



**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO
AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO REGIONAL**

ANDRÉ GONÇALVES VIEIRA

**DINÂMICA AMBIENTAL E SUCESSÃO ECOLÓGICA DAS MATAS RIPÁRIAS:
AVALIAÇÃO DA MASTOFAUNA E AVIFAUNA NO ALTO CURSO DO RIO SANTO
ANASTÁCIO, PONTAL DO PARANAPANEMA/SP**

Presidente Prudente - SP
2024



**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO
AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO REGIONAL**

ANDRÉ GONÇALVES VIEIRA

**DINÂMICA AMBIENTAL E SUCESSÃO ECOLÓGICA DAS MATAS RIPÁRIAS:
AVALIAÇÃO DA MASTOFAUNA E AVIFAUNA NO ALTO CURSO DO RIO SANTO
ANASTÁCIO, PONTAL DO PARANAPANEMA/SP**

Tese apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional.

Área de concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento

Linha de pesquisa: Planejamento ambiental e desenvolvimento regional.

Orientador: Dr. Paulo Antônio Da Silva
Coorientador: Dr. Marcelo Rodrigo Alves

634.9
V658d

Vieira, André Gonçalves.

Dinâmica ambiental e sucessão ecológica das matas ripárias: avaliação da mastofauna e avifauna no alto curso do rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema/SP. / André Gonçalves Vieira. – Presidente Prudente, 2024.

130 f.: il.

Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade do Oeste Paulista – Unoeste, Presidente Prudente, SP, 2024.

Bibliografia.

Orientador: Dr. Paulo Antônio Da Silva

1. Sucessão ecológica. 2. Degradação ambiental.
3. Ecossistemas em Matas Ripárias. I. Título.

Catálogo na Fonte: Maria Leticia Silva Vila Real – CRB 8/10699

ANDRÉ GONÇALVES VIEIRA

**DINÂMICA AMBIENTAL E SUCESSÃO ECOLÓGICA DAS MATAS RIPÁRIAS:
AVALIAÇÃO DA MASTOFAUNA E AVIFAUNA NO ALTO CURSO DO RIO SANTO
ANASTÁCIO, PONTAL DO PARANAPANEMA/SP**

Tese apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional.

Presidente Prudente, 26 de agosto de 2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Antônio Da Silva
UNOESTE – Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente/SP

Prof. Dr. Alba Regina Azevedo Arana
UNOESTE – Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente/SP

Prof. Dr. Maíra Rodrigues Uliana
UNOESTE – Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente/SP

Nelissa Garcia Balarim
Instituto Federal do Paraná
Foz do Iguaçu/PR

Renata Ribeiro de Araújo
UNESP – Universidade Estadual Paulista
Presidente Prudente/SP

DEDICATÓRIA

À minha querida mãe (*in memoriam*) e à minha família, por estarem sempre comigo;
à minha esposa Luciana, pelo apoio incondicional em todos os momentos,
especialmente nos de incerteza, que são tão frequentes para quem se aventura em
novos caminhos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todas as oportunidades que me são concedidas a cada dia.

À Universidade do Oeste Paulista - UNOESTE, pelo programa de pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional, no Campus de Presidente Prudente, e a todos os funcionários e professores, pela dedicação e empenho constantes.

À CAPES, que por meio do programa PROSUP, forneceu o auxílio financeiro que viabilizou meus estudos.

Ao professor Paulo Antônio da Silva, pela confiança, orientação, dedicação, compreensão, e pelos valiosos conselhos e ensinamentos.

Aos professores do curso de Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional, por sua contribuição para a evolução e sucesso do programa.

Aos meus queridos colegas de curso, por sua companhia e apoio durante essa jornada.

Ao meu amigo e irmão, o Biólogo Johnny Michael, um dos melhores profissionais em ornitologia que já conheci. À doutora geógrafa Aline Santos, por seu auxílio na elaboração e produção de mapas, sempre me orientando sobre a melhor escolha de imagens de satélite para cada mapa temático.

Ao meu amigo e irmão Wilson Portella Rodrigues, pelo apoio incondicional desde o início da pós-graduação, do Mestrado Profissional na FCT-UNESP ao Doutorado na UNOESTE. Seu incentivo foi fundamental.

Ao meu amigo Milton Carlos de Melo "Tupã", por atender prontamente ao meu pedido de ajuda quando mais precisei. Minha eterna gratidão.

Ao meu amigo professor doutor Antonio Cesar Leal da FCT-UNESP de Presidente Prudente-SP, em sempre que solicitei ajuda sempre o caro professor atendeu.

À amiga Nelissa Ballarin Garcia, por seu apoio constante e por me guiar nos momentos de dúvida durante a pós-graduação.

Ao meu eterno mestre Silvério Takao Osomi, meu conselheiro acadêmico, sempre disposto a me ajudar. Agradeço por responder todas as minhas dúvidas.

Ao meu amigo Waldemar Cortez (*in memoriam*), por sua amizade fiel, companheirismo e incentivo ao meu sucesso.

À minha irmã, por estar ao meu lado em todos os momentos da minha vida.

Aos meus avós, Alcídia e Gustavo, e ao meu amado irmão Alexandre (*in memoriam*), por tudo que fizeram por mim. Amo vocês imensamente!

Ao meu tio José Daniel, por apoiar minhas escolhas e sempre incentivar meus estudos.

Ao meu filho Bruno Alexandre, por ser um filho maravilhoso, amoroso, e por estar sempre ao meu lado.

Aos meus amores, Mateus e Maria, meu príncipe e minha princesa, que sempre perguntam: "Você está estudando? O que você está fazendo?" Desejo vê-los sempre felizes e realizados.

À Luciana do Carmo, minha companheira, que é um presente de Deus em minha vida. Luciana, obrigado por toda a felicidade, carinho, compreensão, apoio, incentivo e dedicação que você me proporciona.

À minha amada e inesquecível mãe, Maria Luzia (*in memoriam*), não há palavras suficientes para expressar minha gratidão. Obrigada por estar presente em cada momento da minha vida, por me apoiar e acreditar em mim. Eu te amo profundamente!

Quando o peso parecer insuportável, erguerei meus olhos ao céu, buscando nos pássaros a leveza para deixar para trás toda tristeza e seguir adiante em minha jornada.

Quando o fardo se tornar insustentável, voltarei meu olhar para a savana, onde os felinos me ensinarão a, com minhas garras, libertar-me da dor e continuar meu caminho.

Quando o sofrimento parecer insuperável, contemplarei os oceanos e, ao ver os peixes, deixarei para trás as escamas de angústia que me impedem de avançar.

Quando a exaustão me alcançar, voltarei meu olhar para o menor riacho, recordando-me da força e persistência que me trouxeram até aqui.

Quando a dor parecer invencível, buscarei na floresta, que se renova com sua própria energia, a mesma capacidade de regeneração em mim, para que eu possa continuar.

Então, ao contemplar minhas conquistas, lembrarei das escolhas feitas, dos momentos difíceis e das dúvidas alheias. Olharei para dentro de mim e reconhecerei que valeu a pena acreditar. Levantarei-me, grato a Deus pela força e resiliência que desenvolvi ao longo do caminho. Pois sou biólogo, moldado pela natureza, e seguirei em frente, mais forte e determinado.

Autor: André Gonçalves Vieira

RESUMO

Alterações ambientais e sucessão de matas ciliares: diagnóstico da mastofauna e avifauna no alto curso do Rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema.

Nossa tese investigará uma parte fundamental dos ecossistemas florestais: as matas ripárias. Um diagnóstico da mastofauna e da avifauna da região estudada nos permitirá avaliar as alterações ambientais que impactam diretamente na sucessão de matas ciliares. Investigar a interação entre práticas agrícolas locais e a conservação das matas ciliares, propondo estratégias que promovam o desenvolvimento sustentável e a preservação da biodiversidade na região do Pontal do Paranapanema. A hipótese da tese – A perda de espécies vegetais e animais, interdependentes, desestabiliza os sistemas ecológicos na Bacia do Rio Santo Anastácio. E que tal dinâmica é evidenciada pela variação nos estágios sucessionais das Matas Ripárias, que impacta diretamente a diversidade e os papéis funcionais de aves e mamíferos na região. Para o levantamento de dados da pesquisa utilizamos a seguinte metodologia: métodos de observação direta, por meio de transecção linear; banco de dados do GADIS; recursos do Software ArcGis 10.8. Os dados do uso e ocupação da terra da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio, evidencia áreas de pastagem com poucos fragmentos florestais, e mosaicos de usos em grande parte da área, isso revela que as ações antrópicas são perenes na região e possuem grande disparidade sobre as áreas florestais, o que diz respeito em área de 114,11 km² de ocupação de terra (pastagem), seguido por mosaico de usos com 49,40 km², florestal com área de 18,66 km² e área urbana com 10,54 km² de área ocupada. O mapa de declividade da bacia hidrográfica do alto curso do rio Santo Anastácio demonstra os níveis de declividades no qual são representados entre 3% e 30%. As áreas mais íngremes ficam no setor leste e sul, perto das nascentes dos afluentes do rio Santo Anastácio, enquanto as áreas mais planas estão próximas à foz dos afluentes e do próprio rio Santo Anastácio, especialmente perto da represa de abastecimento público. A análise da cobertura vegetal nativa na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio revela que as áreas de preservação permanente (APPs) abrangem um total de 22,69 km². Dentro dessa extensão, apenas 6,91 km², correspondendo a 30,43%, estão cobertos por florestas nativas. Portanto, a análise dos estágios sucessionais das matas ripárias, com base nos índices apresentados, destaca a complexidade desses ecossistemas e sua relevância, verificada pelos testes estatísticos realizados. A indiscutível importância das matas ripárias consiste na manutenção da biodiversidade e na regulação dos processos hídricos na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio.

Palavras-chave: Sucessão ecológica; Degradação ambiental; Ecossistemas em Matas Ripárias.

ABSTRACT

Environmental changes and succession of riparian forests: diagnosis of mammal fauna and avifauna in the upper course of the Santo Anastácio River, Pontal do Paranapanema

Our thesis will investigate a fundamental part of forest ecosystems: riparian forests. A diagnosis of the mammal fauna and avifauna of the studied region will allow us to evaluate the environmental changes that directly impact the succession of riparian forests and investigate the interaction between local agricultural practices and the conservation of riparian forests, proposing strategies that promote sustainable development and the preservation of biodiversity in the Pontal do Paranapanema region. The thesis hypothesis – The loss of interdependent plant and animal species destabilizes the ecological systems in the Santo Anastácio River Basin. Such dynamics are evidenced by the variation in the successional stages of the Riparian Forests, which directly impacts the diversity and functional roles of birds and mammals in the region. For the survey data collection, we used the following methodology: direct observation methods, by means of linear transection; CARDIS database; features of ArcGis Software 10.8. The data on the use and occupation of the land of the Hydrographic Basin of the Upper Course of the Santo Anastácio River, shows pasture areas with few forest fragments, and mosaics of uses in a large part of the area, this reveals that anthropic actions are perennial in the region and have great disparity over forest areas, which concerns an area of 114.11 km² of land occupation (pasture), followed by mosaic of uses with 49.40 km², forest with an area of 18.66 km² and urban area with 10.54 km² of occupied area. The slope map of the upper course of the Santo Anastácio River basin shows the levels of slopes in which between 3% and 30% are represented. The steepest areas are in the eastern and southern sectors, near the headwaters of the tributaries of the Santo Anastácio River, while the flatter areas are near the mouth of the tributaries and the Santo Anastácio River itself, especially near the public supply dam. The analysis of the native vegetation cover in the upper course of the Santo Anastácio River reveals that the permanent preservation areas (PPAs) cover a total of 22.69 km². Within this extension, only 6.91 km², corresponding to 30.43%, are covered by native forests. Therefore, the analysis of the successional stages of riparian forests, based on the indices presented, highlights the complexity of these ecosystems and their relevance, verified by the statistical tests performed. The indisputable importance of riparian forests consists in the maintenance of biodiversity and the regulation of water processes in the hydrographic basin of the upper course of the Santo Anastácio River.

Keywords: Ecological succession; Environmental degradation; Ecosystems in Riparian Forests.

LISTA DE SIGLAS

ICMBIO	- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
APP	- Área de Preservação Permanente
EMBRAPA	- Câmara de Educação Básica
FD	- Functional Diversity
GADIS	- Grupo de Pesquisa Gestão Ambiental e Dinâmica Socioespacial
IVDN	- Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
UGRHI	- Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
CICA	- Companhia Industrial de Conservas Alimentícias
CNBB	- Conferência Nacional de Bispos do Brasil
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
SMA	- Secretaria de Meio Ambiente
UR	- Umidade Relativa
NDVI	- Normalized Difference Vegetation Index
IBAMA	- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ODS	- Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Participação dos vínculos empregatícios no total de vínculos	30
Figura 2-	Rendimento médio nos vínculos empregatícios.....	31
Figura 3-	Seção de estudo do Alto Curso do Rio Santo Anastácio representada em azul.....	34
Figura 4-	Uso e Ocupação da Terra da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio	36
Figura 5-	Declividade da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio	37
Figura 6-	Exemplo de vegetação ripária de características de mata ciliar e de galeria	45
Figura 7-	Sucessão florestal e suas fitofisionomias.....	48
Figura 8-	Esquema de parcelas e forma de amostragem de levantamento de campo	51
Figura 9-	Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio	53
Figura 10-	Vegetação Remanescente na Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio	54
Figura 11-	Dados referentes à abundância, abundância por espécie, riqueza e índice de Shannon e Alpha Fisher	56
Figura 12-	Dados de alturas de copa de árvores conforme estágios de sucessão ecológica, serapilheira e DAP	57
Figura 13-	Dados de similaridade baseado no Índice de Jaccard entre estágios de sucessão ecológica botânica na mata ripária do Santo Anastácio.....	59
Figura 14-	Abundância e riqueza de famílias de mamíferos	81
Figura 15-	Curva do observador para Mamíferos Estágio Inicial, Médio e Avançado	83
Figura 16-	Índice de Bray-Curtis.....	84
Figura 17-	Estrutura da comunidade de mastofauna nos estágios médio e inicial	85
Figura 18-	Dados de Abundância e Riqueza de aves.....	86
Figura 19-	Curva do observador para Aves: Estágio Inicial, Médio e Avançado....	88

Figura 20-	Índice de Bray-Curtis.....	88
Figura 21-	Estrutura da comunidade de avifauna nos estágios inicial, médio e avançado.....	89
Figura 22-	Mapa de Kernnel com a distribuição da avifauna e mastofauna em status de ameaçadas nas parcelas amostradas no Alto Curso do Rio Santo Anastácio	89
Figura 23-	Índice de hábitos Alimentares de mamíferos e aves	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	A correlação de uso de área por tamanho por km ² se configura da seguinte maneira.....	36
Tabela 2-	Delimitação das APP, estabelecidas pela Lei Federal nº 12.651/12, no qual “X” são os cursos d’água naturais, “Y” são os lagos e lagoas naturais, “m” são metros e “ha” são hectares.....	46
Tabela 3-	Dados referentes à morfometria, comprimento e área da Bacia hidrográfica do alto curso Rio Santo Anastácio.....	53
Tabela 4-	Dados referentes à cobertura nativa na bacia hidrográfica do alto curso Rio Santo Anastácio.....	53
Tabela 5-	Representação de Classes e intervalos de NDVI para os 3 estágios da sucessão ecológica.....	55
Tabela 6-	Apresentação de valores fitossociológico nos 3 estágios de sucessão ecológica.....	55
Tabela 7-	Índices de diversidade botânica.....	58
Tabela 8-	Teste de Dunn para riqueza botânica.....	60

SUMÁRIO

	PRÓLOGO	15
1	INTRODUÇÃO	17
1.1	Problemática	19
1.2	Hipótese	19
1.3	Objetivos	20
1.3.1	Objetivos Específicos	20
1.4	Metodologia	20
1.4.1	Metodologia da Pesquisa	21
1.4.2	Procedimentos Metodológicos.....	21
1.5	Estrutura Da Dissertação	25
	ARTIGO 1- Análise da Estrutura e Dinâmica das Bacias Hidrográficas: Como os Modelos Ajudam a Entender a Vegetação e a Fauna	26
	ARTIGO 2- Dinâmica das Matas Ripárias e Seus Estágios Sucessionais na Bacia do alto curso do Rio Santo Anastácio	42
	ARTIGO 3- A RELAÇÃO ENTRE OS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA MATA RIPÁRIA COM A MASTOFAUNA E AVIFAUNA NA BACIA DO SANTO ANASTÁCIO	71
2	CONCLUSÃO GERAL	110
3	CONTRIBUIÇÕES.....	112
	REFERÊNCIAS	114
	ANEXO A- ESPÉCIES BOTÂNICAS EM ESTÁGIO DE SUCESSÃO ECOLÓGICA - ALTO CURSO DO RIO SANTO ANASTÁCIO	118
	ANEXO B- BIODIVERSIDADE NA PERSPECTIVA DAS ALTERAÇÕES AMBIENTAIS E SUCESSÃO DE MATAS CILIARES: UM DIAGNÓSTICO DA MASTOFAUNA E AVIFAUNA NO ALTO CURSO DO RIOSANTO ANASTÁCIO, PONTAL DO PARANAPANEMA.....	123

PRÓLOGO

Sempre fui apaixonado por natureza, mas minha jornada profissional começou em um estúdio de rádio. A experiência como locutor me proporcionou uma desenvoltura com a comunicação que utilizo até hoje. No entanto, foi trabalhando com animais silvestres que descobri minha verdadeira paixão: a biologia. A complexidade da vida e a importância de preservar o meio ambiente me fascinavam a cada dia.

Após me formar em Biologia, tive a oportunidade de atuar como coordenador da Secretaria de Meio Ambiente de Presidente Prudente. Nessa função, pude desenvolver diversos projetos voltados para a preservação ambiental e a promoção da sustentabilidade. Acredito que a educação ambiental é fundamental para garantir um futuro melhor para as próximas gerações.

Atualmente, como professor de Ciências Físicas e Naturais em Álvares Machado, tem a oportunidade de compartilhar meu conhecimento e minha paixão com meus alunos. Busco despertar o interesse deles pela ciência e pela natureza, mostrando a relação entre os conteúdos teóricos e o cotidiano. Acredito que a escola é um espaço privilegiado para formar cidadãos conscientes e engajados com o meio ambiente. Sou Graduado em Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade do Oeste Paulista (2011). Licenciatura em Pedagogia pela Faculdade de Conchas (2017). Especialização em Ecologia e Monitoramento Ambiental pelo Centro Universitário de Araraquara, Especialização em Perícia e Auditoria Ambiental pela Universidade Candido Mendes, Especialização em Vigilância em Saúde Ambiental pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestrado Profissional em Geografia pela FCT-UNESP Presidente Prudente (2018). Durante o mestrado desenvolvi a pesquisa na área de produção do espaço geográfico, a partir de estudos de bacia hidrográfica, uso e cobertura da terra, análise físico-química de corpos hídricos, macroinvertebrados. Na dissertação de mestrado, atuei na aplicabilidade sobre o uso de macroinvertebrados para avaliação de saúde de corpos hídricos. Ingressei no doutorado em março de 2020, como taxista PROSUP - CAPES, no doutorado a linha de pesquisa 2 - Planejamento ambiental e desenvolvimento regional, e que possui 4 eixos temáticos, dos quais, a minha pesquisa se insere no eixo “caracterização de ecossistemas e o planejamento ambiental”.

A presente pesquisa foi motivada por legislações ambientais em esfera federal, estadual e municipal que autoriza por algum motivo a supressão de vegetação em diferentes estágios como inicial, médio e avançado. Ao depender do tamanho da área a ser suprimida existe uma legislação estadual que determina o levantamento de fauna nos grupos de mastofauna, avifauna e herptofauna. A questão é que a supressão de vegetação em estágio inicial é permitido a remoção de 70%, estágio médio 50% e estágio avançado 30% de supressão. Os estágios iniciais de vegetação abrigam grande quantidade de fauna e essa forma de autorização de supressão não colo em risco a distribuição genética de espécies, desequilíbrio em uma cadeia alimentar, deslocamento de espécies para outras áreas e acarretando problemas ambientais? Compreender a dinâmica destas mudanças e o seu impacto na biodiversidade é fundamental para tomadas de decisões eficazes dos recursos naturais.

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas variam significativamente em sua biodiversidade, localização geográfica e riqueza de espécies, o que inclui a diversidade genética em todas as esferas da vida (Prestes; Vicenci, 2019). Em particular, os ecossistemas florestais desempenham um papel crucial como habitats para uma ampla gama de organismos. A integridade desses ecossistemas é fundamental para manter relações estreitas entre a fauna e a flora: quanto mais íntegro e preservado o ecossistema, maior é o fluxo de indivíduos, sejam eles vegetais ou animais, ao longo de uma paisagem geográfica (Metzger *et al.*, 2019).

Dentro dessas paisagens, as Matas Ripárias são exemplares notáveis, sendo florestas que acompanham o curso de águas e representam uma das categorias botânicas mais importantes para a preservação da biota. Essas matas exercem uma grande influência sobre o equilíbrio do ecossistema, estabelecendo um vínculo essencial entre os componentes bióticos e abióticos de sistemas aquáticos e terrestres através de interações ecológicas (Nass, 2002). Este tipo de ecossistema é particularmente rico em espécies vegetais e animais e desempenha um papel crucial na manutenção da biodiversidade.

Embora isso, as paisagens florestadas, e em particular as Matas Ripárias, têm sido profundamente afetadas pela ação humana. Atividades como a extração de plantas e a caça de animais têm levado a perdas significativas de diversidade biológica, alterando os níveis de interações ecológicas. Especificamente, isso afeta as relações entre plantas e seus polinizadores e dispersores de sementes, assim como entre presas e predadores (Metzger *et al.*, 2019). Tais interações são vitais para a manutenção de ecossistemas, pois a biodiversidade que as rege promove uma diversidade funcional essencial (Dirzo *et al.*, 2014).

Os danos causados pelo desmatamento, exploração madeireira e fragmentação têm sido bem documentados, destacando-se a interrupção da interação entre fauna e flora e a perda de grandes dispersores de sementes. Árvores de grande porte, por exemplo, dependem desses grandes vertebrados para a dispersão de suas sementes e sua regeneração (Dirzo *et al.*, 2014; Bello *et al.*, 2015). A perda dessas espécies botânicas e animais pode comprometer a diversidade funcional e a sustentabilidade de uma floresta, desequilibrando a dinâmica de um ecossistema natural, especialmente nas Matas Ripárias.

Dado o contexto apresentado, o presente estudo será fundamentado na Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio, abrangendo os municípios de Presidente Prudente, Álvares Machado, Pirapozinho, Anhumas e Regente Feijó, totalizando uma área de 397km². Esta análise aprofundada das Matas Ripárias na bacia visa identificar estratégias eficazes para mitigar os impactos negativos das atividades humanas e promover a conservação desses ecossistemas vitais.

Nas últimas décadas, a expansão da antropização tem impulsionado um aumento dos impactos negativos sobre os recursos naturais. Como exemplo, a demanda crescente por bens e serviços nas áreas urbanas pressiona diretamente o ambiente natural. Estudos indicam que as ações humanas, tanto diretas quanto indiretas, têm alterado quase todos os ecossistemas do planeta (McDonald *et al.*, 2020; Ellis *et al.*, 2010). Entre os problemas resultantes estão a contaminação de ambientes aquáticos, perda de solo por erosão, assoreamento de corpos hídricos, poluição de lençóis freáticos por agrotóxicos, e a introdução de espécies exóticas. Essas questões são exacerbadas por práticas como desmatamento, caça e pesca predatória, levando à redução da diversidade de habitats e à perda da biodiversidade local (Prestes; Vicenci, 2019).

À medida que a população cresce, as modificações nas paisagens naturais são cada vez mais evidentes. A conversão do uso do solo para agricultura, pecuária, urbanização, mineração, e construção de infraestruturas como hidrelétricas e rodovias tem um impacto profundo. Estas atividades não apenas causam a fragmentação de ecossistemas, mas também comprometem a disponibilidade e qualidade dos recursos naturais essenciais. A ligação entre essas mudanças e a degradação ambiental é clara, afetando diretamente o armazenamento de gás carbônico e a liberação de outros gases de efeito estufa, intensificando as mudanças climáticas (Santos, 2017; Moreno *et al.*, 2018).

Além do impacto no ciclo do carbono, a alteração antropogênica afeta a distribuição e a persistência das populações naturais. As condições comportamentais e funcionais das espécies sofrem, assim como a variação genética e a ecologia das interações entre elas. A redução ou perda da cobertura florestal resulta em danos ambientais significativos, como alteração da composição do solo e contaminação dos recursos hídricos. Tais mudanças têm um impacto direto e devastador na fauna, cujos habitats naturais são profundamente modificados pela atividade humana (Jackson; Fahrig, 2016; Lopes; Albuquerque, 2018). Ao entender e

mitigar esses impactos, é possível desenvolver estratégias mais eficazes para preservar a biodiversidade e manter a sustentabilidade ambiental em face do avanço ainda crescente da antropização.

A tese apresenta os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), como: ODS 6 - Água Potável e Saneamento: Ao analisar os impactos do uso da terra e das atividades humanas sobre a qualidade e quantidade da água, a pesquisa contribui diretamente para a garantia de água potável e saneamento para todos. ODS 11 - Cidades e Comunidades Sustentáveis: A pesquisa pode fornecer informações importantes para o planejamento urbano e regional, auxiliando na criação de cidades mais resilientes e sustentáveis. ODS 13 - Ação contra a Mudança do Clima: A pesquisa pode ajudar a entender os impactos das mudanças climáticas nos recursos hídricos e na biodiversidade, contribuindo para a elaboração de estratégias de mitigação e adaptação. ODS 14 - Vida na Água: Ao estudar a fauna aquática e os ecossistemas aquáticos, a pesquisa contribui diretamente para a conservação e o uso sustentável dos oceanos, mares e recursos marinhos. ODS 15 - Vida Terrestre: A pesquisa sobre o uso da terra e a fauna terrestre contribui para a proteção, recuperação e promoção do uso sustentável dos ecossistemas terrestres, a gestão sustentável das florestas, o combate à desertificação e a recuperação de terras degradadas. Ao abordar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), a pesquisa contribui de forma significativa para a construção de um futuro mais justo e equitativo.

1.1 Problemática

Qual a relação entre os estágios sucessionais das formações florestais ripárias e a biodiversidade (mastofauna e avifauna) na Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio, no contexto de histórico de desmatamento e fragmentação de habitats da região do Pontal do Paranapanema?

1.2 Hipótese

Os fatores abióticos e bióticos estão inter-relacionados?

1.3 Objetivos

Qual a interação entre práticas agrícolas locais e as conservações das matas ciliares, e si existe correlação entre elas na região do Pontal do Paranapanema.

Este objetivo reforça a conexão entre a pesquisa e o desenvolvimento regional sustentável, destacando a importância de práticas agrícolas e políticas públicas que equilibram a produção econômica com a conservação ambiental.

1.3.1 Objetivos Específicos

- a) Caracterizar os estágios sucessionais das Matas Ripárias na Bacia do Santo Anastácio;
- b) Verificar os estágios sucessionais e a variedade de mastofauna e avifauna;
- c) Avaliar a diversidade funcional, considerando guildas e preferências de habitats;
- d) Avaliar mudanças na diversidade funcional de acordo com os estágios sucessionais das Matas Ripárias em questão.

1.4 Metodologia

O estudo sobre “Dinâmica Ambiental e Sucessão Ecológica das Matas Ripárias: Avaliação da Mastofauna e Avifauna no Alto Curso do Rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema-SP” se fundamenta em uma base teórica e metodológica. A pesquisa adota uma ontologia de realismo crítico, que reconhece a existência objetiva dos fenômenos naturais e sua independência das percepções humanas. Nesse contexto, o Pontal do Paranapanema é visto como um sistema ecológico complexo, onde as interações entre a mastofauna, avifauna e o ambiente físico refletem um histórico de degradação e tentativas de recuperação. A abordagem epistemológica adotada na pesquisa valoriza a relação dialética entre o pesquisador e o objeto de estudo, onde o conhecimento é co-construído (Guba; Lincoln, 1994). O estudo busca não só descrever as alterações ambientais e os processos de sucessão ecológica, mas também entender as dinâmicas subjacentes que influenciam esses fenômenos, com vistas a informar a prática de conservação e gestão ambiental (Pellens; Grandcolas, 2016; Fearnside, 2016), que defendem a importância de uma base teórica sólida para guiar estudos ecológicos aplicados.

1.4.1 Metodologia da Pesquisa

O presente estudo utiliza-se de pesquisa aplicada, pois o objetivo deste estudo analisar e propor resoluções de problemas práticos e específicos. Este estudo pretende reverberar gerações de soluções concretas para área ambiental.

A tese apresenta o método hipotético-dedutivo, essa metodologia o pesquisador formula hipóteses a partir de observações e conhecimentos prévios. Posteriormente as hipóteses são testadas dedutivamente, ou seja, são formuladas previsões e estas são confrontadas com a realidade.

Outro tipo de pesquisa que esta associada à tese é o método quali-quantitativa, pois oferece uma visão abrangente de um fenômeno. Essa metodologia integra a análise profunda de significados e contextos (qualitativa) com a análise objetiva e generalizável de dados numéricos (quantitativa).

O método qualitativo inclui entrevistas, grupos focais e observação, enquanto método quantitativo envolve questionários, surveys e análises estatísticas. A análise qualitativa é interpretativa e categórica, enquanto a quantitativa é estatística e comparativa. Nesta pesquisa dentro do método qualitativo optou-se por grupos focais e observação e método quantitativo análises estatísticas.

Além disso, esta pesquisa pode ser classificada como Pesquisa explicativa, pois foca em identificar e explicar as relações de causa e efeito entre variáveis procura entender o porquê e o como das relações entre os fatores estudados como: o uso do solo, o estágio de vegetação e a fauna na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio.

1.4.2 Procedimentos Metodológicos

A fim de atingir os objetivos da pesquisa, foi realizada uma revisão bibliográfica focada na análise integrada do uso e ocupação do solo, estágio de sucessão ecológica e levantamento de mastofauna e avifauna, aplicados à bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio. Foram abordados conceitos como cobertura florestal de mata ripária e seus estágios de sucessões ecológicas entre inicial, médio e avançado, famílias e espécies botânicas, família e espécies de mastofauna e avifauna, guildas alimentares e status de ameaças espécies de fauna.

As informações sobre o uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica para o

ano de 2022 foram obtidas através do banco de dados do projeto MapBiomias (2022). Os mapas foram gerados a partir de uma classificação supervisionada com base em imagens de satélite Landsat, na escala 1:250.000. Para verificar e detalhar a classificação, foram utilizadas imagens do satélite CBERS 04A, disponíveis no catálogo do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

O mapa das Áreas de Preservação Permanente (APP) foi desenvolvido utilizando imagem de satélite Sentinel 2, com resolução de 10 metros, foi obtida através da U.S. Geological Survey Earth Explorer (USGS) e processada no software ArcGIS 10.8, licenciado pelo GADIS. A análise utilizou ferramentas SIG para tratar a imagem, delimitar as Áreas de Preservação Permanente (APP) e identificar áreas de vegetação nativa. Buffers de 30 metros foram criados ao longo de corpos d'água desprovidos de mata ciliar, conforme o Novo Código Florestal (Brasil, 2012). A classificação das APPs foi realizada através de uma composição RGB das bandas da imagem (B02; B03; B04; B08), facilitando a visualização dos padrões de uso. A vetorização e classificação das APPs basearam-se no Manual Técnico do Uso da Terra (IBGE, 2022) e na fotointerpretação (Pereira *et al.*, 2018).

A elaboração dos mapas temáticos, como Delimitação, Declividade, Hipsometria e Vegetação Remanescente da bacia hidrográfica para 2022, foi baseada em uma classificação supervisionada utilizando imagens de satélite Landsat, na mesma escala de 1:250.000, obtidas do banco de dados do Grupo de Pesquisa Gestão Ambiental e Dinâmica Socioespacial – GADIS. Os arquivos shapefile relacionados a cada categoria foram baixados para realizar a análise.

Com o uso do software ArcGIS 10.8, licenciado pelo GADIS, foram realizadas as medições das áreas e feições dos mapas, bem como o cálculo da extensão do rio. Isso permitiu a análise das porcentagens de cada área de interesse.

Para confirmar e atualizar as informações obtidas no mapa de uso e cobertura da terra foram realizadas saídas de campo. Durante essa etapa, utilizou-se um GPS Garmin, modelo eTrex 30, para o georreferenciamento dos pontos de amostragem e a atualização das áreas de uso e ocupação na bacia hidrográfica do Alto Curso Santo Anastácio.

Para identificar os estágios de sucessão ecológica foram realizadas 12 saídas de campo no mês de outubro de 2021 onde foram alocadas 12 parcelas medindo 10m x 50m (500 m²). O estudo classificou as parcelas em três estágios de sucessão ecológica: inicial, médio e avançado, conforme definido pela legislação vigente,

como a Lei da Mata Atlântica Nº 11.428/06 e as Resoluções CONAMA 10/93 e 01/94. Foram realizadas análise fitossociológica através de diversidade e abundância de espécies botânicas, altura das copas das árvores onde foi utilizado um telêmetro laser distance meter de até 40m, diâmetro da altura peitoral (DAP) foi utilizado uma trena métrica de 10m de comprimento e para análise de serapilheira foram medidos com trena métrica 5 pontos pré-destinados dentro das parcelas onde foram somados os 5 pontos de medição e posteriormente tirado a média de cada parcela. Todos os dados coletados em campo foram submetidos e compilados em programa de estatística e análise de dados Past e EstimateS 8.0.0.

Com as 12 aloçadas e os estágios de sucessão ecológico identificado em campo foi possível realizar um estudo comparativo entre trabalho in loco e o uso de imagem de satélite Planet utilizando as bandas 4 (infravermelho próximo) e 3 (vermelho) e ferramentas SIG para tratar a imagem e fazer um comparativo. As Imagens multiespectrais foram adquiridas gratuitamente no site da Planet. Foram coletadas imagens no mês de setembro de 2022 período que ocorreu baixa precipitação de chuva. O processamento das imagens foi feito no software ArcGIS 10.8 licenciado pelo GADIS para "Calculadora Raster". O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) foi calculado para cada imagem, oferecendo uma escala linear de medida da vegetação, variando de -1 a $+1$ equação de Asrar *et al.* (1984).

Para o estudo da mastofauna e avifauna, foram realizadas 96 visitas de campo entre janeiro de 2022 e dezembro de 2023, com 4 dias de campo por mês, cada um com duração de aproximadamente 4 horas, das 05:30h às 09:30h. O levantamento foi feito em parcelas 10m x 50m e/ou 0,05 ha, totalizando 0,6 ha, utilizando o método O período matutino foi escolhido para realização dos levantamentos por ser o de maior atividade da avifauna e conseqüentemente parte dos grupos da mastofauna. Como as áreas de estudo são relativamente pequenas (0,05 ha) e um total de área em parcelas (0,6 ha) foi realizado o levantamento qualitativo por método de transecto zig-zag, que consiste na movimentação do pesquisador ao longo de uma rota pré-determinada em padrão de ziguezague, o que permite uma cobertura mais extensa da área de estudo. O pesquisador altera sua direção em ângulos fixos ou variáveis em intervalos regulares, garantindo que diferentes micro-habitats sejam incluídos na amostragem.

Esse método oferece vantagens significativas, como o aumento da

probabilidade de detectar espécies distribuídas de forma irregular no ambiente, uma vez que amplia a área coberta e, conseqüentemente, as chances de observação. Durante o percurso, são registrados não apenas os avistamentos de animais, mas também evidências indiretas de sua presença, como pegadas, fezes ou ninhos (Souza; Rosso, 2010; Schulze *et al.*, 2019). As espécies foram identificadas tanto pela vocalização quanto pela observação direta ou com o auxílio de um binóculo. Foram registradas as espécies identificadas por área assim como a forma de identificação (vocalização ou observação direta) e, no caso das observações diretas, foram anotados se se encontram nos limites das parcelas do estudo (Anjos, 2007; Padovezi; Rodrigues; Horbach, 2014; Volpato; Neto; Martins, 2018).

O transector foi definido previamente iniciando entre o início da parcela e final da parcela, e abrangeram as três diversidades de habitats sendo inicial, médio e avançado. Esse método é ideal para levantar dados sobre número de espécies, habitats, estratos de forrageio, riqueza de indivíduos, ameaças e endemismos. Os registros podem ser: Visuais: Anotações das espécies observadas e identificadas com o auxílio de binóculos e câmeras. Auditivos: Identificação das espécies por suas vocalizações, usando equipamentos de gravação e microfone direcional, que permitem armazenar e utilizar as gravações para futuras identificações e para atrair as aves. Vestígios: Identificação de pegadas, fezes, penas e ossadas.

