

**BÁRBARA BRANDÃO NASCIMENTO**

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM  
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA: A ÁREA DE  
PROTEÇÃO AMBIENTAL ALDEIA-BEBERIBE**

RECIFE  
Pernambuco - Brasil  
Junho – 2023

BÁRBARA BRANDÃO NASCIMENTO

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM  
FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA: A ÁREA DE PROTEÇÃO  
AMBIENTAL ALDEIA-BEBERIBE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais, Área de Concentração: Ciências Florestais.

Orientador: Prof(a) Dr(a) Ana Carolina Borges Lins e Silva  
Co-orientador: Prof Dr Emanuel Araújo Silva

RECIFE  
Pernambuco – Brasil  
Junho – 2023

## Ficha Catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

N244s Brandão Nascimento, Bárbara  
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE MATA ATLÂNTICA: A ÁREA DE  
PROTEÇÃO AMBIENTAL ALDEIA-BEBERIBE / Bárbara Brandão Nascimento. - 2023.  
80 f. : il.

Orientador: Ana Carolina Borges Lins e Silva.  
Coorientador: Emanuel Araujo Silva.  
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências  
Florestais, Recife, 2023.

1. Biomassa. 2. Conservação. 3. Fragmentação. 4. Provisão. 5. Regulação. I. Silva, Ana Carolina Borges Lins e, orient.  
II. Silva, Emanuel Araujo, coorient. III. Título

CDD 634.9

---

BÁRBARA BRANDÃO NASCIMENTO

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE MATA  
ATLÂNTICA: A ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL ALDEIA-BEBERIBE

APROVADA em

**Banca Examinadora**

---

Prof. Dr. Hernande Pereira da Silva - UFRPE

---

Prof(a). Dra. Ana Paula Donicht Fernandes - UFRPE

**Orientadora:**

---

Prof(a). Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva - UFRPE

RECIFE  
Pernambuco – Brasil  
Junho – 2023

*Esta dissertação é dedicada primeiramente a Deus, a todas as pessoas que defendem fortemente o meio ambiente, à minha família, minha orientadora, meu co-orientador, ao Laboratório de Ecologia Vegetal, minha psicóloga, meu psiquiatra e meus amigos.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me feito passar na seleção do Mestrado em Ciências Florestais na hora certa e no tempo certo e por ter guiado meus caminhos me rodeando de pessoas incríveis;

À minha orientadora Ana Carolina Borges Lins e Silva, pela oportunidade de realizar essa pesquisa, por ter compartilhado tantos ensinamentos, pela paciência, compreensão, por transmitir paz em meio as minhas angústias, por ter me acolhido mesmo sabendo que eu ainda tinha muito o que aprender, pelas caronas, ter me orientado e alavancado minha paixão por esta área e crescimento profissional;

Ao meu coorientador Emanuel Araújo Silva por ter compartilhado vários ensinamentos, pela orientação e paciência;

Aos membros de todas as bancas que passei durante o Mestrado, que colaboraram com pareceres importantes para minha pesquisa;

À Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade de cursar o mestrado e disponibilizar espaço e recursos para realização da pesquisa;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – pelo financiamento e desenvolvimento desta pesquisa;

Ao LEVE, Laboratório de Ecologia Vegetal, por ter me acolhido tão bem, pelo companheirismo, retirada de dúvidas, paciência com meus estresses, pelos ensinamentos, incentivos, por me ensinar a saber pedir ajuda, reconhecer erros e me aguentar perguntando todo dia se estavam ocupados para retirar dúvidas;

À Gestão da APA Aldeia-Beberibe, na pessoa da Gestora Cinthia Renata Vieira de Lima, e aos membros do Conselho Gestor, pela parceria e incentivo à realização desta pesquisa;

À minha Psicóloga e ao meu Psiquiatra por me desafiarem a ter uma vida mais leve em meio a diversos desafios que apareceram no âmbito pessoal e profissional, que me permitiram ser uma pessoa e profissional melhor do que fui ontem;

À minha família, por estar sempre ao meu lado, me ajudando a levantar quando o cansaço era grande, pelos ensinamentos, amor, incentivo e caronas;

À minha mãe que nunca mediu esforços pra me ajudar nos estudos, por me incentivar a sempre estudar ainda que as dificuldades fossem grandes, por me ensinar a ser humilde e reconhecer quando preciso de ajuda, por me apoiar na carreira que decidi seguir, por vibrar com cada conquista nossa, por sempre querer entender um pouco mais sobre o meio ambiente através de minhas pesquisas, por sempre fazer questão de estar presente em minhas apresentações, por sempre me chamar para assistir as reportagens no jornal sobre assuntos ambientais, por sempre perguntar como estou, se estou precisando de algo e pelas caronas;

Ao meu namorado, João Victor Guilherme Bezerra de Menezes, por ser um grande incentivador dos meus sonhos, pela paciência com meus estresses e me ouvir falar tanto de fragmentação,

compreensão por algumas ausências em decorrência do mestrado, por me dar tanta força me fazendo levantar em dias desafiadores, pelas caronas quando não tinha mais força pra voltar pra casa, pelos puxões de orelha e me fazer feliz todos os dias;

A minha tia, Sofia Suely Ferreira Brandão Rodrigues, por me inspirar, apoiar e incentivar desde criança a fazer um mestrado, a seguir a carreira de Cientista/Professora/Bióloga, muito grata pelos conselhos, por iluminar meus caminhos e me socorrer nos momentos que mais precisei;

Aos meus amigos por todo suporte fornecido, auxiliando nos momentos estressantes, e pelos incentivos;

Aos meus alunos da Conexão Universitária que acompanham minha trajetória ao longo do mestrado, me mandam mensagens de elogios, força, admiração e me permitem ajudá-los um pouco;

A todos e todas que se fizeram presentes durante essa trajetória e que contribuíram com a realização dessa pesquisa.

NASCIMENTO, BÁRBARA BRANDÃO, Serviços ecossistêmicos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: a Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe. 2023. Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Co-orientador: Emanuel Araújo Silva.

## RESUMO

As Unidades de Conservação (UCs) objetivam realizar a melhor gestão e proteção dos recursos naturais em espaços legalmente criados e protegidos. No Brasil, dentre as UCs de Uso Sustentável, destacam-se as Áreas de Proteção Ambiental (APAs), por terem maior área dentro deste grupo. A APA Aldeia-Beberibe, em Pernambuco, é reconhecida como de importância biológica extrema por proteger grande parte da Mata Atlântica no Estado. A maior parte dos serviços ecossistêmicos (SEs) ofertados pela Floresta Atlântica, como manutenção dos estoques de carbono e recursos hídricos, está ameaçada. Assim, são necessários estudos de síntese para compreensão da distribuição e gestão da biodiversidade em grandes territórios. Este trabalho objetivou descrever os atributos espaciais de remanescentes de Mata Atlântica na paisagem florestal fragmentada da APA Aldeia-Beberibe, mapear a oferta de serviços ecossistêmicos e compreender a relação dos atributos espaciais (tamanho, isolamento, índice de forma, diversidade de habitats e perturbação externa) com os serviços ecossistêmicos. A pesquisa testou as seguintes hipóteses: 1) o serviço ecossistêmico de regulação “estoque de biomassa acima do solo” (BAS) é influenciado pelos atributos espaciais das manchas nas paisagens, diversidade de habitats e da perturbação externa de usos do solo no entorno das florestas; 2) o serviço ecossistêmico “provisão de água” é influenciado pelos atributos espaciais das manchas na paisagem, diversidade de habitats e da perturbação externa. Os serviços ecossistêmicos foram caracterizados pelo estoque de BAS e disponibilidade de água (extensão de riachos, número de nascentes e área ripária) em cada fragmento. Para cada variável dependente (BAS e área ripária), foi realizado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com todas as variáveis explicativas. Na presente pesquisa, foram contabilizados 273 fragmentos florestais, cujas métricas foram: tamanho médio de  $84,04 \pm 594,60$  ha, isolamento médio de  $40,50 \pm 61,07$  m, predominância de remanescentes com formas irregulares com média do índice de forma de  $3,37 \pm 2,41$ , diversidade de habitats com média de  $1,38 \pm 0,47$  e perturbação externa com média de  $2,21 \pm 1,05$ . Já as variáveis descritoras de serviços ecossistêmicos demonstraram média por fragmento de:  $27553,15 \pm 193526,83$  Mg de BAS,  $773,45 \pm 5595,63$  m de riachos,  $0,45 \pm 2,74$  nascentes,  $5,30 \pm 36,82$  ha de áreas ripárias. No modelo gerado, registrou-se aumento da BAS com a área e com a irregularidade da forma; e diminuição com o aumento do isolamento. Já a disponibilidade de água aumentou com a área, irregularidade da forma e habitats. Dentre as áreas prioritárias para a conservação da provisão dos serviços ecossistêmicos de BAS e água, algumas estão localizadas em unidades de conservação de proteção integral, mas muitas carecem de proteção mais rigorosa. Esta pesquisa revelou o que explica a oferta de serviços ecossistêmicos avaliando a relação entre variáveis espaciais e a produção de SEs, permitindo compreender que, apesar da intensa fragmentação ocorrida na Mata Atlântica, o bioma permanece provendo serviços ecossistêmicos. Trouxe ainda elementos de inovação por permitir a compilação e tratamento de dados visando ao seu manejo espacial para análise e entendimento da paisagem.

**Palavras-chave:** Biomassa, Conservação, Fragmentação, Provisão, Regulação.



NASCIMENTO, BÁRBARA BRANDÃO, Ecosystem services in a fragmented landscape of Atlantic Forest: The Environmental Protection Area Aldeia-Beberibe. 2023 Supervisor: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Adviser: Emanuel Araújo Silva.

### ABSTRACT

Protected areas (PAs) aim at ensuring the best management and protection of natural resources in legally created and protected spaces. In Brazil, among the PAs of Sustainable Use, the Environmental Protection Areas (APAs) stand out for their largest proportion. The APA Aldeia-Beberibe, in Pernambuco, Brazil, is recognized as of extreme biological importance for protecting a large part of the Atlantic Forest in the State. Most of the ecosystem services offered by the Atlantic Forest, such as climate control and maintenance of carbon stocks, are threatened. Thus, synthesis studies are needed to understand the distribution and management of biodiversity in large territories. This work aimed to describe the spatial attributes of Atlantic Forest remnants in the fragmented forest landscape of the APA Aldeia-Beberibe, map the supply of ecosystem services and understand the relationship between the spatial attributes (size, isolation, shape index, internal complexity and external disturbance) and ecosystem services. The research tested the following hypotheses: 1) the ecosystem service “aboveground biomass” (AGB) is a function of spatial attributes of patches, internal complexity and external disturbance of land use around forests; 2) the ecosystem service “water supply” is a function of spatial attributes of patches, internal complexity and external disturbance. Ecosystem services were characterized by water availability (length of streams, number of springs and riparian area) and AGB stock in each fragment. For each dependent variable (riparian area and biomass), a Generalized Linear Model (GLM) was performed with all explanatory variables. In this research, 273 forest fragments were found, whose metrics were: average size of  $84.04 \pm 594.60$  ha, average isolation of  $40.50 \pm 61.07$  m, predominance of remnants with irregular shapes with an average shape of  $3.37 \pm 2.41$ , internal complexity with a mean of  $1.38 \pm 0.47$  and external disturbance with a mean of  $2.21 \pm 1.05$ . The descriptor variables of ecosystem services exhibited an average per fragment of:  $27553.15 \pm 193526.83$  Mg of AGB,  $773.45 \pm 5595.63$  m of streams,  $0.45 \pm 2.74$  springs,  $5.30 \pm 36.82$  ha of riparian areas. In the generated model, there was an increase in AGB with area and with shape irregularity; and a decrease with increasing isolation. Water availability increased with area, fragment shape irregularity and habitats. Among the priority areas for the conservation of ecosystem services of water and AGB, some are already located in strict Protected Areas, although most fragments are not. This research revealed what explains the offer of ecosystem services by evaluating the relationship between spatial variables and the production of ESs, allowing us to understand that, despite the intense fragmentation that occurred in the Atlantic Forest, it continues to provide ecosystem services, reaching the objective of sustainable development. Also, we bring elements of innovation for allowing the compilation and treatment of data aiming at its spatial management for analysis and understanding of the landscape.

**Keywords:** Biomass, Conservation, Fragmentation, Provision, Regulation.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>19</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>23</b>
2.1. Serviços Ecosistêmicos em Unidades de Conservação .....	23
2.2. Fragmentação de habitats .....	26
2.3. Ecologia da Paisagem .....	28
2.4. Geotecnologias.....	29
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>31</b>
3.1. Caracterização da área de estudo .....	31
3.2. Coleta de dados.....	33
3.2.1 Montagem da base espacial .....	33
3.2.2 Análise dos fragmentos.....	33
3.2.3 Análise do regime de perturbação externa.....	36
3.2.4 Serviços ecosistêmicos .....	39
3.3. Análise de dados .....	40
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>41</b>
4.1. Descritores dos fragmentos florestais .....	41
4.2. Relação entre as variáveis: o que explica a oferta de serviços ecosistêmicos? ...	45
4.3. Áreas chave para conservação dos serviços ecosistêmicos .....	50
<b>5. DISCUSSÃO .....</b>	<b>54</b>
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>59</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>60</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da área de estudo, APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	32
Figura 2. Esquema da montagem da base espacial utilizada no mapeamento e análise da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	33
Figura 3. Demonstrativo do buffer utilizado para definição das áreas de borda e interior dos fragmentos localizados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco. Fonte da imagem: Google Earth. ....	35
Figura 4. Demonstrativo do buffer utilizado para definição das áreas ripárias dos fragmentos presentes na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco. Fonte da imagem: Google Earth. ....	36
Figura 5. Tamanho dos remanescentes florestais presentes na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	42
Figura 6. Quantidade dos remanescentes florestais separados por grau de isolamento presentes na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	43
Figura 7. Matriz de correlação entre as variáveis dependentes e independentes estudadas na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	45
Figura 8. Relação entre a biomassa e a área estudada dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	47
Figura 9. Relação entre a biomassa e a grau de isolamento dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	47
Figura 10. Relação entre a biomassa e a forma dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	48
Figura 11. Relação entre áreas ripárias e a área dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	49
Figura 12. Relação entre a presença de áreas ripárias e a forma dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	50
Figura 13. Relação entre áreas ripárias e os habitats dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	50
Figura 14. Fragmentos com maior perturbação no entorno que ofertam o serviço ecossistêmicos de provisão de água na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	53
Figura 15. Fragmentos com maior perturbação externa que ofertam o serviço ecossistêmico de estoque de biomassa acima do solo na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. ....	54

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Matriz com pesos para os usos do solo externos aos fragmentos, de acordo com o grau de perturbação que causam à biodiversidade e serviços ecossistêmicos na APA Aldeia Beberibe, Pernambuco, Brasil .....	38
Tabela 2. Estimativa de estoque de biomassa em diferentes habitats (FONSÊCA, 2021) .....	40
Tabela 3. Estatística descritiva das variáveis descritoras dos fragmentos estudados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.....	41
Tabela 4. Tipos de habitats e número de fragmentos de cada habitat encontrados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.....	43
Tabela 5. Classes de perturbação externa, com número de fragmentos afetados e ocupação média (%) no entorno de fragmentos florestais da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil .....	44
Tabela 6. Estatística descritiva das variáveis respostas de serviços ecossistêmicos nos fragmentos estudados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil .....	44
Tabela 7. Resultado do modelo linear generalizado (GLM) e do Critério de Akaike (AIC) para avaliar a contribuição das variáveis independentes na biomassa acima do solo em fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.....	46
Tabela 8. Resultados dos modelos lineares generalizados (GLM) e do Critério de Akaike (AIC) para avaliar a contribuição das variáveis independentes na provisão de água presente nos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasi.....	48
Tabela 9. Fragmentos que mais ofertam o serviço ecossistêmico de provisão de água e têm maior e menor perturbação no entorno, na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. Linhas destacadas em cinza referem-se a Unidades de Conservação de proteção integral; em itálico, os fragmentos com maior perturbação no entorno .....	51
Tabela 10. Fragmentos que ofertam o serviço ecossistêmico de biomassa estocada acima do solo e têm os remanescentes de maior perturbação e os menos perturbados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. Linhas destacadas em cinza referem-se a Unidades de Conservação de Proteção Integral; em itálico, os fragmentos mais perturbados .....	53

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Tipos de habitats encontrados na APA Aldeia-Beberibe, em Pernambuco, usados para cálculo da diversidade de habitats.....	36
--	----

## 1. INTRODUÇÃO

As Unidades de Conservação (UCs) são espaços territoriais administrados de uma maneira distinta e legalmente protegidos, visando a melhor gestão e conservação dos recursos naturais, realização de estudos científicos e promoção da consciência ambiental da sociedade. A lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000), regulamentada pelo decreto 4.340/2002 (BRASIL, 2002), institui as UCs e divide-as em Áreas de Proteção Integral e de Uso Sustentável, por meio da criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), no qual se estabeleceram os padrões para criar, gerir e manejar uma Unidade de Conservação federal, estadual e municipal (SILVA; AYACH, 2021). As UCs geram diversos benefícios, como a proteção de reservas naturais (BARBOSA et al., 2020), armazenamento de biomassa e carbono, conservação da fauna e da flora, promoção do lazer e atividades voltadas para a educação ambiental e turismo, esses últimos mecanismos de produzir renda (PINTO, 2014).

