

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

Sandy dos Reis Hermann

Efeitos de estratégias sustentáveis em uma  
hidrelétrica na comunidade de aves aquáticas ao longo  
de 14 anos

SÃO CARLOS -SP  
2026

Sandy dos Reis Hermann

Efeitos de estratégias sustentáveis em uma  
hidrelétrica na comunidade de aves aquáticas ao longo  
de 14 anos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais<sup>1</sup>.

Orientador(a): Prof(a). Dr(a) Andrea Lúcia Teixeira de Souza

São Carlos-SP  
2026

---

<sup>1</sup> Apoio: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

Hermann., Sandy dos Reis

Efeitos de estratégias sustentáveis em uma hidrelétrica na comunidade de aves aquáticas ao longo de 14 anos / Sandy dos Reis Hermann. -- 2026.  
52f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador (a): Andrea Lúcia Teixeira de Souza

Banca Examinadora: Alexandre Kannebley de Oliveira, Andrea Lúcia Teixeira de Souza, Juliano José Corbi

Bibliografia

1. Funções ecossistêmicas. 2. Diversidade de avifauna. 3. Restauração ecológica em Hidrelétrica. I. Hermann., Sandy dos Reis. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Arildo Martins - CRB/8 7180

---

## Folha de Aprovação

---

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Sandy dos Reis Hermann, realizada em 24/02/2026.

### Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Andrea Lucia Teixeira de Souza (UFSCar)

Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira (UFSCar)

Prof. Dr. Juliano José Corbi (USP)

## **AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal de São Carlos e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCAM) pela oportunidade de realização da minha pesquisa nessa Instituição que sempre tive grande apreço, oferecendo uma estrutura de qualidade para que eu pudesse concluir este estudo.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À minha orientadora Andréa Lúcia Teixeira de Souza, que me acolheu em seu laboratório mesmo com pouco tempo por razão de acontecimentos adversos em meu mestrado e conseguimos realizar uma pesquisa de excelência. Pela paciência e dedicação em me auxiliar nessa jornada. Não me esquecerei da minha primeira experiência com Estágio Docência, com a turma 2024 da Gestão e Análise Ambiental – UFSCar na disciplina Ecologia de Populações; pude ter a vivência como professora e passar adiante um pouco mais sobre Ecologia. E ao professor Marcel Tanaka pelo auxílio e sugestões nas análises dos dados.

À Banca de Qualificação do Mestrado, Augusto Florisvaldo Batisteli, Alexandre Kannebley de Oliveira e Milton César Ribeiro pela revisão do texto e sugestões que agregaram melhorias ao texto final.

À Pequena Central Hidrelétrica Anhanguera e ao Marcus Vinicius Nakasato, pela disponibilidade dos dados.

Aos meus queridos amigos do Laboratório Ripária: obrigada por todas as sugestões e conversas, os considero incríveis pesquisadores em ascensão, sucesso na trajetória de todos!

À minha grande amiga, Marquesa Chang (Shu), pelo carinho, amizade, confiança, por me ofertar os melhores conselhos de vida. Obrigada por me apresentar o Laboratório aonde foi possível eu realizar minha pesquisa.

À minha psicóloga Larissa Alves de Lima, por todas as sessões necessárias e de grande importância para manutenção da minha saúde mental.

Ao meu noivo Guilherme Sposito Calandrin, por me apoiar incondicionalmente à seguir meu sonho no meio acadêmico. Por ler textos e assistir apresentações que redigi, por me fortalecer, por vibrar minhas conquistas, por todo o amor!

E aos meus pais, Aparecida dos Reis Vicente e Sérgio Hermann dos Santos, por me ofertarem amor, carinho e tudo necessário para eu trilhar meus caminhos. À minha irmã Amanda dos Reis Hermann, pedagoga e mestre pela UFSCar, que sempre foi minha maior inspiração no meio acadêmico.

## RESUMO

**HERMANN, R. S.** – Efeitos de estratégias sustentáveis em uma hidrelétrica na comunidade de aves aquáticas ao longo de 14 anos. 2026 – 52p: Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2026.

Reservatórios de centrais hidrelétricas, para a aquisição de energia limpa, são parte de diversas realidades em municípios brasileiros, e esse empreendimento traz mudanças do formato do rio, transformando um ambiente lótico em lêntico, além da supressão da vegetação da zona ripária. Essas mudanças do ecossistema original normalmente impactam da comunidade de aves aquáticas através de uma forte substituição de especialistas por generalistas, sem necessariamente reduzir a riqueza total em alguns tipos de ecossistemas, mas com marcada alteração na composição e aumento da dissimilaridade funcional com relação à composição original. Como a avaliação do impacto da construção de hidrelétricas nas comunidades de aves aquáticas são muito escassos, este estudo avaliou ao longo de 14 anos a avifauna dependente de cursos d'água na PCH Anhanguera (nordeste de São Paulo), a partir do ano anterior ao enchimento do reservatório e das ações de restauração. Nosso objetivo foi quantificar as respostas da avifauna ao enchimento do reservatório, com o aumento da lâmina d'água de aproximadamente 0,3 para 2,05 km<sup>2</sup> e com a restauração da floresta ciliar, cuja a biomassa seca aumentou 1100,15 kg/m<sup>2</sup> para 2.296,31 Kg/100m<sup>2</sup> na Floresta Remanescente e de 0,304 kg/100 m<sup>2</sup> para 1.773,117 Kg/100 m<sup>2</sup> na área restaurada. Avaliamos na área restaurada e nos remanescentes florestais: (i) riqueza e composição de espécies, (ii)  $\beta$ -diversidade taxonômica (dissimilaridade taxonômica - Jaccard), (iii) riqueza funcional (FRic), (iv) redundância funcional (FRed) e (v)  $\beta$ -diversidade funcional e sua decomposição em *nestedness* e *turnover*. Durante esse período, a riqueza aumentou linearmente em ambas as áreas numa maior taxa de incremento no restauro do que na floresta remanescente. A  $\beta$ -diversidade taxonômica (dissimilaridade taxonômica) cresceu nas duas áreas, mais intensamente no restauro e sobretudo nos dois primeiros anos pós-enchimento. A análise de agrupamento da composição em espécies indicou trajetórias ao longo do tempo com maior amplitude de dissimilaridade no restauro (até 0,68) do que na floresta (até 0,34). Funcionalmente, a FRic aumentou linearmente nas duas áreas, numa taxa superior no restauro, enquanto FRed permaneceu estável com um pico transitório apenas logo após o enchimento do reservatório. A  $\beta$ -diversidade funcional aumentou ao longo do tempo em ambas as áreas, mas foi dominada pelo componente de *nestedness* (com *turnover*  $\approx$  0),

indicando acréscimo cumulativo de grupos funcionais sem substituição. Os resultados mostraram um aumento inicial de colonização por predadores aquáticos e, após o adensamento do dossel e maior complexidade da vegetação ripária, um incremento de espécies dependentes de floresta, que usam poleiros e de menor massa corporal. Concluímos que a conversão do ambiente aquático de lótico para lântico, combinada com o restauro da vegetação ripária favoreceu simultaneamente a dissimilaridade taxonômica e a expansão do hiperespaço funcional da avifauna, com implicações para o funcionamento do ecossistema aquático. Assim, apesar de que a construção de hidrelétricas tende a promover impactos negativos às comunidades de aves aquáticas, nossos resultados mostraram claramente que num cenário de ecossistemas já degradados, a implementação do reservatório pode contribuir para a conservação dessas espécies, mas apenas quando combinado com a preservação das margens e dos fragmentos remanescentes e com a restauração da floresta ciliar, perfazendo estratégias de desenvolvimento mais sustentável. Em termos de manejo, a preservação das margens do curso d'água e o avanço contínuo do desenvolvimento da floresta ripária são chaves para sustentar a expansão funcional e, a médio–longo prazo, pode resultar em maior redundância e resiliência do ecossistema aquático.

**Palavras-chave:** Funções ecossistêmicas; composição em espécies; diversidade-beta; riqueza funcional; zona ripária; central hidrelétrica.

## ABSTRACT

**HERMANN, R. S.** – Efeitos de estratégias sustentáveis em uma hidrelétrica na comunidade de aves aquáticas ao longo de 14 anos. 2026 – 52p: Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2026.

Reservoirs of hydroelectric power plants, built for the production of renewable energy, are part of the reality of many Brazilian municipalities. However, these enterprises promote profound changes in river morphology, converting lotic environments into lentic systems, in addition to causing the suppression of riparian vegetation. Such alterations to the original ecosystem typically affect aquatic bird communities through a strong replacement of specialists by generalists, without necessarily reducing total species richness in some ecosystem types, but with marked changes in community composition and increased functional dissimilarity. Because assessments of the impacts of hydroelectric construction on aquatic bird communities remain scarce, this study evaluated the water-dependent avifauna at the Anhanguera Small Hydropower Plant (northeastern São Paulo State, Brazil) over a 14-year period, starting one year before reservoir filling and the implementation of restoration actions. Our objective was to quantify avifaunal responses to reservoir filling—associated with an increase in water surface area from approximately 0.3 to 2.05 km<sup>2</sup>—and to riparian forest restoration, in which dry biomass increased from 1100.15 kg/m<sup>2</sup> to 2,296.31 kg/100 m<sup>2</sup> in the remnant forest, and from 0.304 kg/100 m<sup>2</sup> to 1,773.117 kg/100 m<sup>2</sup> in the restored area. In both restored areas and forest remnants, we assessed: (i) species richness and composition; (ii) taxonomic  $\beta$ -diversity (Jaccard index); (iii) functional richness (FRic); (iv) functional redundancy (FRed); and (v) functional  $\beta$ -diversity and its decomposition into nestedness and turnover components. Over the study period, species richness increased linearly in both areas, with a higher rate of increase in the restored area than in the forest remnant. Taxonomic  $\beta$ -diversity increased in both areas, more intensely in the restored site and particularly during the first two years after reservoir filling. Cluster analyses of species composition revealed distinct temporal trajectories, with greater dissimilarity amplitude in the restored area (up to 0.68) compared to the forest remnant (up to 0.34). Functionally, FRic increased linearly in both areas, at a higher rate in the restored site, whereas FRed remained stable, showing only a transient peak immediately after reservoir filling. Functional  $\beta$ -diversity increased over time in both areas but was dominated by the nestedness component (with turnover  $\approx 0$ ), indicating

the cumulative addition of functional groups rather than functional replacement. Our results revealed an initial colonization by aquatic predators, followed—after canopy densification and increased structural complexity of riparian vegetation—by an increase in forest-dependent species that use perches and have lower body mass. We conclude that the conversion of aquatic environments from lotic to lentic systems, combined with riparian forest restoration, simultaneously promoted taxonomic diversity and expansion of the functional hyperspace of the avifauna, with important implications for aquatic ecosystem functioning. Thus, although hydroelectric development generally tends to cause negative impacts on aquatic bird communities, our results clearly demonstrate that, in already degraded ecosystems, reservoir implementation can contribute to the conservation of these species when combined with the preservation of river margins, remnant forest fragments, and active riparian forest restoration, constituting a more sustainable development strategy. From a management perspective, the preservation of riverbanks and the continuous development of riparian forests are key to sustaining functional expansion and may, in the medium to long term, lead to increased functional redundancy and ecosystem resilience.

**Keywords:** ecosystem functions; species composition; beta diversity; functional richness; riparian zone; hydroelectric power plant.

## SUMÁRIO

1. Introdução.....	9
2. Objetivo.....	12
3. Métodos.....	13
3.1 Área de estudo .....	13
3.2 Coleta e Classificação dos dados .....	15
3.3 Análise de dados .....	18
4. Resultados .....	19
5. Discussão.....	24
6. Conclusão .....	29
7. Referências .....	30
APÊNDICE .....	40

## 1. Introdução

A riqueza de espécies de aves dentro de uma comunidade reflete a variabilidade das formas de vida presentes numa área específica, sendo um dos índices comumente usados para descrever a diversidade alfa. A riqueza varia muito entre locais até mesmo dentro de uma mesma paisagem, devido principalmente às diferenças na disponibilidade de recursos como alimento, locais de acasalamento, construção de ninhos, abrigo contra predadores e condições ambientais (Royan et al., 2013; Domingues; Barbosa; Galvão, 2014; Kamidis et al., 2021; Velásquez-C et al, 2024). A quantificação das respostas de comunidades de aves, feita através das mudanças na riqueza e composição em espécies, auxilia no entendimento de requerimentos específicos e a sensibilidade das espécies frente às mudanças em seus habitats, que auxilia muito nos projetos de conservação das espécies (Arruda Almeida et al., 2018). No entanto, a quantificação da influência das alterações do ambiente na diversidade de grupos funcionais das aves pode revelar ganhos e perdas de funções e da qualidade dos ecossistemas (Mayani-Parás et al., 2023; Yao et al., 2024).

Os grupos funcionais de aves são frequentemente definidos como um agrupamento de espécies com funções semelhantes no ecossistema, baseado em suas características inerentes que podem ser mensuráveis, como atributos morfológicos, comportamentais, grau de dependência de floresta, dieta e nível trófico. Assim, as características funcionais estão diretamente relacionadas com a maneira com que as espécies exploram o ambiente, o que influencia fortemente as funções ecossistêmicas (Tobias et al., 2022; Swartz; Gleditsch; Behm, 2023). A diversidade funcional são os conjuntos de funções distintas que as espécies exercem em seus habitats naturais. Características próprias podem influenciar todo o funcionamento do ecossistema, se constituindo na ligação entre biodiversidade e processos ecológicos (Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009). É possível medir essa diversidade através de índices, como Índice de Riqueza funcional (FRic) que representa o número de grupos funcionais presentes num determinado ecossistema, Índice Redundância Funcional (FRed) que são grupos de espécies com funções semelhantes dentro de um mesmo espaço funcional e a Diversidade Beta, que é a dissimilaridade entre grupos funcionais que mostra as diferenças nas comunidades no espaço ou no tempo. Quantificar através desses índices pode nos revelar ganhos ou perdas das funções que vão ser atribuídas à qualidade do ecossistema (Mayani-Parás et al., 2023; Yao et al., 2024).