A análise da abundância e riqueza da mastofauna e avifauna foi feita usando curvas de rarefação e o estimador Jackknife 1, a interpretação dos dados considerou a riqueza de espécies, abundância e índice de Shannon_H, utilizando os programas Past e EstimateS 8.0.0.

Os instrumentos utilizados nesta pesquisa se deu por estudo de campo “*in loco*”, imagens de Satélites Landsat, CBERS, Sentinel 2 e Planet para análise do uso e cobertura da terra, cobertura florestal, NDVI e Mapa de Kernel. Sistema de Informação Geográfica (SIG); GPS de navegação da marca Garmin, modelo etrex 30 para a georreferenciamento dos pontos de amostragens; Softwares como ArcGIS para análise espacial e processamento de dados como *shapers* e *buffers* ao redor de corpos hídricos; Equipamentos de Observação: Binóculos e câmeras fotográficas para registros visuais da fauna e vegetação, Gravador para registro de vocalizações da fauna; Equipamento de Medição: Trena métrica para determinar a distância e área dos transectos e medição de diâmetro de altura peitoral “DAP”, Telêmetro Laser Distance Meter para medir a altura das copas das árvores. E mapas, planilhas

para registro e organização dos dados coletados.

1.5 Estrutura Da Dissertação

Este documento está organizado em: Introdução Geral, Artigo I, Artigo II, Artigo III, Considerações Finais. A introdução geral, apresenta a problemática e objetivos da presente pesquisa. O Capítulo I apresenta uma Análise da Estrutura e Dinâmica das Bacias Hidrográficas: Como os Modelos Ajudam a Entender a Vegetação e a Fauna é composta por levantamento científico sobre a literatura como metodológico que compõe a pesquisa em formato de manuscrito. Neste capítulo, o levantamento é feito por uma análise metodológica com informações de dados de geoprocessamento com imagens de alta resolução espacial e como confirmação de campo para confirmar os tipos de uso e ocupação da terra e extrair feições de corpo d'água. Em seguida, no Capítulo II é apresentado a Dinâmica das Matas Ripárias e Seus Estágios Sucessionais na Bacia do Alto Curso do Rio Santo Anastácio onde são analisados os estágios de sucessão ecológica em 12 parcelas divididas em três estágios sendo inicial, médio e avançado através de estudo de fitossociologia como também a áreas de preservação permanente com ou sem cobertura florestal. O Capítulo III apresenta a Relação entre os estágios sucessionais da mata ripária com a mastofauna e avifauna na bacia hidrográfica do alto curso Rio Santo Anastácio o objetivo geral da presente pesquisa. Neste manuscrito é apresentado a espécies de mastofauna e avifauna, status de ameaça e suas guildas alimentares. Por fim as Considerações finais apresentam as principais conclusões da tese e os direcionamentos para trabalhos futuros.

ARTIGO 1- Análise da Estrutura e Dinâmica das Bacias Hidrográficas: Como os Modelos Ajudam a Entender a Vegetação e a Fauna

Resumo

As bacias hidrográficas são essenciais para monitorar as mudanças na paisagem e seus impactos ambientais. Estudar essas bacias ajuda a avaliar a qualidade da água, a dinâmica das atividades produtivas, a vegetação, o solo e os efeitos da ação humana. No contexto da bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio, a compreensão dos fatores socioeconômicos e ambientais é crucial para a gestão e conservação dos recursos naturais. O estudo objetiva analisar as mudanças na diversidade funcional das matas ripárias da bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio e seus impactos na biodiversidade entre mata e fauna. As metodologias aplicadas foram levantamento bibliográfico também foi possível através da SEADE e IBGE obter informações socioeconômicos dos municípios da bacia hidrográfica, posteriormente utilizadas imagens de satélites Landsat e CBERS 04 adquiridas pelo MapBiomas, posteriormente com software Arcgis 10.8 (licença do Gadis), foram realizadas a delimitação da bacia hidrográfica do alto curso Rio Santo Anastácio, elaboração de mapas de uso e cobertura da terra, áreas de preservação permanente e vegetação remanescente. Foram realizadas saídas a campo para atualização das informações e georreferenciamento. Os dados do uso e ocupação da terra da Bacia Hidrográfica, evidencia áreas de pastagem com poucos fragmentos florestais, e mosaicos de usos em grande parte da área, isso revela que as ações antrópicas são perenes na região e possuem grande disparidade sobre as áreas florestais, o que diz respeito em área de 114,11 km² de ocupação de terra (pastagem), seguido por mosaico de usos com 49,40 km², florestal com área de 18,66 km² e área urbana com 10,54 km² de área ocupada. A área em porcentagem dos tipos de uso da Terra da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio: pastagem com 57,71% com a maior ocupação, seguido por mosaicos de usos com 24,99%, florestal com 9,44% e área urbana com 5,33% as nomenclaturas áreas de inundação e corpo d'água foram unificadas como corpos hídricos com 0,57% e silvicultura, outras áreas não vegetadas, soja e outras culturas temporárias foram agrupadas em uso multifuncional com 0,54%. O mapa de declividade da bacia hidrográfica do alto curso do rio Santo Anastácio mostra diferentes níveis de declividade sendo a menor de 3% a maior > 30%. A declividade do terreno de uma bacia hidrográfica direciona o escoamento das águas, influenciando a erosão do solo e a retenção de nutrientes. O desmatamento para agricultura, pastagens ou urbanização remove a vegetação que protege o solo da erosão e garante a estabilidade do terreno. Conclui-se, a degradação ambiental é provocada, principalmente, por ações humanas que podem influenciar de forma negativa os ecossistemas e causar danos irreparáveis à espécimes vegetais e animais. Assim, as áreas modificadas afetam não somente a região em si, mas reflete em todo o ecossistema da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, provocando a perda de

vegetação natural, alterando a regulação hídrica e climática; elevando a vulnerabilidade a eventos extremos, como enchentes e secas, além de reduzir a resiliência dos ecossistemas frente às mudanças ambientais.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica; Sustentabilidade; Antropismo.

ARTICLE 1

Analysis of the Structure and Dynamics of the Hydrographic Basins: How Models Help Understand Vegetation and Fauna

Abstract

Hydrographic basins are essential for monitoring changes in the landscape and their environmental impacts. Studying these basins helps to assess water quality, the dynamics of productive activities, vegetation, soil, and the effects of human action. In the context of the upper Santo Anastácio River basin, understanding socioeconomic and environmental factors is crucial for the management and conservation of natural resources. The study aims to analyze the changes in the functional diversity of riparian forests in the upper course of the Santo Anastácio River and their impacts on biodiversity between forest and fauna. The methodologies applied were bibliographic survey it was also possible through SEADE and IBGE to obtain socioeconomic information of the municipalities of the hydrographic basin, later, images from Landsat and CBERS 04 satellites acquired by MapBiomas were used, and later, with Arcgis 10.8 software (Gadis license), the upper Santo Anastácio River basin was delimited, and maps of land use and cover, permanent preservation areas and remaining vegetation were prepared. Field trips were carried out to update the information and georeference it. The data on land use and occupation River Basin show pasture areas with few forest fragments and mosaics of uses in a large part of the area. This reveals that human actions are perennial in the region and have great disparity over the forest areas, which concerns an area of 114.11 km² of land occupation (pasture), followed by a mosaic of uses with 49.40 km², forestry with an area of 18.66 km² and urban area with 10.54 km² of occupied area. The percentage area of the land use types of the Upper Santo Anastácio River Basin: pasture with 57.71% with the highest occupation, followed by mosaics of uses with 24.99%, forestry with 9.44% and urban area with 5.33%. The nomenclatures flood areas and water bodies were unified as water bodies with 0.57% and forestry, other non-vegetated areas, soybeans and other temporary crops were grouped into multifunctional use with 0.54%. The slope map of the upper Santo Anastácio River Basin shows different levels of slope, from less than 3% to greater > 30%. The slope of the terrain of a hydrographic basin directs the runoff of water, influencing soil erosion and the maintenance of nutrients. Deforestation for agriculture, pastures or urbanization removes vegetation that protects the soil from erosion and ensures the stability of the terrain. Therefore, environmental manipulation is caused mainly by human actions that can negatively influence ecosystems and cause irreparable damage to plant and animal species. Thus, the modified areas affect not only the region itself, but also affect the entire ecosystem of the Santo Anastácio River basin,

causing the loss of natural vegetation, altering water and climate regulation; increasing vulnerability to extreme events, such as floods and droughts, in addition to reducing the resilience of ecosystems to environmental changes.

Keywords: Hydrographic basin; Sustainability; Anthropism.

1. INTRODUÇÃO

Bacias hidrográficas são mosaicos naturais de conjunto de terras drenadas por um corpo hídrico principal e seus afluentes, com delimitação de espigão nomeado como divisor de águas. As bacias hidrográficas são comumente utilizadas como indicadores na alteração da paisagem e conseqüentemente seus impactos ambientais. Estudos em bacias hidrográficas são de suma importância, pois podem indicar a qualidade da água de um corpo d'água e a vazão, vegetação, solo, geologia, clima, espécies de animais e principalmente a ação do homem (Vieira, 2018).

Ferreira (2015) aborda que o uso e a cobertura da terra têm estreita relação com a atividade humana. Por meio da avaliação do uso e cobertura da terra pode-se demonstrar a influência antrópica sobre o estado de saúde do ecossistema. A bacia hidrográfica possui seus corpos hídricos e com eles as suas rotas de fluxos superficiais definindo os mecanismos erosivo-deposicionais preponderantes que resultam da interação dos diversos fatores bióticos (flora e fauna), abióticos (clima, rocha, solo e posição topográfica) e antrópicos (uso do solo), que compreende o respectivo ambiente de drenagem. Alterações na composição destes fatores podem induzir a modificações significativas na dinâmica do processo de interação entre os fatores bióticos e abióticos e, conseqüentemente, na configuração da paisagem (Figueiró, Coelho Netto, 2009).

Estudos da biodiversidade em escala global são de suma importância para entender a dinâmica das ações antrópicas nos ecossistemas. Porém, estudos regionais, tais como em bacias hidrográficas, tornam-se de grande importância nas avaliações de biodiversidade (tanto em grupos de espécies terrestres como de água doce) e assim traduzi-las em prioridades de conservação, proteção, recuperação e restauração (Vieira, 2018).

Ao entender as nuances dessas relações, busca-se também desvendar os

efeitos dos diferentes estágios sucessionais sobre a diversidade funcional dos ecossistemas, levando em consideração as guildas e preferências de habitats (Modesto; Rossi, 2018). Assim, o estudo se propõe a construir um entendimento holístico sobre as mudanças na diversidade funcional decorrentes dos estágios sucessionais das Matas Ripárias, fornecendo perspectivas cruciais para a conservação da biodiversidade e a gestão sustentável dos recursos naturais na bacia (Janssen *et al*, 2020).

Este direcionamento metodológico não apenas responde ao objetivo inicial de caracterizar os aspectos gerais da bacia, mas também ladriilha o caminho para uma análise integrada e detalhada dos impactos ecológicos e ambientais na região (Ferreira, 2015). Contribui significativamente para o corpus de conhecimento em ecologia de paisagens e manejo de ecossistemas, destacando a importância de abordagens integradas para compreender e gerenciar a complexidade dos sistemas naturais (Figueiró, Coelho Netto, 2009).

Perfil socioeconômico dos municípios que integram a bacia hidrográfica do alto Rio Santo Anastácio

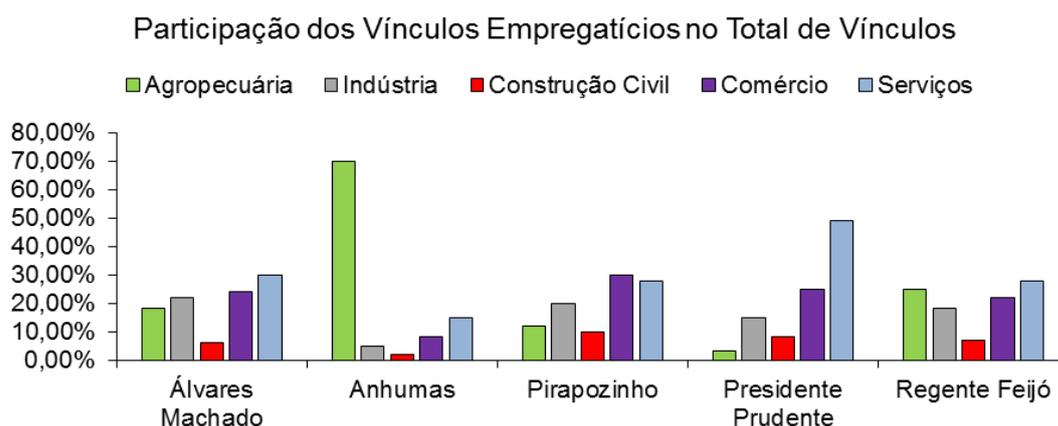
Na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio, encontramos cinco municípios: Presidente Prudente, Pirapozinho, Anhumas, Regente Feijó e Álvares Machado. Cada um deles tem suas particularidades econômicas e sociais, formando um mosaico interessante de atividades e características. As atividades econômicas predominantes nesses municípios variam de acordo com suas características locais.

Em Presidente Prudente, a agropecuária, o comércio, os serviços e as indústrias são as atividades econômicas mais significativas. Pirapózinho apresenta um perfil econômico diversificado semelhante, enquanto Anhumas e Regente Feijó são predominantemente agropecuários. Porém Álvares Machado, além da agropecuária, há presença de comércio e serviços, embora em menor escala. A população desses municípios também varia em densidade. Presidente Prudente é o município mais populoso com 232.230 habitantes, seguido por Pirapozinho com 25.050 habitantes, Álvares Machado com 24.500 habitantes, Regente Feijó com 18.290 habitantes e o menor município com 3.980 habitante é Anhumas (SEADE 2022; IBGE, 2022). Segundo Dibieso (2013) na bacia do alto curso do Rio Santo

Anastácio, a maioria da população reside nas áreas urbanas, especialmente na sub-bacia do Córrego do Cedro (Presidente Prudente) e na sub-bacia do Córrego do Embiri (Distrito de Espigão/Regente Feijó), enquanto as demais áreas da bacia têm uma população predominantemente rural.

Os vínculos empregatícios nas áreas abrangidas pela bacia do alto curso mostram uma significativa diversidade entre os setores econômicos (Figura 1 e 2). O setor de serviços é o principal empregador em Presidente Prudente e Regente Feijó, seguido pelo comércio. Em Pirapozinho e Álvares Machado, a indústria tem um papel importante na geração de empregos, enquanto em Anhumas a agropecuária predomina como principal atividade econômica.

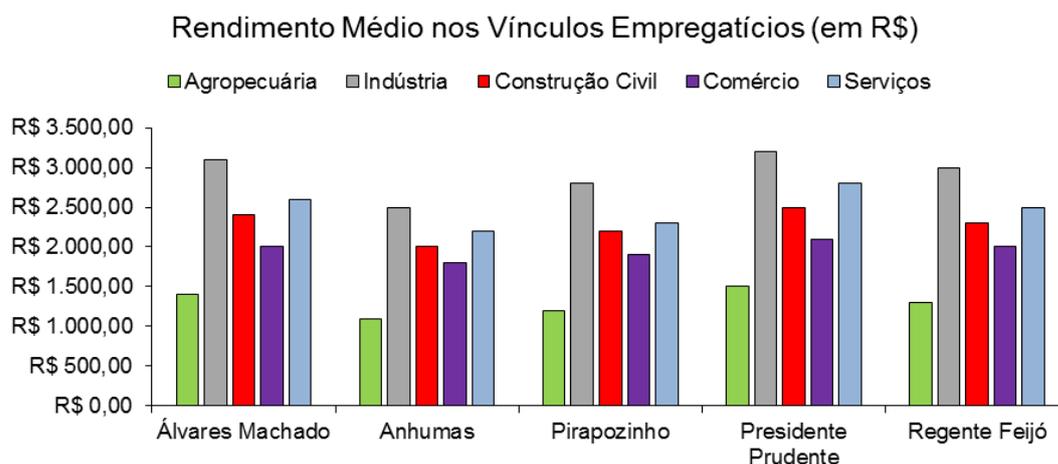
Figura 1- Participação dos vínculos empregatícios no total de vínculos



Fonte: SEADE (2022).

Organização: O autor: 2024

Os rendimentos médios variam conforme a atividade econômica e o município (Figura 2). Em Álvares Machado e Regente Feijó, os maiores rendimentos estão associados à indústria. Em Anhumas e Presidente Prudente, o setor de serviços proporciona os maiores salários, enquanto em Pirapozinho a construção civil é a principal fonte de renda. A agropecuária, em média, oferece os menores rendimentos, aproximadamente R\$ 733,38.

Figura 1- Rendimento médio nos vínculos empregatícios

Fonte: SEADE (2022).
Organização: O autor: 2024

As atividades econômicas mais expressivas na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio estão relacionadas principalmente ao setor de serviços, especialmente nas áreas próximas ao Córrego do Cedro e ao distrito de Espigão. As indústrias estão concentradas nas proximidades das rodovias Assis Chateaubriand e Raposo Tavares, enquanto a agropecuária é disseminada por toda a bacia.

Presidente Prudente com uma área total de 562,11 km², Presidente Prudente possui uma população de aproximadamente 232.230 pessoas, das quais 98,5% residem na área urbana, de acordo com o Censo de 2022 do IBGE. O município tem um Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,775 e uma renda per capita de R\$ 1.634,34. Em termos de infraestrutura, 99,2% dos domicílios possuem coleta de lixo, 99% têm abastecimento de água e 97,4% são atendidos pela rede de esgoto sanitário (IBGE, 2022; SEADE, 2022). O município de Pirapózinho possui uma área total de 480,80 km² e uma população de aproximadamente 25.050 pessoas, das quais 95,4% residem na área urbana. O município apresenta um IDH de 0,783 e uma renda per capita de R\$ 1.900,00. Quanto aos domicílios, 98,9% possuem coleta de lixo, 98,9% têm abastecimento de água e 89,7% são atendidos pela rede de esgoto sanitário (IBGE, 2022; SEADE, 2022). Álvares Machado tem uma área total

de 346,28 km² e uma população de cerca de 24.500 pessoas, das quais 91% residem na área urbana. O IDH do município é de 0,772 e a renda per capita é de R\$ 1.700,00. Em termos de infraestrutura, 96,3% dos domicílios possuem coleta de lixo, 95,3% têm abastecimento de água e 61,9% são atendidos pela rede de esgoto sanitário (IBGE, 2022; SEADE, 2022). O município de Regente Feijó é mantenedor de uma área total de 265,09 km², tem uma população de aproximadamente 18.290 pessoas, das quais 92,3% residem na área urbana. O município possui um IDH de 0,797 e uma renda per capita de R\$ 1.800,00. Em relação à infraestrutura, 98,9% dos domicílios têm coleta de lixo, 97% possuem abastecimento de água e 92,9% são atendidos pela rede de esgoto sanitário (IBGE, 2022; SEADE, 2022). Anhumas detem uma área total de 320,93 km², Anhumas tem uma população de cerca de 3.980 pessoas, das quais 78,8% residem na área urbana. O IDH do município é de 0,752 e a renda per capita é de R\$ 1.200,00. A coleta de lixo abrange 99,9% dos domicílios, 99,6% têm abastecimento de água e 94,4% são atendidos pela rede de esgoto sanitário (IBGE, 2022; SEADE, 2022).

As atividades socioeconômicas na bacia do alto curso Rio Santo Anastácio são influenciadas diretamente pelo uso e ocupação do solo, bem como pelos impactos ambientais decorrentes. Indicadores como renda, tipos de serviços e número de habitantes são essenciais para o planejamento ambiental, pois qualquer alteração no uso da terra impacta diretamente esses indicadores.

2. MÉTODOS

As informações sobre o uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica para o ano de 2022 foram obtidas no banco de dados do projeto MapBiomias (2022). Os mapas do projeto foram elaborados a partir de classificação supervisionada com base em imagens do satélite Landsat, na escala 1:250.000. Utilizou-se imagens do satélite CBERS 04A, disponíveis no catálogo do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), para verificar e detalhar a classificação do mapa.

O mapa das Áreas de Preservação Permanente foi elaborado com base nas informações do MapBiomias (2022) para a representação das áreas com cobertura vegetal nativa. No caso das áreas antropizadas, gerou-se buffers de 30 metros para os cursos de água sem mata ciliar.

Para elaboração dos mapas temáticos como Delimitação, Seção Declividade, Hipsométrico e Vegetação Remanescente da bacia hidrográfica para o ano de 2022, utilizou-se de classificação supervisionada com base em imagens do satélite Landsat, na escala 1:250.000, obtidas no banco de dados do Grupo de Pesquisa Gestão Ambiental e Dinâmica Socioespacial – GADIS (2021). Com as informações da bacia hidrográfica de estudo e de acordo com as categorias acima, foram baixados os arquivos no formato shapefile inerentes a cada categoria.

Dessa forma, foi possível também contabilizar as áreas das categorias resultantes da elaboração do mapa de uso e ocupação da terra, Área de Preservação Permanente e Vegetação Remanescente com a utilização dos recursos do Software ArcGis 10.8. através da licença do Gadis (2021), foram realizados os cálculos de áreas através da tabela de atributos do software, sendo assim possível calcular as áreas dos polígonos que representavam cada feição dos mapas, bem como a extensão do rio, sendo possível fazer a porcentagem existente de cada área de interesse nos mapas.

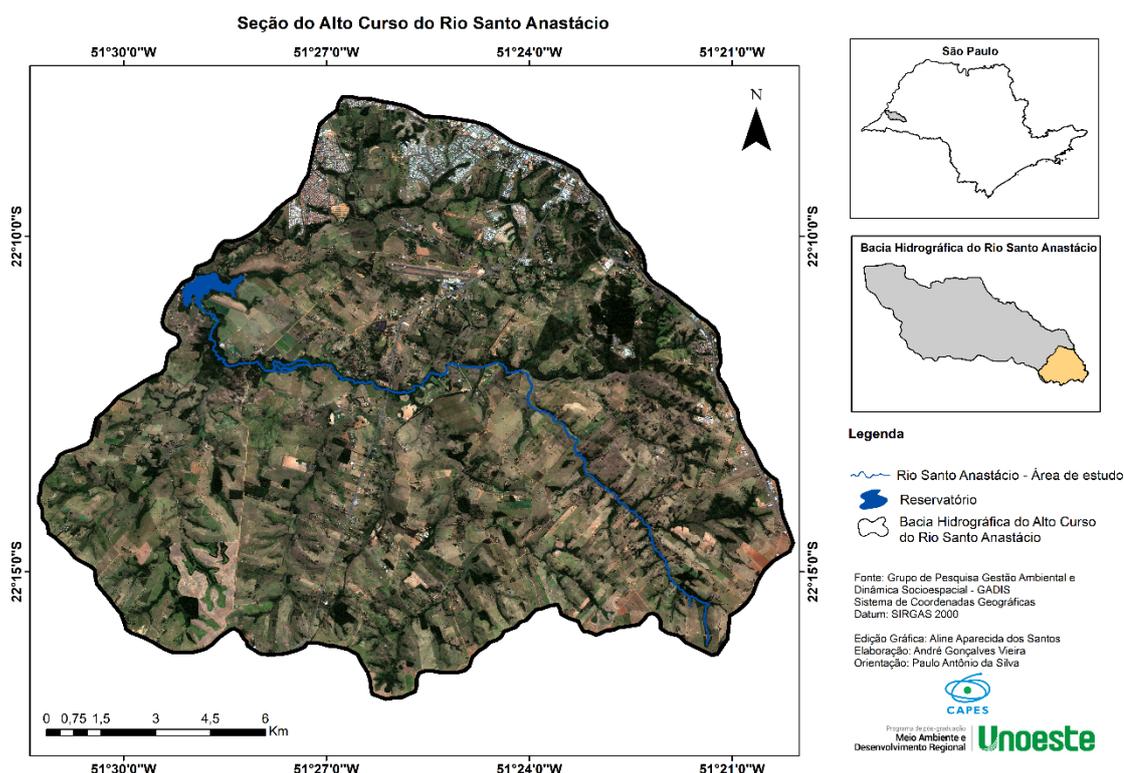
Para confirmação e atualização das áreas identificadas no mapa de uso e cobertura da terra foram realizadas saídas a campo. Nesta etapa, foi utilizado um GPS de navegação da marca Garmin, modelo etrex 30 para a georreferenciamento dos pontos de amostragens e atualização de área do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Alto Curso Santo Anastácio.

A Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio possui uma área de 197,7 Km², abrangendo parte dos municípios de Presidente Prudente, Pirapozinho, Regente Feijó, Anhumas e Álvares Machado. A bacia hidrográfica em questão está localizada na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema UGRHI-22, no oeste do Estado de São Paulo - Brasil, entre as coordenadas 22° 07' 37"S e 22° 16' 52"S e 51° 19' 46"W e 51° 31'27"W (Figura 3).

A área de estudo foi no Rio Santo Anastácio - sendo o principal corpo hídrico da bacia hidrográfica. Predominam coberturas florestais nativas remanescentes do bioma de Mata Atlântica, tipicamente de Floresta Semidecidual. Essa vegetação florestal está classificada em estágio de sucessão secundário, mas não há clareza para tais padrões em relação às matas ripárias, o que é um dos objetivos deste estudo. As matas ripárias que acompanham o rio possuem características de mata ciliar, bem como de mata de galeria, formando um corredor ecológico tanto para

fauna como para flora. O recorte do rio a ser estudo está entre a nascente e o reservatório de água da “CICA”, que corresponde a cerca de 21 km + 300 m² de extensão (FIGURA 3).

Figura 2- Seção de estudo do Alto Curso do Rio Santo Anastácio representada em azul



Fonte: Trabalho de Campo
 Organização: Autor (2024)

Segundo Dibieso (2013), a bacia hidrográfica possui geologia da formação Adamantina e sua geomorfologia é oriunda do Planalto Ocidental Paulista. O Alto curso do rio Santo Anastácio ocorre em quatro tipos de solos: argissolo, latossolo, neossol e solos aluviais.

O clima é caracterizado por um período seco (inverno), influenciado pelos sistemas polares, e um período chuvoso (verão), sob a influência predominante dos sistemas tropicais. A partir de dados entre o período de janeiro de 2022 a dezembro de 2023 fornecidos pela estação meteorológica da FCT-UNESP de Presidente Prudente, foram gerados os gráficos de precipitação, temperatura e umidade relativa – UR. De acordo com dados coletados à estação meteorológica da FCT-UNESP de

Presidente Prudente-SP, entre os períodos de janeiro de 2022 a dezembro de 2023 UR – Umidade Relativa no mês de julho de 2022 ficou bem abaixo do ano de 2023 e da média entre 1968 a 2023. Os meses de agosto e setembro de 2022 foram os meses que se destacaram com maior índice de UR quando comparado ao mesmo período no ano de 2023 e a média.

Ainda segundo informações da FCT-UNESP, apresenta a precipitação no período de estudo sendo os meses de janeiro, fevereiro, março, abril, junho e outubro de 2023, foram os maiores em pluviometria. Os meses de agosto e setembro de 2022 foram os com maiores índices pluviométricos e o menor índice de precipitação de chuva foi o mês julho dos anos de 2022 e 2023 comparando a média entre 1968 a 2023. Para a temperatura durante o período da pesquisa de campo comparando entre os anos de 2022 e 2023 com a média entre os anos de 1968 e 2023. No ano de 2022 e 2023 os meses de maio, julho, setembro, outubro e novembro as temperaturas ficaram acima da média, o mês de junho de 2022 foi mais quente comparado ao ano de 2023 e a média e o mês de dezembro de 2023 o mais quente em comparação ao ano de 2022 e a média.

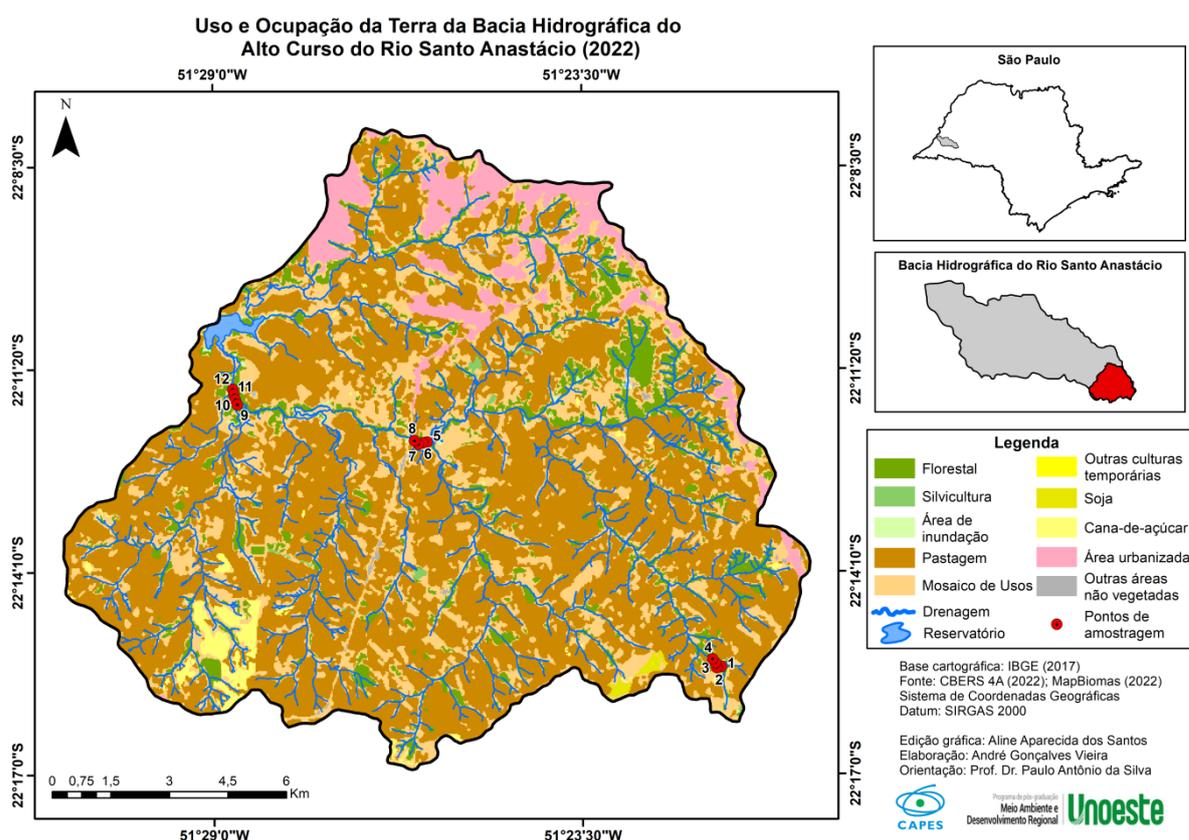
3. RESULTADOS

A bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio possui cinco municípios como limítrofes, sendo esses, Álvares Machado com 13 km², Anhumas com 35.4 km², Regente Feijó 27.1 km², Pirapozinho com 57,3 km² e Presidente Prudente com a maior área inserida na bacia hidrográfica com 65,7 km².

O Uso e Ocupação da terra da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio, evidencia em grande maioria áreas de pastagem, com poucos fragmentos florestais, e mosaicos de usos compreendendo grande parte da área também, o que evidencia que as ações antrópicas são perenes na região e possuem grande disparidade sobre as áreas florestais, o que diz respeito em área de 114,11 km² de ocupação de terra (pastagem), seguido por mosaico de usos com 49,40 km², florestal com área de 18,66 km² e área urbana com 10,54 km² de área ocupada. O uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio, apresenta pastagem com 57,71% com a maior ocupação, seguido por mosaicos de usos com 24,99%, florestal com 9,44% e área urbana com 5,33%, cana-de-açúcar

com 1,43% as nomenclaturas áreas de inundação e corpo d'água foram unificadas como corpos hídricos com 0,57% e silvicultura, outras áreas não vegetadas, soja e outras culturas temporárias foram agrupadas em uso multifuncional com 0,54%.

Figura 3- Uso e Ocupação da Terra da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio



Fonte: Trabalho de campo
Organização: O autor (2024)

Tabela 1- A correlação de uso de área por tamanho por km² se configura da seguinte maneira

Uso	Área (km ²)
Florestal	18,66
Silvicultura	0,31
Área de inundação	0,59
Pastagem	114,11
Cana-de-açúcar	2,82
Mosaico de Usos	49,40
Área Urbanizada	10,54
Outras Áreas não Vegetadas	0,347862
Corpo de água	0,527432
Soja	0,397309
Outras culturas temporárias	0,01388

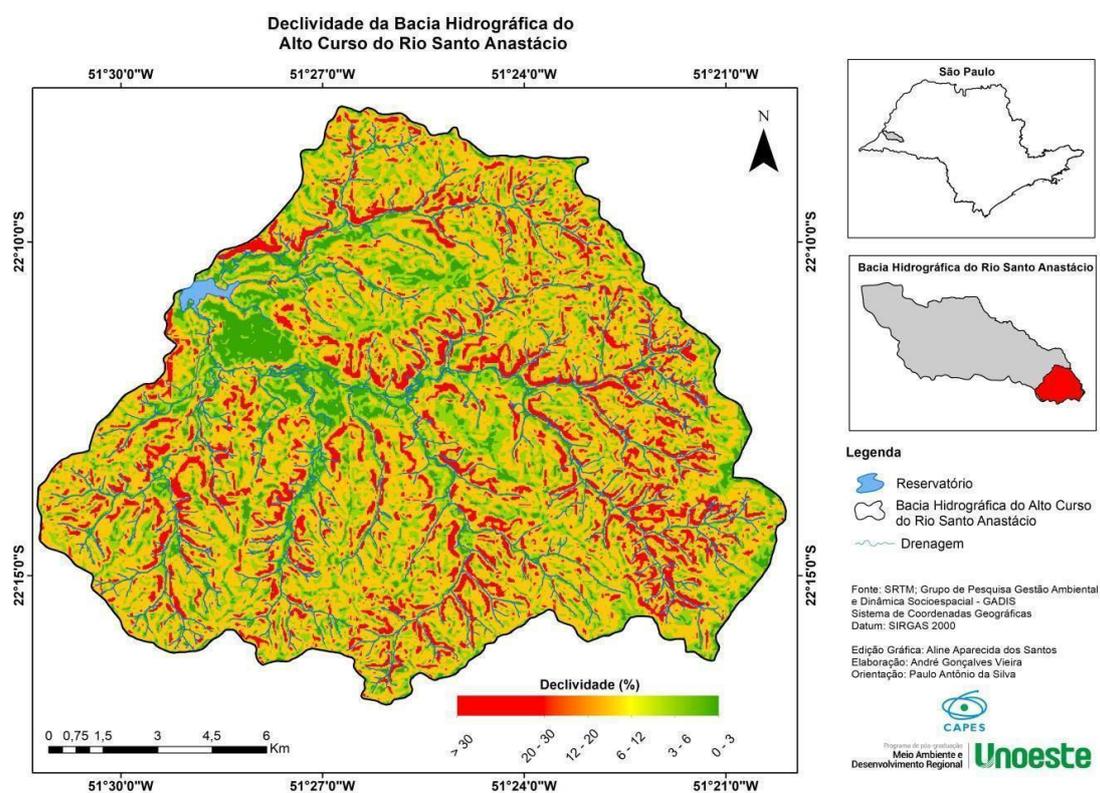
Total	197,72
-------	--------

Fonte: Trabalho de campo
Organização: O autor (2024)

O mapa de declividade da bacia hidrográfica do alto curso do rio Santo Anastácio mostra diferentes níveis de declividade: < 3%, 3% - 6%, 6% - 12%, 12% - 20%, 20% - 30%, e > 30% (Figura 5). As áreas mais íngremes ficam no setor leste e sul, perto das nascentes dos afluentes do rio Santo Anastácio, enquanto as áreas mais planas estão próximas à foz dos afluentes e do próprio rio Santo Anastácio, especialmente perto da represa de abastecimento público.

As áreas que possuem as maiores declividades estão localizadas no setor leste (predominantemente) e sul da Bacia, próximas às nascentes dos afluentes do rio Santo Anastácio. As menores declividades estão localizadas próximas à foz dos afluentes e do rio Santo Anastácio e especialmente próxima a represa de abastecimento público.

Figura 4- Declividade da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio



Fonte: Trabalho de Campo
Organização: Autor (2024)

4. DISCUSSÃO

Com base nos dados obtidos sobre a bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, situada no Pontal do Paranapanema, é visível a inter-relação entre os índices aqui explorados, sendo eles declividade, precipitação, temperatura, taxa de uso e cobertura de solo, sistema de drenagem e umidade relativa consistem em uma reflexão crucial na dinâmica ambiental e na saúde dos ecossistemas presentes na localidade. Segundo Shi *et al.* (2019), esses fatores ambientais estão intrinsecamente ligados ao uso e ocupação da terra, em especial às áreas de degradação ambiental, como a instalação de pastagens e mosaicos de uso que foram vistos na figura 4, em contraste com as áreas de cobertura florestal ainda remanescentes, que ocuparam uma parcela mínima de 18,66 km².