O Brasil é o quarto país com mais áreas de Unidades de Conservação (MEDEIROS *et al.*, 2011). As Áreas de Uso Sustentável objetivam conservar a biodiversidade, mas algumas podem ter um certo grau de ocupação e uso humano e promovem a utilização de forma sustentável dos recursos (BRACK, 2011). Entre todas as categorias de UCs no país, as APAs são aquelas que detêm a maior cobertura, perfazendo 52% de todas as áreas protegidas em unidades de conservação (MMA/ ICMBio, 2019). Por este motivo, a gestão dessas áreas é de extrema relevância, pois será a garantia de conservação da biodiversidade no país (PASCUAL et al. 2017). No entanto, para proteger efetivamente a natureza, esta categoria necessita de instrumentos eficazes como apresentar plano de manejo e conselho gestor, tendo em vista que a maioria das APAs não possuem essas ferramentas fundamentais para uma boa gestão (CARVALHO; SILVA; SALVIO, 2022).

As APAs são áreas direcionadas a conciliar a conservação da biodiversidade com a ocupação humana (DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017). No ano de 2019, a APA foi a categoria que recebeu o maior número de visitas no Brasil (BREVES et al., 2020). No Estado de Pernambuco, existem 90 Unidades de Conservação de criação estadual, das quais 43 são de Proteção Integral e 47 de Uso Sustentável (CPRH, 2023). Entre as de uso sustentável, há 18 APAs, sendo esse número elevado devido à história do estado e à recategorização das UCs que não foram adequadamente classificadas e aos benefícios decorrentes da adoção dessa categoria (AZEVEDO, 2015).

O Brasil é conhecido por abrigar a maior biodiversidade do mundo em seus diversos biomas. O país produz leis e outras ferramentas de extrema relevância e participa de muitos

acordos visando à conservação da natureza. Entretanto, na prática, o país não está agindo em prol da proteção efetiva dessa riqueza. Cada vez mais, um dos biomas mais fragmentados do mundo, que é a Mata Atlântica, vem sendo reduzido, restando entre 28% (REZENDE et al., 2018) e 15%, segundo a SOS Mata Atlântica (2019).

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical da América do Sul e originalmente cobria 1,6 milhões de hectares (MUYLAERT et al., 2018). Este Bioma encontra-se em 17 estados do Brasil e em 3.401 municípios, apresentando diferentes ecossistemas e relevo formado por montanhas, planaltos, planícies, tábuas e depressões (IBGE, 2008). A Mata Atlântica possui uma grande diversidade de formações, florestas e biodiversidade, diferentes solos, eutróficos e distróficos, áreas planas, várzeas, restingas e manguezais (RESENDE *et al.*, 2002). Esse Bioma é, assim, formado por um conjunto de diferentes tipos vegetacionais localizados próximos à costa atlântica, possuindo áreas, idades, localização, clima e organismos diferentes (IBGE, 2012). No ano de 1993, o mapa do IBGE foi certificado como o limite oficial da Mata Atlântica e em 2006 foi originada a primeira lei a fim de proteger a Mata Atlântica, a lei nº 11.428/2006 (BRASIL, 2006), facilitando a compreensão sobre sua descrição e apontando formas de conservar seus recursos.

A Mata Atlântica desperta o interesse de muitas pessoas desde o descobrimento do país, devido à sua grande biodiversidade. No Brasil, cuja população é formada por cerca de 213 milhões de habitantes (IBGE, 2021), esse bioma é responsável por gerar 70% do Produto Interno Bruto (PIB) do país, segundo a SOS Mata Atlântica (2021), por meio da produção da madeira em tora, obedecendo as instruções de concessão, gerando entre 1,2 bilhões e 2,2 bilhões, e o turismo contribui com cerca de 2,2 bilhões (PINTO et al., 2014, apud PINTO *et al.*, 2012).

A Mata Atlântica, considerada um *hotspot* de biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2011), endemismo e de espécies ameaçadas de extinção (IUCN, 2005), vem se transformando em áreas degradadas, pasto, agricultura, silvicultura e áreas urbanas (REZENDE *et al.*, 2018). Junto a isso, a fragmentação desse bioma causa a diminuição de populações e da diversidade genética. Todos esses fatores são algumas das consequências causadas pela fragmentação de habitats (PARDINI et al., 2010). A fragmentação consiste na separação, em partes menores, de áreas do ecossistema que já estiveram juntas no passado (SANTOS et al., 2016). Este fenômeno influencia nos serviços ecossistêmicos prestados pela Mata Atlântica como controle do clima, erosão, manutenção da biodiversidade e fornecimento de água (MMA, 2011). Não obstante, em decorrência das ações antrópicas, a produção desses serviços é colocada em risco devido a essa fragmentação que tem ocorrido de forma acelerada (PARDINI; NICHOLS; PUTTKER, 2017),

resultando na diminuição da quantidade de habitats, crescimento da quantidade de manchas, diminuição do tamanho das mesmas e isolamento (FAHRIG, 2003).

O campo responsável por estudar a função, estrutura e dinâmica de áreas heterogêneas formada por diversos ecossistemas, é a Ecologia de Paisagens (FORMAN; GODRON, 1981), que reúne análise espacial geográfica com o estudo funcional da Ecologia (METZGER, 2001). Esta ciência aborda a dependência espacial entre as unidades de paisagem e a interação entre as manchas que estão próximas (METZGER, 2001) e entre a matriz, as manchas e os corredores (ODUM; BARRET, 2007). A matriz é definida como a maior área da paisagem, com maior conectividade. Manchas são regiões homogêneas e diferentes das áreas adjacentes (BARNES, 2000) e corredores são elementos que compõem a paisagem conectando manchas (COELHO *et al.*, 2018).

A Ecologia de paisagens objetiva estudar as causas e as consequências da heterogeneidade ou padrão espacial influenciando em diversos processos ecológicos, como os serviços ecossistêmicos (SEs), que são os benefícios produzidos pela natureza usufruídos pela população humana (SCHMIDT, 2018). Tais benefícios são o fornecimento de biomassa, energia, água, atividades de lazer, qualidade do habitat, do solo, retenção de água. Além disso, também promovem atividades educacionais, realização de pesquisas, qualidade da água, proteção do solo, controle de pragas (HUMMEL *et al.*, 2017; DOU *et al.*, 2020).

Os estoques de capital natural são considerados essenciais à população. Os serviços ecossistêmicos foram inicialmente categorizados em 17 grupos principais (CONSTANZA *et al.*, 1997). Mais tarde, segundo a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), os SEs foram classificados em serviços de suporte, culturais, de provisão e de regulação - esses dois últimos serão alvos desse estudo. Os serviços de provisão são aqueles gerados pela natureza como água, alimento, lenha, fibra, bioquímicos e recursos energéticos. Já os de regulação, auxiliam no ajuste dos ecossistemas, como regulação climática, hídrica, de doenças e polinização (MEA, 2005).

A região da Mata Atlântica, ao norte do rio São Francisco, denominada Centro de Endemismo Pernambuco – CEP por Silva e Casteleti (2005), que engloba as faixas costeiras dos estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte, é a mais fragmentada do bioma. Nesta área, restam apenas 12% da Mata Atlântica original. Na chamada Zona Canavieira Nordestina da Mata Atlântica (ZCN), a maior parte do território foi convertida em áreas agrícolas, em especial para cultura da cana-de-açúcar (LINS-E-SILVA *et al.*, 2021). Na porção norte do estado de Pernambuco, o território da APA Aldeia Beberibe engloba uma paisagem que é uma amostra ideal do cenário do CEP e ZCN, com usos múltiplos do solo e ocupação



humana entrecortados no território por grandes e diversos remanescentes florestais, com diferentes idades, históricos, habitats e alta biodiversidade (CPRH, 2012).

A APA Aldeia-Beberibe foi criada há pouco mais de uma década (PERNAMBUCO, 2010). Nesta APA, encontra-se o maior percentual de Mata Atlântica no Estado, com ocupação por propriedades privadas e públicas (CPRH, 2012). A sua localização inclui áreas industriais, urbanas, imobiliárias e agrícolas de agricultura intensiva (monocultura da cana-de-açúcar) e extensiva (assentamentos rurais), que estão crescendo e modelando a paisagem (CPRH, 2012).

O Plano de Manejo da APA Aldeia-Beberibe lista 1228 espécies terrestres, incluindo angiospermas, aves, roedores, marsupiais, anfíbios, répteis e insetos (CPRH, 2012). O território da APA garante a manutenção de serviços ecossistêmicos, como por exemplo, uma boa parcela da água que pode ser consumida na Região Metropolitana do Recife, devido ao volume de chuvas na região, relevo, vegetação e rios que formam o Grupo das Pequenas Bacias Litorâneas (GL1) do Estado (CPRH, 2012). Alguns desses rios, segundo Lei estadual nº 9.860/86 (PERNAMBUCO, 1986), são usados para o fornecimento público e, em decorrência disso, existe uma grande área para proteção de mananciais no Estado. A provisão de água é um exemplo de serviço ecossistêmico hídrico relacionado ao fornecimento e à regulação da água (BRAUMAN et al., 2007).

Reconhecida como de importância biológica extrema e muito necessária para a conservação da natureza (DANTAS, 2014), ressalta-se a APA Aldeia-Beberibe que, segundo estudos realizados no seu Plano de Manejo, os quais mostraram muitas ameaças e impactos antropogênicos no território, como a construção da Arena Pernambuco e o plano em curso de construção do Arco Metropolitano que poderá atravessar a APA, sendo foco de intensos debates (CPRH, 2012). Esses são exemplos de perturbações agudas nessa área. Apesar das ameaças, o território ainda conserva alta biodiversidade, incluindo espécies ameaçadas de extinção (CPRH, 2012).

É percebida, assim, a necessidade da realização de estudos que unifiquem informações para a gestão da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica em grandes territórios, tendo em vista que, quanto mais conhecimento se tem sobre a fauna e a flora desse bioma, melhores serão as estratégias elaboradas para conservá-la. A parceria, que ocorre desde 1989, entre a Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), por meio do relatório técnico denominado “Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica” produziu estudos e técnicas usando o sensoriamento remoto a fim de monitorar a supressão da vegetação na área do bioma. O aumento e a diversificação das geotecnologias permitem monitorar e acompanhar a evolução espaço-temporal de determinado local,

observando modificações ambientais como desmatamento, fragmentação e poluição (KRIZEK; ALVES; SANTOS, 2022; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021).

A Revolução Técnico Científica-Informacional proporcionou a evolução das geotecnologias relacionando diferentes métodos de armazenamento, tratamento e análises de informações geográficas. Logo, localizar espaços, compreender a sua organização e mapear diferentes áreas são ampliados devido a essa tecnologia (FERNANDES; CRUZ, 2021). O Sensoriamento Remoto faz parte desse mundo tecnológico, sendo utilizado para gerar imagens da superfície da Terra, diminuindo a necessidade de ir ao local, ou seja, sem contato físico, entre o sensor e o objeto. A resposta obtida é resultado da interação da radiação eletromagnética com os materiais terrestres (MENESES; ALMEIDA, 2012).

O sensoriamento remoto tem se desenvolvido bastante nos últimos anos devido a cada vez mais estarem se criando mecanismos para estudar a terra de uma forma mais rápida (MENESES, 2012). O uso dessa tecnologia é uma excelente ferramenta que permite utilizar imagens de satélites para acompanhar as transformações e a evolução de uma paisagem como a do Bioma Mata Atlântica, por exemplo (BLANCO et al., 2016), fazendo a análise dos solos e observando locais que estão seguindo as leis voltadas para a proteção do meio ambiente (SILVA *et al.*, 2018). Atrair essa ferramenta ao geoprocessamento é essencial para desenvolver estudos sobre a gestão municipal, estadual e federal, devido a permitir monitorar regiões de grande espaço territorial, realizar o mapeamento do uso e ocupação do solo e analisar os componentes presentes nas áreas urbanas (MENESES; ALMEIDA, 2012).

Com base nisso, este estudo teve por objetivo descrever os atributos espaciais de remanescentes de Mata Atlântica em uma paisagem florestal fragmentada, a APA Aldeia-Beberibe, mapear a oferta de serviços ecossistêmicos nos fragmentos e compreender a relação dos atributos espaciais aos serviços ecossistêmicos, de forma a definir áreas-chave de oferta de serviços, vulnerabilidades e benefícios ofertados e prover orientações à gestão da área. A pesquisa testou as seguintes hipóteses: 1) o serviço ecossistêmico “estoque de biomassa acima do solo” (BAS) é função de atributos espaciais das manchas nas paisagens, da qualidade e quantidade de habitats nos fragmentos (diversidade de habitats) e da perturbação externa (usos do solo no entorno das florestas); 2) o serviço ecossistêmico “provisão de água” é função de atributos espaciais das manchas nas paisagens, diversidade de habitats e da perturbação externa.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Serviços Ecossistêmicos em Unidades de Conservação**

Os serviços ecossistêmicos (SEs) são funções desempenhadas pela natureza, que proporcionam benefícios para o ser humano, tais como a sensação de bem-estar, produção de alimentos e controle hídrico (SONTER *et al.*, 2019). Eles estão associados às diversas funções ecológicas que a vegetação pode desempenhar, tais como purificação do ar, fixação de carbono atmosférico, regulação de umidade e temperatura dos solos e proteção contra a erosão (PEREIRA; KUDO; SILVA, 2018). Quando se fala a respeito do seu fornecimento, faz-se referência ao potencial biofísico de um ecossistema na geração de serviços (ARCHIBALD *et al.*, 2021). Os SEs são quantificados englobando a oferta, que corresponde à capacidade de produzir benefícios para o ser humano (FISHER; TURNER; MORLING, 2009) (TALLIS *et al.*, 2011) (YAHDJIAN; SALA; HAVSTAD, 2015) e a demanda, que está relacionada ao grau que a população exige ou depende desse serviço.

A demanda pode ultrapassar a oferta de SEs e quando isso ocorre é importante estimular a capacidade natural de produção, buscar alternativas tecnológicas (VILLAMAGNA; ANGERMEIER; BENNETT, 2013) e repensar as necessidades individuais da população (SCHROTER *et al.*, 2014). A interação entre o fluxo e o fornecimento de serviços ecossistêmicos pode não ser clara (ARCHIBALD *et al.*, 2021). Mesmo assim, os benefícios produzidos pelos SEs são originados da relação entre oferta e demanda (WATSON *et al.*, 2016).

As Unidades de Conservação possuem grande relevância para a obtenção dos SEs (GELDMANN *et al.*, 2019), sendo as áreas protegidas (APs) destacadas para a conservação desses serviços (GASTON *et al.*, 2008). APs são locais bem delimitados, reconhecidas por nações ou organizações relacionadas (instituições ou indivíduos), restringidas pela lei ou outros documentos regulatórios e dispõem de valores naturais, ecológicos ou culturais, que podem ser passados de geração em geração (DUDLEY, 2008). Quando as APs são planejadas e administradas adequadamente, podem conservar a fauna e a flora e gerar serviços ecossistêmicos (HANNAH, 2008; MAXWELL *et al.*, 2020; PIMM; JENKINS; LI, 2018). Tais serviços estão inseridos na natureza e no meio social, segundo Costanza e colaboradores (2014, 2017), interferindo direta e indiretamente na existência do ser humano. Diversos estudos que avaliaram APs, utilizando modelagem de SEs, apontam que os *hotspots* de SEs são comumente encontrados nos limites dessas áreas (CASTRO *et al.*, 2015; RAMEL *et al.*, 2020; XIANG *et al.*, 2020).

A Mata Atlântica possui 1225 APs, chamadas no país Unidades de Conservação (UCs), que são primordiais elementos para a conservação dos remanescentes do bioma (JOLY *et al.*, 2019). A distribuição dos SEs nesse bioma aponta que os serviços de regulação, como controle

hídrico e estoque de carbono, estão centralizados nas APs (JENKINS et al., 2015; JOLY *et al.*, 2019).

As vontades e as preferências humanas influenciam a forma de usar, experimentar e usufruir dos serviços ecossistêmicos, o que interfere na sua conservação para os futuros habitantes da Terra (WOLFF; SCHULP; VERBURG, 2015). Com a destruição dos ecossistemas, principalmente os florestais, e junto com o aumento do número de habitantes no mundo, a geração dos serviços ecossistêmicos diminui. Esses dois fatores são os maiores responsáveis pelas alterações nos SEs (MEA, 2005; COSTANZA *et al.*, 1998; GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; COSTANZA, 2016). Além disso, o manuseio da terra e as decisões sobre seu controle são influenciadas pelo ser humano, sendo a forma de uso da terra resultado das mudanças que ocorrem no setor agrícola e no mercado imobiliário (BROWN *et al.*, 2013). Em regiões periurbanas e agrícolas, essas alterações são mais evidenciadas devido às demandas diversas, incluindo os Serviços Ecossistêmicos (WILLEMEN *et al.*, 2010; HOLMES, 2006; ZASADA, 2011; MANDER; HELMING; WIGGERING, 2007).

Mesmo com a destruição histórica da Mata Atlântica, o bioma continua relevante na produção dos SEs, sendo diversas vezes responsável pela produção de alimentos, carbono, água e serviços culturais (SCARANO; CEOTTO, 2015; REZENDE *et al.*, 2018). Além de a Mata Atlântica ser um *hotspot* de biodiversidade mundial, também é um *hotspot* de Serviços Ecossistêmicos produzidos para o mundo (SCARANO; CEOTTO, 2015; REZENDE *et al.*, 2018). Nesse bioma, a poluição afetará ainda mais os rios e o ar, provocando doenças que comprometerão a saúde da população e a economia (INSTITUTO SAÚDE E SUSTENTABILIDADE, 2018; INSTITUTO TRATA BRASIL, 2018). Junto a isso, haverá o aumento das mudanças climáticas e da quantidade de espécies invasoras, que comprometerão o fornecimento dos SEs (LYRA *et al.*, 2017).