A dissimilaridade entre as espécies de aves ou entre os grupos funcionais são

normalmente influenciados pela sucessão ecológica, onde a diferenciação dos nichos, ou mesmo competição pode funcionar como um filtro dessas funções (Lohbeck et al., 2015; Marcilio-Silva et al., 2016). Há uma tendência que certas funções colonizam primeiro as áreas de estágio inicial então a dissimilaridade é mais baixa e com o avanço dos estágios a área se torna mais heterogênea tendo a possibilidade de entrada de novos grupos funcionais, aumentando a dissimilaridade (Purschke et al., 2013; Zhang et al., 2015). Então, a presença de diferentes grupos funcionais de uma comunidade de aves pode refletir às condições ambientais de um determinado local, mas podem estar ou não fortemente relacionada com a riqueza de espécies. Uma alta diversidade funcional também indica uma maior resiliência do ecossistema e por isso têm-se considerado como uma métrica mais informativa para além da riqueza de espécies (Frainer; Mckie; Malmqvist, 2014; Low et al., 2024). Assim, o uso combinado de ambas as abordagens, dissimilaridade taxonômica e funcional, fornecem informações complementares para uma compreensão mais completa da estrutura da comunidade e da saúde do ecossistema (Arruda Almeida et al., 2018).

Diversos estudos relataram a importância de compreender sobre quais características das espécies podem influenciar nos processos ecológicos e quais características das espécies respondem às mudanças ambientais promovidas por atividades antrópicas. Os mais recentes, e ainda poucos, são os estudos que analisam diversidade alfa e beta conjuntamente com os índices de Riqueza e Redundância Funcional em comunidades da avifauna (Rosenfield; Muller, 2020; Velásquez-C et al., 2024). Neste contexto, as aves são muito utilizadas para descrever essas mudanças de origem antrópica por serem consideradas como bioindicadoras (Biswas, 2023; Aghababayan et al., 2024; Maznikova; Ormerod; Gómez-Serrano, 2024).

Modificações nos habitats naturais como consequência de atividades humanas, podem resultar em mudanças na riqueza, na dissimilaridade taxonômica e funcional das comunidades de aves (Bitani et al., 2023; Mugatha et al., 2024). Algumas espécies podem ser mais favorecidas em detrimento de outras, como espécies maiores e com alta dependência florestal que podem desaparecer em ambientes mais isolados, enquanto espécies mais generalistas e tolerantes à perturbações tendem a ser favorecidas (Tu; Fan; Ko, 2020; Belcik et al., 2020; Jones et al., 2021). Por exemplo, em ecossistemas florestais a porcentagem de cobertura do dossel, biomassa e alguns atributos da sua estrutura, como estratificação vertical da altura das árvores, complexidade do sub-bosque e presença de árvores mortas influenciam fortemente e diretamente a riqueza e a composição em espécies de aves. Em ecossistemas aquáticos,

mudanças no regime hidrológico e no tamanho dos habitats aquáticos podem causar grandes alterações nas comunidades de aves aquáticas que podem se favorecer em áreas de reservatório, pela ampliação do habitat que é preferencial a elas (Nasruddin-Roshidi et al., 2021; Simurda; Smilauer; Fuchs, 2025).

A construção de usinas hidrelétricas converte trechos fluviais dinâmicos (ambientes lóticos) em reservatórios estáticos ou regulados (lênticos), alterando regimes hidrológicos, conectividade e a dinâmica de sedimentos e da vegetação, com impactos profundos sobre as comunidades de aves aquáticas. As mudanças na estrutura das assembleias podem incluir uma forte substituição de especialistas por generalistas, sem necessariamente reduzir a riqueza total em alguns tipos de ecossistemas, mas com marcada alteração na composição e aumento da dissimilaridade funcional e filogenética (Martins et al., 2024; De Melo et al., 2021; Ismail et al., 2022; Henriques et al., 2021). Em diferentes regiões — Amazônia, Sudeste Asiático, Austrália e América do Norte — alguns estudos mostraram uma diminuição de espécies de aves aquáticas especialistas fluviais e de várzea, como aves que nidificam em bancos de areia, insetívoras de várzea e espécies que também dependem da floresta ripária, e concomitantemente aumentos de espécies generalistas e espécies associadas a ambientes abertos (Kingsford et al., 2017; Irving et al., 2018; Abreu et al., 2020; Henriques et al., 2021; Nasruddin-Roshidi et al., 2021; De Melo et al., 2021; Ismail et al., 2022; Westphal et al., 2023; Martins et al., 2024; Nsor et al., 2025). Embora reservatórios criem novos habitats e possam beneficiar espécies plásticas, o balanço geral aponta perda de biodiversidade e de funções ecossistêmicas, com recuperação apenas parcial e lenta ao longo do tempo. Ao converter rios lóticos em sistemas lênticos regulados, as barragens tendem modificar as comunidades de aves aquáticas no sentido de alterar as proporções do número de espécies de especialistas para generalistas e reduzir a diversidade funcional. A descrição dessas tendências e da influência do manejo hidrológico e de habitat é importante para evitar a homogeneização e preservar processos ecossistêmicos (Irving et al., 2018; Abreu et al., 2020; Nasruddin-Roshidi et al., 2021; Ismail et al., 2022; Bohada-Murillo et al., 2023).

Áreas de reservatórios, ou centrais hidrelétricas, fizeram parte da história de diversos países no mundo industrializados (Fearnside, 2016), assim como no Brasil que desde a década de 70, trouxe uma melhoria no abastecimento de energia elétrica em diversas regiões. As hidrelétricas são consideradas como fontes de energia limpa e de baixo impacto ambiental, mesmo considerando alguns pontos de mudanças ambientais a nível local (Johnson, 2017).

Essas mudanças são descritas mais frequentemente enfocando o ambiente aquático, uma vez que resultam normalmente em mudanças nas estruturas das comunidades bióticas aquáticas como fitoplânctons, plantas aquáticas, insetos, moluscos e peixes (Loures; Pompeu, 2019; Zhang et al., 2020; Marques et al., 2021; Zanon et al., 2024), além da diversidade e composição de espécies de aves aquáticas que dependem desses recursos (Stevens, et al., 1997). No entanto, em entorno dessas represas forma-se uma vegetação ripária, que quando bem preservada e/ou restaurada, pode influenciar positivamente processos e serviços ecossistêmicos desses habitats, diminuindo os impactos esperados com essas alterações nos ambientes aquáticos (Swanson; Bohlman, 2021). As florestas ripárias, podem funcionar como um filtro de nutrientes e sedimentos que chegariam nas águas (Kuglerová et al., 2014) e é um componente importante do habitat de diversas espécies de aves aquáticas, incluindo as que dependem destas florestas ripárias (Ebling; Padial, 2024; Jiang; Qin, 2024).

Em nosso estudo monitoramos as mudanças na riqueza e composição em espécies de uma comunidade de aves ao longo 14 anos a partir do enchimento do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Anhanguera - nordeste do estado de São Paulo. Na ocasião da formação do reservatório iniciou-se ações de restauração ativa da floresta ciliar com 100 m de largura em torno de todo o lago através do plantio de 150 mil mudas de 105 espécies arbóreas. Essas ações provocaram uma forte mudança no ambiente que se iniciou com a transformação de um ambiente lótico em um ambiente lêntico na parte aquática e uma transformação de uma área desmatada em uma floresta desenvolvida ao longo do tempo nas áreas adjacentes ao reservatório. Após 14 anos a partir das ações de restauro da floresta ciliar, a biomassa de espécies arbóreas na área restaurada aumentou de 0.32 Kg/100m<sup>2</sup> para 1638.08 Kg/100m<sup>2</sup>, mas também registramos um aumento de biomassa nas áreas florestais remanescentes que foram de 1191.45 Kg/100m<sup>2</sup> para 2237.52 Kg/100m<sup>2</sup>.

## **2. Objetivo**

Nossa pesquisa buscou descrever as respostas da comunidade de aves aquáticas em uma longa escala temporal (14 anos) da Pequena Central Hidrelétrica (PCH Anhanguera), a partir do enchimento do reservatório e das primeiras ações de restauração da floresta ciliar. Avaliamos as mudanças na comunidade de aves aquáticas com relação à (1) riqueza e composição de espécies (2) dissimilaridade taxonômica ao longo do tempo; (3) o quanto as mudanças na composição em espécies é resultado apenas da incorporação de novas

espécies ao longo do tempo ou se ocorreu uma substituição de espécies; (4) o aumento da riqueza de grupos funcionais (FRic) e da dissimilaridade funcional ao longo do tempo. Além disto, nós questionamos (5) se as espécies recrutadas ao longo do tempo pertenciam aos mesmos grupos funcionais das espécies presentes antes do enchimento do reservatório (FRed).

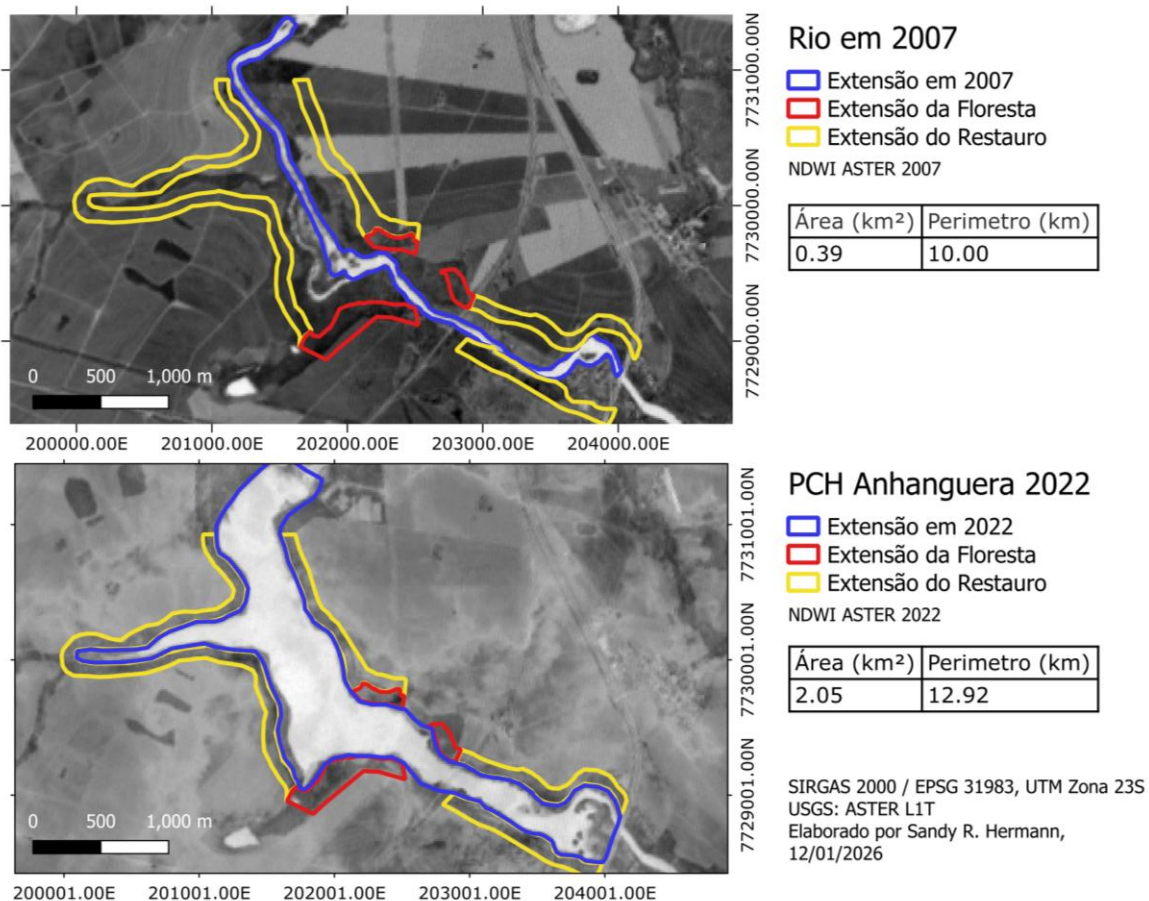
### **3. Métodos**

#### **3.1 Área de estudo**

A área de estudo está localizada no reservatório artificial da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Anhanguera, pertencente à Central Elétrica Anhanguera S.A. (CELAN), no Rio Sapucaí Mirim, na região nordeste do estado de São Paulo, coordenadas 20°29' S – 20°31' S e 47°52' O – 47°50' O. A hidrelétrica funciona à fio d'água, sistema que aproveita o fluxo natural do rio e desvio pequena parte para as turbinas. A região está inserida na bacia do Paraná e na Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-08), onde sua altitude varia entre 522 a 540 metros, com o clima classificado como CWA - subtropical úmido, com inverno seco e verão quente segundo Koppen (Albertin et al., 2006; Alvares, 2013). A vegetação originária, é classificada como Floresta Estacional Semidecídua, Veloso (1991), com um solo Latossolo Vermelho Distroférico típico A moderado com textura argilosa. O uso do solo ao entorno constituía-se principalmente de cana de açúcar, ocupando a maior parte das áreas adjacentes. A supressão da vegetação nativa e posterior conversão para áreas agricultáveis e de pastagem começou a ocorrer por volta dos anos de 1950 a 1980 e tem efeitos até os dias atuais (Albertin et al., 2006).