No entanto, de acordo com Birhanu *et al.* (2019) a declividade do terreno de uma bacia hidrográfica é determinante no direcionamento do escoamento das águas, influenciando diretamente a erosão do solo e a capacidade de retenção de nutrientes, e em consequência disso quando se desmata áreas florestais para dar lugar a atividades como agricultura, pastagens ou urbanização, a remoção dessa vegetação impede que suas raízes protejam o solo da erosão e garantam a estabilidade do terreno.

Como resultado, a declividade se tornou mais acentuada na bacia em questão, compreendendo os valores de < 3%, 3% - 6%, 6% - 12%, 12 - 20%, 20 - 30 e > 30% (FIGURA 5), no qual as áreas mais comprometidas se situam próximo às nascentes dos afluentes, o que, segundo Guidolini *et al.* (2020), pode gerar prejuízos relevantes sobre a qualidade da água, a estabilidade do solo e a biodiversidade.

Atrelado a esse dado, subentende-se que em terrenos com declividades que compreendem os percentuais observados, podem influenciar diretamente as taxas de drenagem de um solo, com implicações variadas na retenção de água, no escoamento superficial e na erosão do solo, o que pode prejudicar e colocar em risco as áreas subjacentes à bacia (Gomes *et al.*, 2021).

É demasiadamente alarmante as análises da composição da paisagem na bacia do rio Santo Anastácio com uma extensão considerável de pastagem (114,11 km²) e mosaicos de uso (49,40 km²) em contraste com as áreas de floresta (18,66 km²). Essa disparidade evidencia um cenário de desequilíbrio ambiental, no qual a

supressão de cobertura vegetal natural para dar lugar a atividades agropecuárias e uso diversificado do solo gera impactos diretos sobre a biodiversidade no qual diversas espécies de fauna e flora podem ser comprometidas em variação genética e disponibilidade de recursos, desequilibrando as cadeias e teias alimentares do ecossistema (Carvajal-Vallejos; Salinas-Mendoza; Van Damme, 2020).

Além dos fatores expostos acima, a de se considerar um fator agravante encontrado pelas altas temperaturas, no qual os dados compreenderam os anos de 2022 e 2023 com temperaturas acima da média nos meses de maio, julho, setembro, outubro e novembro, e o mês de dezembro de 2023 o mais quente entre os dados e a média, o que corrobora com o levantamento do relatório Copernicus (2023) que trouxe dados do recorde de temperatura global no mês de dezembro do ano de 2023.

Baseado nos fatos expostos, entende-se por degradação ambiental ações humanas que podem influenciar de forma negativa os ecossistemas e causar danos irreparáveis à espécimes vegetais ou animais (Kumar; Kumar; Saikia, 2022). Dessa forma, as áreas modificadas não afetam apenas a região em si, mas reverbera por todo o ecossistema da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, que configura a perda de vegetação natural comprometendo a regulação hídrica e climática, elevando a vulnerabilidade a eventos extremos, como por exemplo, enchentes e secas, além de reduzir a resiliência dos ecossistemas frente às mudanças ambientais verificadas com os dados obtidos pelos mapas, principalmente pela figura 4 e tabela 1 que destaca as áreas de pastagem e a disparidade com as áreas florestais.

5. CONCLUSÃO

Em razão dos dados aqui expostos sobre a análise da bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio revela um cenário preocupante, com uma extensão considerável de pastagens e áreas de uso diversificado em contraste com as áreas florestais remanescentes. Essa disparidade indica um desequilíbrio ambiental alarmante, revelando potenciais impactos negativos sobre a biodiversidade, a regulação hídrica e a resiliência dos ecossistemas frente às mudanças ambientais e eventos extremos.

Diante disso, conclui-se que se faz fundamental reconhecer a gravidade dos efeitos da degradação ambiental nessas áreas modificadas, não apenas em termos locais, mas de modo que considere-se realmente o impacto em todo o ecossistema da bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio, no qual a perda de vegetação natural a cada vez mais irá comprometer a regulação do ciclo da água, aumentando a vulnerabilidade de espécies vegetais e animais, e conseqüentemente diminuindo a capacidade de adaptação dos seres vivos locais.

REFERÊNCIAS

BIRHANU, L.; HAILU, B. T.; BEKELE, T.; DEMISSEW, S. Land use/land cover change along elevation and slope gradient in highlands of Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 16, nov. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938519301053>.

CARVAJAL-VALLEJOS, F. M.; SALINAS-MENDOZA, A.; VAN DAMME, P. A. Vulnerabilidad de *Brachyplatystoma rousseauxii* e *Inia geoffrensis boliviensis* a la pérdida de conectividad fluvial en la Cuenca Amazónica Boliviana. **Neotropical Hydrobiology and Aquatic Conservation**, v. 1, n. 1, p. 105-133, 2020. Disponível em: https://editorial-inia.com/wp-content/uploads/2020/09/Carvajal_2020_vulnerabilidad-dorado-bufeo-boliviano_NHAC_1_1.pdf.

COPERNICUS. União Europeia. **Surface air temperature for December 2023**. 2023.

DIBIESO, E. P. **Planejamento ambiental e gestão dos recursos hídricos**: estudo aplicado à Bacia Hidrográfica do Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio - São Paulo/Brasil. 2013. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente. 2013. Disponível em: <https://bv.fapesp.br/pt/dissertacoes-teses/85211/planejamento-ambiental-e-gestao-dos-recursos-hidricos-estud>.

FERREIRA, M. B. P. **Cobertura da terra como indicador de qualidade ambiental urbana**: estudo aplicado ao município de Curitiba-PR. 2015. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2015. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/handle/1884/38333>.

FIGUEIRÓ, A. S.; COELHO NETO, A. L. Impacto ambiental ao longo de trilhas em áreas de floresta tropical de encosta: Maciço da Tijuca Rio de Janeiro – RJ. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, Fortaleza, v. 08, n 16, p. 187-200, maio ago. 2009. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/index.php/mercator/article/view/272>.

GADIS. Grupo de Pesquisa Gestão Ambiental e Dinâmica Socioespacial, 2021.

GOMES, D. J. C.; SOUSA, E. V. S.; FERREIRA, N. S.; LOBATO, R. R. C.; RIBEIRO; B. F.; DIAS, G. F. M. Vulnerabilidade à erosão hídrica do solo, bacia hidrográfica do rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 2, p. 816-833, 2021. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/249359>.

GUIDOLINI, J.; OMETTO, J.; ARCOVERDE, G.; GIAROLLA, A. Environmental land use conflicts in a macroscale river basin: a preliminary study based on the ruggedness number. **Water**, v. 12, n. 5, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/5/1222>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Brasileiro de 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

JANSSEN, A. W.; VAN DER BIJL, A. N.; GOUD, J.; PEIJNENBURG, K. T. C. A.; POWER, R.; WALL-PALMER, D.; WESSELINGH, F. The Naturalis collections of pelagic Gastropoda (Mollusca). **Basteria**, v. 84, n. 4-6, p. 215-264, 10 dez. 2020. Disponível em: <https://natuurtijdschriften.nl/pub/1001573>.

KUMAR, R.; KUMAR, A.; SAIKIA, P. Deforestation and forests degradation impacts on the environment. *In: Environmental Degradation: Challenges and Strategies for Mitigation*. Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 19-46.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomás**. 2022. (Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil)

MODESTO, M. L. G.; ROSSI, R. F. Efeitos da Fragmentação sobre a Diversidade de Guildas Alimentares de Aves no Cerrado Sul Goiano. *In: CONGRESSO DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO DA UEG – CEPE*, 5., 2018, Quirinópolis. **Anais [...]**. Quirinópolis: Universidade Estadual de Goiás, 2018. Disponível em: <https://www.anais.ueg.br/index.php/cepe/article/view/12525>.

SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados- SP. **Perfil Municipal**. São Paulo, 2022.

SHI, L.; DOSSA, G. G. O.; PAUDEL, E.; ZANG, H.; XU, J.; HARRISON, R. D. Changes in fungal communities across a forest disturbance gradient. **Applied and environmental microbiology**, v. 85, n. 12, jun. 2019. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/aem.00080-19>.

VIEIRA, A. G. **A qualidade das águas em canais fluviais da bacia hidrográfica do Córrego do Gramado, no município de Presidente Prudente - SP**: a interpretação a partir das diferentes formas de apropriações do território. 2018. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Presidente Prudente, SP, 2018. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/items/bfaddb45-7aba-496e-bd46-7d4180078b2a>.

ARTIGO 2- Dinâmica das Matas Ripárias e Seus Estágios Sucessionais na Bacia do alto curso do Rio Santo Anastácio

Resumo

As matas ripárias são vegetações nativas que margeiam corpos d'água, desempenhando papéis cruciais na manutenção dos recursos hídricos, conservação da biodiversidade e equilíbrio ecológico. A sucessão ecológica em matas ripárias pode ser primária, com pouca alteração humana, ou secundária, originada de distúrbios antrópicos. O estágio secundário inclui três fases: inicial, médio e avançado. As florestas em estágios iniciais têm menor diversidade faunística, enquanto as mais avançadas são mais complexas e biodiversas. A presença de sementes no solo e a dispersão por fauna são fatores chave na sucessão. O objetivo do estudo foi caracterizar os estágios sucessionais das Matas Ripárias na Bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio. A metodologia aplicada foi levantamento bibliográfico e estudo de campo, para a confecção de mapas temáticos, foram usadas as imagens de satélites do MapBiomas, para o mapa de NDVI foi utilizada a imagem do Planet mês de setembro/2023 período com baixa precipitação de chuva, para a elaboração do mapa de APP presença e ausência de cobertura florestal foi utilizada a imagem Sentinel 2. Para a caracterização de estágio de sucessão ecológica foram utilizadas as legislações Lei da Mata Atlântica Nº (11.428/06); SMA / IBAMA nº (001/94); Resoluções CONAMA (10/93 e 01/94). Os dados de campo foram coletados em 12 dias no mês de outubro 2021 - sendo 1 dia para delimitar sob cada estágio de sucessão, com início às 08h e término às 13h em 12 parcelas com 10x50m; sendo divididas em 4 parcelas para cada estágio de sucessão ecológica inicial, médio e avançado. Os dados foram compilados em programas EstimateS® e Past. Os resultados da cobertura vegetal nativa na bacia hidrográfica revelam que as APPs abrangem um total de 22,69 km². Dentro dessa extensão, apenas 6,91 km², correspondendo a 30,43%, estão cobertos por florestas nativas. Mas existe um déficit de cobertura florestal em 15,78 km², o que representa 69,57% das APPs. Os valores mais elevados do NDVI, com intervalos de 0,98 a 1, indicam uma vegetação de maior porte. A comparação da riqueza e abundância botânica encontradas nos três estágios distintos de sucessão ecológica na mata ripária. No estágio avançado, destaca-se a maior diversidade de espécies, totalizando 73, incluindo árvores, arbustos, lianas, cipós e epífitas. O estágio médio apresenta 65 espécies botânicas, enquanto o estágio inicial possui 24. No estágio inicial de sucessão ecológica, observa-se a presença de 17 famílias botânicas, com a família Asteraceae sendo a mais diversificada, com 4 espécies. No estágio médio, encontram-se 37 famílias botânicas, com a família Fabaceae liderando em quantidade de espécies, totalizando 13. O estágio avançado de sucessão também apresenta 37 famílias botânicas, igualando o número encontrado no estágio médio. A família Fabaceae continua sendo a mais representativa, com 14 espécies. Conclui-se, portanto, a análise dos estágios sucessionais das matas ripárias, com base nos

índices apresentados, destaca a complexidade desses ecossistemas e sua relevância, verificada pelos testes estatísticos realizados. A indiscutível importância das matas ripárias consiste na manutenção da biodiversidade e na regulação dos processos hídricos na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio.

Palavras-chave: Equilíbrio Ecológico; Espécies Botânicas; Geoprocessamento.

ARTICLE 2

Dynamics of Riparian Forests and Their Successional Stages in the Upper Santo Anastácio River Basin

Abstract

Riparian forests are native vegetation that border water bodies, playing crucial roles in the maintenance of water resources, biodiversity conservation and ecological balance. Ecological succession in riparian forests can be primary, with little human alteration, or secondary, originating from anthropogenic disturbances. The secondary stage includes three phases: initial, medium and advanced. Forests in the initial stages have less faunal diversity, while the more advanced ones are more complex and biodiverse. The presence of seeds in the soil and dispersal by fauna are key factors in succession. The objective of the study was to characterize the successional stages of Riparian Forests in the Upper Santo Anastácio River Basin. The methodology applied was a bibliographic survey and field study, for the production of thematic maps, satellite images from MapBiomas were used, for the NDVI map, the images from Planet were used, month of September/2023 period with low rainfall, for the preparation of the APP map presence and absence of forest cover, Sentinel 2 image was used. For the characterization of the ecological succession stage, the following legislations were used: Atlantic Forest Law No. (11.428/06); SMA / IBAMA No. (001/94); CONAMA Resolutions (10/93 and 01/94). Field data were collected in 12 days in October 2021 - 1 day to delimit each succession stage, starting at 8 am and ending at 1 pm in 12 plots with 10x50m; being divided into 4 plots for each stage of initial, medium and advanced ecological succession. The data were compiled in EstimateS® and Past programs. The results of the native vegetation cover in River basin reveal that the (APPs) cover a total of 22.69 km². Within this extension, only 6.91 km², corresponding to 30.43%, are covered by native forests. However, there is a deficit of forest cover in 15.78 km², which represents 69.57% of the APPs. The highest NDVI values, with intervals from 0.98 to 1, indicate larger vegetation. The comparison of the richness and botanical abundance found in the three distinct stages of ecological succession in the riparian forest. In the advanced stage, the greatest diversity of species stands out, totaling 73, including trees, shrubs, lianas, vines and epiphytes. The middle stage presents 65 botanical species, while the initial stage has 24. In the initial stage of ecological succession, the presence of 17

botanical families is observed, with the Asteraceae family being the most diverse, with 4 species. In the middle stage, there are 37 botanical families, with the Fabaceae family leading in number of species, totaling 13. The advanced stage of succession also presents 37 botanical families, equaling the number found in the middle stage. The Fabaceae family continues to be the most representative, with 14 species. Therefore, it is concluded that the analysis of the successional stages of riparian forests, based on the indices presented, highlights the complexity of these ecosystems and their relevance, verified by the statistical tests performed. The undisputed importance of riparian forests consists in maintaining biodiversity and regulating water processes in the upper Santo Anastácio River basin.

Keywords: Ecological Balance; Botanical Species; Geoprocessing.

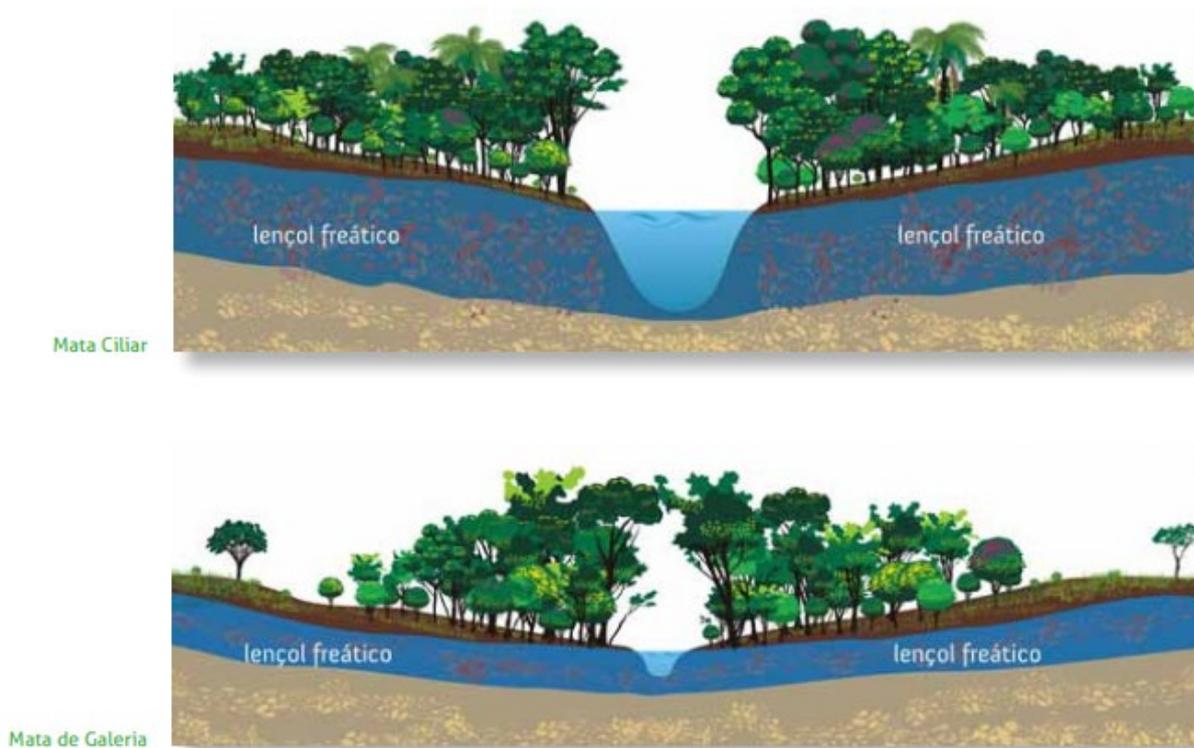
1. INTRODUÇÃO

As matas ripárias podem ser definidas como toda vegetação nativa às margens de cursos d'água, ou seja, a vegetação que margeia os lagos, rios, córregos, entre outros (Costa *et al.*, 2018). As florestas ripárias erguem-se ao entorno de áreas úmidas e corpos hídricos. É constituída pela riqueza e diversidade vegetal, sendo de suma importância para a manutenção dos recursos hídricos, conservando a biodiversidade e contribuindo para o equilíbrio do ecossistema. As matas ripárias são extensos habitats naturais que formam corredores ecológicos, as quais contêm uma diversidade botânica e faunística diferenciada ao se comparar com outros tipos de matas, sobretudo do entorno (Castro *et al.*, 2017).

Devido a sua importância na manutenção e integridade da paisagem ecológica, as matas ripárias são consagradas como importantes áreas de preservação de espécies animais e vegetais, bem como, de conservação dos recursos naturais (Alves; Costa; Silva, 2017).

O ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – divide a mata ripária em duas categorias; Mata Ciliar e Mata de Galeria (Figura 6). A Mata Ciliar é definida como a vegetação florestal que acompanha os corpos hídricos em que as vegetações arbóreas não formam um dossel acima do corpo hídrico, ou seja, apenas o margeia de ambos os lados. A mata de galeria acompanha o corpo hídrico, porém ocorre o encontro do dossel da vegetação florestal de ambos os lados do corpo hídrico, formando um túnel.

Figura 6- Exemplo de vegetação ripária de características de mata ciliar e de galeria



Fonte: Embrapa (2012)

Ambas as matas ciliares ou as de galeria são consideradas Áreas de Preservação Permanente – APP. Segundo Garcia (2012) o “novo” Código Florestal - Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, denominado Código Florestal Brasileiro, no seu artigo 3º, regulamenta as Áreas de Preservação Permanente (APPs) como:

Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (Garcia, 2012).

Tabela 2- Delimitação das APP, estabelecidas pela Lei Federal nº 12.651/12, no qual “X” são os cursos d’água naturais, “Y” são os lagos e lagoas naturais, “m” são metros e “ha” são hectares

Áreas de Preservação Permanente (APP)	Descrição e Observações
I – As faixas marginais de qualquer curso d’água natural (X), desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:	a) 30 m, quando $X < 10$ m de largura; b) 50 m, quando $10 \text{ m} \leq X < 50$ m de largura; c) 100 m, quando $50 \text{ m} \leq X < 200$ m de largura; d) 200 m, quando $200 \text{ m} \leq X < 600$ m de largura; e) 500 m, quando $X \geq 600$ m de largura,
II – No entorno dos lagos e lagoas naturais (Y), em faixa com largura mínima de:	a) Área Rural: 50 m, quando $1 \text{ há} \leq Y \leq 20 \text{ há}$; 100 m, quando $Y > 20 \text{ ha}$
III – No entorno dos reservatórios d’água artificiais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento:	b) Área Urbana: 30 m, quando $Y \geq 1 \text{ ha}$ a) Exceto aqueles que não decorram de barramento ou represamento de cursos d’água natural b) Se a superfície for inferior a 1 há, não há APP e fica vedada nova supressão de vegetação nativa. Raio mínimo de 50 m
IV – No entorno das nascentes e dos olhos d’água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica:	
V – As encostas ou parte destas:	Quando a declividade é superior a 45° , equivalente a 100% na linha de maior declive.
VI – As restingas	Apenas quando fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues
VII – Os manguezais	Toda a sua extensão
VIII – As bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo	Em faixa nunca inferior a 100 m em projeções horizontais.
IX – No topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 m e inclinação média maior que 25° , as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a $2/3$ da altura mínima da elevação sempre em relação à base.	A base é definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d’água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação.
X – As áreas em altitude superior a 1.800 m	Qualquer que seja a vegetação
XI – Em veredas	A faixa marginal, em projeção horizontal, deve ter largura mínima de 50 m, a partir do espaço permanente, brejoso e encharcado.

Fonte: Lei Federal nº 12.651/12 (Brasil, 2012)
Organização: O Autor (2024).

Porém, pesquisadores apontam que a metragem mínima de 30 metros para APP não seja suficientemente funcional. Para Comte *et al.* (2020), o uso da terra

deve ser mantido longe dos riachos e, para que o limiar não seja ultrapassado, as APPs às margens dos riachos deveriam ter pelo menos 50 metros de largura.

1.1 Sucessão Ecológica em Mata Ripária

A ação natural, e principalmente as interferências humanas, em ecossistemas de fisionomia com cobertura florestal, ocasionam o processo de sucessão ecológica que se divide em dois tipos: primária e secundária. A sucessão primária, também denominada de florestas primárias, ou seja, onde o homem promoveu pouca, às vezes nenhuma alteração no ambiente, são raramente encontradas (Cintra; Rego; Oliveira, 2009).

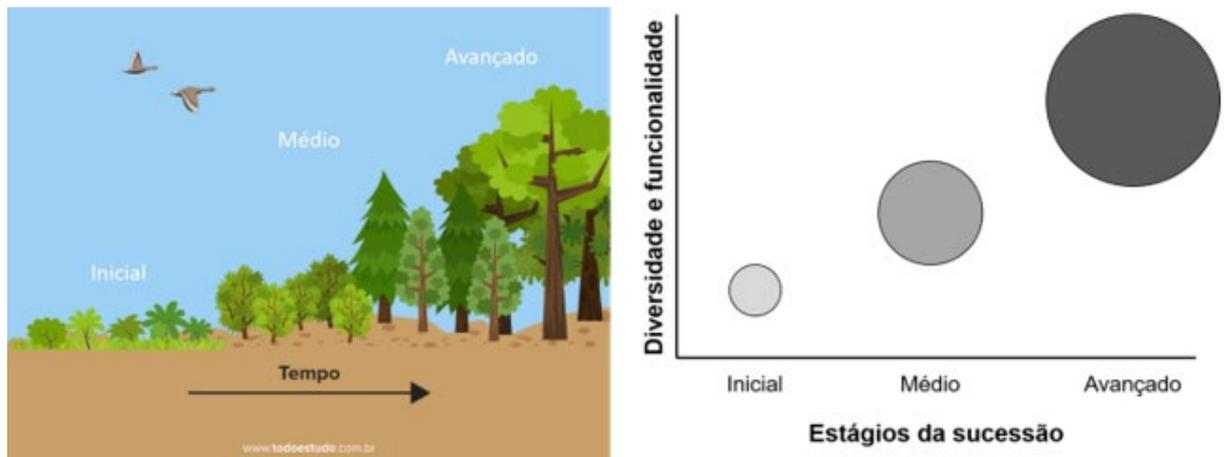
Já o estágio secundário é muitas vezes oriundo de distúrbios antrópicos. Por exemplo, as áreas desmatadas para a agricultura e pecuária, usualmente após abandono, passam por um processo de sucessão na vegetação florestal.

Trata-se de um processo que envolve a substituição ordenada de uma comunidade de plantas por outra ao longo do tempo, implicando mudanças na composição florística, na fisionomia e na estrutura da comunidade (Rosario, 2010).

Do ponto de vista da fauna, conseqüentemente da diversidade funcional, segue-se uma melhora quanto a tais aspectos de acordo com a elevação da complexidade estrutural (figura 7).

Cintra, Rego e Oliveira (2007) consideram que para a regeneração do estágio secundário nas três fases: i) inicial (menor complexidade estrutural); ii) médio (complexidade estrutural moderada); iii) avançado (elevada complexidade estrutural), veja figura 7.

Figura 7- Sucessão florestal e suas fitofisionomias



Fonte: Del Bianco (2024)

Organização: Adaptado pelo autor 2024.

Fragoso *et al.*, (2017) apontam dois fatores que são importantes e podem dar início ao processo de sucessão em uma área perturbada, um deles é a presença de sementes no solo que foram dispersas antes do distúrbio, ou seja, o banco de sementes e o outro é a fonte de sementes dispersas a partir de fragmentos adjacentes para área perturbada após a retirada da vegetação original. No segundo fator, tanto mamíferos como aves têm um papel chave, e.g., via polinização, dispersão e predação de sementes.

Florestas em estágios secundários iniciais possuem importância para o acúmulo de carbono em biomassa e recuperação do solo, pois este estágio produz

menos camada de serapilheira (folhas, galhos, flores, frutos, sementes e dejetos de animais) devido a sua característica fisionômica (Gaspar, 2014). Também ocorre menor diversidade de fauna, principalmente de mamíferos, devido à baixa variedade de espécies vegetais e a falta de sombreamento das copas das árvores (Santos; Franklin; Luizão, 2008). Áreas florestadas em estágio inicial tende a possuir táxons de aves da guilda granívora e insetívora, sobretudo onívoras generalistas, muitas vezes devido ao aspecto ambiental transicional de área em regeneração com as pastagens e/ou agricultura (Manhães; Assis; Castro, 2003).

Já as matas em estágios médios e avançados possuem maior volume de serapilheira aumentando o processo de ciclagem, sendo ambiente mais favorável ao desenvolvimento de espécies vegetais que servem como atrativo para fauna polinizadora, herbívora, dispersora e predadora de sementes, além de carnívoras. Comumente ocorrem mudanças processuais relativas à dinâmica populacional e a estrutura da comunidade (Sayer, 2006; Santos; Franklin; Luizão, 2008). Em outras palavras, esperam-se processos interativos mais entrelaçados, portanto, uma diversidade funcional exacerbada, o que sugere um maior equilíbrio ecológico e saúde ambiental. Cabe notar que muitos estudos tentaram caracterizar o crescimento secundário de vegetação com atributos florestais específicos, como diversidade de espécies e propriedades estruturais da floresta (Arroyo-Mora *et al.*, 2005). Embora muito progresso tenha sido feito, a identificação de floresta secundária e a sua sucessão florestal e relação com a fauna ainda são um desafio (Castro; Sanchez-Azofeifa; Rivard, 2003; Arroyo-Mora *et al.*, 2005).

A caracterização dos estágios sucessionais de Matas Ripárias na Bacia do Santo Anastácio é fundamental para a conservação da biodiversidade e a gestão sustentável dos recursos naturais. Essas áreas desempenham um papel crucial na manutenção da qualidade da água, na filtragem de poluentes e na proteção contra a erosão. Além disso, servem como corredores ecológicos essenciais para a dispersão de espécies e a conectividade de habitats. O entendimento dos diferentes estágios sucessionais permite avaliar a resiliência desses ecossistemas frente a perturbações, bem como planejar estratégias de conservação e restauração mais eficazes. Assim, a análise da sucessão ecológica nas Matas Ripárias contribui não apenas para a preservação da biodiversidade local, mas também para a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos que beneficiam as comunidades humanas na região.

2. MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo foi a Bacia Hidrográfica do Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio, localizada entre os municípios de Álvares Machado, Anhumas, Pirapozinho, Presidente Prudente e Regente Feijó.

A bacia está localizada na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22), no oeste do Estado de São Paulo, Brasil. As coordenadas da área de estudo situam-se entre 22° 07' 37"S e 22° 16' 52"S, e 51° 19' 46"W e 51° 31' 27"W.

A Bacia Hidrográfica do Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio possui uma área de 197,7 km². O Rio Santo Anastácio é o principal corpo hídrico da bacia hidrográfica.

A área de estudo é predominantemente coberta por vegetação florestal nativa remanescente do bioma Mata Atlântica, especificamente do tipo Floresta Semidecidual. A vegetação florestal está em estágio de sucessão secundário, conforme explícito na Lei da Mata Atlântica Nº 11.428/06 (Brasil, 2006); SMA / IBAMA nº 001/94 (Brasil, 1994a) e Resoluções CONAMA 10/93 e 01/94 (Brasil, 1994b).

O estudo foca na clareza dos padrões em relação às matas ripárias, que atuam como corredor ecológico para fauna e flora.

O Rio Santo Anastácio com sua mata ripária, objeto de estudo, abrange uma extensão de cerca de 18,52 km, entre a nascente e o reservatório de água da "CICA". A geologia da bacia é da formação Adamantina, e a geomorfologia é oriunda do Planalto Ocidental Paulista. O alto curso do rio ocorre em quatro tipos de solos: argissolo, latossolo, neossolo e solos aluviais.

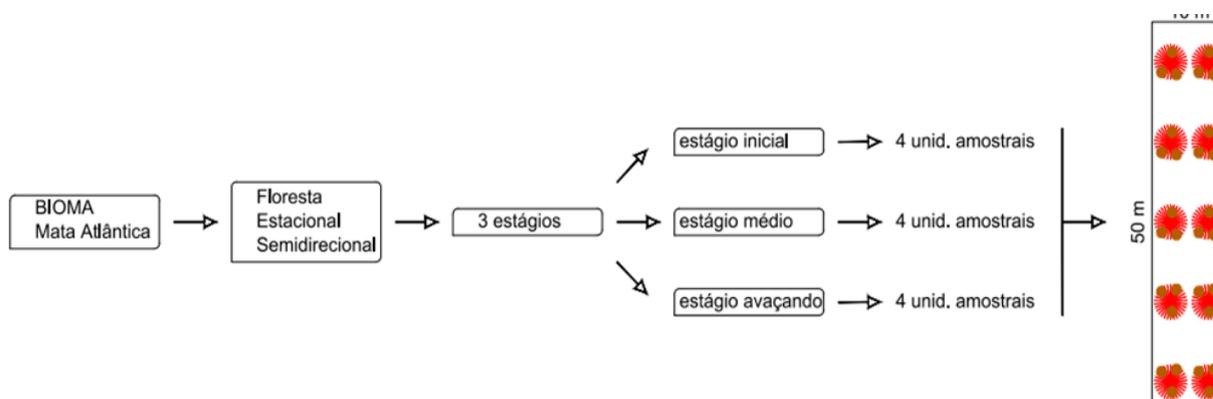
Para a identificação dos estágios foram usados os parâmetros indicados na Lei da Mata Atlântica Nº 11.428/06; SMA / IBAMA nº 001/94 e Resoluções CONAMA 10/93 e 01/94 (Brasil, 2006; Brasil, 1994a; Brasil, 1994b), para a implantação das parcelas foram realizadas saídas a campo que compreenderão 12 dias no mês de outubro 2021 - sendo 1 dia para delimitar sob cada estágio de sucessão, com início às 08h e término às 13h (Gaspar, 2043; Neves; Pereira, 2014). Foram analisadas as seguintes características para definição dos estágios de sucessão ecológica inicial,

médio e avançado de área ou fragmento florestal, com base na Lei da Mata Atlântica Nº 11.428/06; SMA / IBAMA nº 001/94 e Resoluções CONAMA 10/93 e 01/94 (Brasil, 2006; Brasil, 1994a; Brasil, 1994b) que abordam parâmetros como, fisionomia, estratificação, alturas, DAPs, epífitas, trepadeiras, serapilheira, sub-bosque, diversidade e espécies características para os estágios pioneiro, inicial, médio e avançado.

A observação e determinação desses parâmetros permitem uma classificação segura e padronizada do estágio de sucessão florestal de cada parcela, conforme Gaspar (2014).

Após a identificação dos três estágios secundários, ou seja, inicial, médio e avançado, foram alocadas 4 parcelas por tipos de estágios, portanto 12 parcelas no total. Cada parcela possui 10 metros de largura por 50 metros de comprimento (500 m²), totalizando uma área amostral de 6.000 m² (Figura 8).

Figura 8- Esquema de parcelas e forma de amostragem de levantamento de campo



Fonte: Autor (2024)

Após os estudos de campo para classificar as parcelas em estágios de sucessão ecológica em estado inicial, médio e avançado, foi elaborado um mapa de NDVI objetivando comparar os dados de campo com uma avaliação da cobertura vegetal pelo Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (IVDN), em inglês Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). O NDVI corroborou para atestar o que havia verificado *in loco*. Pois, os resultados obtidos por esse método foram consistentes com as observações feitas no terreno. Para elaboração do mapa de NDVI foi utilizado o processamento da banda 4 (banda do infravermelho próximo,

NIR) e a banda 3 (banda do vermelho) imagens do Planet.

O IVDN foi calculado a partir das bandas, empregando a equação descrita por Asrar *et al.* (1984), em que:

$$IVDN = \frac{p4 - p5}{p3 + p4}$$

IVDN = índice de vegetação por diferença normalizada;

ρ_3 = reflectância na banda 3 e

ρ_4 = reflectância na banda 4

Esta ação foi realizada através do software Arcgis 10.8 (licença do Gadis), utilizando o módulo “calculadora Raster”.

3. RESULTADOS

Na tabela 3, é apresentado os dados referentes à morfometria, comprimento e área da Bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio.

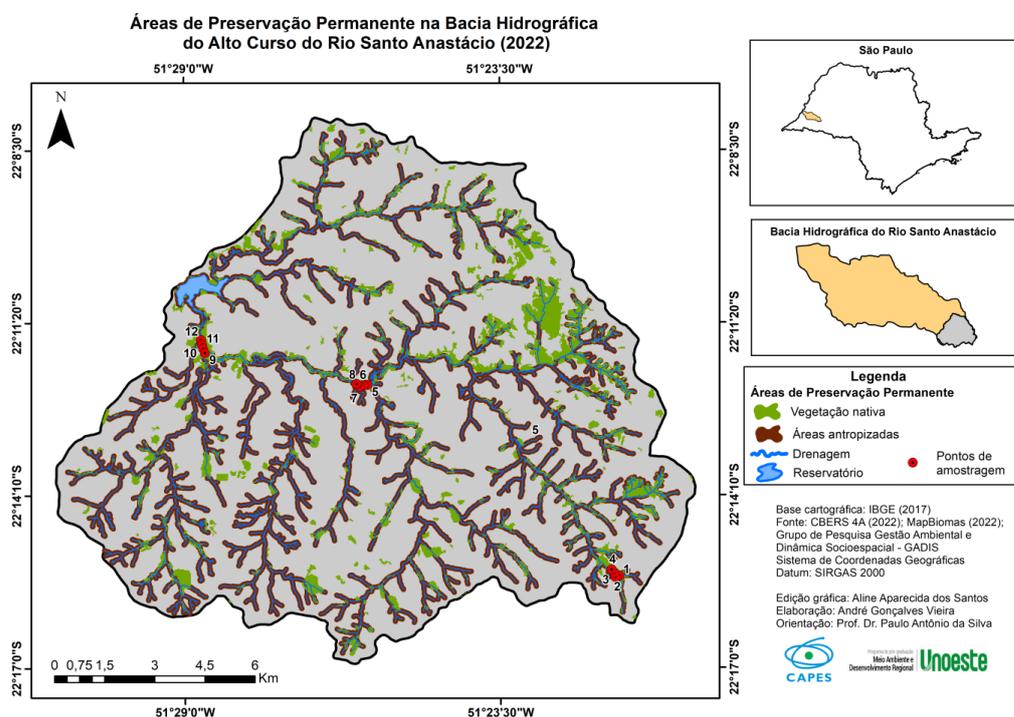
A análise da cobertura vegetal nativa na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio revela que as áreas de preservação permanente (APPs) abrangem um total de 22,69 km².

Dentro dessa extensão, apenas 6,91 km², existe um déficit de cobertura florestal em 15,78 km² (TABELA 4), 30,43%, estão cobertos por florestas nativas em contrapartida o que representa 69,57% das APPs.