A Avaliação do Ecossistema do Milênio (MEA) relatou a grande necessidade de englobar os Serviços Ecossistêmicos nas tomadas de decisões para o bem-estar da população (MEA, 2005). A definição dos SEs vem sendo bastante aplicada em pesquisas científicas (JAX *et al.*, 2018) e a quantidade de estudos produzidos relacionados a essa temática aumentou significativamente nos últimos dez anos no Brasil. Apesar disso, apenas 2,4% desses estudos fazem referência ao bem-estar do ser humano (PIRES *et al.*, 2018). Incluí-los apoia a conservação da natureza, pois os SEs geram uma justificativa a mais para o manejo e a conservação de forma adequada dos ecossistemas, assim como também suporte financeiro para essas duas atividades (GOLDMAN, 2008; MEA, 2005). Os SEs têm a capacidade de influenciar as decisões do Governo em prol da preservação de determinadas áreas (JAMES,

2019) e por isso englobá-los em leis e políticas é uma maneira crucial de garanti-los (RUHL, 2015; BELL-JAMES, 2019). Essa é uma forma de pôr em prática a definição de SEs, tendo em vista que eles se fazem presentes nos ecossistemas e podem auxiliar na resolução de problemas existentes na sociedade (POTSCHIN-YOUNG et al., 2018).

Cada vez mais, órgãos públicos, agências ambientais e organizações internacionais têm inserido o conceito de Serviços Ecossistêmicos para obter o gerenciamento ecológico dos recursos naturais e da biodiversidade para, então, alcançar a geração de SEs de longo prazo (BURKHARD *et al.*, 2013). A gestão dos SEs é difícil e adicionar observações específicas para a prestação desses serviços, a exemplo de gestão de abastecimento e fluxo, em políticas e leis pode ser desafiador (RUHL, 2015). Em situações que a relação entre a oferta de serviços ecossistêmicos e biodiversidade é positiva, ainda assim não existe garantia de ampliação de benefícios para a população em decorrência do fluxo restrito ou incerto de serviços ecossistêmicos (WATSON et al., 2019).

## **2.2. Fragmentação de habitats**

Nas últimas décadas, ecólogos e conservacionistas têm concentrado seus esforços de pesquisa no tema fragmentação de habitats (FARDILA *et al.*, 2017). Isso porque os ecossistemas vêm sendo perturbados devido ao ritmo acelerado da sociedade atual e a forma como o território tem sido ocupado e utilizado, dependendo em grande parte da supressão da vegetação (SOUZA; REIS, 2021). A Mata Atlântica é caracterizada por sofrer fortemente com a fragmentação, pois a maior parte desse bioma é destruído para dar lugar à agricultura, criação de gado e à construção de cidades (AMORIM; SOUSA; PIROLI, 2021).

A fragmentação é a separação do habitat em áreas de tamanho reduzidos e isolados formando fragmentos de diferentes dimensões e que são utilizados e ocupados de diversas maneiras (TABARELLI; GASCON, 2005; GIULIO; HOLDEREGGER; TOBIAS, 2009; CÓRDOVA-LEPE *et al.*, 2018). É o processo que converte gradualmente áreas grandes em menores, sendo separadas por locais voltados para a agricultura, fábricas e construções urbanas, sendo esse cenário uma tendência mundial (ELIAS et al., 2018), que provoca alterações na fauna e na flora e também na função da natureza (TUFF; TUFF; DAVIES, 2016). Além disso, põe em risco a vida das espécies, ocasionando a perda de conectividade entre os fragmentos, destruição dos habitats e efeito de borda (CÓRDOVA-LEPE et al., 2018).

O aumento de pessoas nas cidades, que comumente ocorre sem um planejamento, também contribui para a supressão das florestas, especialmente em regiões com alta densidade

demográfica e assentamentos informais (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Remanescentes florestais de menor dimensão são mais sensíveis a perder a área central (FERNANDES *et al.*, 2017) e a conectividade com outras áreas, que garante a circulação das espécies entre fragmentos. É por esse motivo que fragmentos menores necessitam de mais atenção, visto que podem ser transformados em locais destinados a outros usos, se não forem estabelecidas políticas de conservação e manejo para a manutenção da conexão com fragmentos de maiores tamanhos (BRAGA *et al.*, 2018). No entanto, quando a fragmentação do local é maior, a heterogeneidade da paisagem também será maior, ocasionando, conseqüentemente, o crescimento de perturbações nessa região (SILVA; MELO, 2014). Fragmentos que apresentam maiores dimensões são os que possuem maiores núcleos e também os que dispõem de condições adequadas à sobrevivência da biodiversidade (FERNANDES; FERNANDES, 2017).

Dessa forma, pode-se dizer que a dimensão pode compensar a forma do fragmento, mas remanescentes de mesma extensão possuem a possibilidade de serem bem diferentes quanto à área central (RUSCA *et al.*, 2017). Devido a esse motivo, outras variáveis também precisam ser estudadas para analisar bem a condição dos fragmentos, sendo a dimensão das bordas uma dessas variáveis (AMORIM; SOUSA; PIROLI, 2021). A borda é consequência do processo da fragmentação que ocorre na paisagem no decorrer dos anos (SILVA *et al.*, 2015) e deve ser considerada nas ações de planejamento da gestão dos ecossistemas, uma vez que apresenta contato direto com a vizinhança. Quanto mais bordas, maior será a exposição dos fragmentos à ação humana (REIS; NISHYAMA, 2017).

Os serviços ecossistêmicos, grande parte, são afetados pela cobertura, heterogeneidade e organização espacial das paisagens. O efeito de borda, por exemplo, tem a possibilidade de isolar habitats (MELITO; METZGER; OLIVEIRA, 2017) e interferir no controle de pragas (LIBRÁN-EMBED; COSTER; METZGER, 2017). Perturbações que afetam os seres vivos e o espaço têm a possibilidade de criar um mosaico de manchas de habitats e afetar a distribuição espacial das espécies, o que está relacionado com a intensidade, repetição e a dimensão das manchas que foram impactadas (MCKENZIE, 2020). As consequências da formação de remanescentes florestais são alteração da qualidade de água (QIU *et al.*, 2023), da distribuição da biomassa (RODRÍGUEZ-ALARCÓN *et al.*, 2018) e modificações na composição da fauna e da flora influenciando na estrutura e função dos ecossistemas (LIU *et al.*, 2018).

Logo, é de suma importância a elaboração de pesquisas voltadas à fragmentação de habitats, para entender melhor as relações espaciais entre os remanescentes, possibilitando a criação de modelos de conservação e subsídio à conexão de manchas (THIAGO; MALHÃES; SANTOS, 2020). É por meio da Ecologia de paisagem que essas análises podem ser feitas no

intuito de garantir a estrutura e os processos que ocorrem na natureza (SILVA; MOREAU; DALTRO, 2020). As métricas da Ecologia de paisagem auxiliam no entendimento sobre como a fragmentação interfere na biodiversidade (AMORIM; SOUSA; PIROLI, 2021). Padrão, conectividade e fragmentação são assuntos importantíssimos para a realização de estudos quantitativos da paisagem (VOGT; RIITTERS, 2017).

### 2.3. Ecologia da Paisagem

A Ecologia da Paisagem é a área da ciência ecológica que analisa o espaço de um determinado local e as interações físicas e biológicas que se fazem presentes (FORMAN; GORDON, 1986). Estuda a estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas, que são ocupadas de diversas maneiras. As métricas de paisagem possibilitam a quantificação dos padrões espaciais e contribuem para a determinação das interações espaciais e processos funcionais (FORMAN; GORDON, 1986). As métricas são descritores que fornecem desde informações quantitativas até dados sobre a composição estrutural e configuração espacial (YU et al., 2019). São exemplos de métricas de paisagem: porcentagem da paisagem (PLAND), número de manchas (NP), tamanho médio de manchas (MPS), índice médio de forma de manchas (MSI) e distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN). Contudo, métricas de subdivisão, como é o caso do índice de divisão (SPLIT) e divisão da paisagem (DIVISION), são constantemente aplicadas para estipular o grau de fragmentação espacial (SERTEL *et al.*, 2018).

As métricas de áreas são a base do estudo da paisagem, como exemplo da área de classe (CA) e área total (TLA). Já as métricas de densidade, tamanho e variabilidade fornecem dados descritivos sobre a configuração da paisagem. As métricas de forma auxiliam no estudo da vulnerabilidade dos fragmentos e da interação entre eles (BRAGA *et al.*, 2018). Métricas são bastante relevantes devido a possibilitarem a quantificação da estrutura e auxiliarem cientificamente evidenciando as condições da paisagem, principalmente o de remanescentes florestais (FERNANDES; FERNANDES, 2017). A adoção de tais descritores para o estudo de fragmentação da paisagem permite fornecer informações sobre a descrição e a quantificação de padrões espaciais de fragmentos, levando em consideração a área, densidade, tamanho, variabilidade, borda e a forma. Quando métricas são aplicadas em conjunto com a legislação ambiental, colaboram com a gestão da conservação (PIROVANI *et al.*, 2014).

A paisagem é definida como um mosaico heterogêneo composto por unidades interativas (FORMAN; GODRON, 1986), em que a sua heterogeneidade é analisada por meio das métricas

de paisagem (YUA *et al.*, 2019). Na Ecologia de paisagem, que enfatiza a abordagem geográfica, o mosaico heterogêneo é visualizado pelo ser humano baseado em seus desejos, necessidades e na forma como pensa em ocupar uma determinada área. Devido à forma de ocupação dos territórios, esse campo de estudo inclui escalas espaciais e temporais. Para a abordagem ecológica, um grupo de habitats que podem ou não ser propícios para a biodiversidade é o que forma o mosaico. A paisagem é analisada baseada nessa biodiversidade, em que a escala espaço-temporal estudada não necessariamente é ampla como na abordagem geográfica, porque nesse caso a escala depende da percepção e da ação dos seres vivos em estudo (METZGER, 2001).

As ações antrópicas vêm provocando um aumento do uso e da ocupação de territórios e levando a alterações na dinâmica e na estrutura das paisagens. Os remanescentes florestais, que abrangiam grandes áreas, foram sendo transformados em fragmentos (PIRES *et al.*, 2016). Um dos exemplos de biomas que tem sofrido bastante com essas modificações e fragmentação é a Mata Atlântica, no qual se encontram muitos fragmentos de tamanhos pequenos e espaçados (METZGER, 2009). Os principais fatores atribuídos à intensa destruição da Mata Atlântica é a monocultura de cana-de-açúcar e outras atividades agrícolas. Diante desse cenário, a utilização do geoprocessamento é uma ferramenta primordial para realizar o monitoramento de paisagens, auxiliando no estudo das transformações que ocorrem em escala espaço-temporal (SANTOS *et al.*, 2017).

O gerenciamento sobre a composição da paisagem, configuração, a forma em que é ocupada e utilizada pode melhorar a produção dos serviços ecossistêmicos (SPAKE *et al.*, 2019). Por conseguinte, ao pensar em planejar uma paisagem, é necessário incluir mecanismos de proteção à fauna e à flora e que gerem benefícios (ADAMS; PRESSEY; ÁLVAREZ-ROMERO, 2016; WHITEHEAD *et al.*, 2014). Para isso, é preciso conservar a biodiversidade junto com o fornecimento de SEs e também com as propriedades ambientais e socioeconômicas (VAZ *et al.*, 2021). A compreensão a respeito dos SEs, ecologia da paisagem e governança ambiental ainda é insuficiente para alcançar uma boa gestão ambiental da paisagem (METZGER, 2020).

#### **2.4. Geotecnologias**

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) é uma ferramenta que permite a integrar, armazenar e realizar análises espaciais de dados digitais georreferenciados, sendo uma das geotecnologias mais usadas na atualidade (BARROS, 2018; CHURCH, 2002). Instrumentos



para geoprocessamento como o Sistema de Informação Geográfica (SIG) contribuem para a produção de estudos mais complexos quando englobam referências distintas e são criados bancos de dados georreferenciados (CARVALHO; CARVALHO, 2012). As geotecnologias também auxiliam na fiscalização e na criação de políticas públicas em prol da conservação da natureza (SANTOS *et al.*, 2017). O estudo espacial alinhado a políticas públicas ambientais é primordial para a criação de estratégias para conservação e interação de agentes ecológicos (BRAGA *et al.*, 2018). Os benefícios de utilizar informações de satélites, que possuem distintas resoluções espaciais, têm sido pesquisados em diferentes estudos de cobertura do solo, como é o caso das pesquisas de Immitzer *et al.* (2018) e Kumar *et al.* (2017).

O sensoriamento remoto, SR, é uma tecnologia que desempenha papel fundamental no monitoramento da vegetação, pois possibilita a produção de pesquisas sobre a natureza dos objetos sem necessidade de contato direto. Quando integradas ao SIG, essas informações podem ser sistematizadas para estudar o espaço geográfico de maneira rápida e precisa. Um exemplo de aplicação do sensoriamento remoto é no processamento do Índice de Diferença Normalizada de Vegetação em estudos que abordam a classificação e a supervisão da vegetação. Essa aplicação do SR demonstra uma notável eficiência como ferramenta para o controle ambiental. Embora as imagens de satélite apresentem limitações em relação à compreensão completa de fenômenos ambientais, o monitoramento sistemático desempenha um papel fundamental ao fornecer informações essenciais para subsidiar estratégias de gestão, uso e ocupação do solo e para a proteção de remanescentes de vegetação nativa (LOGE; FONSECA; SILVEIRA, 2023; MORENO *et al.*, 2020; RIBEIRINHA *et al.*, 2021).

O MapBiomas é um projeto que atualiza todo ano um mapeamento referente ao uso do solo, cobertura, monitoramento de corpos hídricos e cicatrizes de fogo. Ademais, também produz e valida relatórios, no que diz respeito ao desmatamento do Brasil, fazendo uso do sensoriamento remoto para gerar informações e produzir mapas anuais da cobertura de terra em todos os biomas existentes no Brasil, usando computação em nuvem, com o objetivo de entender o processo de uso e de ocupação do solo, assim como, também, retirar dúvidas sobre as estimativas de emissões de gases de efeito estufa (MAPBIOMAS, 2021). É uma iniciativa multi-institucional, criada no ano de 2015, englobando universidades, ONGs e empresas de tecnologia, visando à confecção de mapas de uso e de ocupação do solo, em que adota um método eficiente de monitoramento das transformações ocorrentes em todo o Brasil (LEITE; DIÓGENES, 2022). É uma rede colaborativa aberta que pode ser utilizada em outros países e em diversos contextos. Cada instituição parceira do MapBiomas é encarregada por diferentes biomas, propondo soluções para cada um deles e o seu processamento de dados é feito de forma

automática em cooperação com o *Google Earth Engine* (MAPBIOMAS, 2023). A metodologia adotada pelo projeto envolve a produção de mapas, todo ano, através do uso de imagens advindas do satélite *Landsat*, processando pixel por pixel, e os produtos gerados são divididos atualmente em sete coleções, das quais esta última inclui 27 classes de legendas cobrindo o período de 1985 a 2021 (MAPBIOMAS, 2023).

Somente agora, desde a ocupação da Mata Atlântica, é que existem dados robustos de uso e de cobertura da terra desse bioma, mostrando que, em 1985, a pastagem, mata nativa e agricultura eram as principais ocupações desse bioma, permanecendo assim, até os dias atuais, esses mesmos usos do solo (MAPBIOMAS, 2023; REZENDE *et al.*, 2018). O estudo espacial das transformações ocorridas em toda vegetação pertencente à Mata Atlântica só foi possível, pela primeira vez, em decorrência do projeto MapBiomias (MAPBIOMAS, 2023). Ele utiliza o sistema UTM, calcula o valor métrico do pixel central e da área que se quer estudar, sendo todos os pixels calculados nesta área e multiplicados pelo valor de referência do pixel central (SOUSA JUNIOR *et al.*, 2020).

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Caracterização da área de estudo**

A pesquisa ocorreu na Área de Proteção Ambiental (APA) Aldeia-Beberibe, uma Unidade de Conservação estadual de Uso Sustentável, localizada no Estado de Pernambuco, Brasil. Esta APA foi criada pelo Decreto nº 34.692/2010, com objetivos de promover o desenvolvimento sustentável, proteger as espécies raras ameaçadas de extinção, proteger os mananciais hídricos, incentivar a restauração florestal, e promover a melhoria da qualidade de vida da população local (PERNAMBUCO, 2010). Abrange 31.634 ha e está situada no noroeste da Região Metropolitana do Recife, nos municípios de Abreu e Lima (69,02%), Araçoiaba (28,71%), Camaragibe (46,69%), Igarassu (22,78%), Recife (23,31%), Paulista (22,24%), Paudalho (10,18%), São Lourenço da Mata (2,51%) (CPRH, 2021) (Figura 1). Está situada na porção leste do Estado de Pernambuco, com maior precipitação, chegando a ultrapassar 2.000 mm de chuva por ano (CPRH, 2012), sendo de março até agosto os meses que mais chovem (BARROS *et al.*, 1994). A temperatura média mensal não passa de 27°C no período quente e de 23°C no mês mais frio. O clima é o principal fator que influencia na vegetação presente na APA, assim como, também, provoca muitas erosões. Muitas rodovias que servem de entrada para essa região, como a PE-041, que está localizada no começo da BR-101 norte, a BR-101

na porção leste até a PE-018, PE-018 até a PE-027, que é a Estrada de Aldeia.

