dolloff, C.A. (1995). Use of line transect methods to estimate abundance of benthic stream fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**. Vol. 52: 213-222.

FEARNSIDE, Philip M. Impactos ambientais da barragem de Tucuruí: lições ainda não aprendidas para o desenvolvimento hidrelétrico na Amazônia. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. Manaus: Editora INPA, p. 53-72, 2015.

FERREIRA, BEATRICE PADOVANI; MAIDA, MAURO; SOUZA, AET de. Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandaré-PE. **Boletim Técnico Científico CEPENE**, v. 3, n. 1, p. 211-230, 1995.

FIALHO, Clarice B.; SCHIFINO, Lucia C.; VERANI, José Roberto. Biologia reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* (Günther)(Characiformes, Characidae) da lagoa das Custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, p. 775-782, 1998.

FREITAS, Iriene Siqueira et al. Capítulo 4 Variações espaciais na estrutura da ictiofauna entre os ambientes do reservatório de Peixe Angical. **RESERVATÓRIO DE PEIXE**, p. 39

FIGUEIREDO, C. A. & Britto, M. R. 2010. A new species of *Xyliphius*, a rarely sampled banjo catfish (Siluriformes: Aspridinidae) from the rio Tocantins-Araguaia system. **Neotropical Ichthyology**, 8(1), 105-112.

FITZGERALD, Daniel B. et al. Diversidade e estrutura das comunidades de peixes que habitam as corredeiras do Rio Xingu: implicações para a conservação diante do desenvolvimento de uma hidrelétrica de grande escala. 2018.

FRICKE, R.; Eschmeyer, W.N.; Van der Laan, R. (eds) 2020. **Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References.** (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 10 de fevereiro 2021.

GEIST, Juergen. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1507-1516, 2011.

GEFFROY, Benjamin et al. How nature-based tourism might increase prey vulnerability to predators. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 30, n. 12, p. 755-765, 2015.

GILBERT, M. Chaise et al. Rapid morphological change in multiple cichlid ecotypes following the damming of a major clearwater river in Brazil. **Evolutionary applications**, v. 13, n. 10, p. 2754, 2020.

GODARD, D. R. Pathological examination of fish exposed to explosive based instantaneous pressure change. 2010. 267 p. **Dissertação apresentada à Faculdade de Pós-Graduação em Ciência**, da Universidade de Manitoba, Winnipeg, 2010.

GOELDI. Museu Paraense Emílio. Ministério da Ciência, tecnologia, inovações e comunicações. **Parecer sobre Informações Complementares** (SEI 7119958) Processo 02001.000809/2013-80, 24 Abr. 2020.

GORMAN, Owen T.; KARR, James R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.

GOMES, Evanice Pinheiro et al. Avaliação da Degradação Hídrica na Bacia Hidrográfica Tocantins Araguaia. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 41, n. 3, p. 503-513, 2018.

GONÇALVES, Alany Pedrosa. Estrutura da ictiofauna reofílica do rio Xingu, Amazônia Brasileira: efeitos ambientais, espaciais e temporais no padrão de distribuição das espécies. 2020.

HARTZ, S. M.; VILELLA, F. S.; BARBIERI, G. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in Lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 2, p. 295-303, 1997.

- HARVEY, E.S., Butler, J.J., McLean, D.L., Shand, J. (2012). Contrasting habitat use of diurnal and nocturnal fish assemblages in temperate Western Australia. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. Vol. 426- 427: 78-86.
- HAYES, J. W. 1989. Comparison between a fine mesh trap net and five other fishing gears for
- HAYES, M. L. 1983. Active fish capture methods. Pp. 123-145. In: Nielsen, L. A. & D. L.
- HENDERSON, B. A., and S. J. Nepsey. 1992. Comparison of catches in mono-and multifilament gill nets in Lake Erie. **North American Journal of Fisheries Management** 12:618–624.
- HODGSON, G. Coral reef monitoring and management using Reef Check. **Integrated coastal zone management**, v. 1, n. 1, p. 169-179, 2000.
- HRBEK, Tomas et al. Remarkable geographic structuring of rheophilic fishes of the lower Araguaia River. **Frontiers in genetics**, v. 9, p. 295, 2018.
- HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0. 20 URL. 2020.
- HUBERT, W. A.. Passive fish capture techniques. Pages 95-111 in L. A. Nielsen and D. L. Johnson, editors. **Fisheries techniques**. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 1983.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA. Geografia do Brasil. Vol. 1: Região Norte. Rio de Janeiro: SERGRAF-IBGE, 1977. Cap. 1, 466 p.
- IRIGOYEN, A.J., Galván, D.E., Venerus, L.A., Parma, A.M. (2013). Variability in Abundance of Temperate Reef Fishes Estimated by Visual Census. **PLOS ONE** 8(4): e61072. doi:10.1371/journal.pone.0061072
- JENSEN, J. W. Comparing fish catches taken with gill nets of different combinations of mesh sizes. **Journal of Fish Biology** 37:99–104, 1990.
- JORDAN, F., Jelks, H.L., Bortone, S.A., Dorazio, R.M. Comparison of visual survey and seining methods for estimating abundance of an Endangered, benthic stream fish. **Environmental Biology of Fish**. Vol. 81: 313-319, 2008.