Com a construção da hidrelétrica, a lâmina d'água do rio possuía uma área de aproximadamente 0,3 km<sup>2</sup> antes do enchimento do reservatório; após o enchimento a lâmina d'água passou a ser de aproximadamente 2,05 km<sup>2</sup>, enquanto as margens também tiveram aumento de 10,0 km para 12,9 km (Figura 1). Além disto, em dezembro de 2008 e janeiro de 2009, a área passou por ações de restauração florestal, com interesse em recuperar o ecossistema às margens do reservatório, que consistiram na reintrodução de 105 espécies arbóreas-arbustivas em uma faixa de 100 m de largura ao entorno de todo reservatório, exceto em pequenos remanescentes florestais, totalizando 156 mil mudas plantadas, em 70 hectares (Figura 1).

Figura 1. Antes e depois das áreas da restauração florestal no entorno do reservatório, comparativo entre o comprimento da calha do rio em 2007, mais as demarcações no início das ações de restauro em 2009, e após 14 anos em 2022 com a área já apresentando dossel fechado. Os contornos em amarelo destacam as áreas restauradas com espécies arbóreas nativas, os contornos em vermelho destacam as áreas de remanescentes florestais e os contornos azuis a extensão do espelho d'água.



Em 2008, a porção da floresta remanescente que abrangia entre 0 e 25 metros de distância da linha-d'água, tinha uma Biomassa Vegetal Seca (BVS) média de 1.110,15 kg/100m<sup>2</sup> e na porção onde posteriormente a floresta foi restaurada, a BVS que era cerca de 0,304 kg/100 m<sup>2</sup>. Em 2022 o dossel estava totalmente fechado, com uma floresta de densidade média 41,7 ind/100m<sup>2</sup> com área basal média de 3,67 m<sup>2</sup>/100m<sup>2</sup>. A BVS média da área restaurada passou a ter cerca de 1.773,117 Kg/100 m<sup>2</sup> e de 2.296,31 Kg/100m<sup>2</sup> na Floresta Remanescente (Figura 2).

Figura 2. PCH Anhanguera vista do sobrevoo de drone. Áreas adjacentes com cana-de-açúcar predominantemente.



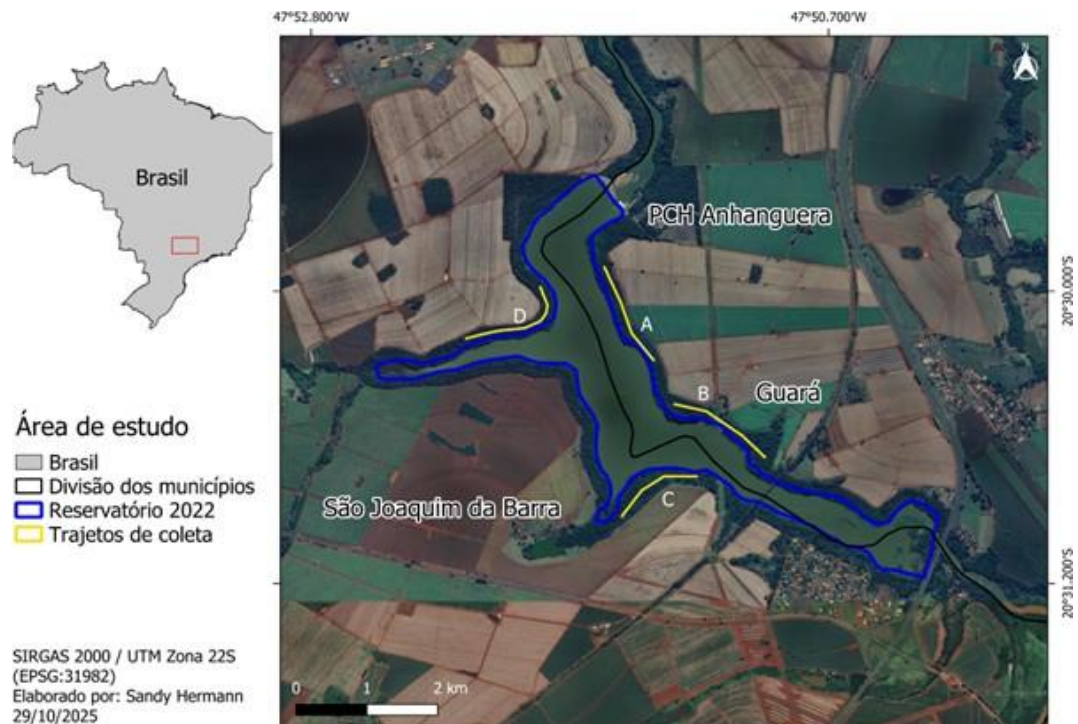
### 3.2 Coleta e Classificação dos dados

O levantamento da avifauna foi realizado através do método de pontos fixos, transectos e focal (observacional) ao entorno do reservatório da PCH Anhanguera, nas parcelas de Restauração e nos Remanescentes Florestais. Os transectos A e D foram percorridos na área restaurada e os transectos B e C nos remanescentes florestais (Figura 1). Seguindo o método de amostragem, foram fixados 4 pontos com distância de 300m entre si, totalizando 1200 km em cada um dos pontos A, B, C e D (Figura 3). Em cada um dos pontos, o pesquisador permaneceu por cerca de 20 minutos realizando a observação e o levantamento da riqueza de espécies, em um raio de até 60 metros, que abrangia até a margem d'água. No total, foram 80 minutos de observação em cada transecto, utilizando binóculos 8x40, guia de bolso, câmera fotográfica e playback (atração sonora), quando necessário.

As campanhas foram realizadas todos os anos de 2008 a 2022, com duração de oito dias em cada ano (quatro dias consecutivos durante a estação seca e quatro na estação chuvosa), com visitas das 06:00 às 10:00 no período matutino, e das 15:30 às 19:30 no período vespertino totalizando 64 horas amostradas em cada ano. Foram contabilizadas todas as espécies encontradas a partir dos pontos fixos. Em relação às aquáticas foram contabilizadas todas que compunham a área, não sendo possível a sobreposição do território pelas margens serem distantes entre si. Realizamos uma filtragem das espécies dependentes

da água, por meio do Sick (1985), das plataformas *Ebird* e *WikiAves*, e também pelo *dataset AVONET* (Tobias et al., 2022). Todas as aves denominadas aquáticas, em nosso estudo, são classificadas como aquelas que estão em habitat aquático, e também aves que se encontram as margens de cursos d'água e que utilizam recursos daquele ecossistema ripário. A nomenclatura científica e ordem taxonômica seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Pacheco et al., 2021).

Figura 3. PCH Anhanguera, 2022. Ao entorno do reservatório no rio Sapucaí Mirim destaca-se as áreas de coleta



dos dados em amarelo.

Classificamos as espécies em 4 categorias segundo Tobias (et al 2022): o habitat preferencial de repouso e forrageamento (Habitat); a dieta preferencial de cada espécie (Dieta); o modo de forrageio (Forrageio) e a massa corporal (Massa) (Tabela 1). Quando combinada e agrupadas cada uma dessas características inerentes à espécie, são chamadas de Grupos Funcionais (GF), e em cada uma delas colocamos um código referente a sua classificação taxonômica (Apêndice 1 e 2).

Tabela 1. Divisão das 4 categorias e as classes funcionais das espécies dentro das categorias e suas respectivas descrições

<b>Habitat</b>	
Meio aquático	Aves aquáticas de profundidade, águas rasas e ribeirinhas
Vegetação baixa	Aves que habitam áreas de modificações humanas
Floresta	Inclui aves de floresta, e áreas de bosque
<b>FORAGEIO</b>	
Terrestre	FORAGEIO majoritário em terra
Inessorial	Necessitam de poleiro
Generalista	FORAGEIO em diversos locais
Aéreo	FORAGEIO majoritário no ar
Meio aquático	FORAGEIO majoritário na água
<b>Dieta</b>	
Omnívoro	Variedade na alimentação
Insetívoro	Consome invertebrados
Herbívoro aquático	Consome vegetação aquática
Frugívoro	Consome frutos
Predador aquático	Consome presas aquáticas
<b>Massa</b>	
< 2kgs	Aves com peso maior que 2 kgs
1 kg – 2kg	Aves com peso entre 1 kg e 2kg
500 g – 1 kg	Aves com peso entre 500 g e 1 kg
100 g – 500 g	Aves com peso entre 100 g e 500 g
0 g – 100 g	Aves com peso menor que 100 g

### 3.3 Análise de dados

Os dados referentes às duas estações do ano foram somados e considerados como número de espécies registrado para cada ano. A riqueza taxonômica das espécies ao longo dos anos foi registrada separadamente para as áreas restauradas e os remanescentes florestais (áreas de referência). Para ambos os conjuntos de dados ajustamos um modelo de regressão linear simples e as respostas foram comparadas através de ANCOVA. Os resíduos foram checados graficamente para avaliar possíveis tendências ao longo da estimativa. Os Índices de Dissimilaridade Taxonômica ao longo dos anos foram estimados através do índice de Jaccard para a área restaurada e de referência separadamente. Comparamos a dissimilaridade taxonômica entre cada ano ao longo do período de monitoramento com a composição em espécies do ano de 2009, que foi a data de enchimento do reservatório. Um modelo logaritmo ( $Y = a + b \times \ln(X + c)$ ) foi ajustado para a área restaurada e de referência separadamente. O dendrograma de cluster através do índice de Jaccard foi ajustado para avaliar as variações na composição em espécies ao longo dos anos. A dissimilaridade taxonômica e o dendrograma de cluster foram conduzidos no pacote *Vegan* do ambiente *RStudio* (Oksanen et al., 2025).

A partir da categorização e classificação das espécies, separamos os grupos funcionais (GF), que são as combinações únicas das características funcionais, e somamos o número de espécies dentro de cada do grupo funcional (Mouillot et al., 2014). Estimamos diversidade funcional através de sua riqueza, como o número simples de GFs para cada ano do monitoramento e através da diversidade funcional (*FRic*). A diversidade funcional (*FRic*) descreve quanto às espécies divergem umas das outras com relação às suas características funcionais (Villéger et al. 2011). Para estimar o *FRic*, inicialmente construímos uma matriz de distâncias de *Gower*, que permite o uso de variáveis contínuas e categóricas atribuindo os mesmos pesos. A partir dessa matriz conduzimos a Análise Componente Principal (PCoA) e consideramos os quatro primeiros eixos. O *FRic* descreve o tamanho do volume ocupado no hiperespaço de características funcionais e assim quão diferentes são as espécies com relação às suas características funcionais (Villéger et al., 2011). Executamos os mesmos procedimentos para cada ano nas áreas restauradas e de referência separadamente. Além disso, estimamos a redundância funcional (*FRed*) que é a distância funcional média entre pares de espécies, isto é, o grau em que diferentes espécies pertencem aos mesmos grupos funcionais (Mouillot et al., 2014).

A diversidade beta funcional ( *$\beta DF$* ) foi estimada para quantificar as mudanças

funcionais ao longo do tempo na comunidade de aves e descreve a dissimilaridade entre os conjuntos de espécies de aves diferem umas das outras com relação aos seus atributos funcionais. A partir do espaço multidimensional criado no PCoA, a dissimilaridade mede as mudanças na ocupação desse espaço (Villéger et al., 2011). Assim estimamos a diversidade beta entre cada ano posterior ao enchimento do reservatório e a comunidade de aves presente no ano de 2009 (antes do enchimento do reservatório) para cada área separadamente. A diversidade beta funcional foi decomposta em *Turnover* (substituição), quando os atributos funcionais são substituídos ao longo do tempo e *Nestedness* (aninhamento), quando um conjunto de espécies é um subconjunto funcional de outra (Baselga, 2010), conforme a descrição matemática abaixo:

$$\beta DF_{total} = \beta FD_{turnover} + \beta FD_{nestedness}$$

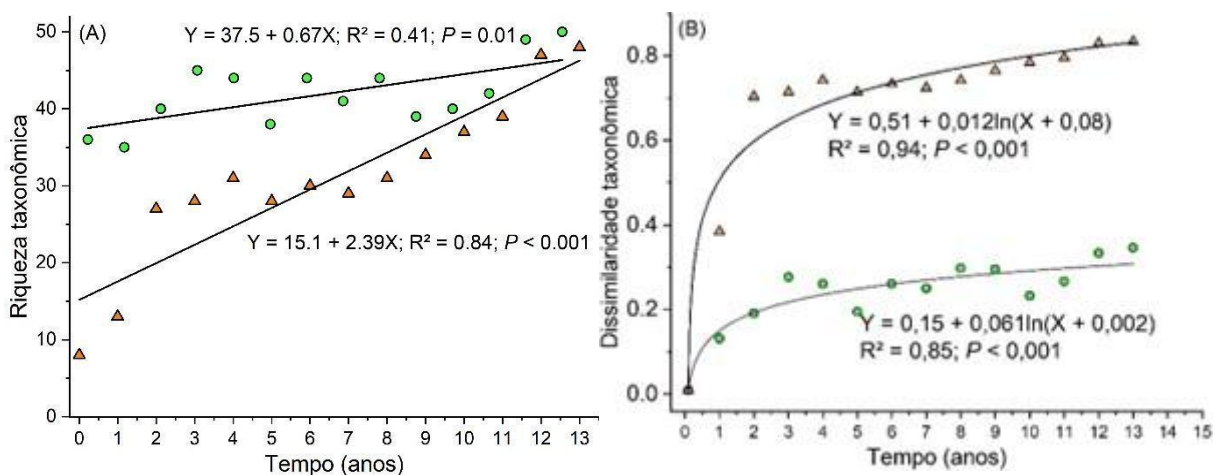
Essas análises também foram conduzidas nos pacotes *Vegan* (Oksanen et al., 2025) e no pacote *mFD* (Magneville et al., 2022) no ambiente *RStudio R.4.5.0*. Os mapas e imagens da área de estudo foram gerados por meio do *QGis 3.40.6*, para aquelas com data mais recente. Em relação ao comprimento do rio, em 2007, foi realizada uma análise da imagem de satélite utilizando a coleção *ASTER LIT* da *USGS*, por meio do *Google Earth Engine* em integração com o *Python versão 3.0*, na interface do *Google Colab*, para a aquisição no shapefile do ano em específico. Como um dos objetivos era estimar a área do rio antes do enchimento do reservatório, utilizamos o Índice de Reflectância Normalizada de Água (NDWI), salvamos esse arquivo *.tif* para utilizá-lo e analisá-lo no *QGis* assim como as outras imagens.