Na região, há registro de 48 espécies de briófitas, 34 pteridófitas e 642 angiospermas (CPRH, 2012). Das plantas existentes, aproximadamente 5% são exóticas, podendo esse número ser ainda maior devido à existência de sítios e fazendas onde são cultivadas espécies exóticas. Na APA, há registro de 295 espécies de aves (CPRH, 2012), das quais 25 apresentam algum grau de risco de extinção (MMA, 2003). A respeito dos mamíferos não voadores, há em torno de 48 espécies (CPRH, 2012).

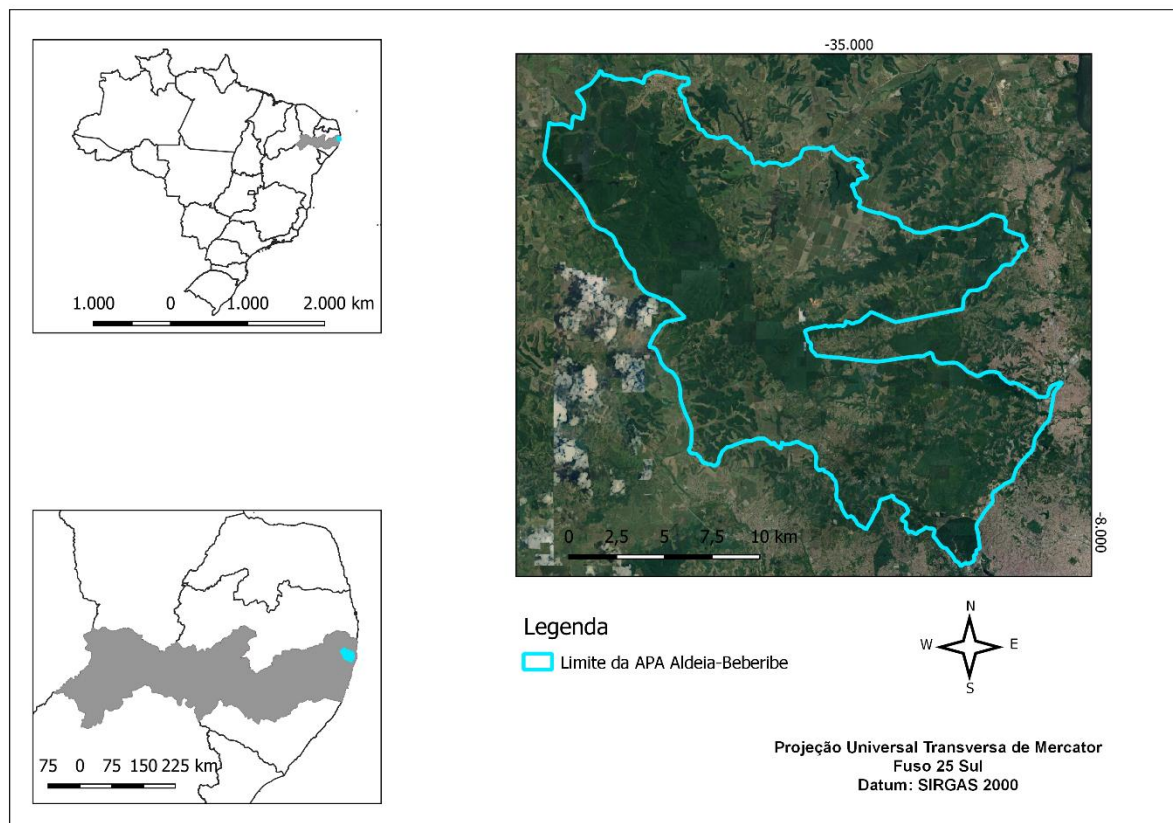


Figura 1. Mapa da área de estudo, APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

Na ocasião da sua criação, registraram-se aproximadamente 220 fragmentos de Mata Atlântica, que mantêm alta biodiversidade terrestre e aquática na APA Aldeia-Beberibe, em que mais de 18.000 hectares são de Mata Atlântica (DANTAS; LEÃO, 2008). Entre os fragmentos, cinco são Unidades de Conservação de Proteção Integral: Estação Ecológica de Caetés (157 hectares), Parque Estadual de Dois Irmãos (1.158 hectares), Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (273,40 hectares), Refúgio de Vida Silvestre Mata de Quizanga (228,56 hectares) e Refúgio de Vida Silvestre Mata da Usina São José (323,30 hectares). Nessas áreas, existem muitas espécies dispersoras, como aves, morcegos e mamíferos de pequeno

porte, e muitos rios pequenos divididos em pequenas bacias que são alimentadas pelos aquíferos Beberibe e Barreiros (CPRH, 2012).

### 3.2. Coleta de dados

#### 3.2.1 Montagem da base espacial

Inicialmente, foi usado o mapeamento já processado da paisagem da APA Aldeia Beberibe, que inclui dados digitais do satélite Landsat 7 ETM (08/2021) e SENTINEL – 2A MSI (06/2020), com resolução de 30 metros e planos de informação contendo: fragmentos florestais vetorizados, uso e ocupação do solo, declividade, nascentes e hidrografia, disponibilizados pela gestão da APA (CPRH) e integrados em um SIG (Sistemas de Informação Geográfica), utilizando os *softwares* QGIS versão 3.22.6 e o ArcGIS versão 10.3. Na execução desta etapa, o projeto contou com a parceria com a Tese de Doutorado: “Trajetória da conectividade florestal em uma paisagem de Floresta Atlântica: da dinâmica sucessional ao futuro planejado”, desenvolvido na APA.

Em seguida, foram obtidos os atributos espaciais dos fragmentos florestais a partir do SIG (número, área, índice de forma, vizinho mais próximo), calculada a diversidade de habitats (heterogeneidade de habitats) nos fragmentos e a perturbação externa (usos do solo no entorno) das florestas, como descritos abaixo na figura 2.

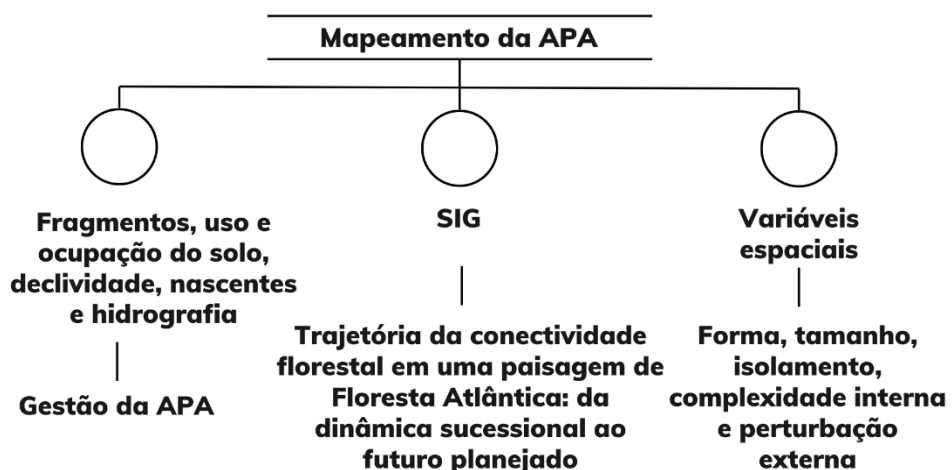


Figura 2. Esquema da montagem da base espacial utilizada no mapeamento e análise da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

#### 3.2.2 Análise dos fragmentos

O SIG possibilita armazenar, gerenciar, manipular e analisar informações georreferenciadas por meio do estudo espacial e estatístico espacial. A partir desse Sistema de Informações Geográficas, preparado no *software* QGIS versão 3.22.6, foram obtidas as áreas dos remanescentes na tabela de atributos dos arquivos vetoriais. Posteriormente, os fragmentos foram classificados em diferentes classes de tamanho sendo esta a medida da área, em hectares: fragmentos pequenos (<30 ha), médios (30-200 ha) e grandes (>200 ha), conforme descrito em TRINDADE *et al.* (2008).

Para obtenção do índice de forma (IF), seguiu-se a razão do perímetro pela raiz quadrada da área  $IF = P/(2\sqrt{(\pi A)})$  em que P é o perímetro do fragmento em metros e A é a área do fragmento (em m<sup>2</sup>), assumindo o valor de 1,0 para áreas perfeitamente circulares, aumentando à medida em que a forma se torna mais complexa ou irregular (MOREIRA; CESCNETTO, 2022).

$$IF = \frac{P}{2\sqrt{(\pi A)}}$$

Em que: P é o perímetro do fragmento em metros; A é a área do fragmento (em m<sup>2</sup>).

Para o grau de isolamento, foi usada a métrica “vizinho mais próximo” (MNN), utilizando a menor distância euclidiana a outro fragmento florestal, calculada por meio da ferramenta desenvolvida por Lang e Tiede (2014) *V-Late (Vector-based Landscape Analysis Tools)*, uma extensão do ArcGIS 10.3, que auxilia a descrever a estrutura da paisagem. Foi considerada a seguinte classificação para distâncias dos vizinhos mais próximos: 60 m para baixo, 120 m para isolamento médio, 200 m para alto e > 200 m isolamento muito alto todos, conforme descrito em ALMEIDA (2008).

A diversidade de habitats de cada fragmento, foi medida na forma de um índice de diversidade de habitats (inverso de Simpson ou 1/D, sendo  $D = \sum^n pi^2$ ), e  $pi$  = abundância relativa de cada habitats existentes no fragmento), considerando as combinações das variáveis: áreas de borda (< 50m da margem do fragmento) e interior (> 50m da margem do fragmento); áreas ripárias até 30 m de cada lado de cursos d’água e 50 m de nascentes mapeadas no plano de manejo da APA Aldeia-Beberibe (CPRH, 2012) e não ripárias. Para definição das áreas de borda, *buffers* de 50 m foram criados a partir do limite do fragmento em direção ao interior florestal. Áreas além desses limites foram classificadas como interior (Figura 3).

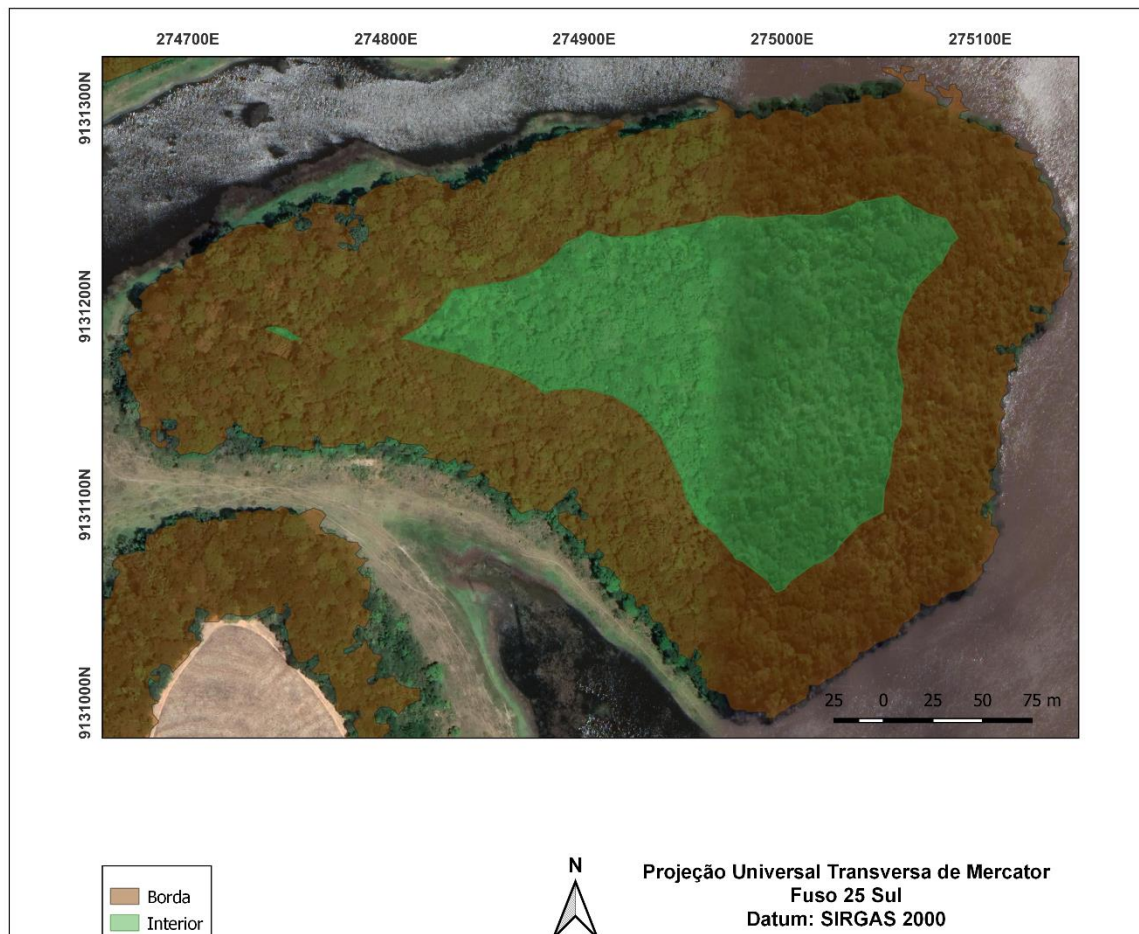


Figura 3. Demonstrativo do buffer utilizado para definição das áreas de borda e interior dos fragmentos localizados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco. Fonte da imagem: Google Earth.

A escolha da largura de 50 m como borda foi baseada no critério de que a maioria dos estudos demonstram que os efeitos de borda desaparecem nos primeiros 50 metros de floresta (MURCIA, 1995; SILVA *et al.*, 2008; GOMES *et al.*, 2009). Já para definição das áreas ripárias e não ripárias, foram feitos *buffers* de 30 m (Figura 4), para quantificar a influência ripária, segundo metodologia descrita em Lins e Silva (2010).

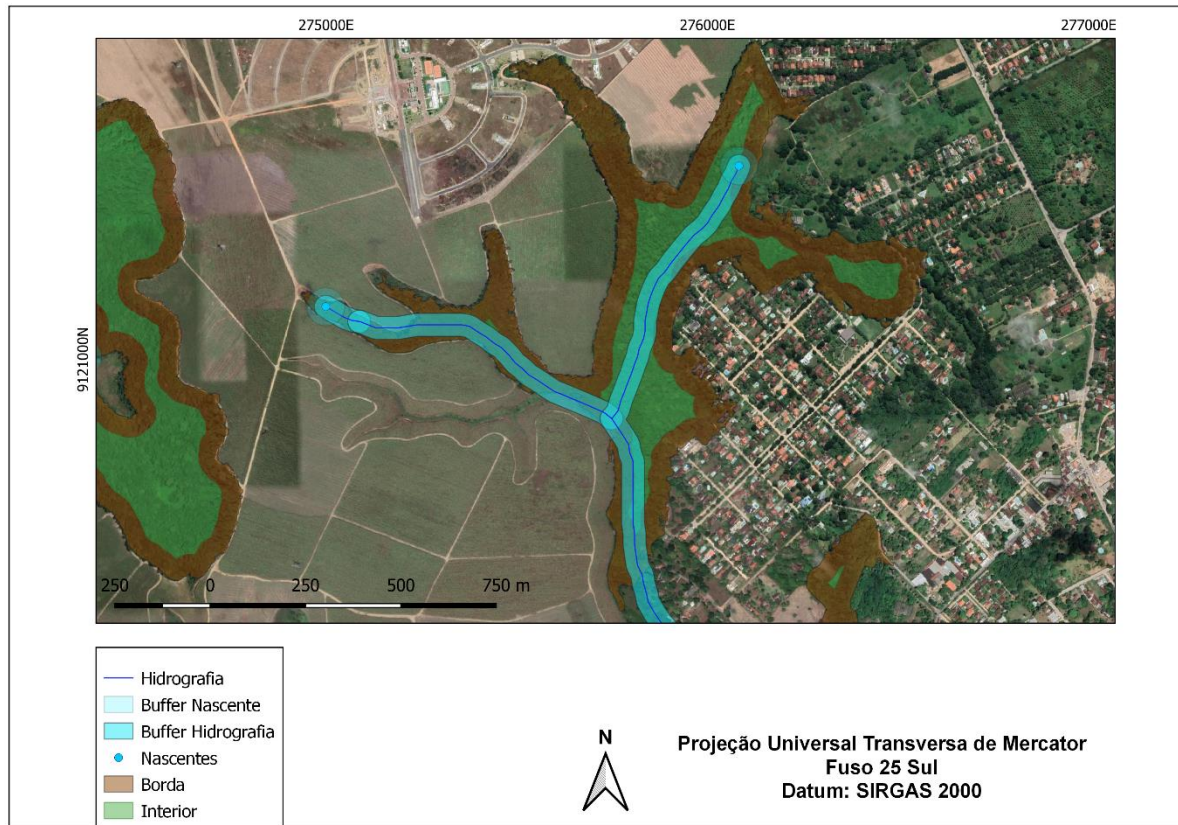


Figura 4. Demonstrativo do buffer utilizado para definição das áreas ripárias dos fragmentos presentes na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco. Fonte da imagem: Google Earth.