JURAS, Anastácio Afonso; CINTRA, Israel Hidenburgo Aniceto; LUDOVINO, Rui Manuel Rosário. A Pesca na área de influência da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará. **Boletim Técnico Científico do CEPNOR**, Belém, v. 4, n. 1, p. 77-88, 2004.

LAGLER, K. F. 1971. Capture, sampling and examination of fishes. Pp. 7-44. In: Ricker, W. E. (Ed.). **Methods for assessment of fish production in freshwaters**. Oxford and Edinburg, Blackwell, 313p.

LANG, Judith C. et al. AGRRA protocols version 5.4. **Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Program, Florida, USA**, p. 1-31, 2010.

LANGLOIS, T., Chabanet, P., Pelletier, D., Harvey, E. (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. **Fisheries Newsletter-South Pacific Commission**, 118, p.53.

LEONARD, Camille et al. Diversidade, distribuição e associações de habitat de equinodermos de águas profundas no Mediterrâneo Central. **Biodiversidade Marinha** , v. 50, p. 1 a 15 de 2020.

LESSA, R., Almeida, M. P., & Oliveira, E. F. (2017). A importância do mergulho como técnica de coleta na ictiologia. In Anais do V Congresso Brasileiro de Ictiologia (pp. 4-8).

LEVÊQUE, Christian et al. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Freshwater animal diversity assessment**, p. 545-567, 2008.

LIMA, T.M., Adila. Hidrelétricas no rio Tocantins e efeitos pós-barragem: compensação, desenvolvimento e governança local, Universidade Federal do Tocantins 2020.

LIMA, R. C., Santos, E. L., Silva, J. R., & Costa, E. R. (2020). Complementary methodologies for the inventory of reophilic fish in the Tocantins River, Brazil. **Journal of Fish Biology**, 97(3), 773-783.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. São Paulo: Edusp. 534 p.

LUCINDA, P. H. F., Lucena. C. A. S. & Assis, N. C. 2010. Two new species of cichlid fish genus *Geophagus* Heckel from the Rio Tocantins drainage (Perciformes: Cichlidae). **Zootaxa**, 2429, 29-42

- LUJAN, N.K., Conway, K.W., 2015. Life in the fast lane: a review of rheophily in freshwater fishes. In: Riesch, R., Tobler, M., Plath, M. (Eds.), **Extremophile Fishes**. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 107–136.
- LUNDBERG, J. G.; MCDADE, L. A. Systematics. **Methods for fish biology**, p. 65-108, 1990.
- MACNEIL, M.A., Graham, N.J., Conroy, M. J., Fonnesebeck, C.J., Polunin, N.V.C., Rushton, S.P., Chabanet, P., McClanahan, T.R. (2008). Detection heterogeneity in underwater visual-census data. **Journal of Fish Biology**. Vol. 73: 1748-1763.
- MALABARBA, Luiz R.; JEREP, Fernando C. A new genus and species of Cheirodontine fish from South America (Teleostei: Characidae). **Copeia**, v. 2012, n. 2, p. 243-250, 2012.
- MALABARBA, Luiz R.; JEREP, Fernando C. Review of the species of the genus *Serrapinnus* Malabarba, 1998 (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae) from the rio Tocantins-Araguaia basin, with description of three new species. **Zootaxa**, v. 3847, n. 1, p. 57–79-57–79, 2014.
- MALABARBA, Luiz Roberto et al. Guia de identificação dos peixes da bacia do rio Tramandaí. **Porto Alegre: Via Sapiens**, 2013.
- MARINHA DO BRASIL. NORMAM-11/DPC. Portaria Nº 27, de 12 de maio de 1998. Disponível em: https://www.dpc.mar.mil.br/normam/N_01/normam01.pdf
- DEMERONA, Bernard. AMAZON FISHERIES-GENERAL-CHARACTERISTICS BASED ON 2 CASE-STUDIES. **Interciencia**, v. 15, n. 6, p. 461-468, 1990.
- MORIM, M. P. et al. Os peixes e a pesca no baixo rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí. 2010.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. 2006. Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia**. Brasília, 136p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica. Brasília: **MMA**, 2011.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. CADERNO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO TOCANTINS-ARAGUAIA, **Secretaria de Recursos Hídricos**. Brasília: MMA, 132 p. 2006

MOL, Jan H. et al. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, p. 351-368, 2007.