#### **4. Resultados**

Em nossa área de estudo, registramos 64 espécies de aves dependentes de água, o que incluiu espécies que habitam brejos e matas ciliares. No ano de 2009, antes do enchimento do reservatório, registramos oito espécies na área restaurada e 36 espécies na área de remanescente florestal. Durante o monitoramento registramos 28 espécies na área de remanescente florestal que foram observadas em todos os anos do monitoramento e na área restaurada não observamos nenhuma espécie presente em todos os anos. A riqueza de espécies aumentou linearmente ao longo do tempo tanto na área restaurada ( $F = 63.96$ ;  $p < 0.001$ ;  $R^2 = 0.84$ ) onde a cada ano foram acrescentadas em média 2.39 espécies, quanto na área de referência ( $F = 8.51$ ;  $p = 0.013$ ;  $R^2 = 0.41$ ) que apresentou um aumento de 0.68 espécies a

cada ano (Figura 4A). A inclinação de ambas as retas ajustadas diferiu entre si ( $F = 20.41$ ;  $p < 0.001$ ) sugerindo que o aumento do número de espécies na área restaurada foi maior quando comparada com a área de referência (Figura 4A). A dissimilaridade taxonômica entre todos os anos e o início do monitoramento também aumentou nas duas áreas (Figura 4B), mas a dissimilaridade da área restaurada foi muito maior do que na área de referência. Além disso, em ambas as áreas o aumento da dissimilaridade taxonômica foi maior nos primeiros dois anos quando comparado com o restante do tempo, especialmente na área restaurada (Figura 4B).

Figura 4. Riqueza taxonômica (A) e diversidade beta, que é dissimilaridade taxonômica em relação ao ano do enchimento do reservatório ao longo dos 13 anos de monitoramento. Os triângulos laranja se referem ao Restauo e os pontos em verde a Floresta.

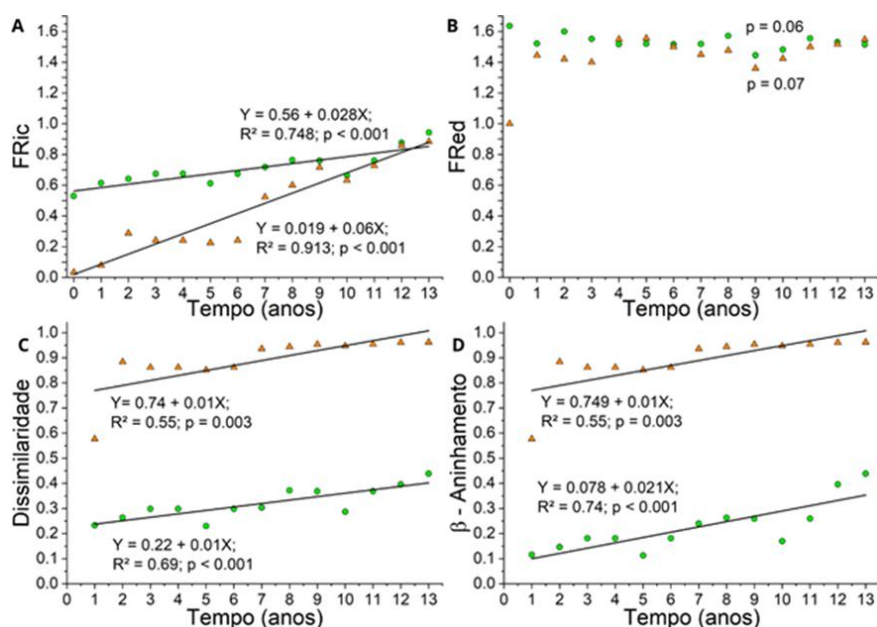


A análise de cluster mostrou que as diferenças entre os grupos seguiram aproximadamente a ordem cronológica tanto na Floresta como no Restauo. Na área de referência, a análise de cluster dividiu as comunidades em quatro grupos que apresentaram dissimilaridades acima de 0,2 entre si. O primeiro grupo foi composto do ano do enchimento do reservatório e o ano posterior, o segundo grupo envolveu, do segundo ao sexto ano após o enchimento do reservatório, o terceiro grupo foi composto pelos anos entre o sétimo e o décimo primeiro ano e o quarto grupo dos dois últimos anos. Na área do restauo a análise dividiu as comunidades também em quatro grupos com dissimilaridades acima de 0,35 e isolou a comunidade do ano zero e do primeiro ano dos outros anos. Além disso, a análise agrupou as comunidades registradas entre o segundo e o oitavo ano após o enchimento do reservatório e agrupou também as comunidades entre o nono e o décimo terceiro ano. As dissimilaridades entre os anos foram menores na área de remanescente florestal entre 0,0 e 0,33 quando comparada à área restaurada, que variou entre 0,1 e 0,68. Apesar dessas

diferenças entre ambas as áreas, os resultados da análise de cluster sugerem que os padrões de substituição de espécies ao longo do tempo foram similares entre elas (Apêndice 3).

A diversidade funcional (*FRic*) aumentou linearmente ao longo dos anos tanto na área de remanescente florestal como no restauro (Figura 6A). No entanto, a taxa de incremento da diversidade funcional diferiu entre as duas áreas sendo maior na área de restauro quando comparada com a área de remanescente florestal ( $F = 33.71$ ;  $p < 0.001$ ) (Figura 6A). Por outro lado, a Redundância Funcional (*FRed*) não aumentou em ambas as áreas e foi similar entre elas, mostrou apenas uma tendência de aumento (Figura 6B). A dissimilaridade funcional (Beta) aumentou significativamente ao longo do tempo em relação ao ano zero em ambas as áreas (Figura 6C), ou seja, conforme os anos se passaram tivemos uma diferença cada vez maior entre os grupos funcionais. No entanto, as taxas de incremento não diferiram entre as áreas ( $F = 1.05$ ,  $p = 0.317$ ). As alturas das retas diferiram entre si ( $F = 644.7$ ,  $p < 0.001$ ) sugerindo que a dissimilaridade dos grupos funcionais da área de restauro com relação ao ano zero foi muito maior na área de restauro do que na área de remanescente florestal ao longo de todo o monitoramento. As estimativas do componente de aninhamento da diversidade beta aumentou de forma similar à diversidade beta total. Isto aconteceu porque o componente de diversidade beta *Turnover* foi muito próximo de zero para todos os anos. Esses resultados mostram que ao longo do tempo não houve substituição de grupos funcionais, ou seja, houve apenas um aumento de grupos funcionais sem o desaparecimento de outros (Figura 6D).

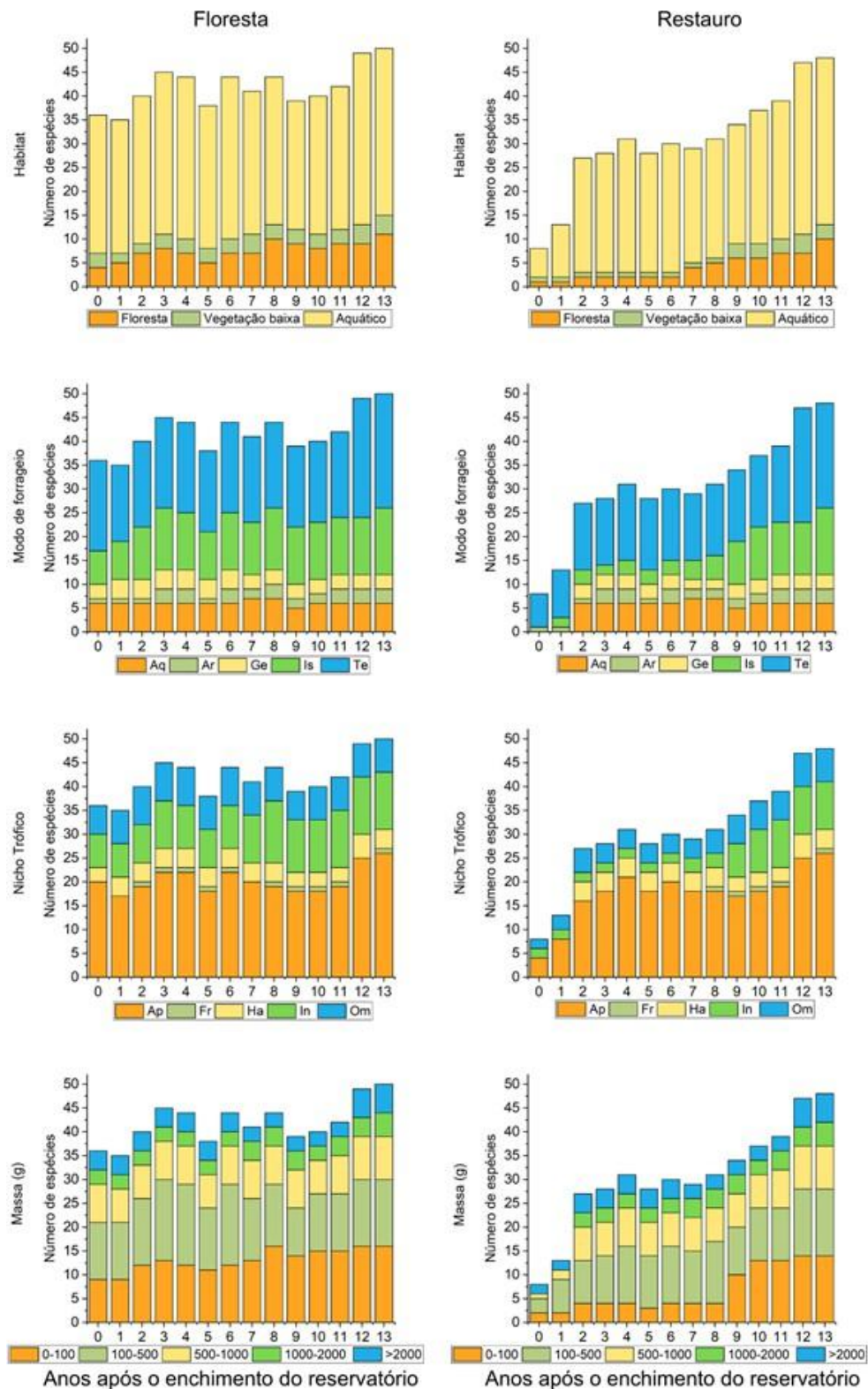
Figura 6. Análises de alfa e beta diversidade. Os triângulos laranjas representam o Restauro e os pontos em verde representam a Floresta. No A) Índice de Riqueza Funcional, B) Índice de Redundância Funcional, C) Dissimilaridade e D) Beta-Aninhamento



A proporção de espécies de diferentes classes da categoria Habitat não diferiu entre os anos 0 e 13 na área de restauro, sugerindo que apesar do número total de espécies tenha aumentado ao longo do tempo, a proporção de espécies de cada classe se manteve constante entre o início e o final do monitoramento. Ao final de 14 anos a partir da implementação do empreendimento, as proporções de espécies de cada classe na área restaurada foram semelhantes às da área de referência (Figura 7). Na área de referência e de no restauro e entre o início e o final do monitoramento na área de restauro, a proporção de aves exclusivamente aquáticas foi maior do que três vezes a proporção de aves que dependia também da floresta ripária, e de aves de áreas abertas dependentes de cursos d'água. Um padrão semelhante foi registrado também para as categorias Forrageio, Dieta e Massa que não apresentam diferenças. A proporção de aves que vivem no chão (Te) foi a classe com maior número de espécies em ambos os habitats e entre o início e final do monitoramento, seguida pela classe de aves dependentes de poleiros (Figura 7e). Apesar de que o teste de razão de verossimilhança não tenha detectado diferenças significativas, mostrou uma forte tendência ( $G = 9.380, p = 0.052$ ) de diferir na área de restauro entre o início e o fim do monitoramento, a proporção do número de espécies dependentes de poleiro aumentou de zero no início do monitoramento para 29.2% ao final do monitoramento, enquanto a proporção de espécies que vivem no chão diminuiu de 87.5% para 45.8% (Figura 7c).