Por meio da combinação dos habitats possíveis, definiu-se um total de quatro tipos de habitats nos fragmentos florestais estudados (Quadro 1).

Quadro 1. Tipos de habitats encontrados na APA Aldeia-Beberibe, em Pernambuco, usados para cálculo da diversidade de habitats

<b>Influência da borda</b>	<b>Presença de água</b>	<b>Tipos de habitat</b>
<b>Borda</b>	Ripária	Borda ripária
	Não ripária	Borda não ripária
<b>Interior</b>	Ripária	Interior ripário
	Não ripária	Interior não ripário

Fonte: Lins e Silva (2010).

### 3.2.3 Análise do regime de perturbação externa

Inicialmente, foi testado um buffer de 500 metros, sendo descartado, devido à dimensão abranger territórios que ultrapassavam significativamente as áreas dos fragmentos, as quais

levavam muita sobreposição. Para cálculo da perturbação externa, foi considerado, para cada fragmento, um *buffer* de 300 m a partir dos limites da mancha, baseado no critério de que eles necessitariam ter um tamanho suficiente para englobar os diversos usos do solo, minimizando sobreposição com outros fragmentos vizinhos, dentro do qual foram calculadas as áreas ocupadas pelos distintos usos do solo no entorno das florestas. Os usos foram mapeados nas mesmas classes e polígonos, utilizados no plano de manejo da APA Aldeia-Beberibe, que envolvem: Assentamento populacional Rural e Urbano, Vegetação densa, Capoeira, Granjas/Chácaras, Solo exposto, Quadras, Cana-de-açúcar, Pastagem, Corpos d'água, Bambu, Indústrias e Termoelétrica (CPRH, 2012). Entretanto, as classes foram simplificadas com fusão das quadras com o urbano, o assentamento populacional passou a ser rural e a termoelétrica passou a pertencer à classe de indústria, conforme descrito abaixo (CPRH, 2012).

- **Assentamento populacional rural:** essa classe é considerada um conjunto de unidades agrícolas instaladas pelo INCRA, onde existia um imóvel rural sem função social. O agricultor recebe créditos iniciais para investir em sua propriedade e crédito de habitação para construir a casa;
- **Bambu:** espécie da família das gramíneas, sendo uma área plantada com fins comerciais;
- **Cana:** plantio comercial localizado nas Usinas São José e Petribu, para produção de etanol e açúcar e para alimentar os animais possuindo manejo intenso;
- **Capoeira:** representa a floresta secundária jovem;
- **Corpos d'água:** são representados pelos rios, reservatórios e lagos existentes na APA;
- **Granjas e chácaras:** são áreas formadas por condomínios, casas e demais moradias existentes que se encontram localizadas em uma parte da zona de amortecimento da ESEC Caetés e na área de fragilidade ambiental, abrangendo municípios como Araçoiaba, Igarassu, Recife, Camaragibe, Paudalho e Abreu e Lima;
- **Indústrias:** representam as fábricas, usinas e termoelétricas presentes na APA;
- **Pastagem:** são áreas formadas por gramíneas utilizadas para a alimentação do gado, arbustos e árvores dispersas, podendo conter arbustos e árvores dispersas;
- **Urbano:** está associado a loteamentos, lotes ocupados com construções e terrenos vazios que possuem probabilidade de serem urbanizados, com logradouros e calçamento;
- **Solo exposto:** local onde a vegetação foi totalmente retirada, abrange também estradas,



área de erosão e que possuem probabilidade de serem futuramente ocupadas;

- **Vegetação densa:** representam um conjunto de árvores com dossel fechado localizadas em diferentes áreas da APA, sendo entrecortadas por rios e várias nascentes.

Foi preparada uma matriz com pesos para os usos de acordo com o grau de perturbação que causam a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Tabela 1), mediante consulta à literatura pertinente que descreve os impactos causados por cada uso (ABADIAS; FONSECA; BARBOSA, 2020; PEREIRA *et al.*, 2020; SALOMÃO *et al.*, 2012; JESUS *et al.*, 2015; CHAVES, 2017; JESUS *et al.*, 2021; BARROS *et al.*, 2021).

Tabela 1. Matriz com pesos para os usos do solo externos aos fragmentos, de acordo com o grau de perturbação que causam à biodiversidade e serviços ecossistêmicos na APA Aldeia Beberibe, Pernambuco, Brasil

<b>Perturbação</b>	<b>Peso</b>	<b>Impacto</b>
<b>Assentamento populacional rural</b>	3	Diminui a biodiversidade, possibilidade de uso impróprio da água para irrigação contendo agroquímicos, poluição da água, água contaminada chegando ao lençol freático, contaminação de pessoas. Pode causar modificação da composição do solo, degradação rápida do solo pelo uso do fogo, perda de matéria orgânica.
<b>Vegetação densa</b>	0	Não causa impacto negativo.
<b>Capoeira</b>	0	Não causa impacto negativo.
<b>Granjas/Chácaras</b>	3	Pode ocasionar mudança no ciclo hidrológico, diminui a biodiversidade, pode causar poluição das águas.
<b>Solo exposto</b>	1	Intensa exposição solar, perda de matéria orgânica, modificação na composição do solo, risco de erosão.
<b>Urbano</b>	3	Pode ocasionar mudança no ciclo hidrológico, diminui a biodiversidade, poluição das águas e sonora.
<b>Cana-de-açúcar</b>	2	Usa fertilizantes, utiliza máquinas para otimizar o plantio, diminui a biodiversidade, leva ao acúmulo de compostos indesejáveis no solo e metais pesados, pode contaminar o solo e lençol freático, suscetível ao surgimento de espécies invasoras ao ecossistema.
<b>Pastagem</b>	1	Intensa exposição solar, perda de biodiversidade local; a depender da prática de manejo pode ocorrer acúmulo de biomassa e carbono; dependendo do sistema agrícola adotado e com o manejo realizado, pode haver pouca ou muita emissão de CH <sub>4</sub> , suscetível ao surgimento de espécies

		invasoras ao ecossistema.
<b>Corpos d'água</b>	0	Não causa impacto negativo.
<b>Bambu</b>	2	O solo costuma ser adubado com formicida, é uma espécie exótica invasora, diminui a biodiversidade, prevalece o sistema de irrigação que pode deteriorar o solo causando erosão e redução do ar, suscetível ao surgimento de espécies invasoras ao ecossistema.
<b>Indústrias</b>	4	Geram toneladas de resíduos que podem ser descartados de maneira incorreta, risco potencial de poluição do ar, da água e sonora, risco de acidentes com produtos químicos, contaminação de lençóis freáticos, perda da biodiversidade.

A partir da abundância relativa dos diferentes usos e seus pesos, um índice de perturbação externa foi proposto e calculado, a partir da média ponderada dos usos em cada *buffer*. O peso 0 foi atribuído para usos do solo que não causam impacto negativo, aumentando à medida em que o impacto aumenta, até o valor 4. As áreas ocupadas por cada uso do solo no entorno de cada fragmento foram multiplicadas pelo peso correspondente e, em seguida, somadas e o resultado dividido pela área total do *buffer*. O resultado dessa divisão poderia variar entre 0 e 4, em que valores maiores que 2 indicam maior grau de impacto externo e menores que 2 apontam baixo impacto (Equação 1).

$$\text{Índice de perturbação externa} = \frac{\sum_1^i (A_u * P_u)}{A_B} \quad \text{Equação 1}$$

**Onde:**  $A_u$  = Área de cada uso no *buffer*

$P_u$  = Peso de cada uso no *buffer*

$A_B$  = Área total do *buffer*

### 3.2.4 Serviços ecossistêmicos

Para obtenção dos dados de serviços ecossistêmicos, foi usado o plano de informação de recursos hídricos na APA, disponibilizado pela CPRH/SEMAS e Agência CONDEPE-FIDEM. Foi considerada a extensão de riachos (em metros), número de nascentes e áreas ripárias mapeadas (hectares), como medidas do serviço ecossistêmico hídrico presentes em cada fragmento.

Para estimativa de estoque de biomassa, foram usados levantamentos com estimativas de estoques realizados em diferentes habitats na paisagem estudada (FONSÊCA, 2021).

A partir do cálculo das áreas dos diferentes habitats em cada fragmento, a estimativa de biomassa acima do solo foi obtida pela multiplicação da área (em hectares) do habitat pela biomassa estimada para cada habitat (em Mg ha<sup>-1</sup>) (Equação 2). A soma dos estoques em todos os habitats permitiu estimar o estoque (em Mg) por fragmento (Tabela 2).

$$\text{Total da BAS no fragmento} = \sum_1^i (A_H * BAS_u) \quad \text{Equação 2}$$

**Onde:** A<sub>H</sub> = Área em hectare de cada habitat.

BAS<sub>H</sub> = Biomassa estocada acima do solo em cada habitat (Mg.ha<sup>-1</sup>).

Tabela 2. Estimativa de estoque de biomassa em diferentes habitats (FONSÊCA, 2021), utilizados no estudo dos fragmentos florestais na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

Habitats	Mg.ha <sup>-1</sup>
Borda ripária	402,77
Borda não-ripária	344,66
Ripário interior	462,28
Não ripário interior	310,17

### 3.3. Análise de dados

Como resultado, todos os fragmentos foram ordenados em uma lista, com seus atributos espaciais (três variáveis: tamanho, isolamento, forma), diversidade de habitats (uma variável, índice de diversidade de habitats), perturbação externa (uma variável, índice de perturbação), em um total de cinco atributos para cada fragmento.

Os dados combinados permitiram gerar um modelo integrando as variáveis, de forma a avaliar o percentual explicativo das variáveis espaciais de complexidade, perturbação nos serviços ecossistêmicos, como proposto por Roy e Tomar (2000). Inicialmente, foi realizada uma análise de correlação entre todas as variáveis, observando-se as correlações e simplificando o modelo, retirando variáveis com correlação acima de 0,90.

Inicialmente, realizamos uma análise exploratória dos dados, com o objetivo de identificar possíveis vieses no conjunto de dados. A realização dessa análise foi baseada na interpretação das variáveis dependentes: estoque de biomassa acima do solo e oferta de água. Em seguida, aplicamos o teste de Moran's I, baseado em uma matriz de distância de unidades amostrais, e verificou-se não existir a autocorrelação espacial para biomassa (p-valor = 0.3249) e (p-valor = 0.4300) para áreas ripárias.

Para cada variável dependente, foi realizado um Modelo Linear Generalizado (GLM), o qual consiste em relacionar a distribuição da variável dependente com as variáveis independentes especificando a distribuição da frequência que se pretende usar para modelagem da variável dependente (SILVA *et al.*, 2022). O melhor modelo para cada variável foi selecionado, de acordo com a metodologia de Zuur *et al.* (2010), utilizando o Critério de Akaike (AIC). Para a execução do GLM, as variáveis foram padronizadas para média 0 e desvio padrão 1, utilizando a função *decostand* (pacote R Vegan, OKSANEN *et al.*, 2020).

As análises foram realizadas no *software* R versão 4.1.3 (R Development Core Team, 2022), com pacotes adequados para execução de testes e elaboração da representação gráfica como os pacotes *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2022), *AICcmodavg* (MAZEROLLE, 2020), *tidyverse* (WICKHAM *et al.*, 2019), *car* (FOX; WEISBERG, 2019) *ggplot2* (WICKHAM, 2009), *rlist* (KUN, 2021), *ape* (PARADIS; SCHLIEP, 2019) e a extensão denominada “Ggally”.

A partir da associação encontrada, foram demarcadas áreas-chave para conservação dos serviços ecossistêmicos (maior oferta), bem como áreas de maior vulnerabilidade (maior perturbação) na Mata Atlântica neste território. Foram considerados *hotspots*, assim como no critério de Myers *et al.* (2000), as áreas que apresentaram maior oferta de serviços ecossistêmicos e maior grau de ameaça por perturbação antrópica.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Descritores dos fragmentos florestais

Na APA Aldeia-Beberibe, foram registrados 273 fragmentos florestais e avaliados aqueles com área  $\geq 0,5$  hectares, pois algumas métricas não puderam ser calculadas nos menores. Assim, a análise incluiu 231 remanescentes. No total, foram calculadas cinco variáveis descritoras: tamanho, isolamento, forma, diversidade de habitats e regime de perturbação externa (Tabela 3).

Tabela 3. Estatística descritiva das variáveis descritoras dos fragmentos estudados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil

Variável	Valor máximo	Valor mínimo	Média	Desvio Padrão
Tamanho (ha)	6504,60	0,51	84,04	594,60

<b>Isolamento (m)</b>	420,59	0	40,50	61,07
<b>Forma (índice)</b>	29,01	1,03	3,37	2,41
<b>Diversidade de habitats (índice)</b>	2,84	1,00	1,38	0,47
<b>Perturbação externa (índice)</b>	4,23	0	2,21	1,05

O tamanho dos remanescentes variou de 0,51 ha a 6.504,64 ha, que juntos ocupam 19.413,24 hectares (61,36%) da paisagem. Foram contabilizados 202 fragmentos pequenos (< 30 ha), 21 médios (30-200 ha) e oito grandes (> 200 ha) (Figura 5).

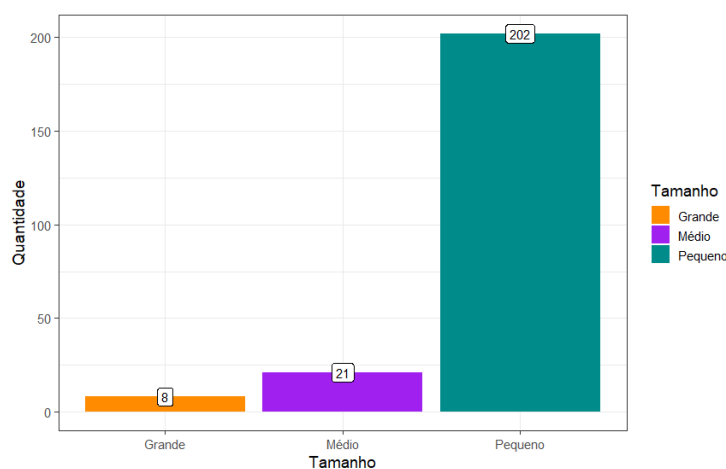


Figura 5. Tamanho dos remanescentes florestais presentes na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

O isolamento (distância euclidiana do vizinho mais próximo, MNN) obteve valor máximo de 420,59 m, com média de  $40,50 \pm 61,07$  m. Do total, 186 fragmentos apresentaram baixo grau de isolamento (MNN < 60 m), 35 tiveram isolamento médio, nenhum alto e dez, muito alto (MNN > 200 m). Os pequenos e médios fragmentos, em sua maioria, apresentaram baixo isolamento, enquanto os grandes remanescentes tiveram todos um baixo isolamento (Figura 6).

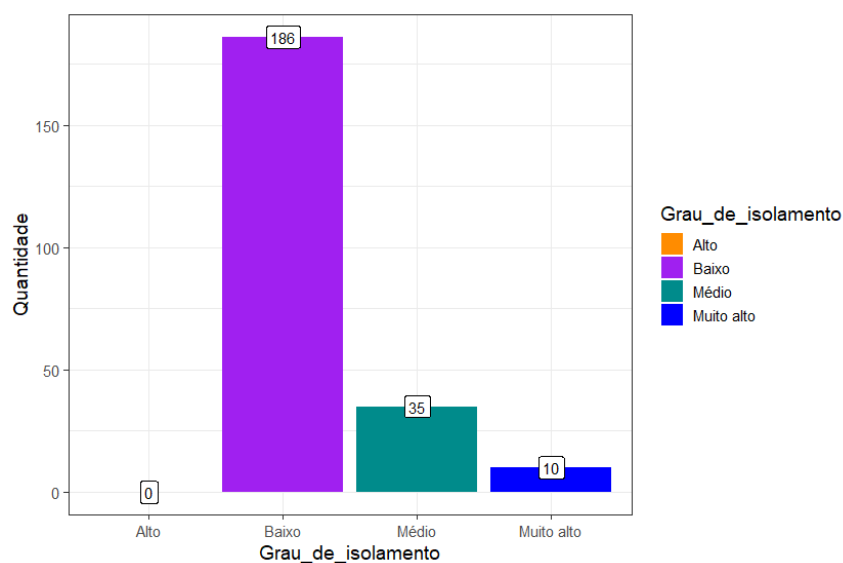


Figura 6. Quantidade dos remanescentes florestais separados por grau de isolamento presentes na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

Quanto à forma, os fragmentos tiveram índice com valor máximo de 29,01 e média de  $3,37 \pm 2,41$ . Nenhum fragmento apresentou forma perfeitamente circular. A diversidade de habitats revelou a possibilidade de existência de um a quatro habitats em cada fragmento. Essa variável analisada na forma de índice inverso de Simpson obteve valor máximo de 2,84 e mínimo de 1, com média de  $1,38 \pm 0,47$ . Quanto aos habitats existentes na APA Aldeia-Beberibe, 23 fragmentos possuem habitat de interior ripário, 95 têm borda ripária, 159 interior não ripário e 228, borda não ripária (Tabela 4).

Tabela 4. Tipos de habitats e número de fragmentos de cada habitat encontrados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil

Tipos de habitats	Número de fragmentos	Área total (ha)
<b>Borda ripária</b>	95	437,38
<b>Borda não ripária</b>	228	5304,27
<b>Interior ripário</b>	23	788,48
<b>Interior não ripário</b>	159	12883,17

O regime de perturbação externa foi analisado, obtendo-se como valor máximo do índice 4,23 e mínimo de 0 (média de  $2,21 \pm 1,05$ ). É possível observar, na tabela 5, que há predomínio, no entorno dos fragmentos da APA, de capoeira, granjas e chácaras, solo exposto e cana-de-açúcar. Apenas quatro fragmentos têm entorno formado 100% por cana-de-açúcar e quatro 100% por assentamentos.