Para obter esses resultados, foi adotado um critério de delimitação que considera um buffer de 30 metros de largura ao longo de ambos os lados dos cursos d'água.

É importante ressaltar que, neste estudo, não foram incluídas APPs associadas a nascentes difusas ou pontuais, que legalmente requerem um buffer com raio de 50 metros.

Figura 9- Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio



Fonte: Autor (2024)

Tabela 3- Dados referentes à morfometria, comprimento e área da Bacia hidrográfica do alto curso Rio Santo Anastácio

Morfometria da bacia hidrográfica	Comprimento (km)	Área (km ²)
Extensão de drenagem da bacia hidrográfica	254,34	
Extensão de drenagem do curso principal	18,52	
Área da bacia hidrográfica		197,71

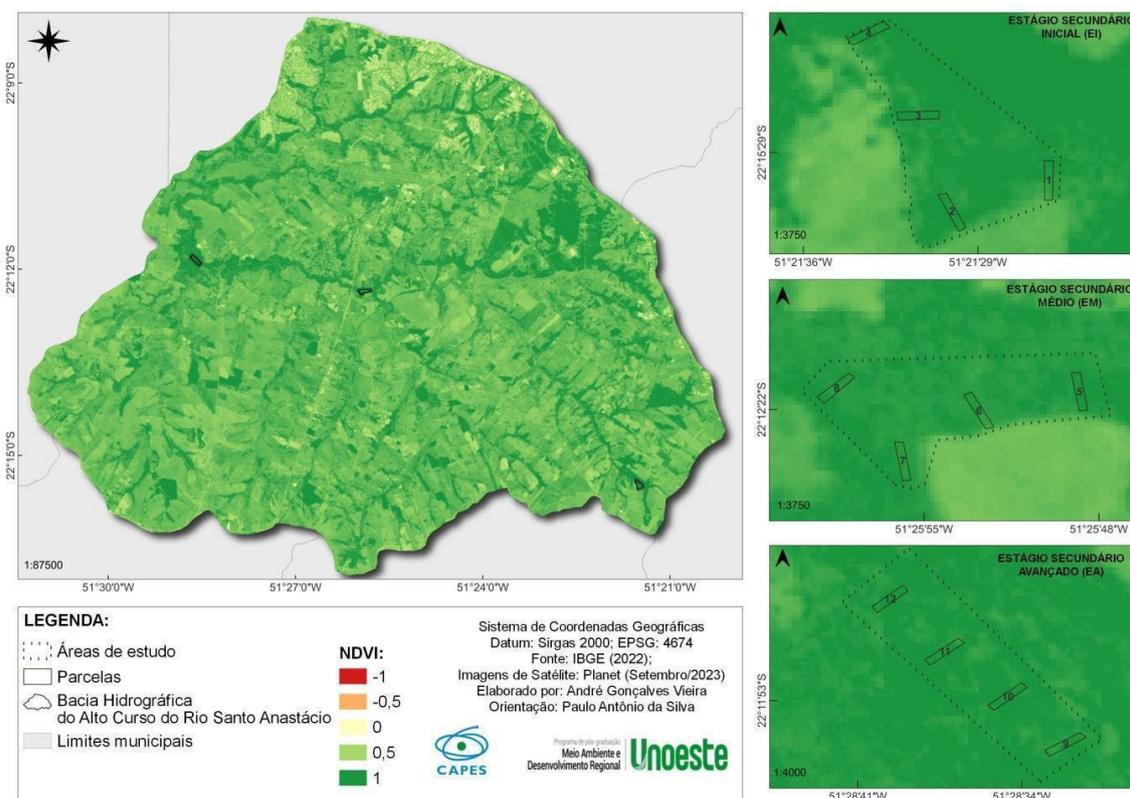
Fonte: Autor (2024)

Tabela 4- Dados referentes à cobertura nativa na bacia hidrográfica do alto curso Rio Santo Anastácio

Cobertura da Terra	Área (km ²)
Vegetação nativa na bacia hidrográfica	22,69
Vegetação nativa na bacia hidrográfica (buffer 30m)	6,91
Áreas antropizadas na bacia hidrográfica (buffer 30m)	15,78

Fonte: Autor (2024)

Figura 10- Vegetação Remanescente na Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio



Fonte: Autor (2024).

Os resultados do NDVI, conforme apresentados na Tabela 4, corroboram os dados levantados em campo e mostram alterações nos padrões característicos das feições de sucessão ecológica para os estágios inicial, médio e avançado. Na Tabela 6, os valores mais elevados do NDVI, com intervalos de 0,98 a 1, indicam uma vegetação de maior porte. Para o estágio médio, os índices de NDVI variam entre 0,5 e 0,62, sugerindo uma cobertura florestal menos densa, caracterizada por vegetação arbustiva-arbórea, em comparação com os estágios inicial e avançado.

A tabela 5, apresenta os valores fitossociológico nos 3 estágios de sucessão ecológica. Os valores fitossociológicos desempenham um papel essencial na compreensão e análise da estrutura e dinâmica das comunidades vegetais ao longo dos diferentes estágios de sucessão ecológica. Esses parâmetros, que incluem densidade, dominância, frequência e importância relativa, são indispensáveis para descrever a composição e a organização das espécies em um ecossistema em

transformação. Ao quantificar esses valores, é possível obter insights sobre as interações entre as espécies, o grau de competição e a distribuição espacial dentro de uma comunidade vegetal, oferecendo uma base sólida para avaliar a saúde e a evolução do ecossistema (Freitas; Magalhães, 2012).

Tabela 5- Representação de Classes e intervalos de NDVI para os 3 estágios da sucessão ecológica

Classes	Intervalos de NDVI
Área Estágio inicial	0,5 a 0,62
Área Estágio médio	0,7 a 0,8
Área Estágio avançado	0,98 a 1

Fonte: Autor (2024)

Tabela 6- Apresentação de valores fitossociológico nos 3 estágios de sucessão ecológica

Parâmetros	Inicial	Médio	Avançado
Fisionomia	Herbáceas e pequenas árvores	Vários Tamanhos	Dossel não uniforme apresenta árvores emergentes
Estratificação	Baixa	Média	Significativa
Alturas (média)	3,50	7,00	11,00
DAPs	< 10	≤ 17	≤ 24
Epífitas	Ausente	Baixa	Significativa
Trepadeiras	Ausente	Presente	Presente
Serrapilheira (cm)	2,50	4,00	7,00

Fonte: Autor (2024)

A Figura 10 apresenta a comparação da riqueza e abundância botânica encontradas nos três estágios distintos de sucessão ecológica na mata ripária: inicial, médio e avançado. No estágio avançado, destaca-se a maior diversidade de espécies, totalizando 73, incluindo árvores, arbustos, lianas, cipós e epífitas. O estágio médio apresenta 65 espécies botânicas, enquanto o estágio inicial possui 24.

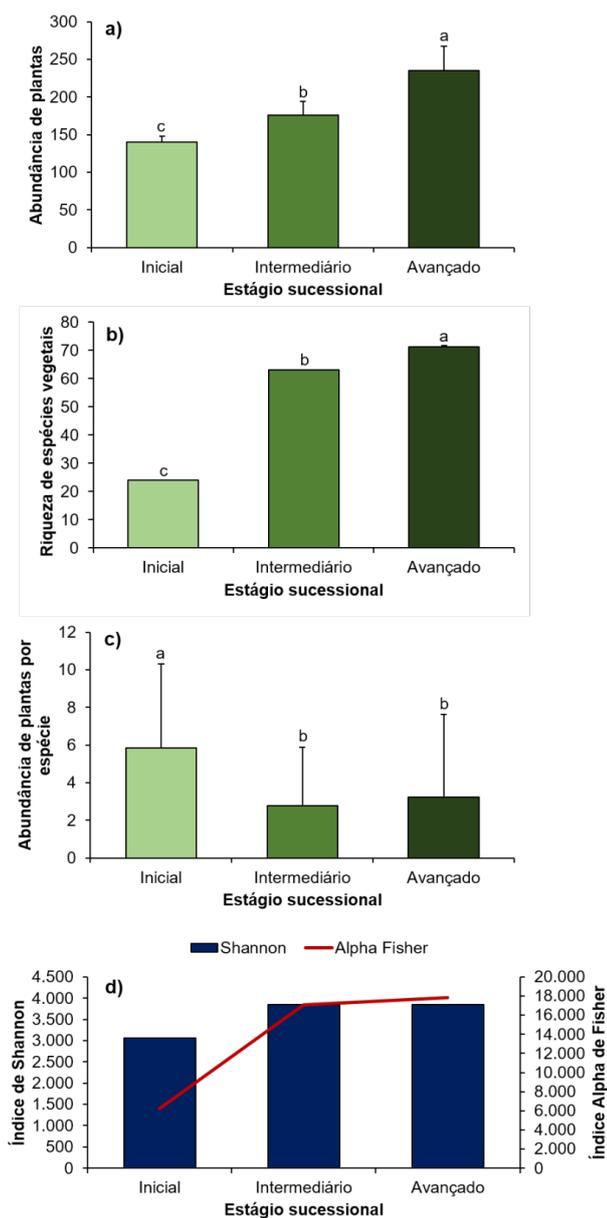
No estágio inicial de sucessão ecológica, observa-se a presença de 17 famílias botânicas, com a família Asteraceae sendo a mais diversificada, com 4 espécies, seguida pela família Fabaceae, com 3.

No estágio médio, encontram-se 37 famílias botânicas, com a família Fabaceae liderando em quantidade de espécies, totalizando 13, seguida pela família Bignoniaceae, com 6.

O estágio avançado de sucessão também apresenta 37 famílias botânicas,

igualando o número encontrado no estágio médio. A família Fabaceae continua sendo a mais representativa, com 14 espécies, seguida pela Bignoniaceae, com 6.

Figura 11- Dados referentes à abundância, abundância por espécie, riqueza e índice de Shannon e Alpha Fisher

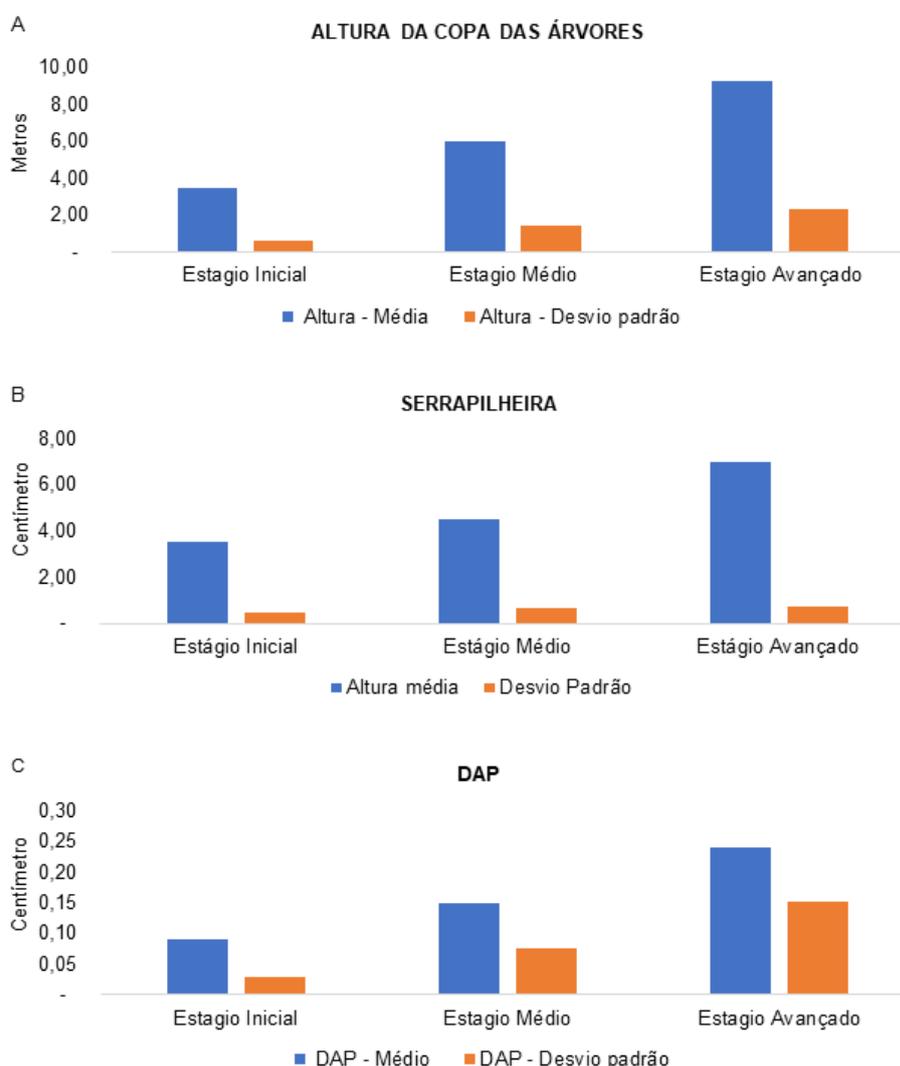


Fonte: Autor (2024)

A figura 12 apresenta de forma detalhada as variações na altura das copas das árvores em três fases distintas de sucessão ecológica. No início do processo, as árvores mostram uma estatura mais modesta, com uma altura média em torno de 3,80 metros. À medida que a sucessão progride para a fase intermediária, a altura

média das copas aumenta consideravelmente, chegando a cerca de 7 metros. Na etapa avançada da sucessão, observa-se um crescimento ainda mais pronunciado nas copas, com alturas que podem alcançar até 11 metros, indicando uma fase mais consolidada e desenvolvida da mata ciliar em questão.

Figura 12- Dados de alturas de copa de árvores conforme estágios de sucessão ecológica, serapilheira e DAP



Fonte: Autor (2024).

Os dados de serapilheira são apresentados na figura 12 onde o estágio inicial encontra-se com altura de 2,50 centímetros, o estágio médio 4 centímetros e o estágio avançado 7 centímetros.

Na figura 12, são exibidos os valores médios do Diâmetro à Altura do Peito

(DAP) para cada estágio de sucessão ecológica. No estágio inicial, os valores do DAP se encontram abaixo de 10 centímetros, indicando árvores de menor diâmetro nesse estágio inicial da sucessão. No estágio médio, os valores do DAP aumentam, mas permanecem abaixo de 17 centímetros em média. Porém, no estágio avançado, o DAP médio é o mais alto, atingindo cerca de 24 centímetros. Isso sugere um maior desenvolvimento das árvores nessa fase mais avançada da sucessão ecológica.

O levantamento de campo apresentou 51 famílias de espécies botânicas distribuídas nos três estágios de sucessão ecológica ao longo da mata ripária que compõem o corpo hídrico da bacia hidrográfica do alto curso Rio Santo Anastácio, conforme exposto pelo ANEXO B referente à listagem das espécies encontradas. Além disso, apresenta a família *Fabaceae* com maior variedade de espécies no total de 19, posteriormente a família *Bignoniaceae* apresenta 11 espécies.

A tabela 7 e a figura 13 apresentam o índice de diversidade Shannon H indica o número de espécies por área, esse índice de diversidade mostra que há maior diversidade de Shannon no estágio avançado.

Tabela 7- Índices de diversidade botânica

Índices de diversidade	Índices de diversidade		
	Estágio Inicial	Estágio Médio	Estágio Avançado
Riqueza (S)	24	65	73
Shannon_H	3,178	4,174	4,29

Fonte: Autor (2024)

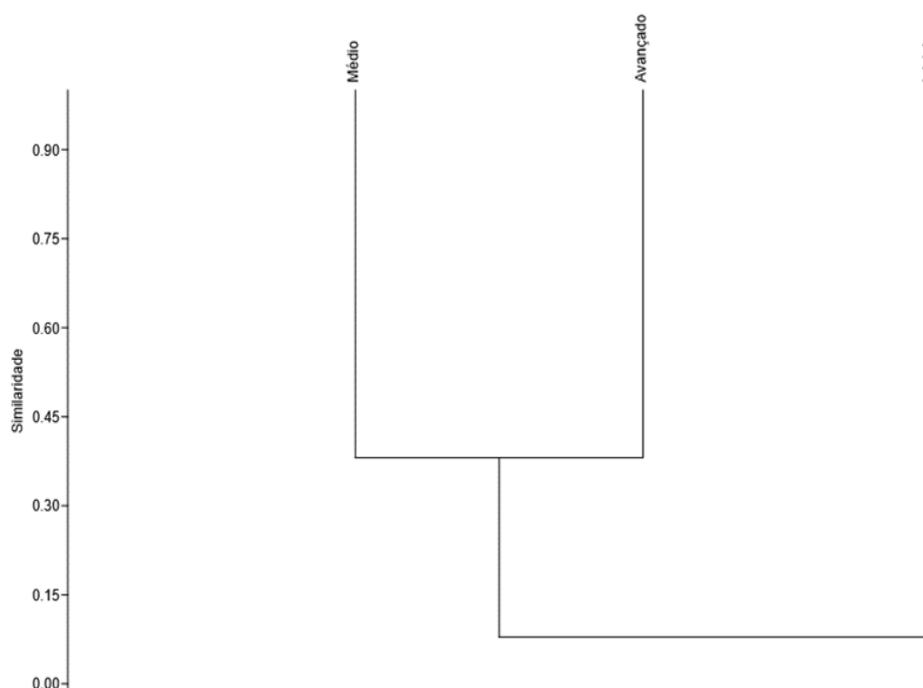
O coeficiente de correlação cofenética do dendrograma neste estudo foi de $r=0,911$, indicando um ajuste satisfatório entre a representação gráfica (dendrograma) e a matriz de dissimilaridade. Isso permite inferências através da análise visual do dendrograma.

Um coeficiente de correlação cofenética superior a 0,7 indica um bom ajuste do método de agrupamento. Portanto, o resultado do coeficiente obtido nesta pesquisa mostra um ajuste adequado do método de agrupamento aplicado. Além disso, o desempenho do coeficiente de correlação cofenética neste estudo foi superior ao obtido na pesquisa de Streck *et al.* (2017), onde alcançaram um valor de $r=0,74$, um pouco abaixo.

O coeficiente de correlação cofenética é uma medida de avaliação utilizada em análises de agrupamento hierárquico. Ele quantifica a qualidade do ajuste entre as distâncias originais dos dados e as distâncias representadas no dendrograma. Um valor alto de coeficiente de correlação cofenética indica que o dendrograma representa bem as relações de similaridade entre os objetos, enquanto um valor baixo sugere que as distâncias no dendrograma não refletem adequadamente as distâncias originais entre os dados.

O índice de similaridade de Jaccard é uma medida estatística usada para comparar a similaridade e a diversidade de conjuntos finitos. Ele é calculado como o tamanho da interseção dos conjuntos dividido pelo tamanho da união dos conjuntos. Essa métrica é comumente aplicada em análise de dados biológicos, mineração de dados e outras áreas onde a sobreposição entre conjuntos é relevante.

Figura 13- Dados de similaridade baseado no Índice de Jaccard entre estágios de sucessão ecológica botânica na mata ripária do Santo Anastácio



Fonte: Autor (2024).

O valor de p (denotado como "same") indica que o resultado é consideravelmente inferior a 0,05, o que indica uma diferença altamente significativa entre as áreas em estudo. A tabela 8 exibe os resultados do teste de Dunn,

revelando diferenças estatisticamente significativas entre as médias das amostras comparadas. Essas descobertas ressaltam a importância das variações entre as áreas avaliadas.

Tabela 8- Teste de Dunn para riqueza botânica

Teste de Dunn			
	Inicial	Médio	Avançado
Inicial		$p \ll 0,0001$	$p \ll 0,0001$
Médio	$p \ll 0,0001$		0,3234
Avançado	$p \ll 0,0001$	0,3234	

Fonte: Autor (2024)

Na Tabela 8, os quadrantes $p \ll 0,0001$ indicam as diferenças estatísticas em riqueza entre os estágios de sucessão ecológica. Há diferença estatística significativa entre o estágio inicial e o avançado, bem como entre o inicial e o médio. No entanto, não existe diferença estatística entre os estágios médio e avançado. Esses resultados são corroborados pela análise coeficiente de correlação cofonética através de análises de agrupamento (Figura 13), que mostra uma maior semelhança entre os estágios médio e avançado.

4. DISCUSSÃO

A importância das matas ripárias na preservação da biodiversidade é incontestável. Segundo Ferreira *et al.* (2019), essas áreas são cruciais tanto para a proteção dos corpos hídricos quanto para a regulação dos processos hídricos em bacias hidrográficas, exemplificado pela Bacia do Santo Anastácio. Análises dos estágios sucessionais nessa região revelam uma situação complexa e preocupante, conforme demonstrado nas figuras 4 e 9, há áreas com fragmentos diminutos de vegetação nativa, em acentuado contraste com vastas regiões antropizadas (Hanna; Raudsepp-Hearne; Bennett, 2020), especialmente próximas às zonas de drenagem. Destaca-se a extensão de drenagem da bacia hidrográfica, abrangendo 254,3 km², conforme detalhado na tabela 3.

Contudo, a distribuição do uso do solo revela que apenas 6,91 km² correspondem à vegetação nativa, enquanto 15,78 km² são classificados como

áreas antropizadas, isto é, áreas significativamente influenciadas pela atividade humana. Em termos percentuais, as áreas antropizadas, desprovidas de cobertura nativa, constituem 69,57% do total, ao passo que as áreas com cobertura nativa ou florestal compreendem 30,43%, dentro de um total de Áreas de Preservação Permanente (APP) de 22,69 km². Esse desequilíbrio pode gerar impactos adversos na conservação da qualidade da água desse corpo hídrico, na manutenção do equilíbrio ecológico da região, e na capacidade de prover habitat e alimento para as diversas espécies animais. Em seus estudos sobre a priorização de áreas para restauração ecológica na UGRHI 22 – Pontal do Paranapanema, estado de São Paulo, Freire, Leal e Di Mauro (2019) ressaltam a importância das APPs como principais focos para a restauração ecológica.

Este desequilíbrio acende um alerta sobre a necessidade urgente de adotar medidas de conservação e restauração nas áreas críticas de preservação permanente, que enfrentam problemas decorrentes das atividades antropogênicas, conforme discutido por Yang *et al.* (2021). As análises apresentadas na figura 11 e 12 revelam diferenças na vegetação remanescente ao longo do Rio Santo Anastácio, considerando estágios iniciais, médios e avançados de sucessão ecológica. Tais análises foram possibilitadas pela combinação de dados de campo e técnicas de geoprocessamento, fornecendo indicadores valiosos para o entendimento das mudanças ambientais na área estudada. Os resultados apontaram para um índice superior a 0,5, indicando que as áreas estão em processo de desenvolvimento vegetativo, com índices próximos a +1 denotando maior densidade e saúde da vegetação (Saha *et al.*, 2020).

A figura 12 evidencia uma abundância de serapilheira nos estágios avançados, corroborando os achados das figuras 11 quanto a diversidade botânica nos estágios médio e avançado. Já nas tabelas anexas detalham a quantidade de espécies encontradas em cada estágio sucessional. Notando-se, que o estágio avançado apresenta uma maior diversidade de epífitas e espécies arbóreas, como jatobá (*Hymenaea stigonocarpa*), Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e Jequitibá (*Cariniana estrellensis*), sem considerar estágios de transição. Esse levantamento de dados está alinhado com a resolução SMA - 72, de 19 de julho de 2017 do estado de São Paulo, conforme mencionado por Agujaro, Collaço e Pinto (2018):

§ 2º - Existindo dois ou mais estágios de regeneração dentro da propriedade objeto de análise, far-se-á a delimitação das áreas e respectivos estágios de regeneração. Somente caso se constate a impossibilidade de individualização das áreas, será aplicado o critério correspondente ao estágio de regeneração mais avançado.

O papel positivo de certas espécies dentro de um ecossistema e ao longo de seus estágios sucessionais é indiscutivelmente valioso. Por exemplo, o jatobá (*Hymenaea stigonocarpa*) é notável por sua robustez e habilidade em se adaptar a condições adversas. Além disso, suas sementes são vitais como fonte de alimento para diversas espécies animais, segundo Moraes *et al.* (2018). O jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) é igualmente crucial, servindo como alimento para a fauna e contribuindo significativamente para a diversidade biológica, conforme apontam Gomes *et al.* (2021). O cedro (*Cedrela fissilis Vell.*), por sua vez, é reconhecido por oferecer sombra e refúgio para a fauna, favorecendo assim a biodiversidade (Schmitz *et al.*, 2019). Finalmente, o jequitibá (*Cariniana estrellensis*), uma árvore de grande porte, é fundamental na estruturação do ecossistema. Ele fornece habitat e recursos para diversas espécies, contribui para o sequestro de carbono e auxilia na mitigação das mudanças climáticas (Moraes *et al.*, 2018; Debiasi *et al.*, 2019).

A análise dos dados referentes aos diferentes estágios sucessórios, alinhada com o método de validação adotado pelo estado de São Paulo, indica, conforme a figura 13 uma notável similaridade entre os estágios médio e avançado no que diz respeito à diversidade de famílias botânicas presentes em cada área. Essa assertividade é reforçada por índices estatísticos, que apontam para um valor de $p < 0,05$, sugerindo que as diferenças significativas em termos de diversidade botânica são observadas principalmente entre os estágios iniciais e os estágios médios e avançados, conforme reportado por Rosa (2022).

A prevalência das famílias *Asteraceae* e *Fabaceae* nos estágios iniciais de sucessão ecológica destaca-se como indicativo do papel vital que essas espécies desempenham na recuperação e estabilização de ecossistemas anteriormente degradados. Essa informação é corroborada por Jean-Baptiste *et al.* (2018), que enfatiza a importância dessas famílias no processo de restauração ecológica. Além disso, a capacidade das *Asteraceae* de prosperar em condições adversas as torna essenciais para a colonização de solos empobrecidos e áreas ecologicamente fragilizadas, uma característica particularmente salientada por Sokornova *et al.* (2022). Esta habilidade não apenas facilita a recuperação ambiental, mas também

promove uma transição suave para estágios sucessórios mais avançados, reforçando a resiliência e a biodiversidade do ecossistema.

Por outro lado, as plantas da família Fabaceae são notáveis por sua habilidade de fixar o nitrogênio atmosférico através de uma relação simbiótica com bactérias do gênero *Rhizobium* em seus nódulos radiculares. Esse processo enriquece o solo com nitrogênio, facilitando o crescimento de plantas e a recuperação de solos desgastados. Além disso, as plantas de Fabaceae fornecem recursos valiosos para a fauna local através de suas sementes, folhas e flores, desempenhando um papel fundamental na sustentação de uma ampla variedade de espécies animais (Parvin *et al.*, 2020).

Já no que diz respeito ao estágio médio, sobre a riqueza de vegetação foram encontradas 37 famílias. Destas, 13 famílias são *Fabaceae* e 6 *Bignoniaceae*. Com a presença abundante dessas famílias, sinais sobre a saúde do ecossistema podem ser expostos, pois *Fabaceae* são extremamente reconhecidas por seu papel crucial na fixação de nitrogênio, um processo que enriquece o solo com este nutriente vital. Isso faz com que o estabelecimento de novas espécies seja favorecido, com o objetivo de manter o ecossistema viável e com maiores chances de estabelecimento (Lima *et al.*, 2024).

Quanto às *Bignoniaceae*, conhecidas por suas flores visíveis e sua capacidade de formação de dosséis, inicialmente se estabelecem de forma mais notável em etapas intermédias da sucessão. Essa família contribui significativamente para a estruturação vertical do ecossistema, fornecendo habitat e recursos alimentares para uma variedade de espécies animais, desde polinizadores até aves e pequenos mamíferos (Mugunga *et al.*, 2022). Entretanto, de acordo com Vindica *et al.* (2020), sua presença enfatiza uma transição para um ecossistema cada vez mais complexo e biodiverso, marcando uma etapa crucial na qual o equilíbrio entre luz, umidade e disponibilidade de nutrientes começa a sustentar uma diversidade de vida.

No estágio sucessional avançado, foi encontrado o mesmo número de famílias que no estágio médio. O alto grau de similaridade desses dois estágios foi verificado por diversos índices, no qual a similaridade entre os dois estágios é de 38%. Em conjunto, essas famílias desempenham papéis complementares importantes: enquanto as *Fabaceae* mantêm a saúde do solo e auxiliam no crescimento vegetal, as *Bignoniaceae* influenciam a biodiversidade e a dinâmica do

ecossistema, promovendo uma maior complexidade e estabilidade ao ambiente. Dessa maneira, a presença marcante dessas famílias em estágios avançados de sucessão destaca a importância da continuidade desses processos ecológicos benéficos para a manutenção da saúde e resiliência do ecossistema como um todo (Morales-Parra, 2020).

Portanto, a análise dos estágios sucessionais das matas ripárias, com base nos índices apresentados, destaca a complexidade desses ecossistemas e sua relevância, verificada pelos testes estatísticos realizados. Os resultados indicaram valores consideráveis de riqueza e abundância de espécies encontradas, principalmente nos estágios médios e avançados, fornecendo perspectivas e reflexões sobre o sucesso da evolução das comunidades vegetais ao longo do tempo nessa localidade. No entanto, chama-se a atenção para as deficiências ocasionadas pela grande incidência de ações antrópicas que podem comprometer a biodiversidade das matas ripárias (Jung *et al.*, 2018).

5. CONCLUSÃO

Ao concluir este capítulo, torna-se indiscutível a importância das matas ripárias na manutenção da biodiversidade e na regulação dos processos hídricos na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio. Os dados analisados evidenciaram um cenário complexo e reflexivo, no qual a presença de áreas de vegetação nativa se equipara às áreas de antropização, destacando a relevância das ações humanas e suas consequências de degradação no ecossistema da bacia hidrográfica em questão.

Os dados apresentados sobre a diversidade botânica, especialmente acerca das famílias e espécies encontradas nos estágios médio e avançado, reforçam a importância da preservação das áreas de vegetação nativa. Essa preservação é essencial para proteger a qualidade da água, manter o equilíbrio ambiental e oferecer habitat para a fauna local. No entanto, a disparidade na cobertura vegetal entre o corpo hídrico principal e seus afluentes indica a urgência de medidas de conservação e restauração nas áreas críticas.

Portanto, a análise desses dados reforça a singularidade e a relevância das matas ripárias. Elas não são apenas reservatórios de biodiversidade, mas também

indicadores da evolução e resiliência das comunidades vegetais diante dos desafios ambientais. Isso traz à tona a necessidade de ações concretas para preservar e restaurar esses ecossistemas, visando assegurar sua vitalidade e contribuir para a sustentabilidade e estabilidade da região.

REFERÊNCIAS

- AGUJARO, L. F.; COLLAÇO, J. F. L.; PINTO, A. G. O regramento ambiental de parcelamento do solo como instrumento para a Cidade Saudável no estado de São Paulo. **Labor e Engenharia**, v. 12, n. 4, p. 519-524, 2018. Disponível em: <https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/labore/article/view/8654209>.
- ALVES, K. M.; COSTA, A. N.; SILVA, D. P. Efeito da fragmentação sobre a diversidade funcional de formigas em matas ripárias do Cerrado. **Multi-Science Journal**, v. 1, n. 8, p. 27, 2017. Disponível em: <https://periodicos.ifgoiano.edu.br/multiscience/article/view/490>.
- ARROYO-MORA, J. P.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; KALACSKA, M. E. R.; RIVARD, B.; CALVO-ALVARADO, J. C.; JANZEN, D. H. Secondary forest detection in a Neotropical dry forest landscape using Landsat 7 ETM+ and IKONOS Imagery. **Biotropica: The Journal of Biology and Conservation**, v. 37, n. 4, p. 497-507, dez. 2005. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/30043218>.
- ASRAR, G. Q.; FUCHS, S.; KANEMASU, E.; HATFIELD, J. L. Estimating absorbed photosynthetic radiation and leaf area index from spectral reflectance in wheat 1. *Agronomy journal*, v. 76, n. 2, p. 300-306, 1984.
- BRASIL. Congresso Nacional. **Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF: DOU, 22 dez. 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm.
- BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 10, de 01 de outubro de 1993**. Estabelece os parâmetros básicos para a análise dos estágios de sucessão de Mata Atlântica. Brasília, DF: DOU, 1993. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0010-011093.PDF>.
- BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 1 de 31 de janeiro de 1994**. Brasília, DF: DOU, 1994a. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0001-310194.PDF>.
- BRASIL. **Lei n. 12.651 de 25 maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: DOU, 2012.

Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm.

BRASIL. Resolução conjunta SMA IBAMA/SP Nº 1, de 17 de fevereiro de 1994. Considerando o disposto no art. 23, Incisos VI e VII da Constituição Federal e a necessidade de se definir vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração de Mata Atlântica em cumprimento ao disposto no art. 6º do Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993, na Resolução CONAMA 10 de 10 de outubro de 1993 e a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo. Brasília, DF: DOU, 1994b.

CASTRO, J. L. S.; FERNANDES, L. S.; FERREIRA, K. E. J.; TAVARES, M. S. A.; ANDRADE, J. B. L. Mata ciliar: Importância e funcionamento. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL*, 8., 2017, Campo Grande, MS. **Anais [...]**. Campo Grande, MS: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2017. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2017/XI-016.pdf>.

CASTRO, K. L.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; RIVARD, B. Monitoring secondary tropical forests using space-borne data: implications for Central America. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 9, p. 1853-1894, 2003. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/01431160210154056>.

CINTRA, D. P.; REGO, L. F. G.; OLIVEIRA, R. R. **Classificação de estágios sucessionais na Mata Atlântica através de imagens de alta resolução (Ikonos) no Parque Estadual da Pedra Branca, RJ.** 2007. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica – RJ, 2007. Disponível em: <https://rima.ufrrj.br/jspui/handle/20.500.14407/11192>.

COMTE, L.; CARVAJAL-QUINTERO, J.; TEDESCO, P. A.; GIAM, X.; BROSE, U.; ERÓS, T.; FILIPE, A. F.; FORTIN, M. J.; IRVING, K.; JACQUET, C.; LARSEN, S.; SHARMA, S.; RUHI, A.; BECKER, F. G.; CASATTI, L.; CASTALDELLI, G.; DALACORTE, R. B.; DAVENPORT, S. R.; FRANSSSEN, N. R.; GARCÍA-BERTHOUE, E.; GAVIOLI, A.; GIDO, K. B.; JIMENEZ-SEGURA, L.; LEITÃO, R. P.; MCLARNEY, B.; MEADOR, J.; MILARDI, M.; MOFFATT, D. B.; OCCHI, T. V. T.; POMPEU, P. S.; PROPST, D. L.; PYRON, M.; SALVADOR, G. N.; STEFFERUD, J. A.; SUTELA, T.; TAYLOR, C.; TERUI, A.; URABE, H.; VEHANEN, T.; VITULE, J. R. S.; ZENI, J. O.; OLDEN, J. D. RivFishTIME: A global database of fish time series to study global change ecology in riverine systems. **Global Ecology and Biogeography**, v. 57, n. 7, p. 1391-1402, 2020.

COSTA, I. A.; LEMES, J. A.; BARBOSA F. G.; PEIXOTO, J. C. Vegetação Ripária e os Cursos d'água: abordagem conceitual. *In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CIÊNCIA E MEIO AMBIENTE*, 9., 2018, Anápolis, GO. **Anais [...]**. Anápolis, GO: Unievangélica, 2018. p. 343-353. Disponível em: <https://anais.unievangelica.edu.br/index.php/CIPEEX/article/view/3085/1209>.

DEBIASI, T. V.; CALZAVARA, A. K.; SILVA, L. M. I.; SILVA, J. G.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; STOLF-MOREIRA, R.; AIDAR, M. P. M.; SODEK, L. OLIVEIRA, H.

C. Nitrogen metabolism of Neotropical tree seedlings with contrasting ecological characteristics. **Acta physiologiae plantarum**, v. 41, n. 8, n. 131, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11738-019-2923-9>.

DEL BIANCO, M. **Sucessão Ecológica**. [s. l.]: Todo Estudo, 2024. Disponível em: <https://www.todoestudo.com.br/biologia/sucessao-ecologica>

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Código Florestal: Modelos de Restauração de Matas de Galeria e Ciliares**. Brasília: EMBRAPA, 2012. Disponível em: https://www.webambiente.cnptia.embrapa.br/webambiente/wiki/lib/exe/fetch.php?media=webambiente:embrapa_modelos_galeria_e_ciliares_25.pdf.

FERREIRA, N. C. F.; DUARTE, J. R. M.; OLIVEIRA, L. A. B.; SILVA, E. C.; CARVALHO, I. A. O papel das matas ciliares na conservação do solo e água. **Biodiversidade**, v. 18, n. 3, 2019. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/biodiversidade/article/view/9416>.

FRAGOSO, R. O.; CARPANEZZI, A. A.; KOEHLER, H. S.; ZUFFELLATO-RIBAS, K. C. Barriers to establishment of natural regeneration in abandoned pastures. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1451-1464, out. dez. 2017. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/30331>.