O nível trófico com maior número de espécies registradas na floresta e no restauro ao final do monitoramento foram os Predadores Aquáticos (52.0 % e 54 %, respectivamente) seguidos pelos Predadores de Invertebrados (24.0 % e 20.8 %, respectivamente) e Onívoros (14.0 % e 14.6 %, respectivamente). Registramos a ocorrência de uma única espécie frugívora, *Orthopsittaca manilatus* (Maracanã-do-buriti) na floresta e no restauro aproximadamente a partir da metade do período de monitoramento, provavelmente porque a região possui buritizais relativamente próximos. A proporção do número de espécies de aves com massa entre 100g e 500g foi a mais alta tanto na floresta como no restauro (28.0 % e 29.2%, respectivamente) ao final do monitoramento, mas foi de 37.2 % no início do monitoramento na área restaurada para 29.2 % ao final do monitoramento.

Figura 7. Proporção de espécies e atributos nos 14 anos. A coluna a esquerda representa a floresta e na direita o restauro. Habitat - floresta; vegetação baixa; aquático. Forrageio- aq, aquático; ar, aéreos; ge, generalistas; is, insetorial (se utilizam de poleiro); e te, terrestres. Dieta - ap, predadores aquáticos; fr, frugívoros; ha, herbívoros aquáticos; in, insetívoros; om, omnívoros. Massa - massa da categoria 1 variando de 0 a 100 g; massa 2 que são de 100 a 500 g; massa 3, de 500 g a 1000 g; massa 4, de 1000 g a 2000 g; e 5, espécies com massa maior de 2000 g.



## 5. Discussão

As comunidades de aves podem ser altamente influenciadas pelas mudanças nos habitats, pois são espécies sensíveis e por isso, conseguem até mesmo indicar a saúde do ecossistema. Nesse âmbito, nosso estudo mostrou como uma alteração no ambiente com a construção de um reservatório pode desencadear uma rápida resposta dessas espécies. Logo nos 2 primeiros anos, observamos um significativo aumento da riqueza de espécies e da dissimilaridade taxonômica, o que pode estar relacionado com o crescimento da área de espelho d'água, de 0.3 km<sup>2</sup> para 2.05km<sup>2</sup>, e consequentemente um aumento das margens, de 10 km para 12,9 km onde a maioria das espécies de aves aquáticas usam para forrageamento e repouso. Os resultados foram mais expressivos nas áreas de Restauração do que nas áreas de Floresta, onde ocorreu de forma mais homogênea. E outro fator importante foi o aumento de duas vezes a biomassa vegetal seca na Floresta, ao longo dos 14 anos, devido ao aumento de disponibilidade de água resultante ao enchimento do reservatório (Nakasato; Souza; Bernardi, 2024). Além disso, os índices de diversidade funcional apresentaram aumento significativo com relação à riqueza de funções (FRic) e a chegada de novos grupos funcionais, expressa através do aumento do Índice de Dissimilaridade Beta, em que o Aninhamento obteve um resultado mais significativo do que a Substituição, que foi muito próximo à zero.

Nos dois primeiros anos das ações de manejo, havia uma baixa influencia do Restauo, porém a Floresta nativa ganhando um incremento em sua biomassa vegetal deve ter contribuído para a alteração na comunidade da avifauna. De todas as 64 espécies de aves totais ao longo do monitoramento, registramos no Restauo antes de ocorrer o enchimento do reservatório, oito espécies de aves aquáticas, sendo que quatro espécies eram garças, da família Ardeidae. Ao final dos 14 anos, registramos 48 espécies, seis vezes o número inicial. Em contrapartida, na área Florestal registramos ao início, 36 espécies de aves e ao final dos 14 anos de monitoramento, 50 espécies, um aumento de aproximadamente 39% da riqueza. Oito espécies de aves apareceram apenas nos dois últimos anos na Floresta como *Anhima cornuta* (Anhimidae), uma espécie herbívora de grande porte e piscívoros como *Mycteria americana* (Ciconiidae) *Pandion haliaetus* (Pandionidae) e *Busarellus nigricollis* (Accipitridae).

A biomassa vegetal do Restauo foi se aproximando da biomassa da Floresta nos 14 anos (Nakasato; Souza; Bernardi, 2024) o que pode ter tornado o local em um habitat favorável à várias espécies. Esse ambiente que era mais homogêneo, com metade da área próxima com cana-de-açúcar, se torna um ambiente mais heterogêneo, com mais fragmentos florestais conectados, o que possibilita um aumento expressivo da diversidade de espécies (Hewitt et al., 2010; Lorenzon et al., 2016). A formação de habitats mais estruturados, com uma vegetação mais densa e diversa oferece uma maior quantidade e diversidade de recursos alimentares, poleiros, locais de abrigo e amenização de condições abióticas extremas (Basile et al., 2021; Storch et al., 2023). Estudos mostraram que áreas com cobertura vegetal maior atrai um mais espécies aves que vão utilizar diferentes estratos para forrageamento, locais de repouso e nidificação (Morrison; Lindell, 2011; Munro et al., 2011; Batisteli et al., 2018; Melo et al., 2020; Joyce et al., 2024). Além disto, a ampliação das margens do corpo d'água e do gradiente de profundidade em direção às áreas centrais da represa, resulta normalmente num aumento de plantas aquáticas, invertebrados e peixes (Meerhoff et al., 2022; Van Leeuwen et al., 2023), recursos básicos para aves aquáticas (Melo et al., 2020; Jones et al., 2021; Elliot Noe et al., 2022).

As trajetórias das duas áreas, quando comparadas entre si, foram significativamente distintas ao longo desse período. No Restauo encontramos uma dissimilaridade de 67% do 1º ano para o 14º ano, enquanto na Floresta obtivemos uma dissimilaridade de 34%. Podemos associar com alguns fatores, como em áreas restauradas, principalmente em estágios iniciais da sucessão ecológica, possui uma baixa altura e estratificação vertical podendo ser traduzida em baixa complexidade, que acaba limitando a colonização inicial por espécies mais especializadas (Hanle et al., 2020; Melo et al., 2020). Apenas nos anos finais, com dossel fechado e aumento da biomassa vegetal, há a entrada de outras espécies, resultado o aumento da complexidade ecológica (Fonturbel et al., 2022; Bitani et al., 2023). Para além desta hipótese, temos as variáveis relacionadas com o reservatório, onde o enchimento modifica condições hidrológicas e estruturais das comunidades. Ao longo dos anos, o reservatório foi sendo colonizado por espécies de plantas aquáticas como *Pithophora* sp (Pithophoraceae), *Salvinia* sp. (Salviniaceae) e em especial *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) que formaram extensos tapetes na superfície proporcionando locais de forrageamento e nidificação de várias espécies de aves. Enquanto que, nas margens do reservatório, o desenvolvimento

da Floresta com árvores altas, favoreceu a colonização de espécies que usam as copas destas árvores como poleiro e ninhos.

Em ambas as áreas, detectamos um crescimento na riqueza funcional (FRic) e na Dissimilaridade Funcional ao longo do tempo e a redundância funcional (FRed) não aumentou significativamente. Porém, a taxa de aumento dos grupos funcionais é maior no Restauro do que na Floresta, o que significa que cresce o número de grupos funcionais no Restauro. Já o aumento dessa riqueza funcional indica a incorporação de diferentes estratégias ecológicas na comunidade, o que foi corroborado com o fato de que a Redundância Funcional se manteve relativamente constante. Além disto, a diversidade beta funcional aumentou numa taxa similar no Restauro e na Floresta, em relação ao ano anterior ao enchimento do reservatório e este aumento foi devido apenas ao componente da diversidade beta-aninhamento, o que significa que o componente  $\beta$ -substituição foi em média muito próximo de zero. Assim, ao longo do tempo, as novas espécies que foram recrutadas pertenciam a diferentes grupos funcionais. Na área de Floresta, a redundância funcional se manteve relativamente constante durante todo o período de monitoramento, enquanto que na área de Restauro houve um pequeno aumento da redundância, mas apenas entre o ano anterior e o posterior ao enchimento do reservatório. O aumento linear da FRic do  $\beta$ -aninhamento e a relativa constância do FRed, indica que a comunidade foi acrescida de mais grupos funcionais com a ocupação de diferentes nichos na comunidade (Karadimou et al., 2016; Campbell et al., 2020; Bevilacqua et al., 2020).

Percebemos um aumento do número de espécies na Floresta, porém não houve mudanças na distribuição dos grupos funcionais, entretanto quando comparamos com o Restauro, observamos um aumento nas categorias de Habitat Florestal e Habitat Aquático. Também houve o aumento das categorias de Forrageio aquático e Forrageio terrestres, principalmente aquelas aves que estão próximas das margens dos corpos d'água. Sugerimos que dois fatores estão associados a essas tendências de crescimento, que são o aumento da biomassa e da complexidade florestal ao longo do tempo, o que pode explicar o crescimento de grupos que utilizam poleiros e que estão em áreas florestais (Melo et al., 2020; Storch et al., 2023); e o aumento da lamina d'água e da área de margens, o que provoca um provável aumento na quantidade de recursos alimentares como plantas aquáticas, invertebrados e peixes, uma vez que este aumento foi mais

acentuado nos dois primeiros anos a partir do enchimento do reservatório (Campbell et al., 2020; Bitani et al., 2023).

O desenvolvimento da floresta da área restaurada no entorno do reservatório e o aumento da área de lâmina d'água e das margens provavelmente foram os principais fatores que levaram a um aumento de predadores aquáticos e de espécies que se alimentam de invertebrados na categoria "Dieta". No entanto, o aumento de predadores aquáticos ocorreu principalmente nos dois primeiros anos após o enchimento do reservatório, enquanto que o número de espécies que se alimentam preferencialmente de invertebrados ocorreu apenas após o nono ano. O aumento da área de lâmina d'água deve ter causado mudanças na estrutura das comunidades aquáticas, moluscos e de peixes (Zhang et al., 2020; Marques et al., 2021; Zanon et al., 2024), refletindo o aparecimento dos predadores que em sua maioria eram piscívoros. Por outro lado, o desenvolvimento da floresta restaurada e principalmente o aumento da quantidade de plantas aquáticas proporcionou uma maior complexidade estrutural e entorno do reservatório e disponibilidade de invertebrados. Assim, esses locais conseguem atrair aves aquáticas, porque há disponibilidade de recursos alimentares em razão do aumento da complexidade da cadeia alimentar ao longo dos anos (Choi et al., 2024; Dolmans et al., 2025).

Corroborando essa ideia, na área de restauro registramos um aumento expressivo de espécies de aves dependentes de cursos d'água com massa < 100g e ocorreu especialmente a partir do nono ano após o enchimento do reservatório e um aumento de espécies de massa entre 500 e 1000g a partir do segundo ano. Por causa da época em que ocorreram essas mudanças, o aumento de espécies menores deve estar relacionado principalmente com o aumento da complexidade da floresta (Melo et al., 2020; Renner et al., 2024), enquanto que o aumento do número de espécies de maior massa deve estar mais relacionada com a abundância de recursos disponíveis na água. Alguns estudos mostraram que a riqueza de espécies de aves aquáticas de maior porte (massa acima de 500g) está positivamente relacionada à abundância e diversidade de recursos em lagos, especialmente área do lago, diversidade de vegetação aquática e disponibilidade de alimento. Lagos maiores e com maior diversidade de vegetação aquática apresentam maior riqueza de espécies (Sebastián-González et al. 2014; Arruda Almeida et al., 2018).

Apesar de todos os resultados apresentados, há o entendimento que reservatório de centrais hidrelétricas possuem uma tendência de modo geral, em reduzir a diversidade funcional e taxonômica, além de substituir espécies especialistas por generalistas. Alguns estudos atuais mostraram que pode haver uma extinção local, ou uma forte substituição por espécies de distribuição ampla, mesmo que não altere a riqueza média. Há a queda da diversidade funcional e mesmo após alguns anos, a comunidade não se recupera totalmente, mantendo uma baixa resiliência no ecossistema (Abreu et al., 2020; De Melo et al., 2021; Henriques et al., 2021). Isso ocorre porque em maior parte desses empreendimentos há a retirada da vegetação das margens, o que elimina os habitats especializados, com vegetação alta e de grande importância para as dinâmicas ecológicas, também há a perda de conectividade e dificuldade de deslocamento para a colonização por novas espécies (Westphal et al., 2023; Martins et al., 2024). Entretanto, a partir de nossas buscas na literatura, apresentamos pela primeira vez dados que contrapõem essas ideias, mostrando a possibilidade de um empreendimento com planejamento sustentável e alinhado com ideias para preservação ambiental.

Nosso estudo mostrou que a conversão de um curso d'água lótico em lântico combinado com a restauração da zona ripária ampliou rapidamente a heterogeneidade de habitats e, com isso, o espectro de estratégias funcionais das aves. O “pulso” inicial pós-enchimento elevou a riqueza e a  $\beta$ -diversidade taxonômica (dissimilaridade taxonômica) sobretudo nas áreas restauradas, enquanto a trajetória multianual, marcada pelo aumento da biomassa e pela complexidade estrutural da floresta, resultou numa comunidade de aves aquáticas mais diversa e funcionalmente mais ampla. Coerentemente, observamos um incremento linear da riqueza (FRic) e da dissimilaridade funcional, tanto na floresta quanto no restauro, sem aumento detectável de redundância funcional (com apenas um pico inicial no restauro), indicando acréscimo de novos grupos funcionais, mas sem aumento da redundância ecológica. A  $\beta$ -diversidade funcional cresceu predominantemente por aninhamento (turnover  $\approx 0$ ), sugerindo uma via de acumulação de grupos funcionais ao longo do tempo, em vez de substituição entre estratégias. Esse padrão é compatível com a sequência temporal observada: entrada inicial de predadores aquáticos e, apenas após o adensamento do dossel e uma maior complexidade da vegetação ripária, um aumento de espécies dependentes de floresta, que forrageiam em poleiros e de menor massa.