Neste estudo, foram analisados dois serviços ecossistêmicos: oferta de água e biomassa estocada acima do solo (Tabela 6). A oferta de água em riachos variou de zero oferta a 53.361,8 m de cursos d'água em um único fragmento, com média e desvio padrão de  $773,45 \pm 5.595,63$ . O número de nascentes foi de um valor mínimo de zero a máximo de 29, com média e desvio padrão de  $0,45 \pm 2,74$ . A área ripária por fragmento obteve como valor máximo 358,01 ha, com média e desvio padrão de  $5,30 \pm 36,82$ .

Tabela 5. Classes de perturbação externa, com número de fragmentos afetados e ocupação média (%) no entorno de fragmentos florestais da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil

<b>Perturbações externas</b>	<b>Número (e percentual) de fragmentos margeados pela classe</b>	<b>Ocorrência média da classe no entorno dos fragmentos (%)</b>
<b>Assentamento populacional rural</b>	77 (33,33%)	$15,95 \pm 30,13$
<b>Vegetação densa</b>	48 (20,77%)	$17,77 \pm 18,63$
<b>Capoeira</b>	129 (55,84%)	$14,36 \pm 23,79$
<b>Granjas/chácaras</b>	110 (47,61%)	$18,55 \pm 26,84$
<b>Solo exposto</b>	99 (42,85%)	$2,13 \pm 9,98$
<b>Urbano</b>	80 (34,63%)	$8,29 \pm 16,99$
<b>Cana-de-açúcar</b>	96 (41,55%)	$19,52 \pm 30,19$
<b>Pastagem</b>	4 (1,73%)	$0,18 \pm 1,93$
<b>Corpos d'água</b>	62 (26,83%)	$1,95 \pm 6,33$
<b>Bambus</b>	17 (7,35%)	$0,87 \pm 4,09$
<b>Indústrias</b>	16 (6,92%)	$0,91 \pm 4,97$

Com relação à biomassa, o valor mínimo obtido foi de 174,40 Mg em um fragmento de 0,51 hectares, e o máximo de 2.089.481,02 Mg para um fragmento de 6504,6 ha, com média e desvio padrão de  $27.553,15 \pm 193.526,83$  Mg.

Tabela 6. Estatística descritiva das variáveis respostas de serviços ecossistêmicos nos fragmentos estudados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil

<b>Variável</b>	<b>Valor máximo</b>	<b>Valor mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>Extensão de riachos (m)</b>	53361,80	0	773,45	5595,63

<b>Número de nascentes</b>	29,00	0	0,45	2,74
<b>Áreas ripárias (hectares)</b>	358,01	0	5,30	36,82
<b>Biomassa (Mg)</b>	2.089.481,02	174,40	27.553,15	193.526,83

#### 4.2. Relação entre as variáveis: o que explica a oferta de serviços ecossistêmicos?

Primeiramente, foi realizada uma análise de correlação entre todas as variáveis (Figura 7). Observou-se uma forte correlação ( $> 0,70$ ) significativa entre as variáveis área e área ripária, área e biomassa, assim como entre biomassa e área ripária. Correlação moderada significativa ( $> 0,5$ ) foi registrada entre forma do fragmento e área ripária, forma e biomassa e área e forma.

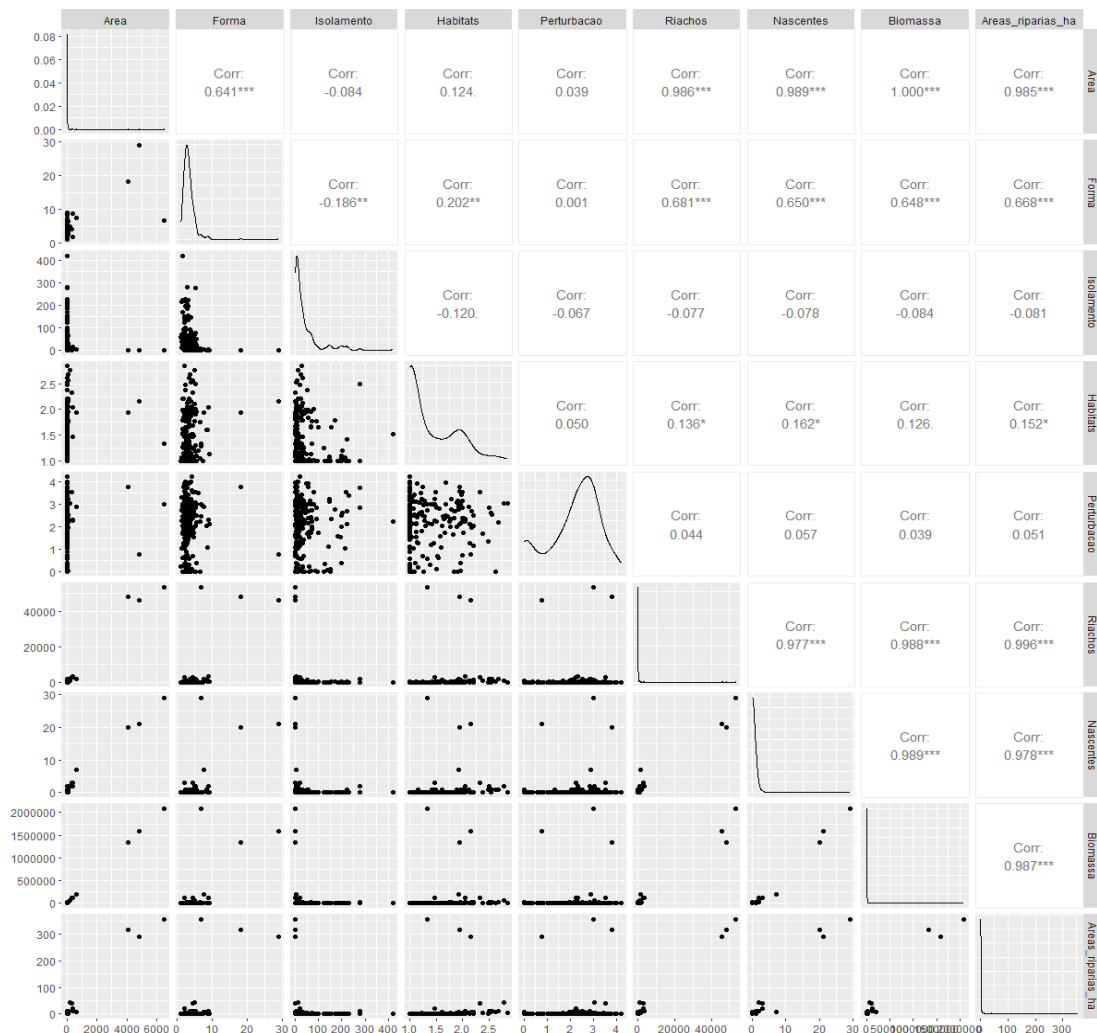


Figura 7. Matriz de correlação entre as variáveis dependentes e independentes estudadas na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

As variáveis área, forma, isolamento, complexidade de habitat e perturbação externa foram tratadas como independentes e testadas para avaliar se afetam o estoque de biomassa



acima do solo (BAS) nos fragmentos florestais de Mata Atlântica, em um *General Linear Model* (GLM). Analisando a biomassa estocada acima do solo, foi observado que área e forma influenciaram a disponibilidade de biomassa significativa e positivamente, porém o isolamento obteve uma relação negativa. De acordo com a tabela 7, foi visto que o modelo 3 apresentou todas as variáveis significativas.

Tabela 7. Resultado do modelo linear generalizado (GLM) e do Critério de Akaike (AIC) para avaliar a contribuição das variáveis independentes na biomassa acima do solo em fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil

Modelos	Relação das variáveis independentes com a biomassa			AIC
Mod.1	mod1 <- glm(Biomassa ~ Area + Forma + Isolamento + Habitats + Perturbacao, data = bar, family = "gaussian")			4146.838
Mod.2	mod2 <- glm(Biomassa ~ Area + Forma + Isolamento + Perturbacao, data = bar, family = "gaussian")			4147.391
Mod.3	mod3 <- glm(Biomassa ~ Area + Forma + Isolamento , data = bar, family = "gaussian")			4145.400
Efeitos fixos	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t  )
(Intercept)	-3205.7697	274.6200	-11.673	<2e-16 ***
Área	322.8187	0.2725	1184.725	<2e-16 ***
Forma	1024.5954	68.2209	15.019	<2e-16 ***
Isolamento	4.4682	2.0723	2.156	0.0321 *

Assim, pode-se afirmar que, à medida que a área do fragmento aumenta, o estoque de biomassa acima do solo também aumenta (Figura 8). Quanto ao isolamento, observou-se que o estoque de biomassa diminui nos fragmentos mais isolados. Nesta análise, notou-se a existência de *outliers*, apontando para a presença de fragmentos florestais com alto grau de isolamento, diferenciando-se da média encontrada (Figura 9).

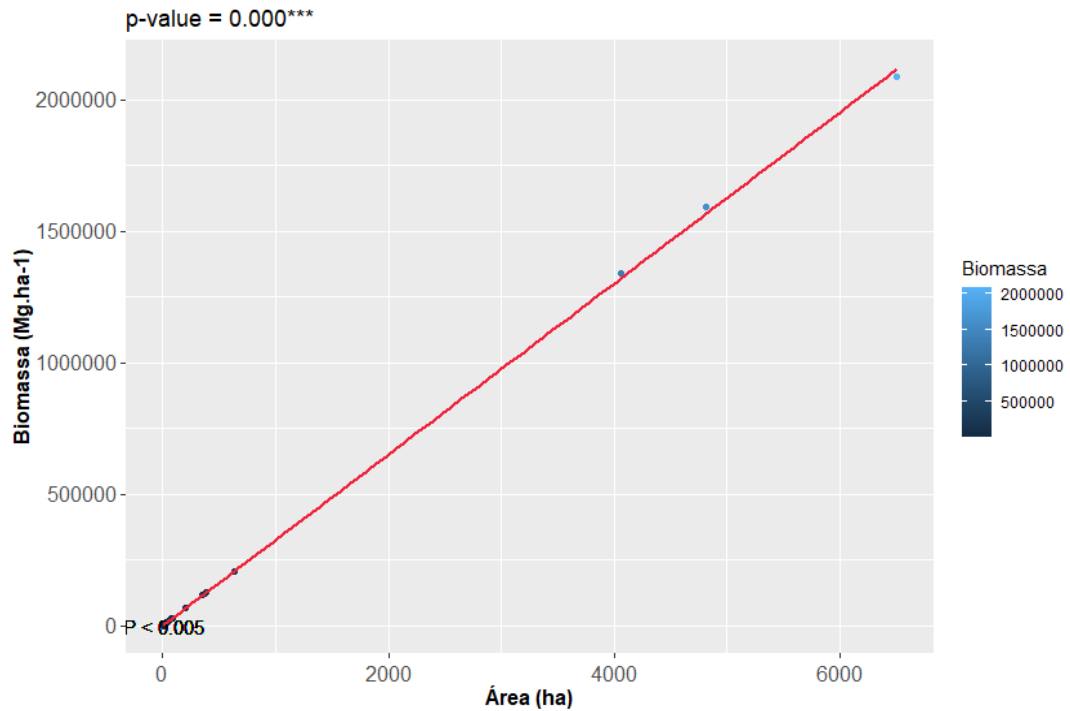


Figura 8. Relação entre a biomassa e a área estudada dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

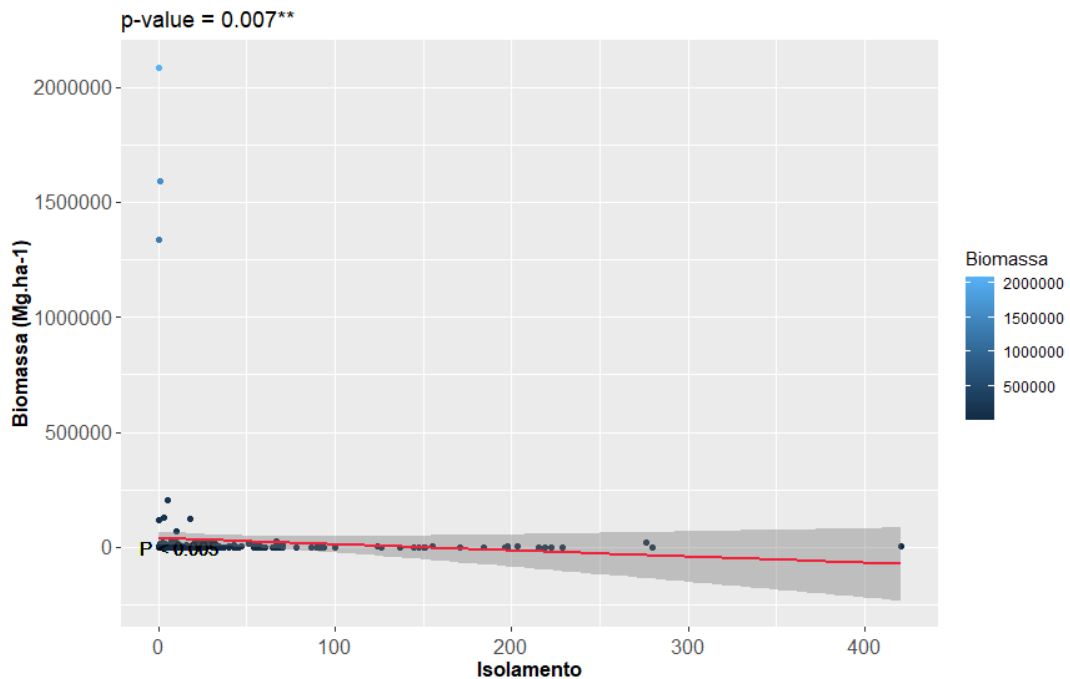


Figura 9. Relação entre a biomassa e a grau de isolamento dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

Mediante o aumento da irregularidade da forma do fragmento, aumenta também a biomassa, ou seja, quanto mais irregular for o fragmento, maior será o estoque de biomassa (Figura 10). É possível notar a existência de um *outlier*, um valor de biomassa muito alto no

conjunto de dados, em um fragmento com valor mais regular de forma.

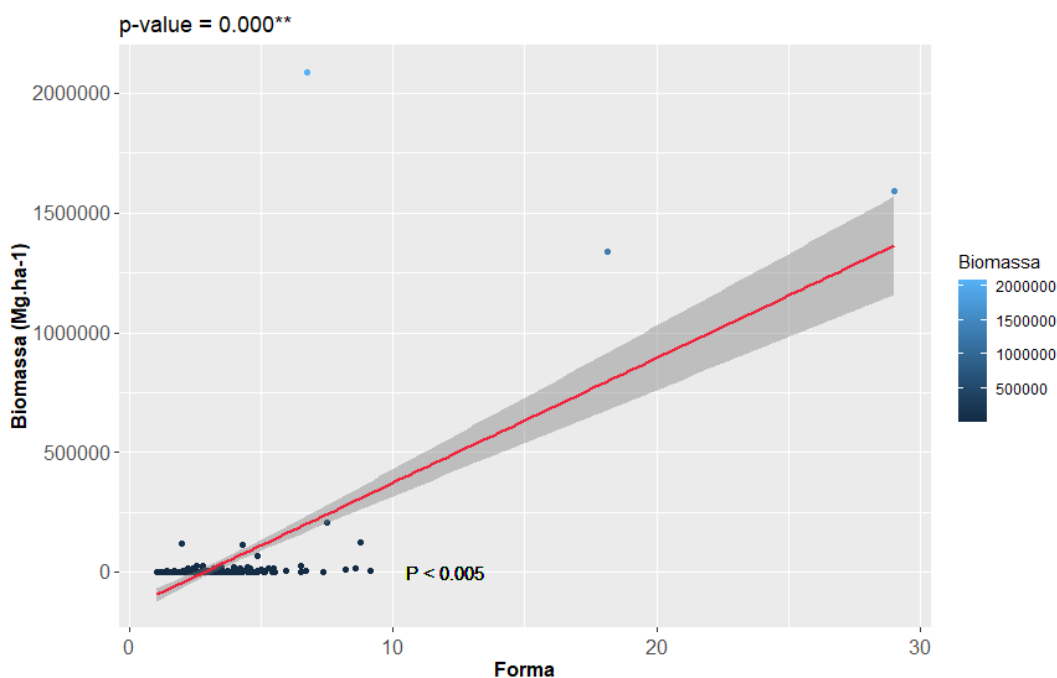


Figura 10. Relação entre a biomassa e a forma dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

As variáveis independentes área, forma, isolamento, diversidade de habitats e perturbação externa foram testadas para avaliar se afetam a provisão de água nos fragmentos florestais de Mata Atlântica. Devido à alta correlação entre as variáveis de oferta de água, a área ripária no fragmento foi selecionada como variável dependente no modelo.

Foi observado que área do fragmento, forma e diversidade de habitats influenciam a disponibilidade de água significativa e positivamente. Na tabela 8, observa-se que o modelo 3 apresentou todas as variáveis significativas. De acordo com o modelo, aumenta a presença de ambientes ripários em fragmentos de maior área (Figura 11).