MOURÃO, R. S., Dornelles, J. E., Gomes, I. D., Garcia, E. F., & Santos, G. M. (2019). Uso de mergulho para coleta de peixes ornamentais na região do médio rio Solimões, Amazonas, Brasil. **Biota Amazônia**, 9(4), 56-65.

MULLNER, Scott A.; HUBERT, Wayne A.; WESCHE, Thomas A. Snorkeling as an alternative to depletion electrofishing for estimating abundance and length-class frequencies of trout in small streams. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 18, n. 4, p. 947-953, 1998.

MURPHY Hannah. JENKINS Gregory. Métodos de observação usados no monitoramento espacial marinho de peixes e habitats associados: uma revisão. **Marine and Freshwater Research** 61, 236-252, 2010.

R CORE TEAM (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REIS, E. G.; PAWSON, M. G. Fish morphology and estimating selectivity by gillnets. **Fisheries research**, v. 39, n. 3, p. 263-273, 1999.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O., Ferraris, C. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America (CLOFFSCA), **EDIPUCRS**, Porto Alegre, 729, 2003.

RIBEIRO, Frank RV; LUCENA, Carlos AS; LUCINDA, Paulo HF. Three new Pimelodus species (Siluriformes: Pimelodidae) from the rio Tocantins drainage, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, p. 455-464, 2008.

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 12-47, 2016.

REIS, R. E. Conserving the freshwater fishes of South America. **International Zoo Yearbook**, v. 47, n. 1, p. 65-70, 2013.

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 12-47, 2016.

NIELSEN, Dalton Tavares Bressane; CRUZ, Joao Carlos; BAPTISTA, A. C. A new species of annual fish, *Hypsolebias tocantinensis* sp. n. (Cyprinodontiformes: Rivulidae) from the rio Tocantins basin, northeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 3527, n. 1, p. 63–71, 2012.

NIELSEN, Larry A.; JOHNSON, David Lawrence. Fisheries techniques. **American Fisheries Society**, 1983.

NOGUEIRA, Cristiano et al. Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado. **Cerrado: conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação**, p. 333-375, 2010.

OKSANEN, Jari et al. Community ecology package. **R package version**, v. 2, n. 0, p. 321-326, 2013.

OLIN, M., T. Malinen & J. Ruuhijärvi. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community - Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. **Fisheries Research**, 96(1): 88-94, 2009.

OLIVEIRA, Claudio et al. Phylogenetic relationships within the speciose family Characidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) based on multilocus analysis and extensive ingroup sampling. **BMC evolutionary biology**, v. 11, p. 1-25, 2011.

PAIS, Miguel Pessanha; CABRAL, Henrique N. Fish behaviour effects on the accuracy and precision of underwater visual census surveys. A virtual ecologist approach using an individual-based model. **Ecological Modelling**, v. 346, p. 58-69, 2017.

PAIXÃO, Andrea de Carvalho; TOLEDO-PIZA, Mônica. Systematics of *Lamontichthys* Miranda-Ribeiro (Siluriformes: Loricaridae), with the description of two new species. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 4, p. 519-568, 2009.

PEIXOTO, Ricardo Henrique Paes Barreto et al. Sobre a qualidade da água do rio Tocantins a jusante da usina hidrelétrica serra da Mesa (GO). 2001.

PIVETTA, Antonello Piero Duran; MORAIS, M. M.; COMIN, E. J. Caracterização preliminar quantitativa e qualitativa da estrutura das assembleias de peixes recifais da ilha da Queimada Grande–SP. **Revista Ceciliana**, v. 4, p. 77-83, 2012.

RIBEIRO, Frank RV; LUCENA, Carlos AS; LUCINDA, Paulo HF. Three new Pimelodus species (Siluriformes: Pimelodidae) from the rio Tocantins drainage, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, p. 455-464, 2008.

ROCHA, Marcelo Salles; RIBEIRO, Frank Raynner V. A new species of *Pimelodus* LaCépède, 1803 (Siluriformes: Pimelodidae) from rio Itacaiunas, rio Tocantins basin, Brazil. **Zootaxa**, v. 2343, n. 1, p. 57-65, 2010.

ROSA, R. S.; MOURA, R. L. Visual assessment of reef fish community structure in the Atol das Rocas Biological Reserve, off Northeastern Brazil. In: **Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium**. International Society for Reef Studies. p. 983-986, 1997.

RUSS, G.R. & Alcalá, A.C. Sumilon Island Reserve: 20 years of hopes and frustrations. ICLARM. Manila, v.1. p. 8-12, 1995.