## 6. Conclusão

A restauração da floresta ciliar como parte da formação de um reservatório favoreceu tanto a dissimilaridade taxonômica quanto a diversidade funcional da comunidade de aves dependentes de água, expandindo o número de grupos funcionais que são dependentes de recursos alimentares na água e as que dependem também da floresta ripária. Assim, a conservação do mosaico de margens aquáticas e o avanço contínuo da estrutura florestal emergem como chaves para o recrutamento de espécies de diferentes grupos funcionais.

Este estudo reforça a importância do monitoramento de longo prazo em áreas que sofreram intervenções de atividades antrópicas. Em 14 anos de acompanhamento, conseguimos identificar fases iniciais e intermediárias das mudanças na avifauna dependente de água. Como os modelos ajustados para a riqueza taxonômica, diversidade e a dissimilaridade funcional não apresentaram tendências de estabilização, é possível que esses parâmetros continuem aumentando por tempo ainda indeterminado. Apesar da redundância ter-se mantido relativamente constante ao longo desse período, é possível que com entrada de novas espécies, a redundância comece a aumentar, uma vez que se espera que o número de espécies seja muito maior do que o número de grupos funcionais. Nossos resultados mostraram que as avaliações de impactos antrópicos feitas com dados de monitoramento de curto prazo são incapazes de descrever as respostas ecológicas frente as mudanças no ecossistema. Mesmo depois de 14 anos de monitoramento não detectamos qualquer estabilização nas comunidades de aves em resposta à construção de uma pequena central hidrelétrica.

Apesar de vários estudos enfatizarem que a construção de hidrelétricas tende a promover impactos negativos às comunidades de aves aquáticas, nossos resultados mostraram pela primeira vez que, diante de um cenário de ecossistemas já degradados presente antes da construção da hidrelétrica, a implementação da Central Hidrelétrica contribuiu para a conservação de espécies de aves aquáticas, mas apenas quando combinado com a preservação das margens e dos fragmentos remanescentes e com a restauração da floresta ciliar nas áreas degradadas perfazendo uma estratégia de desenvolvimento mais sustentável. No entanto, estudos envolvendo dados de outras espécies aquáticas como peixes, invertebrados, plantas aquáticas são necessárias para corroborar essa hipótese e a de que as aves podem ser consideradas como boas bioindicadoras também nesses casos.

## 7. Referências

ABREU, T., Berg, S., Faria, I., Gomes, L., Marinho-Filho, J., & Colli, G. **River dams and the stability of bird communities: A hierarchical Bayesian analysis in a tropical hydroelectric power plant.** *Journal of Applied Ecology*, v.57, n. 6, p.1124-1136, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13607>

AGHABABYAN, Karen. Birds as potential bioindicators for terrestrial ecosystems. **International Journal of Life Science Research Archive**, v. 6, n. 01, p. 001-022, 2024.

ALBERTIN, Liliane Lazzari; MAUAD, Frederico Fabio; DANIEL, Luiz Antonio. **Uso de simulação computacional para planejamento de um sistema hídrico: estudo de caso qualitativo e quantitativo.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 11, n. 4, p. 209-219, 2006.

ALVARES, Clayton. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAVOREK, G. **Köppen's climate classification map for Brazil.** *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ARRUDA ALMEIDA, Bia de et al. **Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics.** *PloS one*, v. 13, n. 7, p. e0200959, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>.

BASELGA, Andrés. **Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity.** *Global ecology and biogeography*, v. 19, n.1, p.134-143, 2010.

BASILE, Marco; STORCH, Ilse; MIKUSIŃSKI, Grzegorz. **Abundance, species richness and diversity of forest bird assemblages—The relative importance of habitat structures and landscape context.** *Ecological Indicators*, v. 133, p. 108402, 2021.

BATISTELI, Augusto F.; TANAKA, Marcel O.; SOUZA, Andréa L. T. **Bird functional traits respond to forest structure in riparian areas undergoing active restoration.** *Diversity*, v. 10, n. 3, p. 90, 2018. DOI: 10.3390/d10030090.

**BEVILACQUA, Stanislaw; TERLIZZI, Antonio. Nestedness and turnover unveil inverse spatial patterns of compositional and functional  $\beta$ -diversity at varying depth in marine benthos.** *Diversity and Distributions*, v. 26, n. 6, p. 743-757, 2020.

**BISWAS, Sanchari. Birds as intrinsic bio-indicators for probing heavy metal contamination signatures in polluted environmental matrices.** Heavy metals – recent advances. London: IntechOpen, 2023. p. 1-24. DOI: 10.5772/intechopen.112115.

**BITANI, Nasiphi et al. Avian species functional diversity and habitat use: The role of forest structural attributes and tree diversity in the Midlands Mistbelt Forests of KwaZulu-Natal, South Africa.** *Ecology and Evolution*, v. 13, n. 9, p. e10439, 2023.

**BOHADA-MURILLO, Mauricio; FONTÚRBEL, Francisco E.; CASTAÑO-VILLA, Gabriel J. Tropical forest birds after 20 years of the establishment of a reservoir: Extinction, colonization, and recolonization events.** *Global Ecology and Conservation*, v. 48, p. e02754, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02754>

**CAMPBELL, Sara E.; MANDRAK, Nicholas E. Functional differentiation accompanies taxonomic homogenization in freshwater fish communities.** *Ecology*, v. 101, n. 12, p. e03188, 2020.

**CHOI, Yerim et al. Assessment of fish community and food web structure in a restored stream within an ecological park; positive change in diversity with ecological management challenges.** *Restoration Ecology*, v. 33, n. 1, p. e14313, 2025.

**CIANCIARUSO, Marcus Vinicius; SILVA, Igor Aurélio; BATALHA, Marco Antônio. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades.** *Biota Neotropica*, v. 9, p. 93-103, 2009.

**DE MELO, Tomaz Nascimento de et al. Impacts of a large hydroelectric dam on the Madeira River (Brazil) on floodplain avifauna.** *Acta Amazonica*, v. 51, p. 298-310, 2021. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202100662>

**DOLMANS, Vincent et al. Dietary data suggest large branchiopods may be an underrecognised food resource for a wide range of waterbirds.** *Hydrobiologia*, p. 1-17, 2025.

**DOMINGUES, Rita B.; BARBOSA, Ana B.; GALVÃO, Helena M. River damming leads to decreased phytoplankton biomass and disappearance of cyanobacteria blooms.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 136, p. 129-138, 2014. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.11.003.

**EBIRD.** *eBird: an online database of bird distribution and abundance.* Ithaca: Cornell Lab of Ornithology, [s.d.]. Disponível em: <https://ebird.org>. Acesso em: 21 jan. 2026.

**EBLING, Lucas Abbadi; PADIAL, Andre Andrian. The connections between riparian vegetation and water quality in the Atlantic Forest.** *Oecologia Australis*, v. 28, n. 4, p. 256-271, 2024. DOI: 10.4257/oeco.2024.2804.03.

**ELLIOT NOE, Elizabeth et al. Habitat provision is a major driver of native bird communities in restored urban forests.** *Journal of Animal Ecology*, v. 91, n. 7, p. 1444-1457, 2022.

**FRAINER, André; MCKIE, Brendan G.; MALMQVIST, Björn. When does diversity matter? Species functional diversity and ecosystem functioning across habitats and seasons in a field experiment.** *Journal of Animal Ecology*, v. 83, n. 2, p. 460-469, 2014.

**FEARNSIDE, Philip M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: implications for the aluminum industry.** *World Development*, v. 77, p. 48-65, 2016.

**FONTURBEL, Francisco E. et al. Effects of habitat degradation on bird functional diversity: A field test in the Valdivian rainforest.** *Forest Ecology and Management*, v. 522, p. 120466, 2022.

**Google.** Google Collaboratory [Software online]. Disponível em: <https://colab.research.google.com/>. Acesso em: 14 ago. 2025.

**Google Earth Engine.** *Google Earth Engine* [Plataforma online]. Disponível em: <https://earthengine.google.com/>. Acesso em: 14 ago. 2025.

**HANLE, Juliana; DUGUID, Marlyse C.; ASHTON, Mark S. Legacy forest structure increases bird diversity and abundance in aging young forests.** *Ecology and Evolution*, v. 10, n. 3, p. 1193-1208, 2020.

**HENRIQUES, Luiza Magalli Pinto et al. Avian extinctions induced by the oldest Amazonian hydropower mega dam: evidence from museum collections and sighting data spanning 172 years.** PeerJ, v. 9, p. e11979, 2021.<https://doi.org/10.7717/peerj.11979>

**HEWITT, Judi et al. A latent threat to biodiversity: consequences of small-scale heterogeneity loss.** *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 5, p. 1315-1323, 2010.

**IRVING, Gregory J. et al. Collapse of a tropical forest bird assemblage surrounding a hydroelectric reservoir.** *Global Ecology and Conservation*, v. 16, p. e00472, 2018.  
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00472>

**ISMAIL, Nor Adibah et al. Comparing Bird Assemblages in Catchment Areas of Two Hydroelectric Dams in Terengganu, Malaysia.** *Pertanika Journal of Science & Technology*, v. 30, n. 2, 2022.<https://doi.org/10.47836/pjst.30.2.35>

**JIANG, Xuexia; QIN, Jiaofen. Effects of ecological restoration on degraded riparian plant communities.** *Frontiers in Sustainable Development*, v. 4, n. 2, 2024. ISSN 2710-0723.

**JOHNSON, Matthew P. The energy crisis and the South American Pharaohs: Brazil's large dams and the social and environmental costs of renewable energy, 1973-1989.** *Anais SNCMA*, v. 8, n. 1, 2017.

**JONES, Harrison H. et al. Turnover-driven loss of forest-dependent species changes avian species richness, functional diversity, and community composition in Andean forest fragments.** *Global Ecology and Conservation*, v. 32, p. e01922, 2021.

**JOYCE, Francis H. et al. Active restoration accelerates recovery of tropical forest bird assemblages over two decades.** *Biological Conservation*, v. 293, p. 110593, 2024.

**KAMIDIS, Nikolaos; LYKAKIS, Ioannis E.; MOUSTAKAS, Nikos; et al. Impact of river damming on downstream hydrology and hydrochemistry: the case of lower Nestos River catchment (NE Greece).** *Water*, v. 13, n. 20, p. 2832, 2021. DOI: 10.3390/w13202832.

**KARADIMOU, Elpida K. et al. Functional diversity exhibits a diverse relationship with area, even a decreasing one.** *Scientific Reports*, v. 6, n. 1, p. 35420, 2016.

KINGSFORD, Richard T.; BINO, Gilad; PORTER, John L. **Continental impacts of water development on waterbirds, contrasting two Australian river basins: Global implications for sustainable water use.** *Global change biology*, v. 23, n. 11, p. 4958-4969, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13743>

KUGLEROVÁ, Lenka; ÅGREN, Anneli; JANSSON, Roland; LAUDON, Hjalmar. **Towards optimizing riparian buffer zones: ecological and biogeochemical implications for forest management.** *Forest Ecology and Management*, v. 334, p. 74-84, 2014.

LOHBECK, Madelon et al. **Functional trait strategies of trees in dry and wet tropical forests are similar but differ in their consequences for succession.** *PloS one*, v. 10, n. 4, p. e0123741, 2015.

LORENZON, Rodrigo E. et al. **Habitat heterogeneity drives bird species richness, nestedness and habitat selection by individual species in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina.** *Austral Ecology*, v. 41, n. 7, p. 829-841, 2016.

LOURES, Raquel Coelho; POMPEU, Paulo Santos. **Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade.** *Freshwater Biology*, v. 64, n. 10, p. 1806-1820, 2019. DOI: 10.1111/fwb.13371.

LOW, Bing Wen et al. **Diversidade funcional de aves mantidas em um fragmento de floresta tropical após mais de 120 anos de renovação.** *Biodiversidade e Conservação*, v. 33, n. 6, p. 2195-2210, 2024.

MAGNEVILLE, Camille et al. **mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity.** *Ecography*, v. 2022, n. 1, 2022. <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ecog.05904>>.

MARCILIO-SILVA, V.; PILLAR, V. D.; MARQUES, M. C. M. **Functional turnover and community assemblage during tropical forest succession.** *Community Ecology*, v. 17, n. 1, p. 88-97, 2016.

MARQUES, Nubia C. S.; TÓFOLI, Renato N.; LÉO, Maryana R.; et al. **Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian.** *Hydrobiologia*, v. 848, n. 15, p. 3503-3520, 2021. DOI:

10.1007/s10750-021-04622-0.

MARTINS, Gustavo de Melo et al. **Impacts of large dams on Amazonian floodplain bird communities.** *Biotropica*, v. 56, n. 4, p. e13351, 2024. <https://doi.org/10.1111/btp.13351>

MAYANI-PARÁS, Fernando et al. **Classification and distribution of functional groups of birds and mammals in Mexico.** *Plos one*, v. 18, n. 11, p. e0287036, 2023.

MAZNIKOVA, Vera N.; ORMEROD, Steve J.; GÓMEZ-SERRANO, Miguel Ángel. **Birds as bioindicators of river pollution and beyond: specific and general lessons from an apex predator.** *Ecological Indicators*, v. 158, p. 111366, 2024. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.111366.