Tabela 8. Resultados dos modelos lineares generalizados (GLM) e do Critério de Akaike (AIC) para avaliar a contribuição das variáveis independentes na provisão de água presente nos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil

Modelos	Relação das variáveis independentes com a biomassa	AIC
Mod.1	mod1 <- glm(Ripário ~ Area + Forma + Isolamento + Habitats + Perturbacao, data = bar, family = "gaussian")	1491.852
Mod.2	mod2 <- glm(Ripario ~ Area + Forma + Habitats + Perturbacao, data = bar, family = "gaussian")	1491.363
Mod.3	mod3 <- glm(Ripario ~ Area + Forma + Habitats, data = bar, family = "gaussian")	1490.749

Efeitos fixos	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t )
(Intercept)	-5.1278201	1.3403425	-3.826	0.000169 ***
Area	0.0585693	0.0008698	67.336	< 2e-16 ***
Forma	0.8704289	0.2175329	4.001	0.0000853 ***
Habitats	1.8699988	0.8712212	2.146	0.032901 *

De acordo com o modelo, a presença de ambientes ripários nos fragmentos é maior em fragmentos mais irregulares (Figura 12). Também, em ambientes com maior diversidade de habitats ou maior diversidade de habitats, há maior quantidade de áreas ripárias (Figura 13). É possível notar a existência de *outliers*, devido à presença de valores altos das áreas ripárias no conjunto de dados.

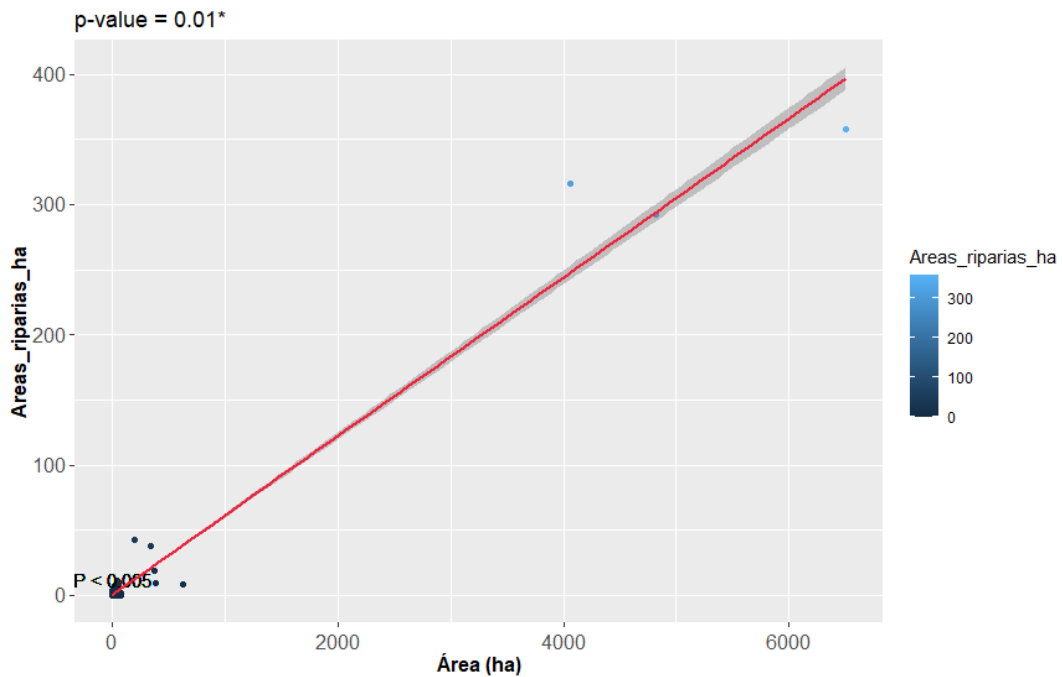


Figura 11. Relação entre áreas ripárias e a área dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

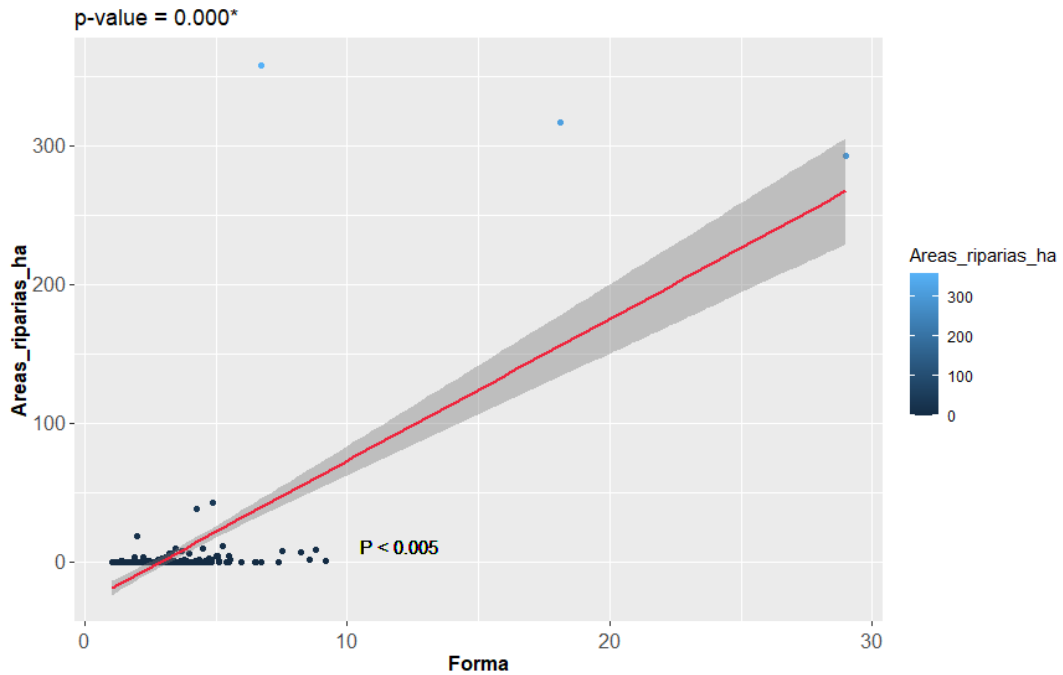


Figura 12. Relação entre a presença de áreas ripárias e a forma dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

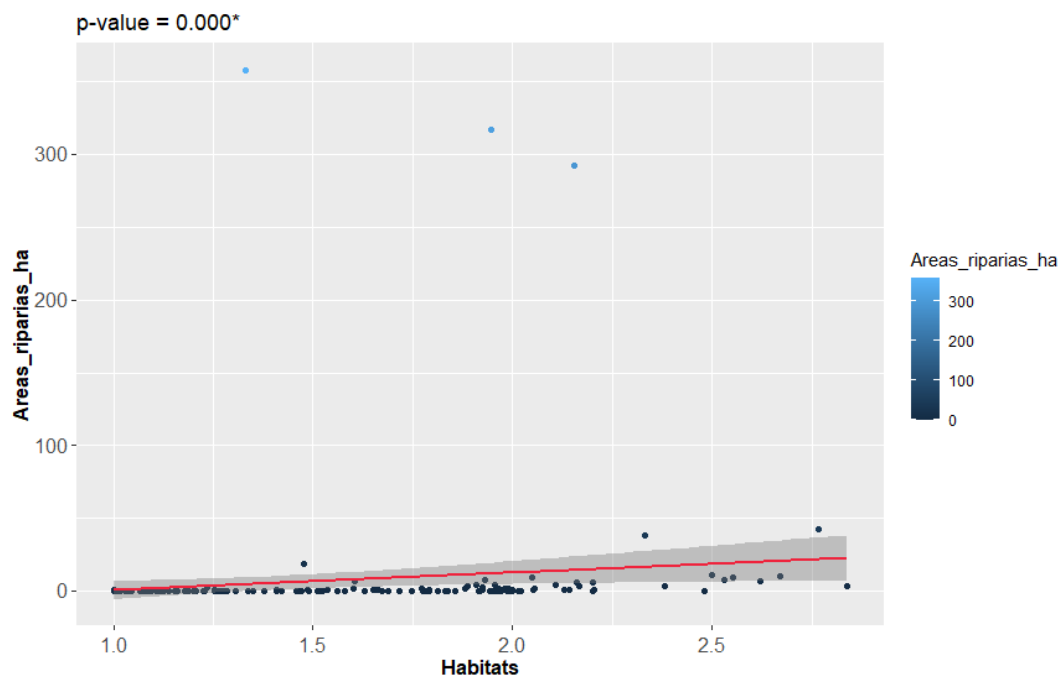


Figura 13. Relação entre áreas ripárias e os habitats dos fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

#### 4.3. Áreas chave para conservação dos serviços ecossistêmicos

Foram demarcadas áreas-chave na paisagem estudada, que são os fragmentos que mais ofertam o serviço ecossistêmico de provisão de água na APA Aldeia-Beberibe. Na Tabela 9 e

na figura 14, é possível observar que, dentre os fragmentos que mais ofertam água, seis se encontram inseridos em Unidades de Conservação de Proteção Integral: Reserva Particular de Patrimônio Natural Quizanga (fragmento 65 e 164), Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (fragmento 317), Estação Ecológica de Caetés (fragmento 143), Parque Estadual de Dois Irmãos (fragmento 21), Refúgio de Vida Silvestre Mata da Usina São José (fragmento 313).

Destacando-se os 13 fragmentos médios e grandes (área > 30 ha) com maior oferta de água e também os mais e os menos perturbados ou vulneráveis (Tabela 9), é possível observar que dentre os remanescentes mais perturbados ou vulneráveis, que ofertam água, três fragmentos são Unidades de Conservação de Proteção Integral: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (fragmento 317), Refúgio de Vida Silvestre Mata da Usina São José (fragmento 313) e Reserva Particular de Patrimônio Natural Quizanga (fragmento 164). No entanto, os remanescentes de número 316 e 67 são os mais perturbados que ofertam água e não estão inseridos em UC de proteção integral.

Entre os fragmentos que ofertam água e têm menor perturbação no entorno, apenas a Reserva Particular de Patrimônio Natural Quizanga (fragmento 65) se encontra inserido em UC de Proteção Integral. Esta última é formada por vários remanescentes, sendo por este motivo que manchas desta UC aparecem como muito perturbadas e poucos perturbadas. A mancha 134 é a menos perturbada que oferta água.

Tabela 9. Fragmentos que mais ofertam o serviço ecossistêmico de provisão de água e têm maior e menor perturbação no entorno, na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. Linhas destacadas em cinza referem-se a Unidades de Conservação de proteção integral; em itálico, os fragmentos com maior perturbação no entorno

<b>Fragmento</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Soma de habitats ripários</b>	<b>Perturbação</b>
<b>313</b>	343.80	38.31	<i>3.55</i>
<b>316</b>	201.24	42.82	<i>3.05</i>
<b>317</b>	6504.65	358.01	<i>3</i>
<b>164</b>	635.02	8.23	<i>2.88</i>
<b>67</b>	49.01	11.54	<i>2.85</i>
<b>134</b>	36.61	6.81	<i>0</i>
<b>65</b>	78.16	0.09	<i>0.02</i>
<b>6</b>	4062.53	316.62	<i>2.80</i>
<b>143</b>	4817.14	292.08	<i>0.59</i>
<b>21</b>	374.46	18.68	<i>2.27</i>
<b>338</b>	56.73	10.42	<i>1.64</i>
<b>66</b>	64.65	9.60	<i>1.69</i>
<b>191</b>	388.33	9.38	<i>1.53</i>

Na Tabela 10 e na figura 15, é possível observar que dentre os remanescentes que mais estocam biomassa acima do solo, cinco se encontram inseridos em Unidades de Conservação de Proteção Integral: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (fragmento 317), Estação Ecológica de Caetés (fragmento 143), Reserva Particular de Patrimônio Natural Quizanga (fragmento 164), Parque Estadual de Dois Irmãos (fragmento 21) e Refúgio de Vida Silvestre Mata da Usina São José (fragmento 313).

Como áreas-chave, que são as mais importantes da APA Aldeia-Beberibe para conservação do serviço ecossistêmico de estocar biomassa acima do solo, destacam-se 11 fragmentos médios e grandes (área > 30 ha), alguns com maior e outros com menor perturbação externa (Tabela 10). É possível observar que dentre os mais vulneráveis, apenas um fragmento se encontra inserido em Unidade de Conservação de Proteção Integral: Refúgio de Vida Silvestre Mata da Usina São José (fragmento 313), enquanto o remanescente 316 está fora da UC de proteção integral. Na figura 15, dentre as áreas com menor perturbação externa que ofertam biomassa, nenhum fragmento se encontra inserido em UC de proteção integral, porém o remanescente 134 é o menos perturbado com alta BAS e está localizado fora de uma UC de proteção integral.

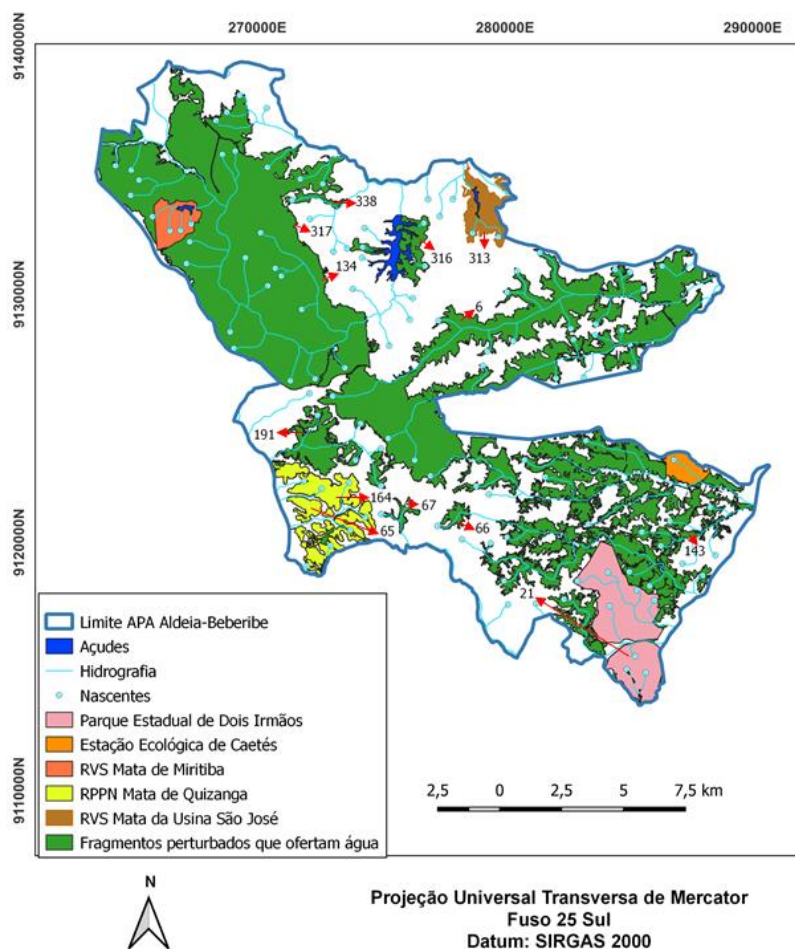


Figura 14. Fragmentos com maior perturbação no entorno que ofertam o serviço ecossistêmicos de provisão de água na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

Tabela 10. Fragmentos que ofertam o serviço ecossistêmico de biomassa estocada acima do solo e têm os remanescentes de maior perturbação e os menos perturbados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil. Linhas destacadas em cinza referem-se a Unidades de Conservação de Proteção Integral; em itálico, os fragmentos mais perturbados

<b>Fragmento</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Total biomassa no fragmento</b>	<b>Perturbação</b>
<b>313</b>	343.780	112382.73	<i>3.55</i>
<b>316</b>	201.24	66372.04	<i>3.05</i>
<b>134</b>	36.6142	12439.26393	0
<b>317</b>	6504.65	2086262.92	3
<b>143</b>	4817.14	1590844.85	0.59
<b>6</b>	4062.53	1339062.41	2.80
<b>164</b>	635.02	206728.22	2.88
<b>191</b>	388.33	126847.06	1.53
<b>21</b>	374.46	120578.01	2.27
<b>161</b>	85.70	28656.44	1.86
<b>307</b>	80.01	26144.43	1.66



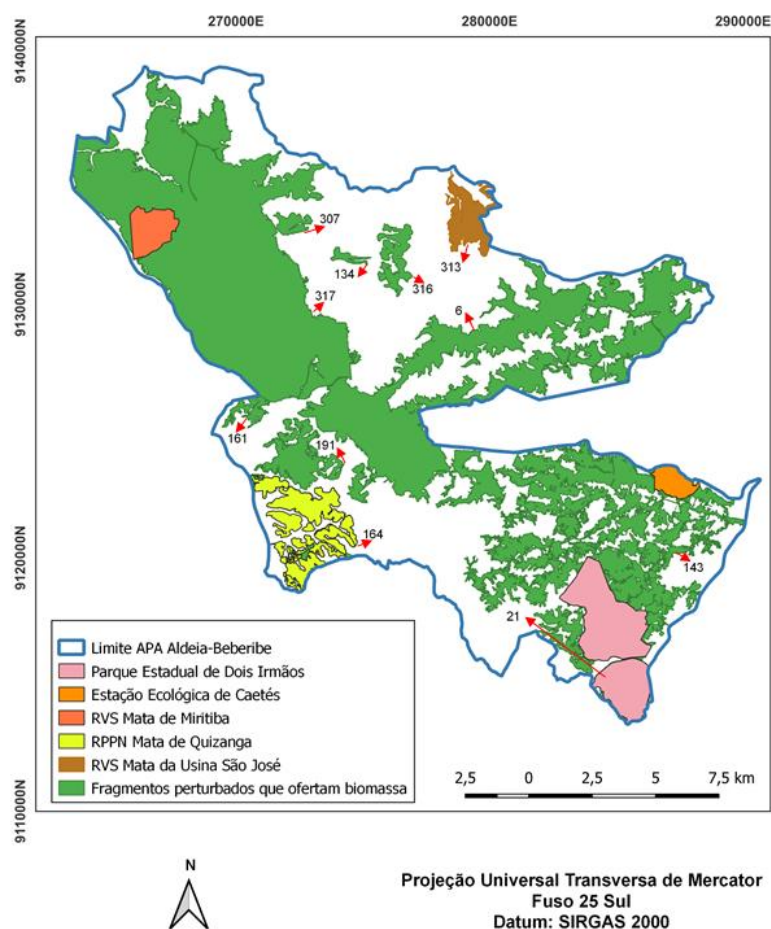


Figura 15. Fragmentos com maior perturbação externa que ofertam o serviço ecossistêmico de estoque de biomassa acima do solo na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