FREIRE, R. B.; LEAL, A. C.; DI MAURO, C. A. Priorização de Áreas para Restauração Ecológica na UGRHI 22 - Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. 2017. **Formação (Online)**, v. 26, n. 47, p. 179-202, 2019. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/formacao/article/view/5533>.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520-540, dez. 2012. Disponível em: <https://www.floram.org/article/doi/10.4322/floram.2012.054>.

GARCIA, Y. M. O código florestal brasileiro e suas alterações no congresso nacional. **Geografia em Atos**, v. 1, n. 12, p. 54-74, jan. jun. 2012. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/geografiaematos/article/view/1754/iarama>.

GASPAR, R. O. **Classificação de estágios sucessionais, estoque e crescimento em carbono de floresta estacional semidecidual, Vale do Rio Doce, MG**. 2014. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2014. Disponível em: <https://locus.ufv.br/items/95980cb5-9cd7-4309-b58a-97df2e559dcf>.

GOMES, J.; SILVA, A. R.; PILATI, B.; ANDRADE, A. L. P.; FRAGOSO, R. O.; CARMO, M. R. B. Ecological aspects of riparian forest remnants in the São João River Basin, Paraná. **Floresta**, v. 51, n. 2, p. 391-399, mar. 2021. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/69235>.

HANNA, D. E. L.; RAUDSEPP-HEARNE, C.; BENNETT, E. M. Effects of land use, cover, and protection on stream and riparian ecosystem services and biodiversity.

Conservation Biology, v. 34, n. 1, p. 244-255, fev. 2020. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/cobi.13348>.

JEAN-BAPTISTE, A.; MACARIO, P. A.; ISLEBE, G. A.; VARGAS-LARRETA., B.; POOL, L.; VALDEZ-HERNÁNDEZ, M.; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. O. Influence of Invasive Species on Ecological Succession Routes in Disturbed Seasonal Dry Tropical Forests in Southeastern Mexico. **Preprints**, v. 1, out. 2018. Disponível em: <https://www.preprints.org/manuscript/201810.0555/v1>.

JUNG, P. H.; BRUN, F. G. K.; BRUN, E. J.; LONGHI, S. J.; PASTORIO, A. P. Urban and agricultural impacts in the structure and diversity of tree vegetation in riparian forest. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 2, p. 1-10, 2018. Disponível em: <http://www.agraria.pro.br/ojs32/index.php/RBCA/article/view/v13i2a5533>.

LIMA, F. F.; RUIZ, E. C. Z.; MUSSIO, C. F.; DIAS, A. N.; FIGUEIREDO FILHO, A.; MISKALO, E. M. **Similarities between native and restored forest remnants in hydroelectric reservoir surroundings in Paraná**. São José dos Pinhais, PR:Seven Editora, 2024. Disponível em: <https://sevenpublicacoes.com.br/editora/article/view/3409>.

MANHÃES, M. A.; ASSIS, L. C. S.; CASTRO, R. M. Frugivoria e dispersão de sementes de *Miconia urophylla* (Melastomataceae) por aves em um fragmento de Mata Atlântica secundária em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. **Ararajuba - Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 11, n. 2, p. 173–178, dez. 2003. Disponível em: http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/1902/pdf_275.

MORAES, M. A.; KUBOTA, T. Y. K.; ROSSINI, B. C.; MARINO, C. L.; FREITAS, M. L. M.; MORAES, M. L. T.; SILVA, A. M.; CAMBUIM, J.; SEBBENN, A. M. Long-distance pollen and seed dispersal and inbreeding depression in *Hymenaea stigonocarpa* (Fabaceae: Caesalpinioideae) in the Brazilian savannah. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 16, p. 7800-7816, ago. 2018. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.4253>.

MORALES-PARRA, E. J. **Chronosequence on Natural Regeneration in Remnant Forest and Secondary Successional Forest after Goldmining in the Amazon Rainforest of Madre de Dios, Peru**. Japão: Tokyo University of Agriculture, mar. 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/384265265_CHRONOSEQUENCE_ON_NATURAL_REGENERATION_IN_REMNANT_FOREST_AND_SECONDARY_SUCCESSIONAL_FOREST_AFTER_GOLDMINING_IN_THE_AMAZON_RAINFOREST_OF_MADRE_DE_DIOS_PERU.

MUGUNGA, C. P.; MINDJE, M.; CYUZUZO, H. A.; UWIRINGIYIMANA, J.; MIND'JE, R. Tree Species Diversity in a Naturally Regenerated Secondary Forest in the Ruhunde Arboretum, Rwanda. **International Journal of Forestry Research**, v. 2022, n. 1, jan. 2022. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2022/9707130>.

NEVES, A. P. S. F.; PEREIRA, J. L. A. A sucessão ecológica e suas implicações no

processo de licenciamento ambiental no estado de São Paulo. **Revista Acadêmica Oswaldo Cruz**, v. 1, n. 2, 2014.

PARVIN, K.; NAHAR, K.; BHUIYAN, T. F.; HASANUZZAMAN, M. Fabaceae Plants Response and Tolerance to High Temperature Stress. *In*: HASANUZZAMAN, M.; ARAÚJO, S.; GILL, S. S. (ed.). **The Plant Family Fabaceae**. 1. ed. Singapore: Springer Singapore, 2020. p. 337-371. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-15-4752-2_13#citeas.

ROSA, B. R. **Briófitas em diferentes estágios sucessionais em área de Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Osório. 2022. Disponível em: <https://repositorio.uergs.edu.br/xmlui/handle/123456789/2819>.

ROSARIO, R. P. G. **Estágios sucessionais e o enquadramento jurídico das florestas montanas secundárias na Reserva Florestal do Morro Grande (Cotia, SP) e entorno**. 2010. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente – Plantas Vasculares em Análises Ambientais) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, SP. 2010. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/pgibt/2013/09/Ricardo_Pedro_Guazzelli_Rosario_MS.pdf.

SAHA, D.; DAS, D.; DASGUPTA, R.; PATEL, P. P. Application of ecological and aesthetic parameters for riparian quality assessment of a small tropical river in eastern India. **Ecological Indicators**, v. 117, out. 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20305641?via%3Dihub>.

SANTOS, E. M. R.; FRANKLIN, E.; LUIZÃO, F. J. Litter manipulation and associated invertebratefauna in secondary forest, central Amazonia, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 34, n. 3, p. 274-284, nov. dez. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X0800091X?via%3Dihub>.

SAYER, E. J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews**, v. 81, n. 1, p. 1–31, fev. 2006. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1017/S1464793105006846>.

SCHMITZ, R.; WATZLAWICK, L.; MATTOS, P. P.; BRAZ, E. Phytosociological structure on edaphic aspects of an Atlantic Forest fragment in Southern Brazil. Pesquisas florestais brasileiras, **Colombo**, v. 39, p. 1-768, 2019. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1114085>

STRECK, E. A.; AGUIAR, G. A.; MAGALHÃES J. A. M. D.; FACCHINELLO, P. H. K.; OLIVEIRA, A. C. D. Variabilidade fenotípica de genótipos de arroz irrigado via análise multivariada. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 48, p. 101-109, 2017.

SOKORNOVA, S.; MALYGIN, D.; TERENCEY, A.; DOLZHENKO, V. Arbuscular mycorrhiza symbiosis as a factor of Asteraceae species invasion. **Agronomy**, v. 12, n. 12, p. 3214, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/12/12/3214>.

VINDICA, V. F.; BARGOENA, L. R.; SANTANA, P. C.; PIMENTA, J. A.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D.; BIANCHINI, E. Seed rain in a restoration site and in an adjacent remnant of Seasonal Atlantic Forest. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 4, p. 1230-1244, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/35151>.

YANG, L.; SHEN, F.; ZHANG, L.; CAI, Y.; YI, F.; ZHOU, C. Quantifying influences of natural and anthropogenic factors on vegetation changes using structural equation modeling: A case study in Jiangsu Province, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 280, p. 124330, jan. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620343754?via%3Dihub>.

ARTIGO 3- A RELAÇÃO ENTRE OS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA MATA RIPÁRIA COM A MASTOFAUNA E AVIFAUNA NA BACIA DO SANTO ANASTÁCIO

Resumo

Este estudo explora a relação entre a mastofauna e avifauna e os processos ecológicos nas matas ripárias do alto curso do Rio Santo Anastácio, no Pontal do Paranapanema, SP. Justifica-se pela necessidade de compreender como esses grupos taxonômicos contribuem para a resiliência dos ecossistemas ripários, especialmente em áreas afetadas por impactos antrópicos. O objetivo é avaliar a diversidade, abundância e padrões de distribuição dessas espécies ao longo do tempo, destacando suas funções como dispersores de sementes e controladores populacionais. A metodologia utilizada foi levantamento bibliográfico e pesquisa de campo com observações diretas e indiretas por método de transecto para mastofauna e avifauna dentro de 12 parcelas medindo 10m x 50m sendo distribuídas 4 parcelas em 3 estágio de sucessão ecológica diferentes para inicial, médio e avançado. Os monitoramentos se deram entre janeiro de 2022 a setembro de 2023, entre os horários das 5:30 as 11:30 da manhã com 4 saídas a campo por mês num total de 96 saídas a campo. Para análises de dados foram utilizados os programas EstimateS e Past, foi empregado para obter o desvio padrão associado e construir a curva de rarefação. Para os mamíferos, o índice de diversidade Shannon_H é de 0,7356 na categoria Inicial, aumenta para 1,56 na categoria Médio e atinge 2,022 na categoria Avançado. O índice de Bray-Curtis mostra que a estrutura da comunidade de mastofauna nos estágios médio e inicial apresenta coeficiente de correlação cofenético 0,9186. Em relação à riqueza da avifauna, foram identificadas 39 famílias. Relativamente à abundância de aves, o período de estiagem foi de 57,35% e período chuvoso de 42,65%, para mamíferos o período de estiagem, foi representante com 61% e período chuvoso 39. No estudo das aves na presente pesquisa, o índice de diversidade Shannon_H mostra uma tendência de crescimento, iniciando em 3,718 na fase Inicial, aumentando para 4,011 no estágio Médio e atingindo 4,234 no estágio Avançado. Para os mamíferos, o índice de equitabilidade começa em 0,6696 na categoria Inicial, aumenta para 0,969 na categoria Médio e permanece elevado em 0,9203 na categoria Avançado. Já para as aves, o índice de equitabilidade é de 0,9081 na categoria Inicial, diminui ligeiramente para 0,9378 na categoria Médio e permanece robusto em 0,8989 na categoria Avançado. No caso das aves, o índice de Berger-Parker inicia-se em 0,1098 na categoria Inicial, diminui para 0,05562 na categoria Médio e mantém-se relativamente estável em 0,06137 na categoria Avançado. Na observação dos mamíferos, o índice de Berger-Parker começa em 0,75 na categoria Inicial, diminui para 0,25 na categoria Médio e reduz-se ainda mais para 0,2203 na categoria Avançado. A análise das abundâncias e índices de diversidade, equitabilidade e dominância sugere adaptações e mudanças nas comunidades de mamíferos e aves ao longo do tempo, refletindo as fases da sucessão ecológica. Esses resultados são fundamentais para orientar iniciativas de conservação e manejo na região, especialmente considerando a deficiência de cobertura florestal das matas ciliares, o que representa uma ameaça ao equilíbrio ecológico local.

Palavras-chave: Sucessão ecológica; Status de ameaça; Nicho alimentar.

ARTICLE 3

THE RELATIONSHIP BETWEEN THE SUCCESSIONAL STAGES OF THE RIPARIAN FOREST WITH THE MASTOFAUNA AND AVIFAUNA IN THE SANTO ANASTÁCIO BASIN

Abstract

This study explores the relationship between the mastofauna and avifauna and the ecological processes in the riparian forests of the upper course of the Santo Anastácio River, in Pontal do Paranapanema, SP. It is justified by the need to understand how these taxonomic groups contribute to the resilience of riparian ecosystems, especially in areas affected by anthropogenic impacts. The objective is to evaluate the diversity, abundance and distribution patterns of these species over time, highlighting their functions as seed dispersers and population controllers. The methodology used was a bibliographic survey and field research with direct and indirect observations by transect method for mammals and birds within 12 plots measuring 10m x 50m, with 4 plots distributed in 3 different ecological succession stages: initial, medium and advanced. Monitoring took place between January 2022 and December 2023, between 5:30 am and 11:30 am, with 4 field trips per month, for a total of 96 field trips. For data analysis, the EstimateS and Past programs were used to obtain the associated standard deviation and construct the rarefaction curve. For mammals, the Shannon_H diversity index is 0.7356 in the Initial category, increases to 1.56 in the Medium category and reaches 2.022 in the Advanced category. The Bray-Curtis index shows that the structure of the mammal community in the medium and initial stages has a cophenetic correlation coefficient of 0.9186. Regarding the richness of the avifauna, 39 families were identified. Regarding the abundance of birds, the dry season was 57.35% and the rainy season 42.65%, for mammals the dry season was representative with 61% and the rainy season 39%. For mammals, the Shannon_H diversity index is 0.7356 in the Initial category, increases to 1.56 in the Medium category and reaches 2.022 in the Advanced category. In the study of birds in the present research, the Shannon_H diversity index shows an increasing trend, starting at 3.718 in the Initial stage, increasing to 4.011 in the Medium stage and reaching 4.234 in the Advanced stage. For mammals, the evenness index starts at 0.6696 in the Initial category, increases to 0.969 in the Medium category and remains high at 0.9203 in the Advanced category. For birds, the evenness index is 0.9081 in the Initial category, decreases slightly to 0.9378 in the Medium category and remains robust at 0.8989 in the Advanced category. In the case of birds, the Berger-Parker index starts at 0.1098 in the Initial category, decreases to 0.05562 in the Intermediate category and remains relatively stable at 0.06137 in the Advanced category. In the observation of mammals, the Berger-Parker index starts at 0.75 in the Initial category, decreases to 0.25 in the Intermediate category and drops even further to 0.2203 in the Advanced category. The analysis of

abundance and diversity, equitability and dominance indices suggests adaptations and changes in mammal and bird communities over time, reflecting the phases of ecological succession. These results are essential to guide conservation and management initiatives in the region, especially considering the lack of forest cover in riparian forests, which represents a threat to the local ecological balance.

Keywords: Ecological succession; Threat status; Food niche.

1. INTRODUÇÃO

Para que um ecossistema sobreviva, é preciso que existam mecanismos de manutenção que dependem intrinsecamente da presença e da interação da fauna em seu ambiente (Singh; Verma, 2018). Nesse contexto, a fauna desempenha uma série de papéis vitais para a saúde e o equilíbrio dos ecossistemas, influenciando diretamente processos fundamentais para o equilíbrio ecológico, como por exemplo, a polinização, dispersão de sementes, regulação de populações e ciclagem de nutrientes, além disso, os animais são frequentemente identificados como bioindicadores do meio ambiente, refletindo mudanças e impactos ambientais (Kumari; Paul, 2020).

Visto a fundamentalidade de se manter um ecossistema viável, a presença da diversidade de espécies animais em um ecossistema contribui para a estabilidade e resiliência do mesmo, no qual cada espécie desempenha um papel específico e complementar, formando uma rede complexa de interações que mantém o funcionamento saudável do ambiente (Arroyo-Mora *et al.*, 2005). No entanto, têm-se os ecossistemas de matas ripárias, também conhecidas como matas ciliares, de acordo com Pandey *et al.* (2022), esses são ecossistemas localizados nas margens de rios, lagos, nascentes e reservatórios, desempenhando funções ecológicas cruciais, como a proteção de margens contra erosão, o fornecimento de habitat para diversas espécies e a manutenção da qualidade da água.

No entanto, a sucessão ecológica configura processo esse dinâmico pelo qual um ecossistema passa por estágios de desenvolvimento até atingir um estado de equilíbrio, ou clímax, é profundamente influenciada pela presença de corpos d'água, e nas áreas ripárias, esse processo pode ser observado desde estágios iniciais, com o estabelecimento de espécies pioneiras adaptadas a ambientes perturbados, até

estágios tardios, com a formação de uma fauna e flora diversificada (Rosenfield; Müller, 2020).

Um aspecto crucial da relação entre a fauna e os estágios sucessionais da mata ripária é o papel da mastofauna e avifauna nos processos essenciais para a regeneração e manutenção desses ecossistemas, no qual a presença de aves frugívoras e mamíferos que se alimentam de frutos são agentes fundamentais na dispersão de sementes e outros processos ecológicos que fazem com que esse ambiente se mantenha estável e, além disso, esse papel mutualístico reforça a importância da conservação das matas ripárias, não apenas como habitat, mas como facilitadoras da dinâmica ecológica e da biodiversidade regional (Kumari; Paul, 2020).

1.1 Mastofauna

O Brasil possui a maior riqueza de mamíferos conhecidos no mundo, os quais podem ser ótimos indicadores de impacto antrópico em áreas naturais (Kanno, 2012). Os mamíferos desempenham papéis fundamentais na manutenção de ecossistemas florestais, devido a riqueza taxonômica, além de serem acessíveis em termos na identificação dos exemplares de mastofauna, o que facilita a obtenção de dados ecológicos (Paglia *et al.*, 2012; Mendes *et al.*, 2015).

A mastofauna tem sido afetada pela fragmentação e/ou alterações na paisagem, e representa os vertebrados terrestres mais bem estudados em paisagens antrópicas: muitas estratégias de conservação e criação de áreas protegidas se baseiam em informações acerca deste grupo (Jenkins; Pimm; Joppa, 2013).

Outra área em evolução de estudo, que vem sendo utilizada em diversos campos da ecologia e classes taxonômicas, são as medidas de Diversidade Funcional (FUNCTIONAL DIVERSITY – FD), com a finalidade de conhecer a função e a relação das espécies nos diferentes ambientes (Cadotte; Carscadden; Mirotnick, 2011), tratando de forma diferente cada espécie (Poos; Walker; Jackson, 2009). Nesse quesito, a mastofauna destaca-se, pois exerce papel de extrema importância na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas, envolvendo-se nos mais distintos processos ecológicos, entre eles, o controle populacional de suas presas e a constante regeneração das matas, auxiliando na polinização, dispersão e

predação de sementes (Galetti; Bovendorp; Guevara, 2015). Espécies de famílias importantes que se alimentam de frutos, contribuem para a manutenção de espécies vegetais ao longo do tempo. A perda de algumas espécies de mamíferos afeta a dispersão desses frutos de diversas formas, como redução na taxa de remoção, menor distância de dispersão, aumento de padrões de distribuição mais agregados, redução da extensão geográfica e limitação na variabilidade genética (Hansen; Galetti, 2009). Tais fatos relacionam-se intimamente com a perda de diversidade funcional de um sistema ecológico.

Ainda em termos de perda de funcionalidade, as modificações na formação das comunidades podem causar um desequilíbrio das relações em um dado ecossistema. Como exemplo, cita-se a escassez de predadores de topo de cadeia, o que geralmente eleva a densidade de herbívoros. Isso desencadeia modificações importantes na diversidade de espécies vegetais: devido às alterações das taxas de predação de plantas e sementes, os herbívoros de médio e grande porte apresentam um caráter mais seletivo no consumo de sementes e plântulas e a sua ausência pode levar a uma prevalência de algumas espécies vegetais, no geral devido a diminuição na dispersão de sementes (Schüssler, 2014).

A redução da mastofauna em diversos ecossistemas está associada ao aumento de áreas para agropecuária que geram desmatamentos, incêndios e caça de animais silvestres. O uso indiscriminado de pesticidas é outro fator de danos ambientais, seja abiótico ou biótico (Bello *et al.*, 2015; Kurten, 2013). Em estudo realizado por Medici *et al.* (2021) que teve como objetivo avaliar a exposição a pesticidas e metais em anta brasileira, foram detectados traços em diferentes amostras desse animal, alguns em concentrações altas o suficiente para causar efeitos adversos à saúde, sendo que em 90% das antas atropeladas que foram submetidas a um exame post-mortem completo (n = 25), foram observadas alterações macroscópicas do tecido hepático e/ou renal. Estudos de mastofauna em remanescente florestal contribuem para compreender a relação entre esses animais e plantas e, assim, podem nortear planos de restauração, recuperação e conservação de um ecossistema (Mendes *et al.*, 2015), inclusive ao nível de bacias hidrográficas.

1.2 Avifauna

O Brasil possui 1.971 espécies de aves, sendo o segundo colocado no ranking de países mais ricos (Pacheco *et al.*, 2021). A avifauna é a classe de vertebrados mais bem conhecida sob qualquer aspecto. A diversidade, os hábitos e o comportamento das espécies fazem com que esse grupo seja frequentemente utilizado em monitoramentos de impactos ambientais, já que respondem rapidamente às alterações no seu ambiente (Silveira; Uezu, 2011).

Por exemplo, a avifauna representa um ótimo grupo de táxons para se estudar as dinâmicas ecológicas de um ambiente, seja devido a processos naturais, ou à ação antrópica. As alterações antrópicas nas paisagens naturais, p.ex. desmatamento, contribuem para redução e até extinções de espécies, principalmente endêmicas (Brito, 2017). Como as bacias hidrográficas têm uma paisagem usualmente agrícola, os usos de pesticidas ameaçam uma variedade de espécies de aves (Baesse *et al.*, 2015).

As aves, especialmente no que tange às guildas tróficas (ou grupos funcionais), tais como carnívoras, nectarívoras, frugívoras, granívoras, insectívoras, necrófagas, onívoras, piscívoras, exercem papéis fundamentais nos processos de conservação e/ou restauração de um ecossistema: em princípio, as espécies de tais guildas podem ser relacionadas a diferentes estágios sucessionais da vegetação (Volpato; Neto; Martins, 2018). Por exemplo, as aves que visitam flores, bem como exploram frutos e sementes, exercem função positiva para o processo de sucessão florestal. Devido à capacidade de polinização (muitos beija-flores) e dispersão e predação de sementes, as aves contribuem substancialmente com os processos de regeneração natural, regulação de espécies dominantes, e elevação da biodiversidade via interações ecológicas diretas e indiretas (Volpato; Neto; Martins, 2018).

As atividades antrópicas agrícola e pecuária sempre foram conflitantes com a questão ambiental. Mas é notório que as aves são importantes frente a tais atividades, interagindo direta e indiretamente com outras espécies, no geral propiciando serviços de regulação (Kross; Tylianakis; Nelson, 2012; Sekercioglu; Wenny; Whelan, 2016). As aves carnívoras, por exemplo, predam uma infinidade de roedores, comumente consumidores e destruidores de culturas de grãos (Kross;

Tylianakis; Nelson, 2012).

As aves insetívoras combatem insetos que são considerados “pragas” à agricultura, mesmo sabendo-se de tamanha amplitude nas funções que as aves fornecem, os custos incorridos e benefícios conferidos a elas raramente são quantificados e incorporados nas práticas e políticas da cadeia produtiva agrícola-pastoril (Whelan; Sekercioglu; Wenny, 2015). Gonthier *et al.* (2019) apontam que as aves podem realizar serviço no aumento de rendimentos de produção de morangos e prevenir danos às colheitas, limitando infestações de pragas de insetos (e.g., *Lygus hesperus*). Para a pecuária, a predação de parasitas de gado, por pássaros, é mais eficaz do que a ação de pesticidas em muitos aspectos (Burnie, 2007). É notório que as aves trabalham gratuitamente em favor da cadeia produtiva.

Aves como os urubus (*Cathartidae*), de hábitos necrófagos, podem ser usadas como um modelo de distribuição e interação com fatores bióticos e abióticos. Essas aves, ao forragear resíduos sólidos, contribuem para a regulação de doenças e ciclagem de nutrientes, melhorando assim a saúde do ambiente (Baltag *et al.*, 2021). Espécies de aves, como os pica-paus (*Picidae*), possuem grande potencial de dispersão de fungos, incluindo líquens, briófitas, diatomáceas, algas, zooplâncton e vários microrganismos também importantes no nível ecossistêmico (Johansson; Kaasalainen; Rikkinen, 2021).

Outras aves, particularmente nectarívoras, muitas vezes polinizadores, mostram relações tão intrincadas com os ecossistemas (e.g., coevolução com as plantas), que são responsáveis pela arquitetura da vida (Fleming; Kress, 2019). Por exemplo, a polinização é um dos fenômenos mais importantes para a manutenção dos sistemas ecológicos (Maruyama *et al.*, 2014; Fonseca *et al.*, 2016). Algumas culturas, de provisão de alimentos, só são possíveis mediante serviços de polinização (Whelan; Sekercioglu; Wenny, 2015).

Finalmente, as atividades de observação de aves fornecem uma fonte substancial de receita, prazer, saúde mental, educação ambiental, e subsistência para proprietários de terras e comunidades (Belaire *et al.*, 2015; Cox *et al.*, 2017). A observação de aves tem emergido como uma das grandes estratégias de conservação da biodiversidade, pois é capaz de despertar a biofilia e assim reconectar pessoas à natureza.

2. MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O objeto de estudo dessa pesquisa foi a Bacia Hidrográfica do Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio pesquisa que possui 197,71 km² e abrange parcialmente municípios como Presidente Prudente, Pirapozinho, Regente Feijó, Anhumas e Álvares Machado.

Localiza-se na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22), no oeste do Estado de São Paulo.

Seu principal corpo hídrico é o Rio Santo Anastácio onde a concessionária de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto – SABESP coleta 30% da água que abastece o município de Pres. Prudente.

O estudo foca em uma seção específica do rio, entre a nascente e o reservatório de água da "CICA", totalizando cerca de 18,52 km de extensão.

A mata ripária e demais coberturas florestais nativas são do bioma Mata Atlântica do tipo floresta semidecidual. A sua vegetação classifica-se como estágio de sucessão secundária. O clima da região é caracterizado por um período seco (inverno), influenciado pelos sistemas polares, e um período chuvoso (verão), influenciado pelos sistemas tropicais. A bacia hidrográfica possui geologia da formação Adamantina e sua geomorfologia é originária do Planalto Ocidental Paulista. O alto curso do Rio Santo Anastácio abrange quatro tipos de solos: argissolo, latossolo, neossolo e solos aluviais.

O estudo visou esclarecer padrões relacionados às matas ripárias, que servem como corredor ecológico para fauna e flora.

2.2 Coleta de dados

2.2.1 Levantamento da mastofauna e avifauna

Para o estudo da mastofauna foi realizado o levantamento das espécies ocorrentes. Ao total foram realizadas 96 visitas de campo. Os levantamentos ocorreram entre janeiro de 2022 a dezembro de 2023, em 4 dias ao mês. Cada dia

de campo teve duração de aproximadamente 4 horas, sendo realizados das 05:30h às 09:30h. Cada levantamento empregou, aproximadamente, 20 minutos em cada parcela, com o deslocamento total de uma área a outra, de aproximadamente, 10 min dentro do mesmo estágio de sucessão ecológica. As parcelas foram escolhidas para o levantamento de forma aleatória para que não ocorresse nenhum tipo de vício na observação.

O período matutino foi escolhido para realização dos levantamentos por ser o de maior atividade da avifauna e conseqüentemente parte dos grupos da mastofauna. Como as áreas de estudo são relativamente pequenas (0,05 ha) e um total de área em parcelas (0,6 ha) foi realizado o levantamento quali-quantitativo por método de transecto zig-zag, que consiste na movimentação do pesquisador ao longo de uma rota pré-determinada em padrão de ziguezague, o que permite uma cobertura mais extensa da área de estudo. O pesquisador altera sua direção em ângulos fixos ou variáveis em intervalos regulares, garantindo que diferentes micro-habitats sejam incluídos na amostragem.

Esse método oferece vantagens significativas, como o aumento da probabilidade de detectar espécies distribuídas de forma irregular no ambiente, uma vez que amplia a área coberta e, conseqüentemente, as chances de observação. Durante o percurso, são registrados não apenas os avistamentos de animais, mas também evidências indiretas de sua presença, como pegadas, fezes ou ninhos (Souza; Rosso, 2010; Schulze *et al.*, 2019). As espécies foram identificadas tanto pela vocalização quanto pela observação direta ou com o auxílio de um binóculo. Foram registradas as espécies identificadas por área assim como a forma de identificação (vocalização ou observação direta) e, no caso das observações diretas, foram anotados se se encontram nos limites das parcelas do estudo (Anjos, 2007; Padovezi; Rodrigues; Horbach, 2014; Volpato; Neto; Martins, 2018).

2.2.2 Análises

Para avaliar a abundância e riqueza da mastofauna e avifauna (Srbek-Araujo; Chiarello, 2005; O'Brien; Kinnaird; Wibisono, 2003), foram analisados por curva de rarefação que foi construída considerando-se o número de espécies (Mao Tau) e o número de amostragens. O estimador Jackknife 1 foi aplicado para calcular a riqueza estimada de espécies. Em ambas as análises foi utilizado o programa

EstimateS 8.0.0 (Colwell, 2006). Na interpretação dos dados, só foram interpretados os seguintes dados: Taxa (S): riqueza de espécies; Abundância; Shannon_H: Índice de Shannon; Equitability_J: Equitabilidade de Pielou; Berger-Parker: Dominância de Berger-Parker, para mamíferos e aves. Para a produção dos mapas Kernel, os dados coletados foram tabulados e gerou-se um arquivo de formato.csv (Comma Separated Value) e posteriormente importou-se para ambiente SIG utilizando-se o ArcGis 10.8. Em seguida, gerou-se arquivo vetorial de pontos em formato shapefile ESRI, com Sistema de Referência de Coordenadas definido em Datum Sirgas 2000 e usando coordenadas geográficas.

Desta forma foi gerada uma nuvem de pontos com as informações coletadas em campo, base para geração dos mapas de densidade. Para isto, foi utilizado o estimador de densidade kernel, contido na ferramenta Mapa de Calor do ArcGis 10.8, obtendo-se como resultado um arquivo matricial.

Foi realizado o processo de reclassificação dos dados matriciais, alterando o tipo de renderização para banda simples falsa-cor e realizando a categorização, na qual cada cor representa a quantidade de pontos no raio de 5 metros, e posteriormente produziram-se os mapas temáticos. Após a confecção dos mapas de estimador de densidade Kernel foi realizado uma análise da densidade de pontos, possibilitando o reconhecimento de áreas mais concentradas.

3. RESULTADOS

3.1 Mastofauna

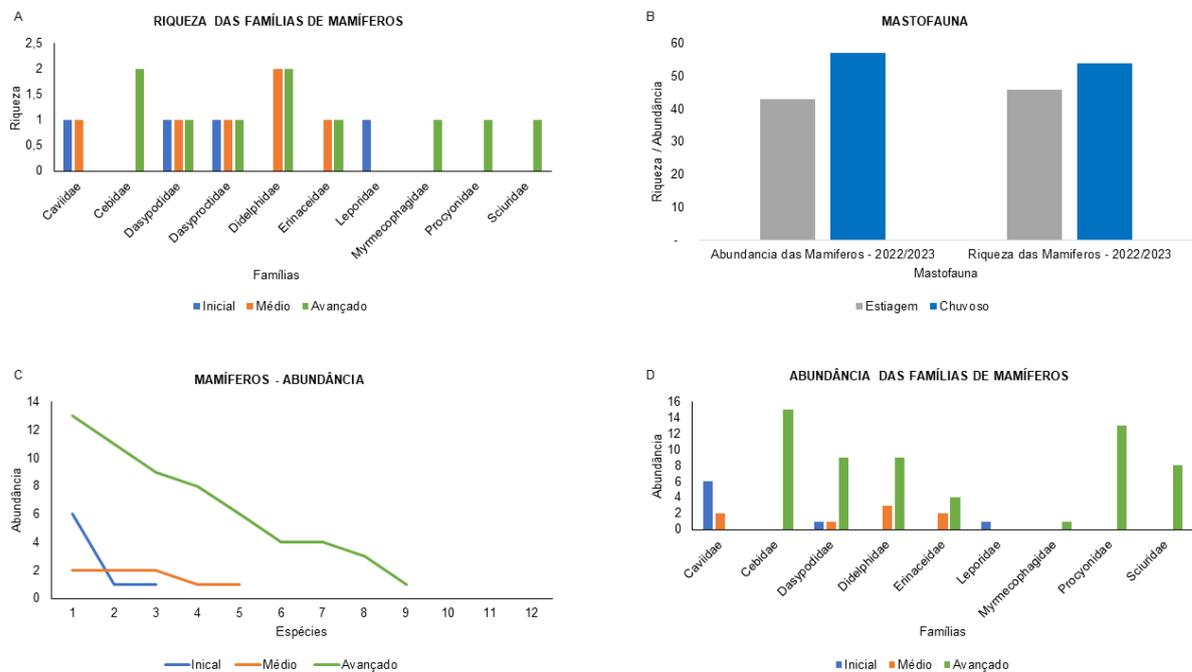
3.1.1 Riqueza De Espécies

As dez espécies de mamíferos confirmadas no estudo apresentam uma variedade de adaptações alimentares. Entre elas, destacam-se as famílias *Caviidae* (roedores), *Cebidae* (macacos do Novo Mundo), *Dasypodidae* (tatus), *Dasyproctidae* (cutias), *Didelphidae* (marsupiais), *Erinaceidae* (ouriços), *Leporidae* (lebres), *Myrmecophagidae* (tamanduás), *Procyonidae* (mamíferos carnívoros) e *Sciuridae* (esquilos). Nessa pesquisa, os programas EstimateS® versão 9 e Past foram empregado para obter o desvio padrão associado e construir a curva de rarefação. Na análise da abundância das espécies de mamíferos, calculou-se um índice de

abundância relativa para cada espécie.

De acordo com os dados coletados em campo entre janeiro de 2022 a dezembro de 2023 para a mastofauna, foi observado que as famílias de *Dasypodidae* e *Dasyproctidae* estavam nos três estágios de sucessão ecológica. As famílias *Cebidae*, *Myrmecophagidae*, *Procyonidae* e *Sciuridae* foram encontradas somente no estágio de sucessão ecológica avançado. A família *Leporidae* foi encontrada somente no estágio de sucessão inicial e a família *Didelphidae* encontrado nos estágios médio e avançado.

Figura 14- Abundância e riqueza de famílias de mamíferos



Fonte: Autor (2024).

3.1.2 Abundância

No alto curso do rio Santo Anastácio, um interessante panorama da fauna local se revela através do quadro de abundância de famílias de mamíferos. Este levantamento fornece valiosas informações sobre a diversidade e distribuição desses animais na área estudada.

A contagem das famílias dos mamíferos foi classificada de acordo com níveis de abundância: inicial, médio e avançado. A família *Caviidae* destaca-se com 6 registros na categoria Inicial, diminuindo para 2 na categoria Médio e desaparecendo

na Avançado, assim sugerindo uma presença inicial que pode variar ao longo do tempo. Já a família *Cebidae* não apresenta registros nas categorias inicial e médio, mas surge de maneira expressiva com 15 na categoria Avançado.

Outras famílias, como *Dasypodidae*, *Didelphidae*, *Erinaceidae*, *Leporidae*, *Myrmecophagidae*, *Procyonidae* e *Sciuridae*, também fornecem dados significativos sobre a presença e distribuição desses mamíferos na região.

Para os mamíferos, o índice de diversidade Shannon_H é de 0,7356 na categoria Inicial, aumenta para 1,56 na categoria Médio e atinge 2,022 na categoria Avançado. Essa progressão ascendente revela um aumento na diversidade de mamíferos na região ao longo do tempo, indicando possíveis mudanças nas populações e na composição da fauna.

Os índices de diversidade dos mamíferos e aves nas áreas amostradas no alto curso do rio Santo Anastácio, foram avaliados através do índice de equitabilidade (Equitability_J) em diferentes fases do estudo.

Para os mamíferos, o índice de equitabilidade começa em 0,6696 na categoria Inicial, aumenta para 0,969 na categoria Médio e permanece elevado em 0,9203 na categoria Avançado. Esses valores indicam uma distribuição relativamente equitativa das abundâncias das espécies de mamíferos, com uma tendência de aumento ao longo do tempo. Dessa forma, há uma uniformidade da abundância entre as espécies de mamíferos, conforme os dados obtidos.