SABINO, J.; CORRÊA E CASTRO, R. M. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista brasileira de Biologia**, v. 50, n. 1, p. 23-36, 1990.

SCHIFINO, Lúcia Cabral; FIALHO, Clarice Bernhardt; VERANI, José Roberto. Fish community composition, seasonality and abundance in Fortaleza lagoon, Cidreira. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, p. 755-763, 2004.

SALE, P. F.; SHARP, B. J. Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes. **Coral reefs**, v. 2, p. 37-42, 1983.

SALE, Peter F. (Ed.). **The ecology of fishes on coral reefs**. Gulf Professional Publishing, 1991.

SAMOILYS, Melita A.; CARLOS, Gary. Determinar métodos de censo visual subaquático para estimar a abundância de peixes de recifes de coral. **Biologia Ambiental de Peixes**, v. 57, n. 3, pág. 289-304, 2000.

SANTOS, Erick Silva Dos; CUNHA, Alan Cavalcanti Da; CUNHA, Helenilza Ferreira Albuquerque. Usina hidrelétrica na Amazônia e impactos socioeconômicos sobre os pescadores do município de Ferreira Gomes-Amapá. **Ambiente & Sociedade**, v. 20, p. 191-208, 2017.

(Pisces: Ostariophysi). **Smithsonian Contributions to Zoology** 471:1-71.

VARI, R.P. 2003. Family Curimatidae. In: Reis, R.E.; Kullander, S.O.; Ferraris, C.J. (eds) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. p. 51-64. Porto Alegre, Brazil: Edipucrs

SANTOS, G.M. & E.J.G. FERREIRA. 1999. Peixes da bacia Amazônica. 345-373. In: LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, Universidade de São Paulo, 584p.

SANTOS, Geraldo Mendes dos et al. Peixes do baixo rio Tocantins. 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. 2004.

SANTOS, GM Dos; JÉGU, M. B. De Mérona, 1984. Catalogo dos Peixes Comerciais do baixo Tocantins. 83p. Eletronorte/INPA, Brasilia, 1984.

SÃO-THIAGO, H. 1990. Composição e distribuição longitudinal da ictiofauna do rio Parati-Mirim (RJ) e período reprodutivo das principais espécies. Unpublished MSc. Dissertation, Museu Nacional e Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 165p.

SILVA, J. R., Santos, E. L., Lima, R. C., & Costa, E. R. (2019). Impacts of human activities on the dispersal and survival of reophilic fish in the Tocantins River, Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 29(5), 693-703.

STEIN, A.; Gerstner, K.; Kreft, H. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biome and spatial scales. **Ecology Letters**. 17: 866-880.

STOBART, B., García-Charton, J.A., Espejo, C., Rochel, E., Goñi, R., Reñones, O., Herrero, A., Crec'hriou, R., Polti, S., Marcos, C., Planes, S. (2007). A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: methodological evaluation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 345, 158–174.

streams. **North American Journal of Fisheries Management**. Vol. 18: 947-953.

SUNAGA, Tetsuo; VERANI, Jose R. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 24, n. 4, p. 2563-2566, 1991.

THOMPSON, Angus & Mapstone, B.. (1997). Observer Effects and Training in Underwater Visual Surveys of Reef Fishes. **Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER**. 154. 53-63. 10.3354/meps154053.

TONEZER, C.; LAJES, M.L.S.; PANIGALLI, D.; BIGATON, I.C. O Estado, o mercado e as usinas hidrelétricas na região do Oeste Catarinense. **Revista Grifos**. n. 41. 2016.

UIEDA, Virgínia S.; UIEDA, Wilson. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, p. 377-388, 2001.

UIEDA, Virginia Sanches; BARRETTO, Marluce Galvão. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 1, n. 1, 2, 1999.

VARI, R.P. 1989a. A Phylogenetic Study of the Neotropical Characiform Family Curimatidae

WATSON, Dianne L. et al. A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. **Marine Biology**, v. 148, p. 415-425, 2005.

WILLIS, Trevor J.; BABCOCK, Russell C. A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. **Marine and Freshwater research**, v. 51, n. 8, p. 755-763, 2000.

WICKHAM H. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. **Springer-Verlag New York**. ISBN 978-3-319-24277-4, 2016. <https://ggplot2.tidyverse.org>.

ZELLER, Dirk C.; RUSS, Garry R. Marine reserves: patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 4, p. 917-924, 1998.

ZUANON, Jansen Alfredo Sampaio. História natural da ictiofauna de corredeiras do Rio Xingu, na região de Altamira, Para. 1999. 199p. Tese (doutorado) - **Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP**. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1587845>