MEERHOFF, Mariana; DE LOS ÁNGELES GONZÁLEZ-SAGRARIO, María. **Habitat complexity in shallow lakes and ponds: importance, threats, and potential for restoration.** *Hydrobiologia*, v. 849, n. 17, p. 3737-3760, 2022.

MELO, Marcos Antônio; SILVA, Marco Aurélio G.; PIRATELLI, Augusto João. **Improvement of vegetation structure enhances bird functional traits and habitat resilience in an area of ongoing restoration in the Atlantic Forest.** *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, p. e20191241, 2020. DOI: 10.1590/0001-3765202020191241.

MORRISON, Emily B.; LINDELL, Catherine A. **Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior.** *Restoration Ecology*, v. 19, n. 201, p. 170-177, 2011.

MOUILLOT, David et al. **Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 38, p. 13757-13762, 2014.

MUGATHA, Simon M. et al. **Bird species richness and diversity responses to land use change in the Lake Victoria Basin, Kenya.** *Scientific reports*, v. 14, n. 1, p. 1711, 2024.

MUNRO, Nicola T. et al. **Bird's response to revegetation of different structure and**

floristics—are “restoration plantings” restoring bird communities?. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, p. 223-235, 2011.

**NAKASATO, Marcus. V.; SOUZA, A. L. T.; BERNARDI, A. C. Waterline distance effects in the recovery of forest structure and soil organic matter 12 years after restoration.** *Ecological Engineering*, v. 206, p. 107315, 2024. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2023.107315.

**NASRUDDIN-ROSHIDI, Affan et al. Recovery of bird communities following the construction of a large-scale hydroelectric dam.** *Ecological Processes*, v. 10, n. 1, p. 30, 2021. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00298-1>

**NSOR, Charles Ayuk et al. Avifauna Composition of an Abandoned Dam Site in Biu, Borno State, Nigeria.** *Journal of Built Environment and Geological Research*, 2025. <https://doi.org/10.70382/ajbegr.v7i4.019>

**OKSANEN Jari, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J, Borman T (2025).** *\_vegan: Community Ecology Package\_*. R package version 2.6-10, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

**PACHECO, José. F.; SILVEIRA, L. F.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; BENCKE, G. A.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; COHN-HAFT, M.; MAURÍCIO, G. N.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S. R.; LEES, A. C.; FIGUEIREDO, L. F. A.; CARRANO, E.; GUEDES, R. C.; CESARI, E.; FRANZ, I.; SCHUNCK, F.; PIACENTINI, V. Q.** Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. **Ornithology Research**, 29: 94-105.2021.

**PURSCHKE, Oliver et al. Contrasting changes in taxonomic, phylogenetic and functional diversity during a long-term succession: insights into assembly processes.** *Journal of Ecology*, v. 101, n. 4, p. 857-866, 2013.

**PYTHON SOFTWARE FOUNDATION.** *Python Language Reference, version 3.11*, 2025. Disponível em: <https://www.python.org/>. Acesso em: 14 ago. 2025.

**QGIS DEVELOPMENT TEAM.** *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*, 2025. Disponível em: <https://www.qgis.org/>. Acesso em: 14 ago. 2025

**R CORE TEAM.** *R: A language and environment for statistical computing*, versão 4.5.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2025. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 14 ago. 2025.

**RENNER, Swen C. et al.** **Forest structure, plants, arthropods, scale, or birds' functional groups: What key factor are forest birds responding to?** *Plos one*, v. 19, n. 5, p. e0304421, 2024.

**ROSENFELD, Milena Fermina; MULLER, Sandra Cristina.** **Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas.** *Oecologia Australis*, v. 24, n. 3, p. 550-565, 2020.

**ROYAN, Alexander; GIRDLESTONE, Lynsey; HARVEY, Paul J.; et al.** **Avian community responses to variability in river hydrology.** *PLOS ONE*, v. 8, n. 12, p. e83221, 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0083221.

**SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, Esther; GREEN, Andy J.** **Habitat use by waterbirds in relation to pond size, water depth, and isolation: lessons from a restoration in southern Spain.** *Restoration Ecology*, v. 22, n. 3, p. 311-318, 2014. <https://doi.org/10.1111/rec.12078>.

**SICK, Helmut.** *Ornitologia brasileira*. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1985.

**SIMURDA, Jakub; ŠMILAUER, Petr; FUCHS, Roman.** **Forestry Plans as the Source of Environmental Data for the Analysis of Bird Community Composition.** *Diversity*, v. 17, n. 5, p. 351, 2025.

**STEVENS, Lawrence E.; SCHMIDT, John C.; AYERS, Thomas J.; BROWN, Brent T.** **Dam and geomorphological influences on Colorado River waterbird distribution, Grand Canyon, Arizona, USA.** *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 13, n. 2, p. 151-169, 1997.

**STORCH, Felix et al.** **Linking structure and species richness to support forest**

**biodiversity monitoring at large scales.** *Annals of Forest Science*, v. 80, n. 1, p. 3, 2023.

**SWANSON, A. Christine; BOHLMAN, Stephanie. Cumulative impacts of land cover change and dams on the land–water interface of the Tocantins River.** *Frontiers in Environmental Science*, v. 9, p. 662904, 2021. DOI: 10.3389/fenvs.2021.662904.

**SWARTZ, Timothy M.; GLEDITSCH, Jason M.; BEHM, Jocelyn E. A functional trait approach reveals the effects of landscape context on ecosystem services provided by urban birds.** *Landscape and Urban Planning*, v. 234, p. 104724, 2023.

**TOBIAS, Joseph A. A bird in the hand: Global-scale morphological trait datasets open new frontiers of ecology, evolution and ecosystem science.** *Ecology Letters*, v. 25, n. 3, p. 573-580, 2022.

**TOBIAS, Joseph A. et al. AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds.** *Ecology Letters*, v. 25, n. 3, p. 581-597, 2022.

**TU, Hung-Ming; FAN, Meng-Wen; KO, Jerome Chie-Jen. Different habitat types affect bird richness and evenness.** *Scientific reports*, v. 10, n. 1, p. 1221, 2020.

**U.S. Geological Survey. Landsat 7 ETM+ Collection 2, Level 1, Top-of-Atmosphere Reflectance(LANDSAT/LE07/C02/T1\_TOA).** Disponível em: [https://developers.google.com/earthengine/datasets/catalog/LANDSAT\\_LE07\\_C02\\_TOA](https://developers.google.com/earthengine/datasets/catalog/LANDSAT_LE07_C02_TOA). Acesso em: 14 ago. 2025.

**VAN LEEUWEN, Casper HA et al. Creating new littoral zones in a shallow lake to forward-restore an aquatic food web.** *Science of the Total Environment*, v. 904, p. 166768, 2023.

**VELÁSQUEZ-C, Karen Lorena et al. A systematic review of the role of terrestrial vertebrates in ecological integrity assessment.** *Environmental and Sustainability Indicators*, v. 23, p. 100426, 2024.

**VILLÉGER, Sébastien; NOVACK-GOTTSHALL, Philip M.; MOUILLOT, David. The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time.** *Ecology Letters*, v. 14, n. 6, p. 561-568, 2011.

**WIKIAVES.** *WikiAves – a enciclopédia das aves do Brasil.* [S.l.]: WikiAves, [s.d.].

Disponível em: <https://www.wikiaves.com.br>. Acesso em: 21 jan. 2026.

**WESTPHAL, Ashleigh M. et al. Secretive marsh bird occupancy across a spectrum of hydroelectric reservoir management in western montane Canada.** *The Journal of Wildlife Management*, v. 87, n. 7, p. e22455, 2023. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22455>

**YAO, Liangjin et al. Alpha and beta diversity of functional traits in subtropical evergreen broad-leaved secondary forest communities.** *Frontiers in Plant Science*, v. 15, p. 1223351, 2024.

**ZHANG, Hui et al. Using functional trait diversity to evaluate the contribution of multiple ecological processes to community assembly during succession.** *Ecography*, v. 38, n. 12, p. 1176-1186, 2015.

**ZHANG, Chen; LIU, Jiashou; HU, Ying; et al. Changes in taxonomic and functional diversity of fish communities after catastrophic habitat alteration caused by construction of Three Gorges Dam.** *Ecology and Evolution*, v. 10, n. 12, p. 5829-5839, 2020. DOI: 10.1002/ece3.6342.

**ZANON, Felipe M.; FERREIRA, Aline C. S.; ROCHA, Adriana M.; et al. Impact of a run-of-river dam in an Amazonian large river on the spatial and temporal patterns of phytoplankton beta diversity.** *Biological Conservation*, v. 295, p. 110656, 2024. DOI: 10.1016/j.biocon.2024.110656.

## APÊNDICE

Apêndice 1. Nomenclatura taxonômica das espécies de aves classificadas conforme o seguimento da CBRO, catalogando-as pela ordem evolutiva. Em cinza mais escuro as ORDENS, cinza claro as FAMÍLIAS e em branco as ESPÉCIES.

Táxon	Nome popular	Floresta		Restauro	
		2009	2022	2009	2022
<b>ANSERIFORMES</b> Linnaeus, 1758					
Anhimidae Stejneger, 1885					
<i>Anhima cornuta</i> (Linnaeus, 1766)	Anhuma		X		X
Anatidae Leach, 1820					
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	Irerê	X	X		X
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	Marreca-cabocla	X	X		X
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	Pato-do-mato	X	X		X
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	Marreca-ananaí	X	X		X
<b>PODICIPEDIFORMES</b> Fürbringer, 1888					
Phoenicopteridae Bonaparte, 1831					
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	Mergulhão-pequeno	X	X		X
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	Mergulhão-caçador	X	X		X
<b>CUCULIFORMES</b> Wagler, 1830					
Cuculidae Leach, 1820					
<i>Crotophaga major</i> Gmelin, 1788	Anu-coroca		X		X
<b>APODIFORMES</b> Peters, 1940					
Apodidae Olphe-Galliard, 1887					
<i>Tachornis squamata</i> (Cassin, 1853)	Andorinhão-do-buriti		X		X
<b>GRUIFORMES</b> Bonaparte, 1854					
Aramidae Bonaparte, 1852					
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	Carão	X	X		X
Rallidae Rafinesque, 1815					
<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	Sanã-parda	X	X		X
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	Saracura-sanã	X	X		X
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	Saracura-três-potes	X	X	X	X

<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	Galinha-d'água	X	X		
CHARADRIIFORMES Huxley, 1867					
Recurvirostridae Bonaparte, 1831					
<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817	Pernilongo-de-costas-brancas		X		X
Jacanidae Chenu & Des Murs, 1854					
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	Jaçanã	X	X		X
CICONIIFORMES Bonaparte, 1854					
Ciconiidae Sundevall, 1836					
<i>Jabiru mycteria</i> (Lichtenstein, 1819)	Tuiuiu	X	X		X
<i>Mycteria americana</i> Linnaeus, 1758	Cabeça-seca		X		X
SULIFORMES Sharpe, 1891					
Anhingidae Reichenbach, 1849					
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	Biguatinga	X	X		X
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849					
<i>Nannopterum brasilianum</i> (Gmelin, 1789)	Biguá	X	X		X
PELECANIFORMES Sharpe, 1891					
Ardeidae Leach, 1820					
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	Socó-boi	X	X		X
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Socó-dorminhoco	X	X		X
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	Socozinho	X	X		X
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	Garça-moura	X	X	X	X
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	Garça-branca-grande	X	X	X	X
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Maria-faceira	X	X	X	X
<i>Pilherodius pileatus</i> (Boddaert, 1783)	Garça-real	X	X		
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Garça-branca-pequena	X	X	X	X
Threskiornithidae Poche, 1904					
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	Coró-coró	X	X		X
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	Tapicuru		X		X
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	Curicaca	X	X	X	X
ACCIPITRIFORMES Bonaparte, 1831					

Pandionidae Bonaparte, 1854					
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	Águia-pescadora		X		X
Accipitridae Vigors, 1824					
<i>Busarellus nigricollis</i> (Latham, 1790)	Gavião-belo		X		X
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	Gavião-caramujeiro	X	X		X
<i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	Gavião-preto		X		X
CORACIIFORMES Forbes, 1844					
Alcedinidae Rafinesque, 1815					
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	Martim-pescador-grande	X	X		X
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	Martim-pescador-verde	X	X		X
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Martim-pescador-pequeno				X
PSITTACIFORMES Wagler, 1830					
Psittacidae Rafinesque, 1815					
<i>Orthopsittaca manilatus</i> (Boddaert, 1783)	Maracanã-do-buriti		X		X
PASSERIFORMES Linnaeus, 1758					
Furnariinae Gray, 1840					
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	João-porca		X		X
<i>Phacellodomus ruber</i> (Vieillot, 1817)	Graveteiro	X	X		X
<i>Cranioleuca vulpina</i> (Pelzeln, 1856)	Arredio-do-rio	X	X		X
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	Curutié	X	X		X
Tyrannidae Vigors, 1825					
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	Lavadeira-mascarada	X	X	X	X
<i>Arundinicola leucocephala</i> (Linnaeus, 1764)	Freirinha	X	X		X
Hirundinidae Rafinesque, 1815					
<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	Andorinha-do-rio	X	X	X	X
Donacobiidae Aleixo & Pacheco, 2006					
<i>Donacobius atricapilla</i> (Linnaeus, 1766)	Japacanim	X	X		X
Icteridae Vigors, 1825					
<i>Leistes superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	Polícia-inglesa-do-sul		X		
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	Garibaldi		X		X

<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	Chupim-do-brejo	X	X		X
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer, 1947					
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	Pia-cobra		X		X
<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)	Pula-pula-de-sobrancelha		X		

Apêndice 2. Lista de guia das aves encontradas na área de estudo, com todas as classificações das características funcionais das aves que determinam o grupo funcional, respectivamente os códigos de cada grupo funcional.