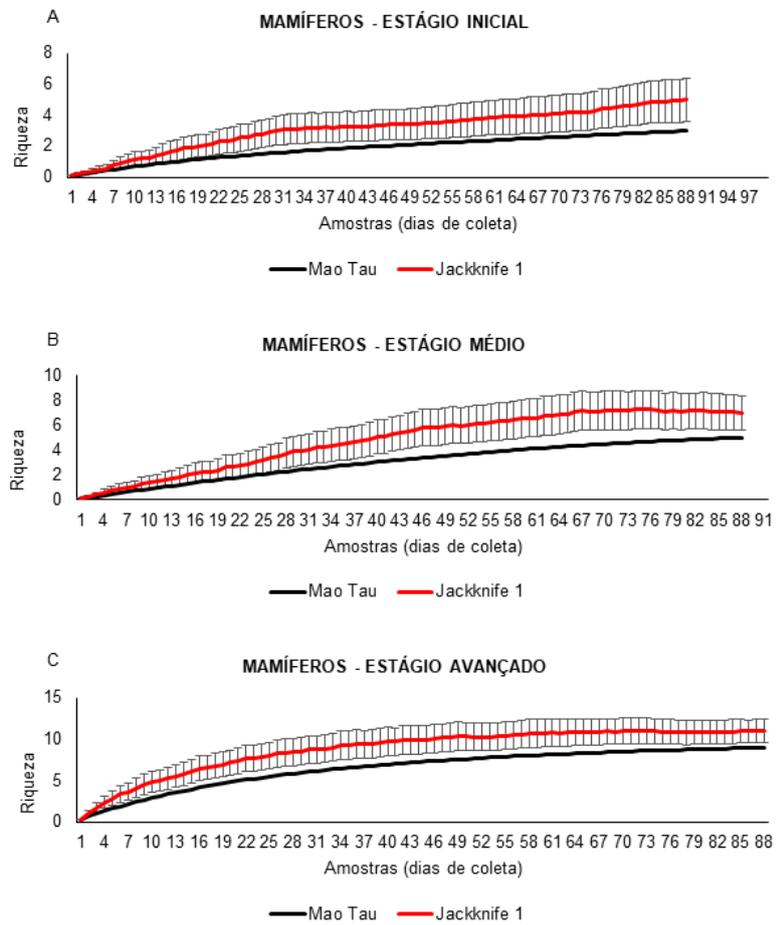
Na observação dos mamíferos, o índice de Berger-Parker começa em 0,75 na categoria Inicial, diminui para 0,25 na categoria Médio e reduz-se ainda mais para 0,2203 na categoria Avançado. Essa tendência decrescente indica uma diminuição na dominância de espécies de mamíferos, refletindo uma maior equitabilidade na composição das comunidades ao longo do tempo.

A figura 14 apresentam a riqueza de espécies de mamíferos estimada através do método de Mao Tau e Jackknife 1 para a rarefação. A figura 14A representa o estágio inicial demonstrando ascendência dos dados coletados no qual o estimador de Mao Tau representa a riqueza de 2 espécies e Jackknife 1 apresenta 4 espécies.

A figura 15B apresenta uma curvatura Jackknife 1 e estabilizando em 6 espécies e a estimativa de Mao Tau ascendendo para 4 espécies. O estágio avançado apresentado pela figura 15C apresenta a estimativa de 9 espécies para Jackknife 1 e para Mau Tao 7 espécies. A curva de rarefação do número de espécies acumuladas para os três estágios de sucessão ecológica mostrou leve

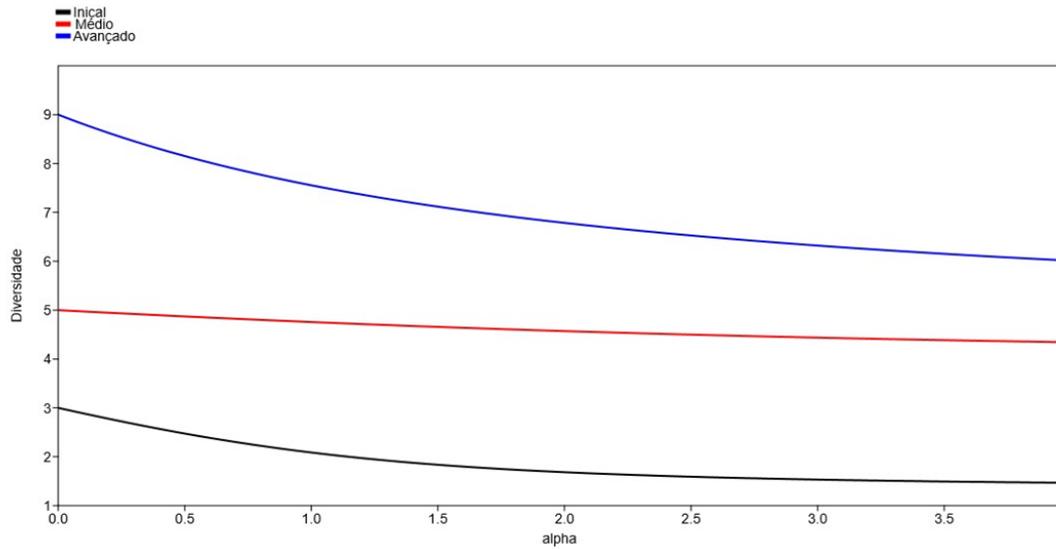
sinal de estabilização conforme o aumento do esforço amostral (figura 15).

Figura 15- Curva do observador para Mamíferos Estágio Inicial, Médio e Avançado



Fonte: Autor (2024).

Figura 16- Índice de Bray-Curtis

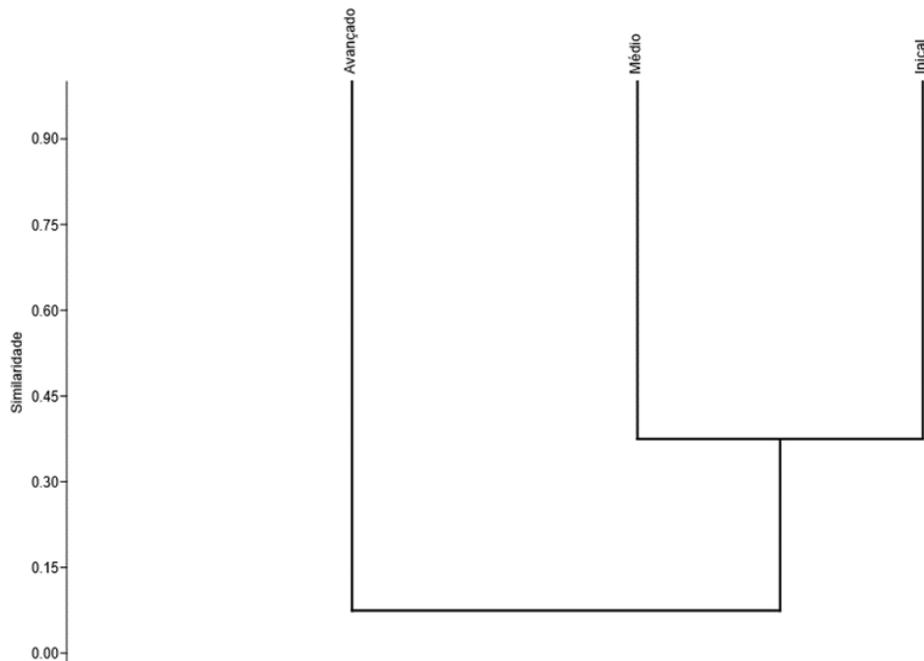


Fonte: Autor (2024).

O índice de Bray-Curtis (Figura 16) mostra que a estrutura da comunidade de mastofauna nos estágios médio e inicial apresenta coeficiente de correlação cofenético 0,9186. Já o estágio avançado apresenta-se distinto dos demais estágios amostrados.

De acordo com a figura 17, é possível observar que com relação aos estágios de sucessão ecológica, os três estágios estão estruturados de modos diferentes. Para a riqueza de espécies ($\alpha = 0$), a categoria avançada apresentou maiores valores. Para os valores do índice de shannon ($\alpha = 1$) o estágio avançado apresentou o maior valor, 9 espécies, com os estágios médio 5 espécies e o estágio inicial 3 espécies de mastofauna. Porém pode-se constatar também somente o estágio médio se permaneceu estável entre $\alpha=0$ a $\alpha=3$, os estágios inicial e avançado estabilizam os valores em $\alpha=3$, o perfil de diversidade nos três estágios praticamente se estabilizou, a figura 17 apresenta a similaridade de mastofauna entre os estágios inicial e médio.

Figura 17- Estrutura da comunidade de mastofauna nos estágios médio e inicial



Fonte: Autor (2024).

3.2 Avifauna

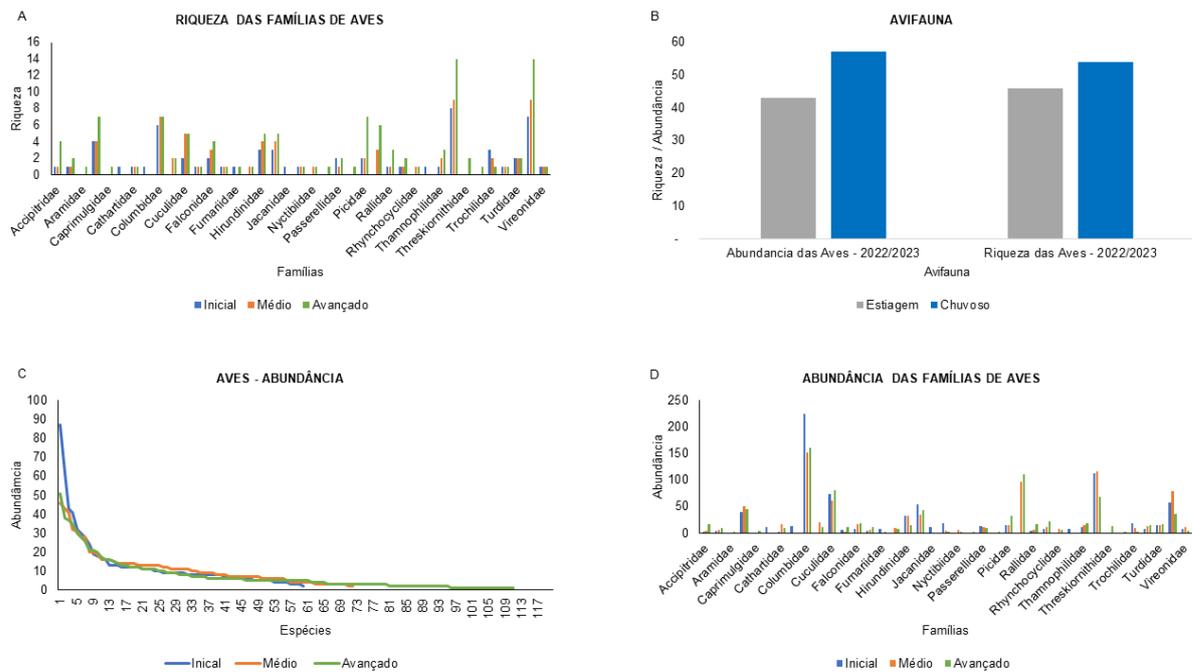
3.2.1 Riqueza

No caso das aves, foram identificadas 39 famílias, incluindo *Accipitridae*, *Alcedinidae*, *Aramidae*, *Ardeidae*, *Caprimulgidae*, *Cariamidae*, *Cathartidae*, *Charadriidae*, *Columbidae*, *Corvidae*, *Cuculidae*, *Dendrocolaptidae*, *Falconidae*, *Fringillidae*, *Furnariidae*, *Galbulidae*, *Hirundinidae*, *Icteridae*, *Jacaniidae*, *Mimidae*, *Nyctibiidae*, *Parulidae*, *Passerellidae*, *Phalacrocoracidae*, *Picidae*, *Psittacidae*, *Rallidae*, *Ramphastidae*, *Rhynchocyclidae*, *Strigidae*, *Thamnophilidae*, *Thraupidae*, *Threskiornithidae*, *Tinamidae*, *Trochilidae*, *Troglodytidae*, *Turdidae*, *Tyrannidae* e *Vireonidae*.

O estágio de sucessão ecológica avançado obteve a maior distribuição sendo as famílias *Ardeidae*, *Picidae*, *Psittacidae*, *Thraupidae* e *Tyrannidae* sendo 14 espécies por família. A família das *Columbidae* apresentou distribuição muito próxima para os três estágios sendo 7 espécies para os estágios médio e avançado

e 6 para o inicial. As famílias de *Cathartidae*, *Dendrocolaptidae*, *Fringillidae*, *Mimidae*, *Troglodytidae* e *Vireonidae* tiveram distribuições semelhantes para os três estágios de sucessão ecológica inicial, médio e avançado.

Figura 18- Dados de Abundância e Riqueza de aves



Fonte: Autor (2024)

3.2.2 Abundância

Sobre a abundância de família das aves nesta pesquisa (figura 18), destaca-se a presença significativa da família *Accipitridae*, com 3 registros na categoria Inicial, aumentando para 4 na categoria médio e atingindo 16 no avançado.

A família *Columbidae* apresenta números expressivos, com 225 registros na categoria Inicial, diminuindo para 151 no médio e aumentando novamente para 161 no avançado.

As famílias *Cariamidae* e *Charadriidae*, apresentaram dados somente no estágio inicial sendo 12 e 13 registros respectivamente, para os demais estágios não apresentaram registros das famílias. Na categoria avançado observa-se que as famílias *Aramidae*, *Caprimulgidae*, *Parulidae*, *Phalacrocoracidae*, *Threskiornithidae*, *Tinamidae* não foram observadas nas demais categorias.

Outras famílias, como *Ardeidae*, *Cathartidae*, *Cuculidae*, *Icteridae*, *Picidae*, *Psittacidae*, *Ramphastidae*, *Thraupidae* e *Tyrannidae*, também oferecem informações interessantes sobre a presença e a abundância de aves na região, mostrando padrões variados ao longo das categorias de abundância.

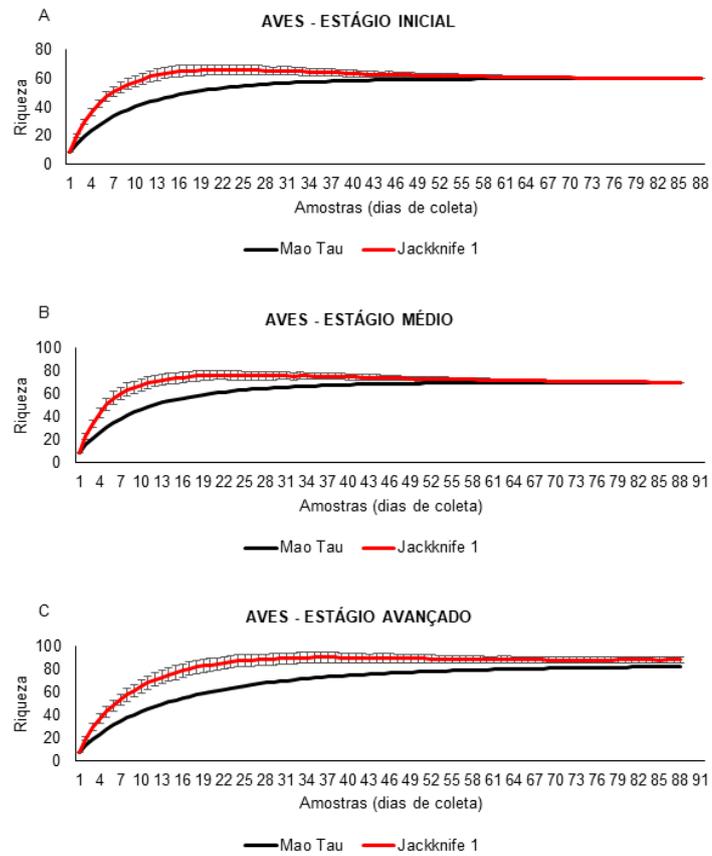
No estudo das aves na presente pesquisa, o índice de diversidade Shannon_H mostra uma tendência de crescimento, iniciando em 3,718 na fase Inicial, aumentando para 4,011 no estágio Médio e atingindo 4,234 no estágio Avançado. Essa progressão demonstra um aumento na variedade e riqueza das aves ao longo do tempo.

Já para as aves, o índice de equitabilidade é de 0,9081 na categoria Inicial, diminui ligeiramente para 0,9378 na categoria Médio e permanece robusto em 0,8989 na categoria Avançado. Esses resultados sugerem uma distribuição equitativa das abundâncias das espécies de aves, com uma pequena flutuação ao longo das diferentes fases do estudo. Como os resultados foram bem próximos de 1, há uma uniformidade da abundância entre as espécies de aves.

No caso das aves, o índice de Berger-Parker inicia-se em 0,1098 na categoria Inicial, diminui para 0,05562 na categoria Médio e mantém-se relativamente estável em 0,06137 na categoria Avançado. Esses valores sugerem uma diminuição na dominância de espécies ao longo do tempo, indicando uma maior equitabilidade na distribuição das abundâncias das espécies de aves.

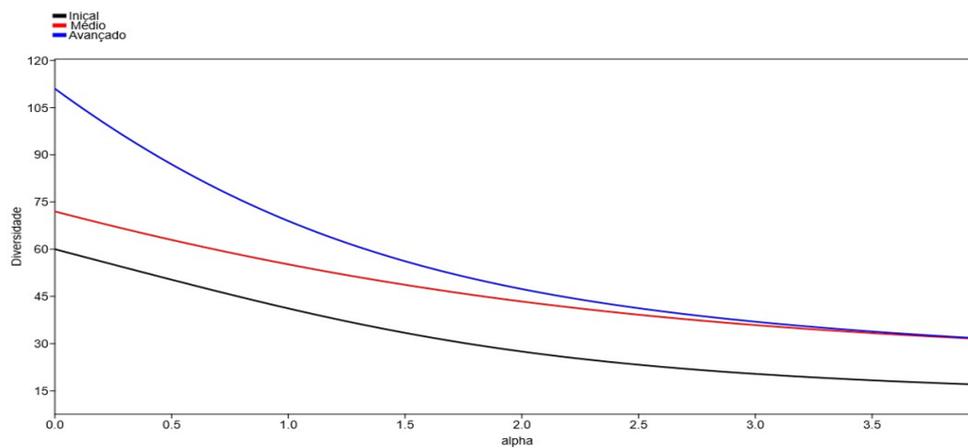
A riqueza de espécies de aves estimada através do método Jackknife 1 e pelo estimador Mau Tau 1 demonstram similaridades. A curva de rarefação do número de espécies acumuladas mostrou estabilização conforme o aumento do esforço amostral para os três estágios de sucessão ecológica inicial, médio e avançado (Figura 19). Conforme o perfil de diversidade Índice de Bray-Curtis (Figura 20), é possível observar que com relação aos estágios de sucessão ecológica, os três estágios estão estruturados de modos diferentes. Para a riqueza de espécies ($\alpha = 0$), a categoria avançada apresentou maiores valores. Para os valores do índice de Shannon ($\alpha = 1$) o estágio avançado apresentou o maior valor, próximo de 105, com os estágios inicial e médio mais próximos e com valores abaixo do estágio avançado. Porém pode-se constatar também que para valores de $\alpha=3$, o perfil de diversidade nos estágios médio e avançado praticamente se estabilizou. A figura 21 apresenta a similaridade entre os estágios médio e avançado.

Figura 19- Curva do observador para Aves: Estágio Inicial, Médio e Avançado



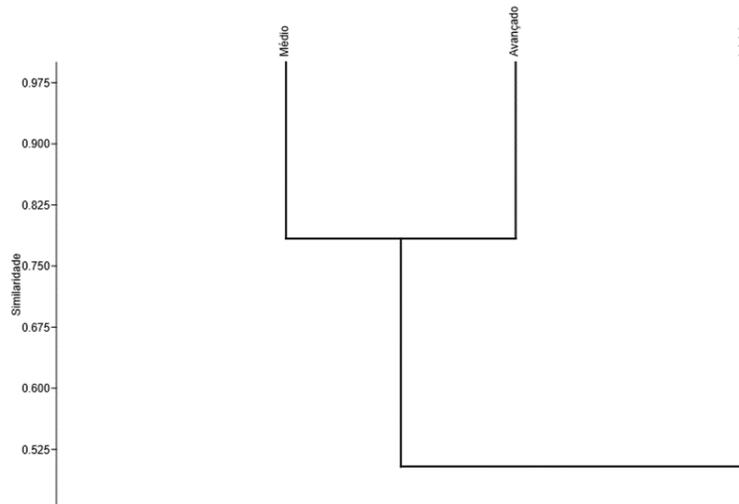
Fonte: Autor (2024).

Figura 20- Índice de Bray-Curtis



Fonte: Autor (2024).

Figura 21- Estrutura da comunidade de avifauna nos estágios inicial, médio e avançado



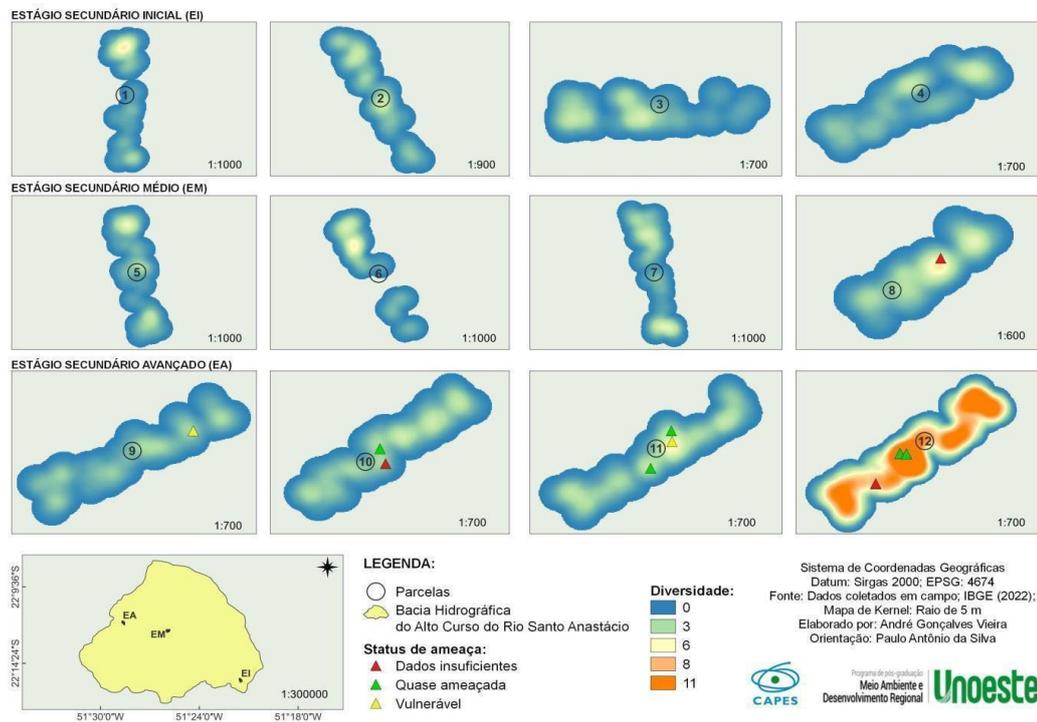
Fonte: Autor (2024).

O índice de Similaridade (Figura 21) mostra que a estrutura da comunidade de avifauna nos estágios médio e avançado apresenta coeficiente de correlação cofenético 0,9619. Já o estágio inicial apresenta-se distinto dos demais estágios amostrados.

O mapa de Kernel na figura 22 apresenta a distribuição da avifauna e mastofauna em status de ameaçadas nas parcelas amostradas de acordo com os estágios de sucessão ecológica no alto curso do Rio Santo Anastácio. Na parcela 8 do estágio médio de sucessão ecológica é apresentada uma espécie com dados insuficientes. O estágio de sucessão ecológica avançado foi o que apresentou a maior quantidade de status de espécies ameaçadas como: dados insuficientes, vulnerável e quase ameaçados, sendo distribuídas da seguinte forma, uma espécie vulnerável na parcela 9, duas espécies sendo uma com status de dados insuficientes e outra quase ameaçada na parcela 10, sendo duas espécies quase ameaçadas e uma vulnerável na parcela 11 e na parcela 12, duas espécies quase ameaçadas e uma dados insuficientes. Não foi anotada qualquer classificação de status de espécies ameaçadas nas parcelas do estágio de sucessão ecológica inicial.

Figura 22- Mapa de Kernnel com a distribuição da avifauna e mastofauna em status

de ameaçadas nas parcelas amostradas no Alto Curso do Rio Santo Anastácio



Fonte: Autor (2024).

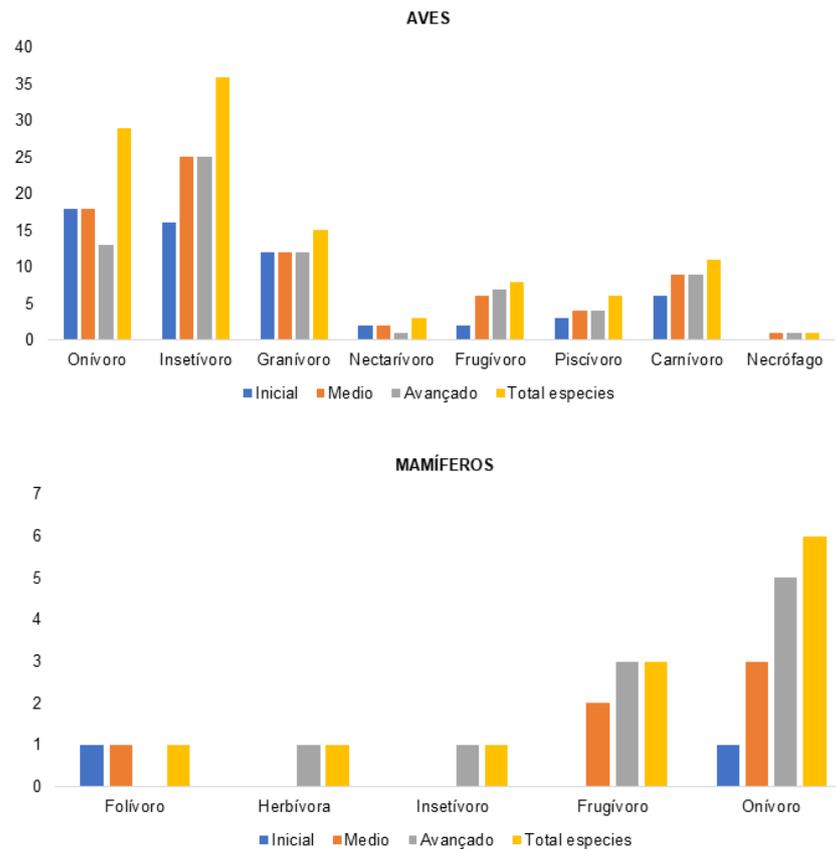
3.2.3 Alimentação

Os dados sobre as guildas/alimentação dos mamíferos e aves nos estágios de sucessão ecológica na área de estudo da bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio são apresentados nas figuras 23.

Para as espécies de mamíferos o hábito alimentar categoria onívoro foi a mais representativa com 6 espécies e com maior distribuição no estágio de sucessão ecológica avançado com 5 espécies. A categoria frugívoro apresenta um total de 3 espécies sendo o estágio avançado com maior representação sendo 3 espécies e seguida o estágio médio com 2 espécies.

As categorias insetívora e herbívora são amostradas somente no estágio avançado com uma espécie. Espécies de hábito alimentar folívoro é apresentado nos estágios inicial e médio não sendo apresentado no estágio avançado (figura 23).

Figura 23- Índice de hábitos Alimentares de mamíferos e aves



Fonte: Autor (2024).

No caso das aves, a figura 23 a categoria insetívora é a mais representada, com 36 espécies, seguida dos onívoros 29 espécies, granívora 15 espécies e carnívoro com 11 espécies. Os grupos nectarívoros, frugívoros, piscívoros e necrófagos também são apresentados. O estágio avançado apresenta menor taxa de espécies para os grupos onívoros e nectarívoros quando comparado aos outros dois estágios inicial e médio. Necrófago foi a única categoria de hábito alimentar que não foi encontrada no estágio inicial, como também a com menor frequência para os demais estágios médio e avançado.

4. DISCUSSÃO

Segundo Chiarello (1999), que registrou, em duas reservas de porte médio (1.504 e 2.400 hectares), a presença de 30 espécies de mamíferos em cada uma. Pesquisas sobre pequenos mamíferos não-voadores sugerem que o Cerrado e a Floresta Atlântica possuem uma riqueza de espécies de fauna semelhante

(Bonvicino; Lindbergh; Maroja, 2002).

Chiarello (1999) observou que o número de espécies de mamíferos aumenta significativamente com o tamanho das reservas de Floresta Atlântica. Porém, a interferência humana é apontada como o principal fator que influencia a variação na riqueza e abundância de mamíferos na região leste da Amazônia (Santos; Mendes-Oliveira, 2012).

Ainda segundo Franco *et al.* (2019) na área do Pantanal, a diversidade faunística envolve 132 espécies de mamíferos e 463 espécies de aves.

Ao comparar os resultados do presente trabalho que foi realizado estudo de avifauna e mastofauna em parcelas totalizando 6000 m², a área apresenta considerável diversidade de espécies, porém a mastofauna é afetada visivelmente pelo antropismo por alterações na paisagem comprometendo a disponibilidade de recursos e manutenção dos ecossistemas locais (Sousa-Santos *et al.*, 2024).

Segundo Loures-Ribeiro e Anjos (2006), a maioria das espécies catalogadas de aves, no território brasileiro, habita espaços abertos e demonstra tolerância a ambientes perturbados. Além disso, conforme Motta Júnior (1990) apresentam hábitos generalistas, sendo que em ambientes modificados pela atividade humana, há uma propensão a favorecer aves com dietas diversificadas. Para Baumgarten (1998), essas características contribuem para o sucesso na convivência com áreas ocupadas por seres humanos.

A dinâmica das mudanças presenciadas na presente pesquisa sugere adaptações e variações na biodiversidade, refletindo a complexidade e diversidade do ecossistema ao longo das diferentes fases. Sendo assim, os resultados destacam a importância de considerar a diversidade de diferentes grupos taxonômicos para garantir uma compreensão ampla da biodiversidade em determinado ecossistema.

4.1 Abundância

A elevada ameaça enfrentada pelos mamíferos e sua relevância ecológica tornam imperativo o levantamento de informações a respeito da abundância e diversidade das espécies de médio e grande porte em escalas locais. Devido ao fato de que o desenvolvimento de iniciativas de conservação ambiental considera intrinsecamente interligado ao conhecimento de dados fundamentais sobre a história natural, cuja disponibilidade ainda é limitada em muitas áreas do Bioma Cerrado

(Rocha; Silva, 2009).

Entretanto, a obtenção de dados referentes à abundância e distribuição das espécies contribui na avaliação do estado de conservação de um táxon (Comitê de Padrões e Petições da UICN, 2009), mas para tornar viável as possibilidades acerca do tema, subentende-se que uma vez que os estudos publicados sobre a composição e abundância das espécies em níveis locais e regionais são escassos, esse fato representa um desafio significativo para essa avaliação em âmbito nacional.

No alto curso do rio Santo Anastácio, na região de Pontal do Paranapanema, um interessante panorama da fauna local se revela através do quadro de abundância de famílias de mamíferos. Este levantamento fornece valiosas informações sobre a diversidade e distribuição desses animais na área estudada, corroborando com o fato de que através da uniformidade de abundância obtêm-se índices otimistas sobre a conservação do local e conseqüentemente a contribuição à diversos serviços ecossistêmicos (Piña, 2019).

A contagem das famílias dos mamíferos foi classificada de acordo com níveis de abundância, consistindo em inicial, médio e avançado, no qual a família *Caviidae* destaca-se com 6 registros na categoria Inicial, diminuindo para 2 na categoria Médio e desaparecendo na Avançado, dessa forma, sugerindo uma presença inicial que pode variar ao longo do tempo. Já quanto a família *Cebidae* não há representação de registros nas categorias inicial e médio, mas surge de maneira expressiva com 15 registros na categoria Avançado. Esse aumento indica que houve uma adaptação ou aumento populacional ao longo do tempo (Hohenlohe; Funk; Rajora, 2021).

Outras famílias, como *Dasypodidae*, *Didelphidae*, *Erinaceidae*, *Leporidae*, *Myrmecophagidae*, *Procyonidae* e *Sciuridae*, também fornecem dados significativos sobre a presença e distribuição desses mamíferos na região, revelando padrões de variabilidade ao longo dos diferentes níveis de abundância.

Dessa forma, a abundância de famílias de mamíferos no alto curso do rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema, demonstra uma visão detalhada e categorizada da presença desses animais, oferecendo subsídios para estudos e iniciativas de conservação na região para que sejam minimizados os impactos, principalmente antrópicos sobre as espécies em estado de ameaça ou vulnerabilidade que foram encontradas na região, conforme demonstra o mapa de

Kernel.

No estudo de Oliveira (2021), o indicador de estimativa de espécies de primeira ordem (JackKnife 1) calculou a presença de aproximadamente 7.67 espécies de mamíferos na região do Sudoeste Goiano. Não foi observada uma correlação significativa entre o número de espécies e as dimensões dos fragmentos ($r = 0,2112$; $p = 0,843$), devido à reduzida abundância e diversidade de espécies na área.

Existem várias formas para investigar as comunidades de aves, todas incorporando levantamentos de natureza qualitativa e quantitativa. No aspecto brasileiro, são adotadas técnicas como amostragens por pontos, em que esses pontos são determinados por meio de sorteio (Vielliard; Silva, 1990); por meio de transectos, nos quais são percorridos a intervalos regulares (Aleixo; Vielliard, 1995).

Sobre a abundância de família das aves nessa localidade, destaca-se a presença significativa da família *Accipitridae*, com 3 registros na categoria Inicial, aumentando para 4 na categoria médio e atingindo 16 na avançada. Sugerindo que há um aumento constante e substancial da presença dessa família na área, pois quando há a presença de uma família com riscos de extinção variáveis, indica-se um certo equilíbrio ecossistêmico, conforme diz Muchtazar *et al.* (2024).

A família *Columbidae* apresenta números expressivos, com 225 registros na categoria Inicial, diminuindo para 151 no médio e aumentando novamente para 161 na avançada, assim essa variação indica flutuações na população ao longo do tempo (Sandoval *et al.*, 2019).

Outras famílias, como *Ardeidae*, *Cathartidae*, *Cuculidae*, *Icteridae*, *Picidae*, *Psittacidae*, *Ramphastidae*, *Thraupidae* e *Tyrannidae*, também oferecem informações interessantes sobre a presença e a abundância de aves na região, mostrando padrões variados ao longo das categorias de abundância.

No estudo de Uezu (2006), realizado na mesma localidade da presente pesquisa, a metodologia de ponto de escuta, adaptada para condições tropicais, envolveu o cálculo do Índice Pontual de Abundância (IPA), derivado do número de contatos visuais e auditivos em relação à quantidade de pontos amostrados. Os levantamentos ocorreram em trilhas em formato de grades, com pontos equidistantes de 200 metros, seis em cada área, assegurando que nenhum ponto ficasse a menos de 50 metros da borda da floresta. Durante cada visita, a ordem de amostragem dos pontos era sorteada, com uma visita realizada pela manhã, o

período de maior atividade das aves.

Nos 21 fragmentos e 7 áreas no Parque estudados, foram conduzidas oito visitas concentradas na estação reprodutiva das aves, distribuídas ao longo de três períodos: duas visitas de novembro de 2002 a fevereiro de 2003, três visitas de agosto de 2003 a fevereiro de 2004, e três visitas de agosto de 2004 a fevereiro de 2005. O total de pontos amostrais por área variou entre 47 e 48, totalizando 1.344 pontos no geral.

Observa-se que, na pesquisa de Uezu (2006), um aspecto importante foi a concentração das visitas na estação reprodutiva das aves, ao longo de três períodos distintos, aumentando a sensibilidade do estudo para capturar variações sazonais na avifauna. A variação no número de pontos amostrais por área, adaptada de acordo com as características específicas de cada local, enriquece a robustez da amostragem.

Segundo Carrano (2006), a determinação da abundância de espécies é impactada por vários fatores que exercem influência direta nos resultados. Elementos como a cobertura vegetal, dimensões da área amostrada, local de instalação, quantidade e tamanho das malhas das redes, esforço amostral (HR) e estado de conservação da área são todos aspectos a serem considerados. Além disso, a sazonalidade das amostragens é um elemento relevante que não pode ser desconsiderado, pois contribui significativamente para uma compreensão mais aprofundada dos resultados obtidos.

Sobre a abundância de aves e mamíferos nos anos de 2022 e 2023 durante os períodos de estiagem e chuvoso no alto curso do rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema, proporcionam uma representação visual da distribuição desses animais ao longo do ano. Na abundância de aves, o período de estiagem foi de 57,35% e período chuvoso de 42,65%.

Os resultados apontam que a abundância de aves durante o período de estiagem, houve a contribuição para a abundância total sendo mais significativa, representando 57,35%. Portanto, durante o período chuvoso, embora haja uma redução, a presença de aves ainda é considerável, representando 42,65% do total. Essa distribuição sugere uma relativa estabilidade na presença de aves ao longo do ano, mesmo com variações sazonais. Na abundância de mamíferos, o período de estiagem foi de 61% e o período chuvoso de 39%.

No caso dos mamíferos, durante o período de estiagem, a contribuição para a

abundância total é ainda mais expressiva, representando 61%. No período chuvoso, a presença de mamíferos diminuiu para 39%. Essa distribuição indica uma maior presença de mamíferos durante a estiagem, possivelmente relacionada a padrões de comportamento sazonais ou disponibilidade de recursos.

No estudo de Rosso (2020), sobre ocorrência da avifauna no refúgio de vida silvestre da Ilha dos Lobos, Rio Grande do Sul, Brasil, dentre as espécies, as maiores abundâncias foram observadas em *T. acuflavidus*, representando 37,9% da abundância relativa, seguido por *Larus dominicanus*, com 17,1%, e *Sterna hirundo*, uma espécie migrante do Norte, com 15,7%. Outras espécies que também apresentaram valores de frequência relativa acima de 5% incluíram a *Sterna hirundinacea* (12,5%), *Haematopus palliatus* (6,9%) e *Nannopterum brasilianus* (5,2%).

Esse perfil de abundância na pesquisa de Rosso fornece uma visão ampla da composição da avifauna nessa localidade, destacando espécies-chave e fornecendo informações importantes para a compreensão da dinâmica e ecologia das aves nessa região específica. Além disso, a diversidade dessas espécies pode ter implicações significativas para a conservação e gestão do Refúgio de Vida Silvestre, destacando a importância da preservação desse ambiente para a avifauna local.

Sendo assim, o presente estudo também demonstra uma abundância de espécies, essas informações são importantes para compreender as flutuações na abundância de aves e mamíferos ao longo das estações do ano, fornecendo dados importantes para estudos e iniciativas de conservação na região.

Para os mamíferos, o índice de diversidade Shannon_H é de 0,7356 na categoria Inicial, aumenta para 1,56 na categoria Médio e atinge 2,022 na categoria Avançado. Essa progressão ascendente revela um aumento na diversidade de mamíferos na região ao longo do tempo, indicando possíveis mudanças nas populações e na composição da fauna.

No estudo das aves na presente pesquisa, o índice de diversidade Shannon_H mostra uma tendência de crescimento, iniciando em 3,718 na fase Inicial, aumentando para 4,011 no estágio Médio e atingindo 4,234 no estágio Avançado. Essa progressão demonstra um aumento na variedade e riqueza das aves ao longo do tempo.

Ao comparar com outros estudos, como o de Barbosa e Almeida (2008), o Índice de Diversidade de Shannon (H') para as 39 espécies capturadas foi de 2,97, o

que aponta para uma diversidade significativa. Isso se deve principalmente à presença frequente de quatro espécies: *Basileuterus leucoblepharus*, *Chiroxiphia caudata*, *Poospiza lateralis* e *Turdus rufiventri*. Esses resultados destacam a variedade e variação das aves durante a pesquisa, enriquecendo nossa compreensão sobre a comunidade aviária na região. O aumento no índice de diversidade ao longo do tempo sugere uma maior complexidade e abundância de espécies, contribuindo para o conhecimento local da avifauna (Barbosa; Almeida, 2008).

Conforme Dias (2004), o índice de Shannon (H') e a Equabilidade de Pielou (J) são utilizados para avaliar a diversidade. O Índice de Shannon-Wiener varia de 1,5 a 3,5, raramente ultrapassando 4,5, enquanto a equabilidade oscila entre 0 e 100%, no qual 100% indicam uma distribuição igualitária de espécies no ambiente. Dessa forma, os resultados da nossa pesquisa indicam uma elevada diversidade de espécies, com uma distribuição relativamente equilibrada.

Desse modo, os índices de diversidade destacam uma dinâmica positiva na variedade de aves e mamíferos no alto curso do rio Santo Anastácio, proporcionando uma avaliação quantitativa importante para a compreensão das mudanças na biodiversidade ao longo das diferentes fases do estudo.

Conforme Martins e Santos (1999), um baixo valor de equabilidade indica a predominância de uma ou mais espécies na comunidade analisada, sugerindo uma distribuição desigual. Já uma equabilidade alta indica uma distribuição mais uniforme entre as espécies na amostra, apontando para uma maior uniformidade na abundância relativa das diferentes espécies presentes na comunidade.

Os índices de diversidade dos mamíferos e aves no alto curso do rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema, foram avaliados através do índice de equitabilidade ($Equitability_J$) em diferentes fases do estudo.

Para os mamíferos, o índice de equitabilidade começa em 0,6696 na categoria Inicial, aumenta para 0,969 na categoria Médio e permanece elevado em 0,9203 na categoria Avançado. Esses valores indicam uma distribuição relativamente equitativa das abundâncias das espécies de mamíferos, com uma tendência de aumento ao longo do tempo. Dessa forma, há uma uniformidade da abundância entre as espécies de mamíferos, conforme os dados obtidos.

Já para as aves, o índice de equitabilidade é de 0,9081 na categoria Inicial, diminui ligeiramente para 0,9378 na categoria Médio e permanece robusto em

0,8989 na categoria Avançado. Esses resultados sugerem uma distribuição equitativa das abundâncias das espécies de aves, com uma pequena flutuação ao longo das diferentes fases do estudo. Como os resultados foram bem próximos de 1, há uma uniformidade da abundância entre as espécies de aves.

No estudo de Oliveira (2018), a equabilidade de Pielou (J') revelou uma correlação inversamente proporcional significativa com a riqueza de espécies. Essa associação foi corroborada por achados semelhantes em outros estudos que investigaram a relação entre a uniformidade e a riqueza de espécies em diversas categorias de animais, incluindo borboletas, aves, lagartos e roedores (Symonds; Johnson, 2008; Macdonald *et al.*, 2017), bem como em contextos vegetais. Esses resultados indicam um aumento na dominância de espécies comuns em detrimento das raras à medida que a riqueza de espécies se eleva.

Na pesquisa de Oliveira (2018), apesar da equabilidade de Pielou ter apresentado a esperada diminuição significativa com o aumento da área, essa relação pode estar mais diretamente associada à regra de assembleia do que à própria área. Sugere-se que o padrão observado na equabilidade de Pielou seja influenciado pelo relaxamento da força competitiva. A competição surge como uma possível explicação para as variações na equabilidade de espécies, uma vez que quanto mais similares são os traços entre espécies, maior é a competição entre elas. Dessa forma, a espécie com menor aptidão tende a diminuir em abundância até ser excluída competitivamente.

Portanto, os índices de equitabilidade revelam uma relativa uniformidade na distribuição das abundâncias das espécies de mamíferos e aves na região estudada, indicando uma estabilidade ou leve variação ao longo do tempo. Essas métricas são fundamentais para compreender a equitabilidade na composição das comunidades de mamíferos e aves no ecossistema do rio Santo Anastácio.

Os índices de diversidade das aves e mamíferos no alto curso do rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema, são expressos através do índice de Berger-Parker em diferentes fases do estudo.

No caso das aves, o índice de Berger-Parker inicia-se em 0,1098 na categoria Inicial, diminui para 0,05562 na categoria Médio e mantém-se relativamente estável em 0,06137 na categoria Avançado. Esses valores sugerem uma diminuição na dominância de espécies ao longo do tempo, indicando uma maior equitabilidade na distribuição das abundâncias das espécies de aves.

Na pesquisa conduzida por Rosso (2020), ao estimar os índices de dominância de Berger Parker (d), foi constatado um maior valor de dominância (0,738) durante o inverno, seguido pela primavera (0,541), verão (0,399) e outono (0,349). O inverno se destacou com o valor mais alto de dominância, principalmente devido à predominância de *S. hirundinacea*, que representou 73,8% da abundância absoluta das avistagens nesta estação. Na primavera, onde foi observado o segundo maior índice geral de dominância, a espécie *T. acuffavidus* prevaleceu sobre as demais, contribuindo com 54,1% de todas as avistagens na ilha durante esse período. Portanto, é importante notar que análises precisas são desafiadoras quando há baixos números de abundância e de espécies.

Na observação dos mamíferos, o índice de Berger-Parker começa em 0,75 na categoria Inicial, diminui para 0,25 na categoria Médio e reduz-se ainda mais para 0,2203 na categoria Avançado. Essa tendência decrescente indica uma diminuição na dominância de espécies de mamíferos, refletindo uma maior equitabilidade na composição das comunidades ao longo do tempo.

No estudo de Marques (2013), desenvolvido na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Unidade de Conservação de Uso Sustentável, em área de Floresta Ombrófila Mista (Floresta Atlântica de altitude) no Rio Grande do Sul, sul do Brasil a dominância de Berger-Parker foi igual a 0,2019.

Portanto, enquanto o nosso estudo sobre mamíferos aponta para uma diminuição significativa na dominância ao longo do tempo, o estudo de Marques (2013) sugere uma dominância relativamente baixa em relação aos mamíferos na fase Inicial, destacando a influência das características específicas de cada área de estudo na estrutura da comunidade.

De modo geral, os índices de Berger-Parker encontrados destacam uma diminuição na dominância de espécies tanto para aves quanto para mamíferos no alto curso do rio Santo Anastácio. Essas métricas apontam para uma distribuição mais equitativa das abundâncias das espécies ao longo das diferentes fases do estudo, indicando possíveis mudanças na estrutura das comunidades de aves e mamíferos na região.

4.2 Alimentação

Os dados sobre a alimentação das aves e mamíferos na região do alto curso do rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema, proporcionam insights valiosos sobre a diversidade de hábitos alimentares desses animais na área estudada.

No caso das aves, observou-se uma ampla variedade de hábitos alimentares, consequentes da grande diversidade e diferenciação genética desse grupo, que conta com mais de 10.000 espécies conhecidas em todo o mundo (Felice *et al.*, 2019).

A categoria onívora é a mais representada, com 29 espécies, indicando uma dieta diversificada que inclui tanto material de origem animal quanto vegetal. As aves insetívoras também são numerosas, totalizando 36 espécies, destacando a importância da ingestão de insetos em sua dieta e o quanto os desequilíbrios ambientais podem afetar seu nicho alimentar (Nyffeler; Şekercioğlu; Whelan, 2018). Granívoros, nectarívoros e frugívoros representam grupos especializados, adaptados a se alimentar principalmente de sementes, néctar e frutas, respectivamente. Piscívoros, carnívoros e necrófagos indicam aves com dietas predominantemente baseadas em peixes, carne e carcaças, respectivamente (Rios, 2021).

No que diz respeito aos mamíferos, a diversidade de hábitos alimentares também é notável, no qual frugívoros são a categoria mais expressiva, com 3 espécies, evidenciando uma preferência por frutas em sua dieta (Carreira, 2019). Onívoros, representados por 6 espécies, têm uma dieta variada que inclui tanto material de origem animal quanto vegetal. Folívoros, herbívoros e insetívoros, cada um representado por uma espécie, indicam adaptações específicas para se alimentar de folhas, plantas em geral e insetos, respectivamente.

Contudo, diante dessa diversidade de hábitos alimentares entre aves e mamíferos, conforme as afirmações de Landi *et al.* (2018), destaca-se a complexidade das interações ecológicas na região, mostrando como diferentes espécies ocupam nichos ecológicos específicos para garantir sua sobrevivência e reprodução. Essas informações são cruciais para compreender a ecologia local e desenvolver estratégias eficazes de conservação da fauna na área.

5. CONCLUSÃO

Com base nos dados apresentados, pode-se concluir que ao analisar a região do alto curso do rio Santo Anastácio, Pontal do Paranapanema, considerando uma área de 6000 m² e outros estudos com áreas em hectares, a área apresenta considerável diversidade de espécies, porém a mastofauna é afetada visivelmente pelo antropismo por alterações na paisagem comprometendo a disponibilidade de recursos e manutenção dos ecossistemas locais.

As mudanças presenciadas neste ambiente indicam adaptações e variações na biodiversidade ao longo do tempo, refletindo a complexidade e diversidade do ecossistema em diversas fases do processo de sucessão ecológica.

Entretanto, ao analisar a abundância de famílias de mamíferos e aves no alto curso do rio Santo Anastácio, observa-se uma distribuição detalhada e categorizada desses animais, oferecendo valiosas informações para estudos e iniciativas de conservação na região, no qual a variação nas populações ao longo do tempo, indicada pelos registros de diferentes categorias de abundância, sendo assim, sugere-se possíveis adaptações e mudanças na composição das comunidades ao longo das diferentes fases do estudo.

A análise dos índices de diversidade, equitabilidade e dominância revela uma distribuição relativamente equitativa das abundâncias de mamíferos e aves na região estudada ao longo das diferentes fases da sucessão ecológica, indicando possíveis mudanças na estrutura das comunidades de aves e mamíferos ao longo do tempo. Essas métricas são fundamentais para compreender a ecologia e a conservação da fauna na região estudada e para orientar futuras iniciativas de preservação e manejo.

Portanto, os resultados destacam a importância de considerar a diversidade de diferentes grupos taxonômicos para garantir uma compreensão abrangente da biodiversidade em determinado ecossistema, principalmente diante da deficiência de cobertura florestal das matas ciliares, fato esse que confere diversos aspectos negativos e alarmantes para todo o ecossistema da região e seu equilíbrio.

REFERÊNCIAS

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12,

n. 3, p. 493-511, set. 1995. Disponível em:
<http://www.scielo.br/j/rbzool/a/LPthwf4P5f473qjwYYWnNyx/?lang=pt#>.

ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 29, p. 239-243, jun. 2007. Disponível em: http://revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/2907/pdf_472.

ARROYO-MORA, J. P.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; KALACSKA, M. E. R.; RIVARD, B.; CALVO-ALVARADO, J. C.; JANZEN, D. H. Secondary forest detection in a Neotropical dry forest landscape using Landsat 7 ETM+ and IKONOS Imagery. **Biotropica: The Journal of Biology and Conservation**, v. 37, n. 4, p. 497-507, dez. 2005. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/30043218>.

BAESSE, C. Q. **Aves como biomonitoras da qualidade ambiental em fragmentos florestais de cerrado**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2015. Disponível em:
<https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/13416>.

BALTAG, E. Ş.; POCORA, V.; BOLBOACA, L. E.; ION, C. The Importance of Low-Intensive Agricultural Landscape for Birds of Prey. **Land**, v. 10, n. 3, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/10/3/252>.

BARBOSA, A. F.; ALMEIDA, A. F. Levantamento quantitativo da avifauna em uma mata de Araucaria e Podocarpus, no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP. **Instituto Florestal Série Registros**, São Paulo, n. 33, p. 13-37, maio 2008. Disponível em:
https://smastr16.blob.core.windows.net/iflorestal/RIF/SerieRegistros/IFSR33/IFSR33_13-37.pdf.

BAUMGARTEN, L. C. **Ecologia dos falconiformes de Áreas Abertas do Parque Nacional das Emas (Mineiros-GO)**. 1998. Dissertação (Mestrado em Biologia - Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/136082>.

BELAIRE, J. A.; WESTPHAL, L. M.; WHELAN, C. J.; MINOR, E. S. Urban residents' perceptions of birds in the neighborhood: Biodiversity, cultural ecosystem services, and disservices. **Ornithological Applications**, v. 117, n. 2, p. 192-202, maio 2015. Disponível em: <https://academic.oup.com/condor/article/117/2/192/5153142>.

BELLO, C.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MAGNAGO, L. F. S., ROCHA, M. F.; LIMA, R. A. F.; PERES, C. A.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, 18 dez. 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1501105>.

BRITO, M. C. R. **Diagnóstico e origem da avifauna recebida no Pró-Arara Centro de Reabilitação de Animais Silvestres de Araras, SP**. 2017. Dissertação (Mestrado em Conservação da Fauna) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/9089>.

BONVICINO, C. R.; LINDBERGH, S. M.; MAROJA, L. S. Small Non-Flying Mammal from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, São Paulo, v. 62, n.4B, p. 765-774, 2002.

BURNIE, D.; ARLON, P. **Bird: The Definitive Visual Guide**. 1. ed. Dorling Kindersley, 2007.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, out. 2011. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>.

CARREIRA, D. C. **Interações frugívoro-planta e suas relações com predadores em um gradiente de defaunação na Floresta Atlântica**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências - Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de Energia Nuclear da Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-12092019-115506/es.php>.

CARRANO, E. **Composição e conservação da avifauna na Floresta Estadual do Palmito, município de Paraguá, Paraná**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Centro de Ciências Florestais e da Madeira, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 2006. Disponível em: <https://educapes.capes.gov.br/handle/1884/7313>.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, p. 71-82, 1999.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and application published, 2006. (Version 8.0.0.)

COMITÊ DE PADRÕES E PETIÇÕES DA UICN. **Diretrizes para o Uso das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da UICN**. Versão 15.1. Gland, Suíça: UICN, 2009. Disponível em: https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/Red_List_Guidelines_PT_corrected_20220725.pdf.

COX, D. T. C.; SHANAHAN, D. F.; HUDSON, H. L.; PLUMMER, K. E.; SIRIWARDENA, G. M.; FULLER, R. A.; ANDERSON, K.; HANCOCK, S.; GASTON, K. J. Doses of neighborhood nature: The benefits for mental health of living with nature. **BioScience**, v. 67, n. 2, p. 147–155, fev. 2017. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/67/2/147/2900179>.

DIAS, S. C.. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. **Acta Scientiarum (UEM)**, Maringá, v. 26, n.4, p. 373-379, 2004.

FELICE, R. N.; TOBIAS, J. A.; PIGOT, A. L.; GOSWAMI, A. Dietary niche and the evolution of cranial morphology in birds. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 286, n. 1897, fev. 2019. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.2018.2677>.

FLEMING, T. H.; KRESS, W. J. **The ornaments of life: coevolution and conservation in the tropics**. Chicago: University of Chicago Press, 2019.

FONSECA, L. C. N.; RECH, A. R.; BERGAMO, P. J.; GONÇALVES-ESTEVEZ, V.; SAZIMA, M. Heterospecific pollen deposition among plants sharing hummingbird pollinators in the Brazilian Atlantic Forest. **Rodriguésia**, v. 67, n. 2, p. 335-345, abr. jun. 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/GBFCFdxLpRWpZcj9y5Spsn/?lang=en>.

FRANCO, J. L. A.; DRUMMOND, J. A.; GENTILE, C.; AZEVEDO, A. I. **Biodiversidade e ocupação humana do Pantanal matogrossense: conflitos e oportunidades**. Rio de Janeiro: Garamond, 2019.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824-830, jan. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S235198941500044X>.

GONTHIER, D. J.; SCILIGO, A. R.; KARP, D. S.; LU, A.; GARCIA, K.; JUAREZ, G.; KREMEN, C. Serviços e desserviços de aves para o cultivo de morangos nas paisagens agrícolas da Califórnia. **Jornal de Ecologia Aplicada**, v. 56, n. 8, p. 1948-1959, 2019.

HANSEN, D. M.; GALETTI, M. The forgotten megafauna. **Science**, v. 324, n. 5923, p. 42-43, 2009. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1172393>.

HOHENLOHE, P. A.; FUNK, W. C.; RAJORA, O. P. Population genomics for wildlife conservation and management. **Molecular Ecology**, v. 30, n. 1, p. 62-82, jan. 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/mec.15720>.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **PNAS, Washington**, v. 110, n. 28, p. 2602-2610, jun. 2013. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1302251110>.

JOHANSSON, N. R.; KAASALAINEN, U.; RIKKINEN, J. Woodpeckers can act as dispersal vectors for fungi, plants, and Microorganisms. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 12, p. 7154-7163, jun. 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.7648>.

KANNO, B.I. **Levantamento da mastofauna terrestre de médio e grande porte em remanescentes florestais na Microbacia Córrego da Cascata – Botucatu, SP**. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista Júlio de

Mesquita Filho. Botucatu. 2012. Disponível em:

<https://repositorio.unesp.br/items/71dc310e-8b0c-4709-9439-29b5ab578ce8>.

KROSS, S. M.; TYLIANAKIS, J. M.; NELSON, X. J. Effects of introducing threatened falcons into vineyards on abundance of Passeriformes and bird damage to grapes.

Conservation Biology, v. 6, n. 1, p. 142–149, fev. 2012. Disponível em:

<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2011.01756.x>.

KUMARI, D.; PAUL, D. K. Assessing the role of bioindicators in the freshwater ecosystem.

Journal of Interdisciplinary Cycle Research, v. 12, n. 9, set. 2020.

KURTEN, E. L. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. **Biology Conservation**, v. 163, p. 22–32, jul. 2013. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320713001365>.

LANDI, P.; MINOARIVELO, H. O.; BRÄNNSTRÖM, Å.; HUI, C.; DIECKMANN, U.

Complexity and stability of ecological networks: a review of the theory. **Population Ecology**, v. 60, n. 4, p. 319-345, 2018. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10144-018-0628-3>.

LOURES-RIBEIRO, A.; ANJOS, L. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil.

Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 49, n. 1, p. 149-162, jan. 2006. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/babt/a/Q7zN9wZvrZf9NCFtXBVtyvK/?lang=en>.

MACDONALD, S. E.; NOLAN, M. J.; HARMAN, K.; BOULTON, K.; HUME, D. A.;

TOMLEY, F. M.; STABLER, R. A.; BLAKE, D. P. Effects of Eimeria tenella infection on chicken caecal microbiome diversity, exploring variation associated with severity of pathology. **PLoS one**, v. 12, n. 9, set. 2017. Disponível em:

<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0184890>.

MARQUES, R. V. **Riqueza de espécies, frequência relativa, padrão de atividade de mamíferos silvestres de médio e grande porte e abundância de felinos em floresta ombrófila mista**. 2013. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Instituto de

Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2013. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/211684>.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade.

Revista Holos, v. 1, n. 1, p. 236-267, 1999. Disponível em:

http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/2000_3011%20Tecnicas%20usuais%20de%20estimativa%20da%20biodiversidade.pdf.

MARUYAMA, P. K.; VIZENTIN-BUGONI, J.; OLIVEIRA, G. M.; OLIVEIRA, P. E.;

DALSGAARD, B. Morphological and spatio-temporal mismatches shape a neotropical savanna plant-hummingbird network. **Biotropica**, v. 46, n. 6, p. 740-747, nov. 2014. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12170>.

MEDICI, E. P.; FERNANDES-SANTOS, R. C.; TESTA-JOSÉ, C.; GODINHO, A. F.;

BRAND, A. F. Lowland tapir exposure to pesticides and metals in the Brazilian Cerrado. **Wildlife Research**, v. 48, n. 5, p. 393-403, fev. 2021. Disponível em:

<https://www.publish.csiro.au/WR/WR19183>.

MENDES, C. L. S.; SANTOS, B. O.; LAIA, W. P.; SOUZA, L. A. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da reserva particular do patrimônio natural da Mata do Sossego e seu entorno, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 16, p. 27-41, 2014/2015. Disponível em: <https://periodicos.ufjf.br/index.php/zoociencias/article/view/24604>.

MOTTA JUNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba – Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 1, n. 1, p. 65-71, ago. 1990. Disponível em: <http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/0106>.

MUCHTAZAR, M.; CAHYONO, H.; LELONO, V.; LESTARI, F. Estado de conservação da flora e da fauna na área de mineração de níquel de PT Hengjaya Mineralindo. **Gema Wiralodra**, v. 15, n. 1, p. 56-65, 2024. Disponível em: <https://gemawiralodra.unwir.ac.id/index.php/gemawiralodra/article/view/614>.

NYFFELER, M.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; WHELAN, C. J. Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. **The Science of Nature**, v. 105, n. 47, p. 1-13, jul. 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00114-018-1571-z>.

O'BRIEN, T. G.; KINNAIRD, M. F.; WIBISONO, H. T. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. **Animal Conservation**, v. 6, n. 2, p. 131-139, maio 2003. Disponível em: <https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1017/S1367943003003172>.

OLIVEIRA, H. S. **Diversidade taxonômica e funcional de aves na Mata Atlântica fragmentada**: padrões e seus mecanismos. 2018. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, SE. 2018. Disponível em: <https://ri.ufs.br/handle/riufs/10119>.

OLIVEIRA, L. C. **Mamíferos de médio e grande porte em manchas florestais urbanas e rural no município de Rio Verde, Goiás**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Bacharelado em Ciências Biológicas) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano. Rio Verde, GO. 2021. Disponível em: <https://repositorio.ifgoiano.edu.br/handle/prefix/1875>.

PACHECO, J. 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**, v. 29, n. 2, p. 94-105, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s43388-021-00058-x>.

PADOVEZI, A.; RODRIGUES, R. R.; HORBACH, M. A. Avifauna como possível indicador da resiliência de áreas degradadas. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 1, n. 1, p. 11-17, jan. mar. 2014. Disponível em:

<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/1368>.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON, J. L.

Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2. ed. Arlington: Conservation International. Occasional Papers in Conservation Biology, 2012. Disponível em: https://www.conservation.org/docs/default-source/brasil/annotated_checklist_of_brazilian_mammals_2nd_edition.pdf.

PANDEY, S.; KUMARI, T.; VERMA, P.; SINGH, R.; RAGHUBANSHI, A. S. Impact of anthropogenic stresses on riparian ecosystem and their management perspectives. *In*: MADHAV, S.; KANHAIYA, S.; SRIVASTAV, A.; SINGH, V.; SINGH, P. (Ed.)

Ecological significance of river ecosystems. Elsevier, p. 299-324, 2022.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780323850452000042>.

PIÑA, T. E. N. **Influência da estrutura de vegetação e da paisagem na ocorrência e abundância de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de plantações de eucalipto, savana e remanescentes florestais no norte do Brasil**.

2019. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Amapá. Macapá, AP. 2019. Disponível em:

<http://repositorio.unifap.br/jspui/handle/123456789/545?mode=full>.

POOS, M. S.; WALKER, S. C.; JACKSON, D. A. Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. **Ecology**, v. 90, n. 2, p. 341-347, fev. 2009. Disponível em:

<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/08-1638.1>.

RIOS, F. A. D. **Diversidade e estrutura trófica da comunidade de aves em uma área reflorestada e um remanescente florestal da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil**. 2021. 61f. Dissertação (Mestrado em Zoologia)- Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2021.

ROCHA, E. C.; SILVA, E. Composição da mastofauna de médio e grande porte na Reserva Indígena “Parabubure”, Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 451-459, jun. 2009. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rarv/a/yrSs8Bwhr4VRVs959JN7D5Q/?lang=pt>.

ROSENFELD, M. F.; MÜLLER, S. C. Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 3, p. 550-565, 2020. Disponível em:

<https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/25178>.

ROSSO, F. M. **Padrões de ocorrência da avifauna no refúgio de vida silvestre da Ilha dos Lobos, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Imbé, RS. 2020. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/239059>.

SANDOVAL-HUERTA, E. R.; BELTRÁN-LÓPEZ, R. G.; PEDRAZA-MARRÓN, C. R.; PAZ-VELÁSQUEZ, M. A.; ANGULO, A.; ROBERTSON, D. R.; ESPINOZA, E.;

SANTOS, FERNANDA DA SILVA; MENDES-OLIVEIRA, ANA CRISTINA .
Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu,
Amazonas, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, p. 282-291, 2012.

DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ, O. The evolutionary history of the goby *Elacatinus puncticulatus* in the tropical eastern pacific: Effects of habitat discontinuities and local environmental variability. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 130, p. 269-285, jan. 2019. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1055790318303038>.

SCHÜSSLER, G. **Conservação pelo uso da *Araucaria angustifolia* (bertol.) Kuntze**: análise de aspectos produtivos do pinhão e de interações com a fauna em diferentes fitoregiões do sul do Brasil. 2014. Tese (Doutorado em ciências, Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/194045>.

SEKERCIOGLU, C.; WENNY, D. G.; WHELAN, C. J. (Ed.) **Why birds matter**: Avian Ecological Function and Ecosystem Services. Chicago: University of Chicago Press. 2016.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect censos and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation**, v. 114, n. 3, p. 351-355, dez. 2003. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320703000636?via%3Dihub>.

SINGH, S.; VERMA, A. K. Biomass and carbon stocks in different forest types of Western Himalaya. **Tropical Ecology**, v. 59, n. 4, p. 647-658, 2018.

SCHULZE, C. H.; LEIDINGER, P.; PACES, B.; PÁEZ, A. F. R. The importance of reforested and naturally regenerating young forest patches as secondary habitats for forest birds in the Biological Corridor La Gamba, Costa Rica. **Acta ZooBot Austria** v. 156, p. 79–98, 2019. Disponível em: https://www.zobodat.at/pdf/VZBG_156_0079-0098.pdf.

SOUSA-SANTOS, C.; CERQUEIRA, A. F.; DALMOLIN, A. C.; ALMEIDA, A. A.; OLIVEIRA, I. M. B.; SANTOS, M. S.; SANTOS, R. B.; MIELKE, M. S. A quantitative systematic review on the scientific knowledge, uses and management of *Genipa americana*: a key tree crop for tropical agroecosystems. **Genetic Resources and Crop Evolution**, v. 71, p. 3973-3985, 2024. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10722-024-01882-y>.

SOUZA, G. B.; ROSSO, P. Aspectos ecológicos de *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 (Squamata, Tropicoduridae), Morro dos Conventos, Araranguá, Santa Catarina, Brasil. **Revista De Iniciação Científica (Criciúma)**, Criciúma, v. 8, n. 1, p. 83-92, 2010. Disponível em:
<https://periodicos.unesc.net/ojs/index.php/iniciacaocientifica/article/view/1581>.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Is camera-trapping an efficient method

for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 121-125, jan. 2005. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/4091991>.

SYMONDS, M. R. E.; JOHNSON, C. N. Species richness and evenness in Australian birds. **The American Naturalist**, v. 171, n. 4, p. 480-490, abr. 2008. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/528960>.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. Tese (Doutorado em Ciências - Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP. 2006. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-14082007-120424/pt-br.php>.

VIELLIARD, J.; SILVA, W. R. Censusing neotropical forest bird communities: first results from São Paulo State, Brazil. *In*: Acta Intern. Ornith. 20., **Anais [...]**. 1990.

VOLPATO, G. H.; NETO, A. M.; MARTINS, S. V. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em Viçosa - MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 336-344, jan. mar. 2018. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/31604>.

WHELAN, C. J.; SEKERCIOGLU, C. H.; WENNY, D. G. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, v. 156, p. 227-238, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10336-015-1229-y#citeas>.

2 CONCLUSÃO GERAL

A análise integrada da bacia hidrográfica do Rio Santo Anastácio, localizada no Pontal do Paranapanema, revela uma complexa interconexão de fatores ambientais, como declividade, precipitação, temperatura, uso e cobertura do solo, sistema de drenagem e umidade relativa. Esses elementos, profundamente conectados, influenciam diretamente a dinâmica ambiental e a saúde dos ecossistemas locais.

O primeiro artigo identifica um cenário de desequilíbrio ambiental na bacia, impulsionado pelo desmatamento e pela predominância de áreas de pastagem, o que compromete a biodiversidade, a regulação hídrica e a resiliência dos ecossistemas. Já o segundo artigo ressalta a importância de preservar as áreas de vegetação nativa, destacando as matas ripárias como essenciais para a biodiversidade e sustentabilidade da região. O terceiro artigo mostra, em uma área de estudo de 6.000 m², uma diversidade significativa de espécies, mas evidencia que a interferência humana altera a paisagem e afeta negativamente a mastofauna, prejudicando a disponibilidade de recursos e o equilíbrio ecológico.

O estudo abordou o papel fundamental da declividade, mostrando suas consequências no escoamento das águas, na erosão do solo e na retenção de nutrientes. A transformação de áreas florestais para pastagens tem levado à perda de cobertura vegetal, exacerbando a erosão e comprometendo a biodiversidade. A conversão predominante do uso do solo para atividades agropecuárias gerou um desequilíbrio alarmante, com a diminuição das áreas de floresta remanescente, afetando a estabilidade do solo e a diversidade de espécies, agravada ainda pelas altas temperaturas registradas nos últimos anos.

As matas ripárias, apontadas pelo estudo como fundamentais para a preservação da biodiversidade e para a regulação hídrica, apresentam uma situação preocupante devido ao contraste entre áreas de vegetação nativa e regiões alteradas por atividades humanas. Esse cenário ressalta a importância crítica da conservação e restauração das Áreas de Preservação Permanente (APPs) para mitigar os impactos das atividades antrópicas e manter o equilíbrio ecológico regional.

Além disso, a diversidade de hábitos alimentares entre aves e mamíferos evidencia a complexidade desses ecossistemas e a necessidade de abordagens

conservacionistas amplas, com foco na restauração de habitats e proteção de espécies. As análises dos diferentes estágios sucessórios indicam a capacidade de recuperação do ecossistema e a importância da diversidade botânica para a restauração ecológica, reforçando o papel essencial de determinadas espécies vegetais na sustentação de ecossistemas saudáveis e resilientes.

Em conclusão, os dados deste estudo sobre o Rio Santo Anastácio reafirmam a urgência de medidas de conservação e restauração, especialmente para proteger matas ripárias e garantir o equilíbrio ambiental da bacia hidrográfica. A transformação do uso do solo e a pressão sobre os recursos naturais exigem uma reflexão crítica sobre a adoção de práticas proativas para garantir a sustentabilidade e a manutenção da biodiversidade local. Assim, é fundamental que as estratégias futuras reconheçam a complexidade das interações ecológicas e priorizem a integridade ambiental, promovendo um desenvolvimento que harmonize as atividades humanas com a preservação do meio ambiente.

3 CONTRIBUIÇÕES

Esta tese oferece contribuições significativas ao disponibilizar informações sobre a interação entre a cobertura florestal das matas ripárias e a fauna silvestre (mastofauna e avifauna), essenciais para auxiliar em ações de conservação e restauração desses ambientes. A pesquisa aborda questões fundamentais como a influência da perda de espécies inter-relacionadas na manutenção de sistemas ecológicos, conforme discutido por Bascompte e Jordano (2007). Além disso, examina como as variações nos estágios sucessionais das Matas Ripárias afetam a diversidade e os papéis funcionais de aves e mamíferos.

A disponibilização dos dados coletados enriquece o campo de estudo, pois levantamentos sobre vegetação e fauna são notoriamente complexos e onerosos. A metodologia adotada nesta pesquisa pode ser aplicada em futuros estudos acadêmicos, permitindo a incorporação de novas técnicas e um agrupamento mais robusto de informações. Esta abordagem não apenas beneficia estudos em outras regiões do Brasil, mas também pode ser adaptada para uso em contextos internacionais.

Trabalhos futuros

Com base na importância de aprofundar os estudos sobre a sucessão ecológica e os levantamentos de fauna na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio, uma abordagem interessante seria explorar a dinâmica da sucessão ecológica em toda a bacia hidrográfica, considerando os fragmentos florestais como unidades de estudo. Ao analisar a conectividade entre esses fragmentos e os efeitos dos diferentes usos do solo, poderíamos compreender melhor como a paisagem influencia a recuperação de áreas degradadas e a distribuição da fauna (mastofauna, avifauna, herpetofauna, artrópodes e ictiofauna) e compreender os fatores que influenciam sua distribuição. Além disso, a investigação dos impactos das mudanças climáticas sobre esses processos seria fundamental para avaliar a resiliência do ecossistema.

A identificação de corredores ecológicos e a avaliação dos impactos de atividades antrópicas sobre a fauna são aspectos cruciais para a conservação da

biodiversidade.

A utilização de modelos ecológicos seria uma ferramenta poderosa para simular a dinâmica de populações e prever a distribuição de espécies, auxiliando na identificação de áreas prioritárias para conservação. Além disso, o estabelecimento de parcelas permanentes e o uso de tecnologias remotas permitiriam o monitoramento a longo prazo da vegetação e da fauna, fornecendo informações valiosas para a avaliação da eficácia das ações de conservação.

Para uma compreensão mais completa do sistema, é fundamental uma abordagem multidisciplinar que integre diferentes áreas do conhecimento. A colaboração entre pesquisadores de biologia, geografia, geologia, pedagogos, engenharia e ciências sociais permitiria desenvolver projetos mais abrangentes e eficazes. Em suma, as sugestões apresentadas visam contribuir para um melhor entendimento dos processos ecológicos que ocorrem na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio, subsidiando a elaboração de estratégias mais eficientes para a conservação da biodiversidade e o uso sustentável dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 29, p. 239-243, jun. 2007. Disponível em: http://revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/2907/pdf_472.
- ASRAR, G. Q.; FUCHS, S.; KANEMASU, E.; HATFIELD, J. L. Estimating absorbed photosynthetic radiation and leaf area index from spectral reflectance in wheat 1. *Agronomy Journal*, v. 76, n. 2, p. 300-306, 1984.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant-Animal Mutualistic Networks: the Architecture of Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 38, p. 567–593, 2007. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>.
- BELLO, C., GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MAGNAGO, L. F. S., ROCHA, M. F.; LIMA, R. A. F.; PERES, C. A.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, 18 dez. 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1501105>.
- BRASIL. **Lei n. 12.651 de 25 maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.ºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n.ºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n.º 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: DOU, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm.
- DIBIESO, E. P. **Planejamento ambiental e gestão dos recursos hídricos**: estudo aplicado à Bacia Hidrográfica do Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio - São Paulo/Brasil. 2013. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente. 2013. Disponível em: <https://bv.fapesp.br/pt/dissertacoes-teses/85211/planejamento-ambiental-e-gestao-dos-recursos-hidricos-estud>.
- DIRZO, R.; YOUNG, H. S., GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 25 jul. 2014. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1251817>.
- ELLIS, E. C.; GOLDEWIJK, K. K.; SIEBERT, S.; LIGHTMAN, D.; RAMANKUTTY, N. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589–606, set. 2010. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>.
- FEARNSIDE, P. M. Brazilian politics threaten environmental policies. **Science**, v. 353, n. 6301, p. 746-748, 2016. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aag0254>.