**Anhima cornuta**

Nome popular : Anhuma  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio terrestre  
 Herbívoro aquático  
 Massa categoria 5 (3150 g)  
 Código: WTeHa5



**Amazonetta brasiliensis**

Nome popular:  
 Marreca-ananá  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio aquático  
 Herbívoro aquático  
 Massa categoria 3 (500g)  
 Código: WAqHa3



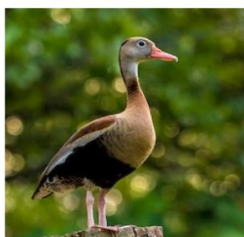
**Dendrocygna viduata**

Nome popular: Irerê  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio aquático  
 Herbívoro aquático  
 Massa categoria 3 (690g)  
 Código: WAqHa3



**Tachybaptus dominicus**

Nome popular: Mergulhão  
 pequeno  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio aquático  
 Predador aquático  
 Massa categoria 2 (132,6g)  
 Código: WAqAp2



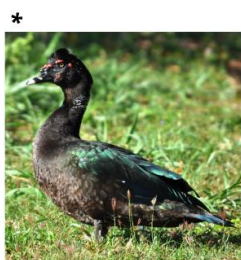
**Dendrocygna autumnalis**

Nome popular :  
 Marreca-cabocla  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio aquático  
 Herbívoro aquático  
 Massa categoria 3 (755,3g)  
 Código: WAqHa3



**Podilymbus podiceps**

Nome popular :  
 Mergulhão-caçador  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio aquático  
 Predador aquático  
 Massa categoria 2 (411,9g)  
 Código: WAqAp2



**Cairina moschata**

Nome popular :  
 Pato-do-mato  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio generalista  
 Onívoro  
 Massa categoria 5 (2415,8g)  
 Código: WGeOm5



**Crotophaga major**

Nome popular:  
 Anu-coroça  
 Ave de habitat florestal  
 Forrageio inessorial  
 Onívoro  
 Massa categoria 2 (148,3g)  
 Código: FlsOm2



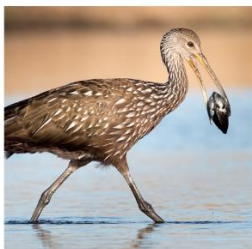
**Tachornis squamata**

Nome popular:  
Andorinhão-do-buriti  
Ave de habitat florestal  
Forrageio aéreo  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (11g)  
Código: FARln1



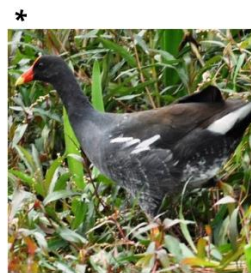
**Aramides cajaneus**

Nome popular: Saracura-  
três-potes  
Ave de habitat florestal  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (397g)  
Código: FTAp2



**Aramus guarauna**

Nome popular: Carão  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 4 (1080g)  
Código: WTeAp4



**Gallinula galeata**

Nome popular:  
Galinha-d'água  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Onívoro  
Massa categoria 2 (339,6g)  
Código: WTeOm2



**Laterallus melanophaius**

Nome popular : Sanã-  
parda  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 1 (52,1g)  
Código: WTeAp1



**Himantopus melanurus**

Nome popular:Pernilongo-  
de-costas-brancas  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (176,8g)  
Código: WTeAp2



**Pardirallus nigricans**

Nome popular :  
Saracura-sanã  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (217g)  
Código: WTeAp2



**Jacana jacana**

Nome popular: Jaçanã  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Onívoro  
Massa categoria 2 (106,2g)  
Código: WTeOm2



***Jabiru Mycteria***

Nome popular: Tuiuiú  
Ave de habitat de vegetação  
baixa  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 5 (5996,3g)  
Código: GTeAp5



***Tigrisoma lineatum***

Nome popular: Socó-boi  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 3 (813g)  
Código: WTeAp3



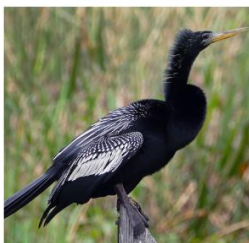
***Mycteria americana***

Nome popular: Cabeça-seca  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 5 (2554,5g)  
Código: WTeAp5



***Nycticorax nycticorax***

Nome popular: Socó-  
dorminhoco  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 3 (810g)  
Código: WTeAp3



***Anhinga anhinga***

Nome popular : Biguatinga  
Ave de habitat aquático  
Forrageio aquático  
Predador aquático  
Massa categoria 4 (1235g)  
Código: WAqAp4



***Butorides striata***

Nome popular: Socozinho  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (201,5g)  
Código: WTeAp2



***Nannopterum brasilianum***

Nome popular : Biguá  
Ave de habitat aquático  
Forrageio generalista  
Predador aquático  
Massa categoria 4 (1239,3g)  
Código: WGeAp4



***Ardea cocoi***

Nome popular:  
Garça-moura  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 5  
(1752,4g)  
Código: WTeAp5



***Ardea alba***  
 Nome popular:  
 Garça-branca-grande  
 Ave de habitat de  
 vegetação baixa  
 Forrageio terrestre  
 Predador aquático  
 Massa categoria 3 (871,3g)  
 Código: WTeAp3



***Mesembrinibis  
 cayennensis***  
 Nome popular: Coró-coró  
 Ave de habitat florestal  
 Forrageio terrestre  
 Predador aquático  
 Massa categoria 3 (756g)  
 Código: FTeAp3



***Syrigma sibilatrix***  
 Nome popular:  
 Maria-faceira  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio terrestre  
 Onívoro  
 Massa categoria 2 (463g)  
 Código: WTeOm2



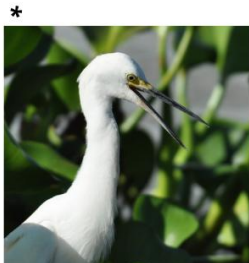
***Phimosus infuscatus***  
 Nome popular: Tapicuru  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio terrestre  
 Predador aquático  
 Massa categoria 3 (559g)  
 Código: WTeAp3



***Pilherodius pileatus***  
 Nome popular : Garça-real  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio terrestre  
 Predador aquático  
 Massa categoria 3  
 (568,6g)  
 Código: WTeAp3



***Theristicus caudatus***  
 Nome popular: Curicaca  
 Ave de habitat de  
 vegetação baixa  
 Forrageio terrestre  
 Onívoro  
 Massa categoria 5 (1726g)  
 Código: GTeOm5



***Egretta thula***  
 Nome popular : Garça-  
 branca-pequena  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio terrestre  
 Predador aquático  
 Massa categoria 2 (371g)  
 Código: WTeAp2



***Pandion haliaetus***  
 Nome popular:  
 Aguia-pescadora  
 Ave de habitat aquático  
 Forrageio aéreo  
 Predador aquático  
 Massa categoria 4  
 (1483,2g)  
 Código: WArAp4



***Busarellus nigricollis***

Nome popular: Gavião-belo  
Ave de habitat florestal  
Forrageio inessorial  
Predador aquático  
Massa categoria 3 (766g)  
Código: FlsAp3

\*



***Chloroceryle amazona***

Nome popular:  
Martim-pescador-verde  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (126,4g)  
Código: WIsAp2



***Rostrhamus sociabilis***

Nome popular:  
Gavião-caramujeiro  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (366,9g)  
Código: WIsAp2



***Chloroceryle americana***

Nome popular: Martim-pescador-pequeno  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Predador aquático  
Massa categoria 1 (33,7g)  
Código: WIsAp1



***Urubitinga urubitinga***

Nome popular :  
Gavião-preto  
Ave de habitat florestal  
Forrageio inessorial  
Predador aquático  
Massa categoria 4 (1152,9g)  
Código: FlsAp4

\*



***Orthopsittaca manilatus***

Nome popular:  
Maracanã-do-buriti  
Ave de habitat florestal  
Forrageio inessorial  
Frugívoro  
Massa categoria 2 (372g)  
Código: FlsFr2



***Megaceryle torquata***

Nome popular : Martim-pescador-grande  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (317g)  
Código: WIsAp2



***Lochmias nematura***

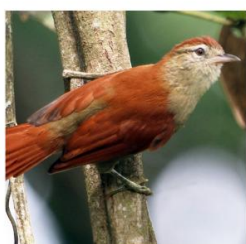
Nome popular:  
João-porca  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (22g)  
Código: WTeln1



***Phacellodomus ruber***  
Nome popular: Graveteiro  
Ave de habitat florestal  
Forrageio generalista  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (41g)  
Código: FGeln1



***Arundinicola leucocephala***  
Nome popular: Freirinha  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (14g)  
Código: WIsIn1



***Cranioleuca vulpina***  
Nome popular:  
Arredio-do-rio  
Ave de habitat florestal  
Forrageio inessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 1(15,7g)  
Código: FlsIn1



***Tachycineta albiventer***  
Nome popular:  
Andorinha-do-rio  
Ave de habitat aquático  
Forrageio aéreo  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (17,7g)  
Código: WArIn1



***Certhiaxis cinnamomeus***  
Nome popular : Curutié  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (15,2g)  
Código: WIsIn1



***Donacobius atricapilla***  
Nome popular: Japacanim  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (36,8g)  
Código: WIsIn1



***Fluvicola nengeta***  
Nome popular :  
Lavadeira mascarada  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (21g)  
Código: WTeln1



***Leistes superciliaris***  
Nome popular:  
Polícia-inglesa-do-sul  
Ave de habitat de  
vegetação baixa  
Forrageio terrestre  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (20g)  
Código: GTeln1



***Chrysomus ruficapillus***

Nome popular: Garibaldi  
Ave de habitat aquático  
Forrageio inessorial  
Onívoro  
Massa categoria 1 (32g)  
Código: WIsOm1

\*\*



***Sarkidiornis sylvicola***  
Nome popular: Pato-de-crista  
Ave de habitat aquático  
Forrageio generalista  
Herbívoro aquático  
Massa categoria 5 (2610g)  
Código: WGeHa5



***Pseudoleistes guirahuro***

Nome popular:  
Chupim-do-brejo  
Ave de habitat de  
vegetação baixa  
Forrageio terrestre  
Onívoro  
Massa categoria 1 (86,4g)  
Código: GTeOm1

\*\*



***Chondrohierax uncinatus***  
Nome popular:  
Gavião-caracoleiro  
Ave de habitat florestal  
Forrageio inessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 2 (286g)  
Código: FlIn2



***Geothlypis aequinoctialis***

Nome popular : Pia-cobra  
Ave de habitat florestal  
Forrageio inessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (13,1g)  
Código: FlIn1

\*\*



***Gallinago paraguaiæ***  
Nome popular: Narceja  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (109g)  
Código: WTeAp2



***Myiothlypis leucophrys***

Nome popular : Pula-pula-de-sobrancelha  
Ave de habitat florestal  
Forrageio terrestre  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (18,1g)  
Código: FTel1

\*\*



***Gallinago undulata***  
Nome popular: Narcejão  
Ave de habitat de  
vegetação baixa  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 2 (312g)  
Código: GTeAp2

\*\*



***Nomonyx dominicus***

Nome popular:  
Marreca-caucau  
Ave de habitat aquático  
Forrageio aquático  
Herbívoro aquático  
Massa categoria 2 (365g)  
Código: WAqHa2

\*\*



***Riparia riparia***

Nome popular:  
Andorinha-do-barranco  
Ave de habitat aquático  
Forrageio aéreo  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (12,7g)  
Código: WArIn1

\*\*



***Porphyrio martinica***

Nome popular: Frango-  
d'água-azul  
Ave de habitat aquática  
Forrageio terrestre  
Herbívoro aquático  
Massa categoria 2 (235g)  
Código: WTeHa2

\*\*



***Sternula superciliaris***

Nome popular: Trinta-  
réis-pequeno  
Ave de habitat aquático  
Forrageio aéreo  
Predador aquático  
Massa categoria 1 - x kg  
Código: WArAp1

\*\*



***Rynchops niger***

Nome popular : Talha-mar  
Ave de habitat aquático  
Forrageio aéreo  
Predador aquático  
Massa categoria 2  
(297,7g)  
Código: WArAp2

\*\*



***Tringa flavipes***

Nome popular: Maçarico-  
de-perna-amarela  
Ave de habitat aquático  
Forrageio terrestre  
Predador aquático  
Massa categoria 1 (77,5g)  
Código: WTeAp1

\*\*



***Phacellodomus ferrugineigula***

Nome popular :  
João-botina-do-brejo  
Ave de habitat florestal  
Forrageio insessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (24,5g)  
Código: FlSlIn1

\*\*



***Gubernetes yetapa***

Nome popular:  
Tesoura-do-brejo  
Ave de habitat de  
vegetação baixa  
Forrageio insessorial  
Invertívoro  
Massa categoria 1 (68,4g)  
Código: GlSlIn1

\* Espécies que foram encontradas no ano 2009 e também no ano 2022. Foram registradas e disponibilizadas pelo Marcus Vinícius Nakasato

\*\* Espécies que não foram encontradas no ano 2009 nem no ano 2022. Estiveram presentes, no meio do período de 14 anos.

Outras imagens foram retiradas do acervo digital do EBird (Cornell Lab of Ornithology, 2026), disponível < ebird.org/home >

Apêndice 3. Dendrograma com as dissimilaridades das espécies por ano. O grupo 1 em laranja, o grupo 2 em azul, grupo 3 em rosa e o grupo 4 em verde.