FELICIANO, C. A. **Território em disputa: Terras (re)tomadas no Pontal do Paranapanema**. 2009. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001802417>.

GUBA, E. G.; LINCOLN, Y. S. Competing paradigms in qualitative research. *In*: N. K. DENZIN; Y. S. LINCOLN (ed.). **Handbook of qualitative research**. 1994. p. 105–117.

IF. Instituto Florestal. **Resultados do Mapeamento Temático da Cobertura Vegetal Nativa do Estado de São Paulo, Inventário Florestal do Estado de São Paulo**, 2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/tabela-municipio-inventario-florestal-if-2020.pdf>.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Habitat amount, not habitat configuration, best predicts population genetic structure in fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 951–968, 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-015-0313-2>.

KURTEN, E. L. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. **Biology Conservation**, v. 163, p. 22–32, jul. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320713001365>.

LOPES, C. V. A.; ALBUQUERQUE, G. S. C. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. **Saúde em Debate**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 117, p. 518–534, abr. jun. 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sdeb/a/bGBYZvVVKMrV4yzqfwwKtP/#>.

LYRA-JORGE, M. C.; RIBEIRO, M. C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 3, p. 359-368, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10344-009-0324-x>.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomás**. 2022. (Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil)

MATOS, R. J. **Estudo biogeográfico do alto curso do rio Santo Anastácio: análise comparativa da qualidade da água em canais de terceira ordem**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente. 2014. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNSP_3a93ed6d2fceb0e3bd557be25de980e8.

MCDONALD, R. I.; MANSUR, A. V.; ASCENSÃO, F.; COLBERT, M.; CROSSMAN, K.; ELMQVIST, T.; GONZALEZ, A.; GÜNERALP, B.; HAASE, D.; HAMANN, M.; HILLEL, O.; HUANG, K.; KAHNT, B.; MADDOX, D.; PACHECO, A.; PEREIRA, H. M.; SETO, K. C.; SIMKIN, R.; WALSH, B.; WERNER, A. S.; ZITER, C. Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. **Nature Sustainability**, v. 3, p.16–24, jan. 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41893-019-0436-6#citeas>.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBED, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais.

Perspectives in Ecology and Conservation, v. 17, n. 3, p. 104-116, jul. set. 2019.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064419301750>.

MORENO, E S., OLIVEIRA, J. C.; SHIMABUKURO, P. H. F.; CARVALHO, L. Licenciamento ambiental de grandes empreendimentos: quais os limites para avaliação de impactos diretos e indiretos em saúde? Estudo de caso na Terra Indígena Wajãpi, Amapá. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi (Ciência e Humanidade)**, v. 13, n. 3, p. 519-540, set. dez. 2018. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/bgoeldi/a/H8GtjRdsSDq9WWX4RNjLmcs/abstract/?lang=pt#>.

NASS, D. P. Mata ciliar: corredor da natureza. **Revista Eletrônica de Ciências**, v. 14, p. 1–2, 2002. LINK: http://www.cdcc.usp.br/ciencia/artigos/art_14/mataciliar.html

OKADO, M. N. A; LEAL, A. C; ROCHA, P. C. Definição de áreas prioritárias para restauração florestal na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Santo Anastácio. **ANAIS SNCMA**, v. 8, n. 1, 2017. Disponível em:

<https://anais.unievangelica.edu.br/index.php/sncma/article/view/223>.

PADOVEZI, A.; RODRIGUES, R. R.; HORBACH, M. A. Avifauna como possível indicador da resiliência de áreas degradadas. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 1, n. 1, p. 11-17, jan. mar. 2014. Disponível em:

<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/1368>.

PELLENS, R.; GRANDCOLAS P. (ed.) **Biodiversity conservation and phylogenetic systematics: preserving our evolutionary heritage in an extinction crisis**. Cham: Springer International Publishing, 2016. v. 14. Disponível em:

<https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-22461-9>

PEREIRA, L. E.; AMORIM, G. M.; GRIGIO, A. M.; PARANHOS FILHO, A. C. Comparative Analysis of Normalized Difference Water Index (NDWI) Methods in Continental Wetland. **Anuário Do Instituto De Geociências (UFRJ. IMPRESSO)**, v. 41, p. 654-662, 2018.

PRESTES, R. M.; VICENCI, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 4, p. 1473-1493, 2019. Disponível em:

<https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BJAER/article/view/3258>.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal e Fundação Florestal. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Bauru**. São Paulo, 2011. p. 201.

SANTOS, T. O. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 11, n. 2, p. 157-181, 2017. Disponível em:

<https://revista.ufrr.br/rga/article/view/4430>.

SCHULZE, C. H.; LEIDINGER, P.; PACES, B.; PÁEZ, A. F. R. The importance of reforested and naturally regenerating young forest patches as secondary habitats for forest birds in the Biological Corridor La Gamba, Costa Rica. **Acta ZooBot Austria** v. 156, p. 79–98, 2019. Disponível em: https://www.zobodat.at/pdf/VZBG_156_0079-0098.pdf.

SOUZA, G. B.; ROSSO, P. Aspectos ecológicos de *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 (Squamata, Tropiduridae), Morro dos Conventos, Araranguá, Santa Catarina, Brasil. **Revista De Iniciação Científica (Criciúma)**, Criciúma, v. 8, n. 1, p. 83-92, 2010. Disponível em: <https://periodicos.unesc.net/ojs/index.php/iniciacaocientifica/article/view/1581>.

VALIENTE-BANUET, A.; AIZEN, M. A.; ALCÁNTARA, J. M.; ARROYO, J.; CUCUCCI, A.; GALETTI, M.; GARCÍA, M. B.; GARCÍA, D.; GÓMEZ, J. M.; JORDANO, P.; MEDEL, R.; NAVARRO, L.; OBESO, J. R.; OVIEDO, R.; RAMÍREZ, N.; REY, P. J.; TRAVESET, A.; VERDÚ, M.; ZAMORA, R. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, n. 3., p. 299–307, mar. 2015. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2435.12356>.

VOLPATO, G. H.; NETO, A. M.; MARTINS, S. V. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em Viçosa - MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 336-344, jan. mar. 2018. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/31604>.

ANEXO A- ESPÉCIES BOTÂNICAS EM ESTÁGIO DE SUCESSÃO ECOLÓGICA - ALTO CURSO DO RIO SANTO ANASTÁCIO

Espécies botânicas em estágio de sucessão ecológica - alto curso do Rio Santo Anastácio						
Familia	Nome Popular	Nome Científico	Inicia			% Total
			I	Médio	Avançado	
<i>Acanthaceae</i>	Pingo-De-Sangue	<i>Ruellia Sp.</i>		X	X	0,9
	Aroeira	<i>Myracrodruon</i>		X	X	
		<i>Schinus</i>				
<i>Anacardiaceae</i>	Aroeirinha	<i>Terebinthifolius</i>	X	X		1,8
<i>Anemiaceae</i>	Pluma-De-Cacho	<i>Anemia Phyllitidis</i>			X	0,9
<i>Annonaceae</i>	Araticum	<i>(L.) Sw.</i>				
		<i>Annona Cacans</i>		X	X	0,9
	Cipó	<i>Warm.</i>		X		
		<i>Blepharodon</i>			X	X
	Peroba-Rosa	<i>Pictum (Vahl)</i>				
		<i>W.D.Stevens</i>				
		<i>Aspidosperma</i>				
		<i>Polyneuron Mull.</i>				
		<i>Arg.</i>			X	
<i>Apocynaceae</i>	Leiteiro	<i>Tabernaemontan</i>	X	X		2,6
		<i>a Hystrix Steud.</i>				
	<i>Schefflera</i>					
	Mandiocão	<i>Morototoni (Aubl.</i>	X	X		
		<i>) Maguire Et Al</i>				
Maria Mole	<i>Dendropanax</i>		X			
	<i>Cuneatus</i>					
	Macaúba	<i>Acrocomia</i>				
		<i>Aculeata (Jacq.)</i>				
		<i>Lodd. Ex Mart.</i>			X	
		<i>Syagrus</i>				
		<i>Romanzoffiana</i>				
		<i>(Cham.)</i>				
<i>Araliaceae</i>	Jerivá	<i>Glassman</i>			X	3,5
	Cipó	<i>Mikania Cordifolia</i>			X	
		<i>(L.F.) Willd.</i>			X	
		<i>Vernonanthura</i>				
		<i>Westiniana</i>				
	Assa-Peixe	<i>(Less.) H.Rob</i>	X			
		<i>Baccharis</i>				
		<i>Dracunculifolia</i>				
	Alecrim-Do-Campo	<i>Dc</i>	X			
		<i>Erechittes</i>				
		<i>Hieraciifolius (L.)</i>				
	Acariçoba	<i>Raf. Ex Dc</i>	X			
		<i>Chromolaena</i>				
		<i>Laevigata (Lam.)</i>				
<i>Asteraceae</i>	Cambará-De-Bicho	<i>R.M.King &</i>	X			4,4
		<i>H.Rob.</i>				
		<i>Handroanthus</i>				
		<i>Impetiginosus</i>				
	Ipê-Roxo	<i>(Mart. Ex Dc.)</i>			X	
<i>Bignoniaceae</i>		<i>Zeyheria</i>				
	Ipê-Tabaco	<i>Tuberculosa</i>		X		9,6

	Ipê-Amarelo	<i>Tabebuia Aurea</i>		X	X	
	Ipê-Amarelo	<i>Handroanthus</i> <i>Albus</i>				X
	Ipê-Branco	<i>Tabebuia Roseo-</i> <i>Alba</i>		X		
	Ipê-De-Jardim	<i>Tecoma Stans</i>	X			
	Cipó	<i>Adenocalymma</i> <i>Marginatum</i> (Cham.) Dc.				X
	Cipó	<i>Amphilophium</i> <i>Paniculatum</i> (L.) Kunth		X	X	
	Cipó-De-Gato	<i>Dolichandra</i> <i>Unguis-Cati</i> (L.) L.G.Lohmann		X	X	
	Cipó	<i>Fridericia</i> Sp. <i>Pyrostegia</i> <i>Venusta</i> (Ker Gawl.) Mier		X		
	Cipó-De-São-João	<i>Cordia</i> <i>Ecalyculata</i>				X
	Café-De-Bugre	<i>Cordia</i> <i>Sellowiana</i> Cham		X		
	Louro-Mole	<i>Cordia Americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.		X		
<i>Boraginaceae</i>	Guajuvira	<i>Tillandsia</i> <i>Recurvata</i> (L.) L.		X	X	
	Epífita	<i>Tillandsia</i> <i>Tricholepis</i> Baker				X
<i>Bromeliaceae</i>	Epífita	<i>Pereskia</i> <i>Aculeata</i> Mill.	X	X	X	
	Espinho-De- Agulha	<i>Praecereus</i> <i>Euchlorus</i> (F.A.C.Weber) N.P. Taylor		X	X	
	Cacto	<i>Lepismium</i> <i>Warmingianum</i> (K. Schum.) Barthlott		X	X	
	Cacto	<i>Cereus</i> <i>Alacriportanus</i> Pfeiff.				3,5
<i>Cactaceae</i>	Cacto	<i>Trema Micrantha</i> <i>Celtis Iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.		X	X	1,8
<i>Cannabaceae</i>	Grão De Galo	<i>Siphocampylus</i> <i>Macropodus</i> (Thunb.) G.Don		X	X	0,9
<i>Campanulaceae</i>	Pau-Santo	<i>Jacaratia Spinosa</i>		X	X	0,9
<i>Caricaceae</i>	Jaracatiá	<i>Calophyllum</i> <i>Brasilensis</i>			X	0,9
<i>Clusiaceae</i>	Guanandi	<i>Terminalia</i> <i>argentea</i>				0,9
<i>Combretaceae</i>	Capitão-Do- Campo	<i>Commelina</i> <i>Erecta</i> L.	X			0,9
<i>Commelinaceae</i>	Erva-De-Santa- Luzia					

	Erva	<i>Cyperus Sp.</i>	X			
		<i>Pycreus</i>				
<i>Cyperaceae</i>	Erva	<i>Lanceolatus</i> (Poir.) C.B. Clarke	X			1,8
	Capixingui	<i>Croton</i> <i>Floribundus</i>	X			
<i>Euphorbiaceae</i>	Sangra-D'água	<i>Croton Urucurana</i>	X			1,8
	Amendoim-Do-Campo	<i>Pterogyne Nitens</i>		X	X	
	Ingá-Açu	<i>Inga Vera Subsp.</i> <i>Affinis</i>	X	X		
		<i>Peltophorum</i>				
	Canafístula	<i>Dubium (Spreng.)</i> <i>Taub</i>		X	X	
	Coração-De-Negro	<i>Poecilanthe</i> <i>Parviflora Benth</i>		X	X	
	Ingá-Feijão	<i>Inga Marginata</i> <i>Willd.</i>		X		
	Alecrim-De-Campinas	<i>Holocalyx</i> <i>Balansae Micheli</i>		X		
		<i>Hymenaea</i>				
	Jatobá	<i>Stigonocarpa</i> <i>Mart. Ex Hayne</i>				X
	Tipuana	<i>Tipuana Tipu</i> <i>Enterolobium</i>				X
		<i>Contortisiliquum</i> (Vell.) & Morong		X		
	Tamboril	<i>Anadenanthera</i> <i>Colubrina (Vell.)</i>				
	Angico- Vermelho	<i>Brenan</i>		X	X	
		<i>Copaifera</i>				
	Copaíba	<i>Langsdorffii</i> <i>Senegalia</i>				X
		<i>Polyphylla (Dc.)</i>				
	Monjoleiro	<i>Britton & Rose</i>	X	X	X	
	Jacarandá Bico De Pato	<i>Machaerium</i> <i>Nyctitans (Vell.)</i> <i>Benth.</i>		X	X	
		<i>Piptadenia</i>				
	Pau-Jacaré	<i>Gonoacantha</i> (Mart.) J. F. <i>Macbr</i>				X
	Olho-De-Cabra	<i>Ormosia Arborea</i> (Vell.) Harms				X
		<i>Dimorphandra</i>				
	Faveiro	<i>Mollis Benth</i>		X	X	
	Cabreúva	<i>Myroxylon</i>				
	Vermelha	<i>Peruiferum</i> <i>Dahlstedtia</i> <i>Floribunda</i>				X
		(Vogel) M.J. Silva				
<i>Fabaceae</i>	Embira De Sapo	& A.M.G. Azevedo		X	X	
	Barbatimão-Da-Folha-Miúda	<i>Stryphnodendron</i> <i>Rotundifolium</i> <i>Mart.</i>	X	X		16,7
		<i>Vitex</i>				
<i>Lamiaceae</i>	Tarumã	<i>Megapotamica</i> (Spreng.)		X	X	0,9

		<i>Moldenke</i>		
		<i>Nectandra</i>		
		<i>Megapotamica</i>		
	Canelinha	(Spreng.) Mez		X
		<i>Ocotea</i>		
<i>Lauraceae</i>	Canela-Amarela	<i>Diospyrifolia</i>	X	1,8
		(Meisn.) Mez		
<i>Lecythidaceae</i>	Jequitibá	<i>Cariniana</i>		X
		<i>Estrellensis</i>		0,9
	Olho-De-Cabra	<i>Ormosia Arborea</i>		X
<i>Leguminosae</i>	Pau-Ferro	<i>Caesalpinia</i>	X	X
		<i>Ferrea</i>		1,8
<i>Linaceae</i>	Cipó	<i>Linum Littorale</i>	X	0,9
		A. St.-Hil		
<i>Lygodiaceae</i>	Abre-Caminho	<i>Lygodium</i>		
		<i>Venustum Sw.</i>		X
<i>Malpighiaceae</i>	Liana	<i>Aspicarpa Sp.</i>	X	0,9
		<i>Ceiba Speciosa</i>		
		(A. St.-Hil.)		
	Paineira	<i>Ravenna</i>		X
		<i>Guazuma</i>		
	Mutambo	<i>Ulmifolia</i>	X	
		<i>Luehea</i>		
	Açoita Cavalo	<i>Candicans</i>	X	X
	Açoita Cavalo	<i>Luehea</i>		
<i>Malvaceae</i>	Miúdo	<i>Divaricata</i>	X	X
<i>Marantaceae</i>	Maranta	<i>Maranta Sp.</i>		X
		<i>Cissampelos</i>		
<i>Menispermaceae</i>	Orelha-De-Onça	<i>Pareira L.</i>	X	X
		<i>Cedrela Fissilis</i>		
	Cedro	Vell.		X
		<i>Cabranea</i>		
<i>Meliaceae</i>	Canjarana	<i>Canjerana (Vell.)</i>	X	X
		Mart.		1,8
		<i>Maclura Tinctoria</i>		
		(L.) D. Don Ex		
	Taiuva	Steud.	X	
		<i>Ficus Guaranitica</i>		
<i>Moraceae</i>	Figueira-Branca	Chodat		X
		<i>Ficus Eximia</i>		
	Figueira	Schott		X
		<i>Rapanea</i>		
<i>Myrsinaceae</i>	Capororoca	<i>Ferruginea</i>	X	0,9
	Cambuí	<i>Myrciaria Tenella</i>	X	X
		<i>Plinia Rivularis</i>		
		(Cambess.)		
	Piúna	Rotman	X	X
<i>Myrtaceae</i>	Eugenia	<i>Eugenia Hiemalis</i>	X	X
		Cambess.		2,6
<i>Muntingiaceae</i>	Calabura	<i>Muntingia</i>	X	X
		<i>Calabura</i>	X	0,9
		<i>Epidendrum</i>		
	Orquídea Da Terra	<i>Secundum Jacq</i>		X
		<i>Capanemia</i>		
		<i>Micromera</i>		
	Epífitas	Barb.Rodr.		X
<i>Orchidaceae</i>	Epífitas	<i>Epidendrum</i>		X
				4,4

		<i>Rigidum</i> Jacq				
	Epífitas	<i>Isochilus Linearis</i> (Jacq.) R.Br.			X	
	Herbácea	<i>Oecoclades</i> <i>Maculata</i> (Lindl.) Lindl.				X
<i>Piperaceae</i>	Pariparoba	<i>Piper Amalago</i> L.	X	X	X	0,9
	Pau D'alho	<i>Gallesia</i> <i>Integrifolia</i>				X
<i>Phytolaccaceae</i>	Fruta-De-Pombo	<i>Rivina Humilis</i> L		X		1,8
	Pau-Formiga	<i>Triplaris</i> <i>Americana</i> L.		X	X	
	Cipó-Cabeludo	<i>Microgramma</i> <i>Vaccinifolia</i> (Langsd. & Fisch.) Copel.		X	X	
<i>Polygonaceae</i>	Samambaia-Do-Mato	<i>Phlebodium</i> Sp.				X
	Amora-Do-Mato	<i>Rubus</i> <i>Brasiliensis</i> Mart		X		0,9
<i>Rubiaceae</i>	Jenipapo	<i>Genipa</i> <i>Americana</i> L				X
<i>Rutaceae</i>	Mamica-De-Porca	<i>Zanthoxylum</i> <i>Rhoifolium</i> Lam		X	X	0,9
<i>Salicaceae</i>	Guaçatonga	<i>Casearia</i> <i>Sylvestris</i> Sw.	X	X		0,9
<i>Sapindaceae</i>	Correeira	<i>Diatenopteryx</i> <i>Sorbifolia</i>		X		0,9
<i>Sapotaceae</i>	Abio	<i>Pouteria Torta</i>		X	X	0,9
<i>Solanaceae</i>	Coerana	<i>Cestrum Axillare</i> Vell.	X	X		0,9
<i>Thelypteridaceae</i>	Samambaia-Do-Mato	<i>Thelypteris</i> <i>Opposita</i> (Vahl)				X
	Embaúba	<i>Ching</i> <i>Cecropia</i> <i>Pachystachya</i>	X	X		
<i>Urticaceae</i>	Urtiga	<i>Urera Baccifera</i> (L.) Gaudich. Ex Wedd		X		1,8
<i>Verbenaceae</i>	Pau-Viola	<i>Citharexylum</i> <i>Myrianthum</i> Cham		X	X	0,9
						1 100
						0
VOLUME TOTAL (M3)						24
						65
						73
						0

ANEXO B- BIODIVERSIDADE NA PERSPECTIVA DAS ALTERAÇÕES AMBIENTAIS E SUCESSÃO DE MATAS CILIARES: UM DIAGNÓSTICO DA MASTOFAUNA E AVIFAUNA NO ALTO CURSO DO RIOSANTO ANASTÁCIO, PONTAL DO PARANAPANEMA

BIODIVERSIDADE NA PERSPECTIVA DAS ALTERAÇÕES AMBIENTAIS E SUCESSÃO DE MATAS CILIARES: UM DIAGNÓSTICO DA MASTOFAUNA E AVIFAUNA NO ALTO CURSO DO RIOSANTO ANASTÁCIO, PONTAL DO PARANAPANEMA

ITEM	CLASSE	ORDEM	FAMILIA	ESPÉCIE	NOME POPULAR	GUILDAS ALIMENTARES	SP2018, BR201, IUCN2021-1, CITES2021	FOR. DE REG.	FITOFISIONOMIAS
1	Mammalia	Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gamba-de-orelha-branca	Onívoro	LC	OV	M (4) – A (3, 4)
2	Mammalia	Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Gamba-de-orelha-preta	Onívoro	LC	OV	M (4) - A (1,3,4)
3	Mammalia	Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Ouriço cacheiro	Frugívoro	LC	OV	M (4) – A (2, 3)
4	Mammalia	Carnivora	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	Onívoro	LC	OV	A (1, 2, 4)
5	Mammalia	Primates	Cebidae	<i>Sapajus nigritus</i>	Macaco-prego	Onívoro	NT	OV	A (2,3)
6	Mammalia	Primates	Cebidae	<i>Callithrix penicillata</i> (É. Geoffroy, 1812)	Sagui-de-tufos-pretos	Onívoro	LC	OV	A (1,3)
7	Mammalia	Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia	Frugívoro	DD	OV	M (4) – A (3, 4)
8	Mammalia	Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	Folívoros	LC	OV	I (2) - M (3)
9	Mammalia	Rodentia	Caviidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapiti	Herbívoros	LC	OV	A (3)
10	Mammalia	Rodentia	Sciuridae	<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901)	Caxinguelê	Frugívoro	LC	OV	A (3, 4)
11	Mammalia	Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu galinha	Onívoro	LC	OV	I (3) - M (3)
12	Mammalia	Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	Insetívoro	LC	OV	A - (4)

13	Aves	Tinamiformes	Tinamidae	(Linnaeus, 1758) <i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	Perdiz	Onívoro	VU	OV	A (4)
14	Aves	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	Garça-branca-grande	Piscívoro	LC	OV	M (2, 3) - A (1, 3, 4)
15	Aves	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	Garça-vaqueira	Insetívoro	LC	OV	I (4) - M (3,4) - A (3)
16	Aves	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	Socozinho	Piscívoro	LC	OV	I (1,3,4) – M (2)
17	Aves	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Garça-branca-pequena	Piscívoro	LC	OV	I (3, 4) - M (2, 3), A (3, 4)
18	Aves	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Maria-faceira	Insetívoro	LC	OV	I (3)
19	Aves	Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Urubu-cabeça-preta	Necrófago	LC	OV	M (2,3) – A (2)
20	Aves	Accipitriformes	Accipitridae	<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	Gavião-caboclo	Carnívoro	LC	OV	A (1,3)
21	Aves	Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Gavião-carijó	Carnívoro	LC	OV - V	I (4) – M (2)
22	Aves	Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	Gavião-caramujeiro	Carnívoro	LC	OV	A (2,3)
23	Aves	Strigiformes	Strigidae	<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	Coruja-buraqueira	Carnívoro	LC	OV	I (3,4) – M (4)
24	Aves	Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides cajanea Stadius</i> Muller, 1776)	Saracura-três-potes	Onívoro	LC	OV	M (1, 3) - A (2, 4)
25	Aves	Gruiformes	Rallidae	<i>Porphyrio martinica</i> (Linnaeus, 1766)	Frango-d'água-azul	Onívoro	LC	OV - V	A (3, 4)
26	Aves	Gruiformes	Rallidae	<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	Sanã-parda	Onívoro	LC	OV	I (1)
27	Aves	Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837)	Bacurau	Insetívoro	LC	OV - V	A (4)
28	Aves	Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	Quero-quero	Onívoro	LC	OV - V	I (1,3)
29	Aves	Charadriiformes	Jacaniidae	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	Jaçanã	Onívoro	LC	OV	I (2,3)
30	Aves	Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina squammata</i>	Rolinha-fogo-apagou	Granívoro	LC	OV - V	M (3) – A (1,2)

31	Aves	Columbiformes	Columbidae	(Lesson, 1831) <i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	Rolinha-Roxa	Granívoro	LC	OV	I (1,2,4) – M (2,3) - A (1,2,3)
32	Aves	Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)	Rolinha-Juriti	Granívoro	LC	OV - V	I (2,4), M (1,4) – A (1,4)
33	Aves	Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas cayennensis</i> ((Bonnatere, 1792))	Pomba-Galega	Granívoro	LC	OV	I (4), M (3) – A (2)
34	Aves	Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	Asa-Branca	Granívoro	LC	OV - V	I (1,4) – M (1,4) - A (1,4)
35	Aves	Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	Rolinha-Picui	Granívoro	LC	OV	I (2,4) – M (3) - A (1,2)
36	Aves	Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Avoante	Granívoro	LC	OV	I (1-4) – M (1-4) - A (1-4)
37	Aves	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Coccyzus melacoryphus</i> (Vieillot, 1817)	Papa-lagarta- acanelado	Insetívoro	LC	OV	M (4) - A (1,4)
38	Aves	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Alma-de-gato	Carnívoro	LC	OV - V	M (2) – A (4)
39	Aves	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i> (Linnaeus, 1758)	Anu-preto	Carnívoro	LC	OV - V	I (1,4) – M (2) - A (1,3)
40	Aves	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	Anu-branco	Carnívoro	LC	OV - V	I (1,4) – M (3) - A (1,2)
41	Aves	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	Saci	Carnívoro	LC	OV	M (3,4) - A (1,2)
42	Aves	Nyctibiiformes	Nyctibiidae	<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	Urutau	Insetívoro	LC	OV	M (2,3) – A (2,3)
43	Aves	Apodiformes	Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	Besourinho-de-bico- vermelho	Nectarívoro	LC	OV	I (1,2,4) – M (4)
44	Aves	Apodiformes	Trochilidae	<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	Beija-flor-tesoura	Nectarívoro	LC	OV	A (1,3)
45	Aves	Apodiformes	Trochilidae	<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	Beija-flor-dourado	Nectarívoro	LC	OV	I (4) – M (2)
46	Aves	Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	Martim-pescador-verde	Piscívora	LC	OV	A (1,2,4)
47	Aves	Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Martim-pescador- pequeno	Piscívoro	LC	OV	A (1,4)
48	Aves	Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Martim-pescador-	Piscívoro	LC	OV	I (2) – M (1)

49	Aves	Galbuliformes	Galbulidae	(Linnaeus, 1766) <i>Galbula ruficauda</i> (Cuvier, 1816)	grande Ariramba-de-cauda-ruiva	Insetívoro	LC	OV	M (4) – A (2, 4)
50	Aves	Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i> (Statius Muller, 1776)	Tucanuçu	Onívoro	LC	OV - V	I (2,4) – M (1) -A (3,4)
51	Aves	Piciformes	Ramphastidae	<i>Pteroglossus castanotis</i> (Gould, 1834)	Araçari-Castanho	Onívoro	LC	OV	A (2,3)
52	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	Pica-pau-de-cabeça-amarela	Insetívoro	LC	OV	M (3) – A (2,3)
53	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788))	Pica-pau-verde-barrado	Insetívoro	LC	OV	A (1,3,4)
54	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Picumnus albosquamatus</i> (d'Orbigny, 1840)	Pica-pau-anão-escamado	Insetívoro	LC	OV	I (4) – M (1) – A (1, 2)
55	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	Pica-pau-branco	Insetívoro	LC	OV	I (4) – M (2) - A (2,3)
56	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	Picapauzinho-anão	Insetívoro	LC	OV	M (4) – A (1)
57	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	Pica-pau-do-campo	Insetívoro	LC	OV	I (4) – M (1) - A (1,3)
58	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	Pica-pau-de-banda-branca	Insetívoro	LC	OV	M (1,3) – A (3, 4)
59	Aves	Cariamiformes	Cariamidae	<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	Siriema	Carnívoro	LC	OV	I (1, 2)
60	Aves	Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i> (Linnaeus, 1758)	Quiri-quiri	Carnívoro	LC	OV - V	A (4)
61	Aves	Falconiformes	Falconidae	<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	Acãua	Carnívoro	LC	OV - V	I (2,4) – M (2)
62	Aves	Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	Carcara	Onívoro	LC	OV - V	M (2) – A (3)
63	Aves	Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	Carrapateiro	Onívoro	LC	OV	I (1, 2) – M (1)
64	Aves	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	Curica	Frugívoro	VU	OV - V	A (3,4)
65	Aves	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	Papagaio-verdadeiro	Frugívoro	NT	OV - V	A (3,4)
66	Aves	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot,	Periquito-de-encontro-	Frugívoro	LC	OV - V	M (1-4) – A (1-4)

67	Aves	Psittaciformes	Psittacidae	1818) <i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	amarelo Periquito-rei	Frugívoro	LC	OV	A (1,3)
68	Aves	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	Tuim	Frugívoro	LC	OV - V	M (1,3) – A (2,3)
69	Aves	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	Periquitão-maracanã	Frugívoro	LC	OV - V	M (1-4) - A (1-4)
70	Aves	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	Choró-boi	Insetívoro	LC	OV	M (4) – A (2, 4)
71	Aves	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	Choca-barrada	Insetívoro	LC	OV - V	I (4) – M (2) – A (1,4)
72	Aves	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caerulescens</i> (Vieillot, 1816)	Choca-da-mata	Insetívoro	LC	OV	A (1,2)
73	Aves	Passeriformes	Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	Arapaçu-de-cerrado	Insetívoro	LC	OV - V	I (4) – M (2)
74	Aves	Passeriformes	Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	João-de-barro	Insetívoro	LC	OV	I (2,4) – A (1,3)
75	Aves	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	Ferreirinha- relógio	Insetívoro	LC	OV - V	M (2,4) – A (3, 4)
76	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	Guaracava-de-barriga-amarela	Onívoro	LC	OV - V	I (1, 2) – M (3)
77	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	Lavadeira-mascarada	Insetívoro	LC	OV	A (3, 4)
78	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	Maria-cavaleira	Insetívoro	LC	OV - V	I (3) – M (2)
79	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	Bem-te-vi-rajado	Onívoro	LC	OV - V	A (2,4)
80	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Bem-te-vi	Onívoro	LC	OV - V	I (1,2) – M (3) - A (3,4)
81	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	Suiriri-cavaleiro	Insetívoro	LC	OV	I (3) – M (1, 2) - A (4)
82	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Neinei	Onívoro	LC	OV	I (2, 4) – M (3,4)
83	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri	Insetívoro	LC	OV - V	I (1) – M (1)

84	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	Vieillot, 1819 <i>Tyrannus savana</i> (Daudin, 1802)	Tesourinha	Insetívoro	LC	OV	I (4) – M (1, 2)
85	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	Viuvinha	Insetívoro	LC	OV	M (2, 3)
86	Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Xolmis velatus</i> (Lichtenstein, 1823)	Noivinha-branca	Insetívoro	LC	OV	M (1, 3)
87	Aves	Passeriformes	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Pitiguari	Onívoro	LC	OV - V	I (2, 3) – M (1, 3) – A (4)
88	Aves	Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	Gralha-do-campo	Onívoro	LC	OV	M (3,4) – A (1,2)
89	Aves	Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	Gralha-picaça	Onívoro	LC	OV	M (4) – A (1,2)
90	Aves	Passeriformes	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-pequena-de-casa	Insetívoro	LC	OV	I (2,3)
91	Aves	Passeriformes	Hirundinidae	<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	Andorinha grande *	Insetívoro	LC	OV	I (1,2)
92	Aves	Passeriformes	Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-serradora	Insetívoro	LC	OV	M (3) – A (1, 3, 4)
93	Aves	Passeriformes	Hirundinidae	<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-do-campo	Insetívoro	LC	OV	I (2, 3) – M (4)
94	Aves	Passeriformes	Hirundinidae	<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	Andorinha-do-rio	Insetívoro	LC	OV	M (3) – A (1)
95	Aves	Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	Corruíra	Onívoro	LC	OV	I (2,3) – M (1,4) – A (2, 3)
96	Aves	Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)	Sabiá-barranco	Onívoro	LC	OV - V	I (3) – M (2) – A (1, 4)
97	Aves	Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	Sabiá-poca	Onívoro	LC	OV	I (3, 4) – M (3)
98	Aves	Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	Sabiá-do-campo	Onívoro	LC	OV	I (3, 4) – M (3)
99	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	Tico-tico-rei	Onívoro	LC	OV	I (1, 2) – M (4)
100	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Stilpnia cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Saíra-amarela	Onívoro	LC	OV	I (3, 4) – M (1,4)
101	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis palmarum</i> (Wied,	Sanhaço-do-coqueiro	Onívoro	LC	OV - V	I (1,2, 4)– M (1, 4) –

				1821)					A (3, 4)
102	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator similis</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Trinca-ferro	Onívoro	LC	OV - V	A (1, 4)
103	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Sai-azul	Insetívoro	LC	OV	M (1, 3) – A (2,3)
104	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	Canário-da-terra-verdadeiro	Granívoro	LC	OV	I (1, 3, 4) – M (1, 4)
105	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Tiziu	Granívoro	LC	OV - V	I (2, 3, 4) – M (1, 2)
106	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	Bigodinho	Granívoro	LC	OV - V	I (3, 4) – M (3) - A (4)
107	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila caeruleascens</i> (Vieillot, 1823)	Coleirinho	Granívoro	LC	OV - V	I (2, 3, 4) – M (3,4) - A (4)
108	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila collaris</i> (Boddaert, 1783)	Coleiro-do-brejo	Granívoro	VU	OV - V	A (1,3)
109	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817)	Canário-do-campo	Granívoro	LC	OV - V	A (2, 4)
110	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Cambacica	Frugívoro	LC	OV	I (2,3, 4) – M (1, 2)
111	Aves	Passeriformes	Thraupidae	<i>Eucometis penicillata</i> (Spix, 1825)	Pipira-da-toca	Insetívoro	LC	OV	A (3)
112	Aves	Passeriformes	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	Tico-tico	Granívoro	LC	OV	I (1, 3) – M (1,4)
113	Aves	Passeriformes	Passerellidae	<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	Tico-tico-do-campo	Granívoro	LC	OV - V	I (2, 3) - A (4)
114	Aves	Passeriformes	Parulidae	<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	Canário-do-mato	Insetívoro	LC	OV - V	A (1, 3)
115	Aves	Passeriformes	Icteridae	<i>Leistes superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	Polícia-inglesa-do-sul	Insetívoro	LC	OV	I (2, 3, 4)
116	Aves	Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	Encontro	Onívoro	LC	OV	I (1, 3, 4) – M (2, 3) – A (1)
117	Aves	Passeriformes	Icteridae	<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	Pássaro-preto	Onívoro	NT	OV - V	A (4)
118	Aves	Passeriformes	Icteridae	<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	Chupim-do-brejo	Insetívoro	LC	OV	M (1) - A (3, 4)
119	Aves	Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	Chupim	Onívoro	LC	OV	I (1, 2) – M (3, 4) – A

120	Aves	Passeriformes	Fringillidae	(Gmelin, 1789) <i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	Fim-fim	Frugívoro	LC	OV	(2, 4) I (2,4)– M (1,3) – A (2, 3, 4)
121	Aves	Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	Curicaca	Insetívoro	LC	OV	A (4)
122	Aves	Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Platalea ajaja</i>	Colhereiro	Onívoro	LC	OV	A (3)

Siglas: Segura ou Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT); Vulnerável (VU); Dados deficientes (DD); V (vocalização); OV (observação visual). I (inicial); M (médio); A (avanzado).