## 5. DISCUSSÃO

Este estudo revelou o que explica a oferta de serviços ecossistêmicos (SEs) em uma paisagem de Mata Atlântica, a APA Aldeia-Beberibe, avaliando a relação entre variáveis espaciais e disponibilidade de SEs. Permitiu ainda definir áreas-chave de oferta de serviços, considerando vulnerabilidades e benefícios ofertados. Existem poucas pesquisas, principalmente na América do Sul, que investigam a relação espacial entre a provisão de SEs e áreas beneficiadas, segundo recente revisão sistemática sobre mapeamento de SEs em ecossistemas terrestres (ENGLUND; BERNARDES; CEDERBERG, 2017). Há bastante conhecimento dos efeitos negativos da fragmentação sobre a biodiversidade, todavia há carência de estudos sobre os efeitos desse processo na disponibilidade dos serviços ecossistêmicos (MITCHELL; BENNET; GONZALEZ, 2015). Melhorar o conhecimento sobre o padrão espacial da Mata Atlântica é um caminho para que o *hotspot* desse bioma se torne um *hopespot*, ou seja, com a elaboração de políticas públicas adequadas e pesquisas científicas

voltadas para conservação e restauração da Mata Atlântica, as tendências de desmatamento irão diminuir levando à esperança de redução de tendência dos *hotspots* de áreas críticas (SCARANO; CEOTTO, 2015; REZENDE *et al.*, 2018b). Outrossim, trabalhos abordando o padrão espacial de florestas auxiliam na proteção dos serviços ecossistêmicos, dando suporte à gestão espacial e à criação de áreas prioritárias para conservação.

Em estudo realizado para avaliar e quantificar a relevância espacial para o mapeamento da provisão de dez SEs na Escócia (VERHAGEN, 2016), o SE de regulação - biomassa estocada acima do solo (BAS) - foi afetado pela forma, isolamento e área dos remanescentes, sendo esta última a que mais influencia no estoque de biomassa. Verificou-se que o estoque de BAS foi maior com o aumento da área e da forma do remanescente; no entanto, observou-se que o isolamento tem relação negativa com a BAS. Do mesmo modo, no presente estudo, foi parcialmente confirmado que a variável que representa o serviço ecossistêmico “provisão de água” é função da diversidade de habitats, área e forma, visto que esses atributos espaciais das manchas nas paisagens influenciaram a provisão de água de forma positiva nos fragmentos florestais. A produção de SEs não está sempre relacionada com a estrutura e a configuração da paisagem. O padrão espacial interfere de formas diversas em diferentes SEs, ou seja, uma variável de paisagem pode ter efeitos opostos em diferentes serviços (VERHAGEN *et al.*, 2016). Por exemplo, em nosso estudo, isolamento influencia a BAS, mas não interfere na provisão de água. Por conseguinte, é sugerido que futuros estudos testem mais as seguintes hipóteses: o serviço ecossistêmico estoque de BAS é função das variáveis espaciais área, forma e isolamento; o serviço ecossistêmico provisão de água é função das variáveis espaciais área, forma e complexidade de habitats.

Nesta pesquisa, foi visto que, entre a base de dados preparada para o plano de manejo (CPRH, 2012) e a atual, o número de fragmentos foi atualizado de 220 para 273, sendo a maioria pequenos e com baixo isolamento. A prevalência de fragmentos com baixo isolamento é um indicador de que há manchas que garantem mais habitats na paisagem estudada ao redor dos remanescentes (FAHRIG, 2017). Remanescentes pequenos são apontados como ponto de partida para reduzir o isolamento espacial de manchas de Mata Atlântica no Estado do Paraná e em outros estudos no bioma (FERREIRA *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2009; TOMADON, 2019). Pequenos fragmentos podem ser utilizados como trampolins, permitindo a movimentação da fauna e aumentando a conectividade (VIEIRA; ORNELLAS; LOPES, 2022; FERREIRA *et al.*, 2018; TOMADON, 2019). Na paisagem estudada, os pequenos fragmentos estão bem distribuídos, perpassando por diferentes tipos de usos do solo, a maioria intensamente antropizados. Em pequenos remanescentes, porém, pode haver perda de biodiversidade local,

já que as grandes áreas são mais efetivas para certas espécies do que um enorme número de fragmentos pequenos (WINAGRASKI *et al.*, 2018).

Na paisagem da APA, os remanescentes têm forma predominantemente irregular, o que explica a grande proporção de borda em relação ao interior. Quanto maior esta razão, maior será a irregularidade e maior a quantidade de habitats com borda, tornando-os vulneráveis aos efeitos externos (VIEIRA; ORNELLAS; LOPES, 2022). A forma do fragmento pode influenciar nas funções desempenhadas pelas manchas, como, por exemplo, o fluxo de água (AMIRI *et al.*, 2019).

Os habitats remanescentes em uma paisagem são resultado da história, alterando a estrutura das manchas florestais (WINAGRASKI *et al.*, 2018). Foram identificados quatro habitats nos remanescentes estudados, prevalecendo áreas não ripárias e de borda, esses últimos mais vulneráveis ao efeito de borda. Muitos fragmentos pequenos predominam em paisagens fragmentadas (FAHRIG, 2017) e, quando existem muitos fragmentos pequenos, aumentam as áreas sob influência das bordas (CARDOSO-LEITE *et al.*, 2022). Por isso, nesses remanescentes florestais, uma maior proporção de habitats de borda é evidenciada em relação a outros tipos de habitats (MA *et al.*, 2017).

A perturbação não explicou a oferta dos serviços ecossistêmicos de água e biomassa, provavelmente pelo fato de ocorrer uma alteração e simplificação da estrutura florestal, ocasionando diminuição da infiltração de água, evaporação e biomassa (LIU; HUANG, 2017). A provisão de água é mais fortemente influenciada por variáveis climáticas do que outras variáveis (RAHIMI; MALEKMOHAMMADI; YAVARI, 2020). A fragmentação engloba diversas variáveis e, por isso, a resposta desse processo em distintos serviços ecossistêmicos resultam em diferentes efeitos (RAHIMI; MALEKMOHAMMADI; YAVARI, 2020). Com relação às perturbações externas encontradas, foi visto que a maior parte dos remanescentes é margeada por capoeira (floresta regenerante), granjas e chácaras, solo exposto e cana-de-açúcar.

No Brasil, a agricultura ganhou espaço, principalmente devido ao cultivo de citros, soja e cana-de-açúcar, que é plantada para produção de açúcar e biocombustível, além da silvicultura para produção de celulose e papel, responsáveis pelas principais *commodities* agrícolas (FERRAZ *et al.*, 2014; LIRA; PORTELA; TAMBOSI, 2021). A presença de solo exposto, provavelmente, é explicada pela perda de matéria orgânica, seguida de erosão e da degradação, tornando-se impróprio para plantio (HASAN *et al.*, 2018). As pastagens e a agricultura são as ocupações mais frequentes na Mata Atlântica, desde o ano de 1985, e as manchas de solo exposto nesta paisagem podem ter sido degradadas ao longo do tempo em decorrência desses usos (MAPBIOMAS, 2019). Ao analisar as transformações espaciais

ocorridas em toda Mata Atlântica, o projeto MapBiomias encontrou muitas florestas jovens, apontando para regeneração e para restauração de florestas, explicando a presença de capoeiras margeando diversos remanescentes, sendo esse cenário hoje comum em florestas tropicais (TEIXEIRA *et al.*, 2009; LIRA *et al.*, 2012; FERRAZ *et al.*, 2014; REID *et al.*, 2018). Em paisagens florestais, estágios sucessionais diferentes da vegetação influenciam a oferta de serviços ecossistêmicos, porque ocorre o crescimento das árvores em conjunto com a expansão do dossel permitindo acúmulo de biomassa (LEBRIJA-TREJOS *et al.*, 2011; PINEDA-GARCÍA *et al.*, 2013; MORA *et al.*, 2018).

Além disso, o uso e a ocupação do solo também podem interferir na mudança de estágio sucessional e, conseqüentemente, na disponibilidade de biomassa (TABARELI *et al.*, 2010; LONGWORTH *et al.*, 2014; JAKOVAC *et al.*, 2015; MESQUITA *et al.*, 2015). À medida que a população global aumenta, as cidades e os assentamentos humanos são ameaçados por padrões insustentáveis de consumo e de produção, perda de biodiversidade e pressões sobre os ecossistemas (WANG *et al.*, 2022), como a presença de granjas e chácaras exercendo pressão na APA Aldeia-Beberibe.

A partir da associação encontrada, utilizamos, neste estudo, uma forma simples de demarcar áreas-chave para conservação dos serviços ecossistêmicos. Os resultados revelaram que, dentre os fragmentos mais vulneráveis, ou seja, aqueles que apresentaram alto índice de perturbação externa, sete mais ofertam água e cinco se encontram inseridos em Unidades de Conservação de Proteção Integral e uma é a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mata de Quizanga, que obteve a conversão de Refúgio de Vida Silvestre (RVS) para RPPN aprovada pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e está em processo de criação. Esta RPPN é formada por mais de um remanescente florestal. Isso mostra que, mesmo sendo intensamente perturbados e com formatos irregulares, tais fragmentos ainda resistem, cumprindo seus papéis de conservar e garantir os SEs, mantendo área de grande e baixo isolamento. Dentre os remanescentes que mais ofertam água, todos são Unidades de Conservação de Proteção Integral, com exceção da RPPN Mata de Quizanga: Estação Ecológica de Caetés (ESEC), Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), RVS Mata de Miritiba, RVS Mata da Usina São José. Esses três últimos remanescentes são os que disponibilizam a maior quantidade do recurso, principalmente o PEDI.

A APA Aldeia-Beberibe é formada por corpos d'água que apresentam importância para o abastecimento da Região Metropolitana do Recife, como a barragem do Botafogo, junto com os açudes do Prata e do Meio inseridos no PEDI. Assim como ocorreu nesta pesquisa, outros estudos também demonstraram como as transformações no uso e na ocupação da terra

podem deixar os ecossistemas vulneráveis à provisão dos SEs e impactar negativamente a gestão sustentável desses locais (DIB *et al.*, 2020; WOLDEYOHANNES *et al.*, 2020; HINATA; BASSO; SANTOS, 2021).

Em decorrência do amplo espaço ocupado por uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável do tipo APA, e da pouca fiscalização, geralmente existente, essa situação acarreta na dificuldade de controle dos SEs e torna-se um obstáculo à efetiva proteção dessas áreas (COAD *et al.*, 2019). Ainda assim, ressalta-se que a APA Aldeia-Beberibe possui uma gestão efetiva, com conselho gestor e plano de manejo, o que não é uma realidade de muitas APAs.

Com relação à BAS, cinco fragmentos com maior oferta são Unidades de Conservação de Proteção Integral, com exceção da RPPN Mata de Quizanga: RVS Mata de Miritiba, ESEC de Caetés, PEDI e RVS Mata da Usina São José. Este resultado contraria o que Spanò *et al.* (2017) encontraram, de que diversas regiões estão fora de áreas protegidas mesmo ofertando uma alta quantidade SEs. Notou-se que todos os fragmentos inseridos em UCs, exceto Mata de Quizanga, são os que mais ofertam biomassa estocada acima do solo e água. Spano *et al.* (2017) também identificaram áreas-chave em Unidades de Conservação, apontando para a conservação dos SEs, entretanto, na pesquisa, foram demarcados *hotspots* e *coldspots* de quatro serviços ecossistêmicos: armazenamento de carbono, proteção contra erosão do solo, biodiversidade e recreação em uma paisagem agroflorestal na Itália.

Além disso, quando a perturbação não se faz muito presente, é esperado um crescimento da oferta de estoque de biomassa (MCDOWELL *et al.*, 2020; SOUZA *et al.*, 2021), o que explica por que as manchas em UCs fornecem tanta biomassa, estando legalmente protegidos. Entre as áreas menos perturbadas que disponibilizam água, apenas um remanescente está inserido em Unidade de Conservação, a RPPN Mata de Quizanga, enquanto os menos perturbados que ofertam BAS não estão em UCs. Entre os fragmentos que mais estocam biomassa e são mais vulneráveis, destaca-se o RVS Mata da Usina São José.

O presente trabalho encontrou algumas limitações metodológicas, tais como a impossibilidade de utilizar outros métodos, como Krigagem (MATHERON, 1967), para avaliar a perturbação e a complexidade de habitats, como utilizado por Marques e colaboradores (2021), já que a ausência de dependência espacial nos dados analisados inviabiliza a utilização de métodos como a Krigagem. O conjunto de dados não permitiu fazer inferências sobre *hotspots* de biodiversidade, uma vez que o nosso foco foram os serviços ecossistêmicos. Apesar da intensa fragmentação que ocorre na Mata Atlântica, o bioma permanece provendo serviços ecossistêmicos, sendo também um *hotspot* de SEs, além de um *hotspot* de biodiversidade global. O bioma pode se tornar um *hopespot* se criadas medidas de proteção da natureza

(SCARANO; CEOTTO, 2015; REZENDE *et al.*, 2018 b).

Os resultados dessa pesquisa ressaltam a importância de se entender como os padrões espaciais medeiam a provisão de serviços ecossistêmicos e como o uso de geotecnologias aprimoram iniciativas para traçar critérios para conservação. Este trabalho atinge o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável - ODS 15, sobre a vida terrestre, que visa a proteger, restaurar, promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, travar e reverter a degradação dos solos e travar a perda da biodiversidade (ONU, 2023).

Junto a isso, este estudo auxilia na tomada de decisões de locais que necessitam de maior proteção, alcançando uma gestão sustentável dos recursos, pois o desconhecimento dessas áreas prioritárias levanta a possibilidade de perder a provisão de SEs. Os responsáveis por tomar decisões sobre meio ambiente em diversas regiões do mundo vêm se baseando nos ODS e nas metas de Aichi da Diversidade Biológica para planejar estratégias de desenvolvimento sustentável, fortificando o potencial das paisagens e ecossistemas em produzir serviços ecossistêmicos (JOHNSON *et al.*, 2019; ONU, 2023; CDB, 2019).

## 6. CONCLUSÕES

No presente estudo, aceitaram-se, parcialmente, as duas hipóteses inicialmente formuladas, segundo as quais os serviços ecossistêmicos (SEs) “estoque de biomassa acima do solo” e “provisão de água” (BAS) são função dos atributos espaciais, da diversidade de habitats e da perturbação externa nos fragmentos. A biomassa estocada acima do solo foi influenciada pelas variáveis das manchas área, forma e isolamento, enquanto a provisão de água foi afetada pelas variáveis área, forma e diversidade de habitats. Com relação às áreas prioritárias para conservação, outro objetivo do estudo, foram demarcados 14 fragmentos, dos quais quatro já são Unidades de Conservação (UCs) de proteção integral, dois são RPPN e oito não têm regime especial de proteção integral.

O conjunto de dados avaliado respondeu aos objetivos, permitindo concluir que o método utilizado possibilita traçar iniciativas para o mapeamento e a conservação de serviços ecossistêmicos e contribuir nas decisões de planejamento de conservação. O uso de Sistema de Informações Geográficas e métricas de Ecologia da Paisagem forneceu resultados robustos sobre os efeitos da fragmentação da paisagem nos SEs de forma eficiente em grandes áreas.

Este trabalho se une aos que buscam juntar o estudo dos SEs alinhados para os ODSs, sendo uma forma promissora de mostrar para a sociedade a importância da provisão dos

serviços e realizar estudos de causa e de efeito sobre como as transformações em um determinado serviço pode afetar outro diretamente. Este estudo pode ser expandido para outras UCs, estimulando novos esforços de pesquisa direcionados aos SEs. Por fim, é possível sugerir que novas pesquisas estudem a área do núcleo de fragmentos para identificar até que ponto o efeito de borda está afetando a oferta de SEs, além de desenvolver ferramentas que permitam prever as consequências de diferentes decisões de uso da terra na oferta de serviços em diferentes paisagens.

## REFERÊNCIAS

ABADIAS, I. M.; DA FONSECA, P. R. B.; BARBOSA, C. H. Manejo da pecuária: uma análise sobre impactos ambientais, **Revista Educa Amazônia**, v. 25, n. 1, p. 113-125, 2020.

ADAMS, V. M.; PRESSEY, R. L.; ÁLVAREZ-ROMERO, J. G. Using Optimal Land-Use Scenarios to Assess Trade-Offs between Conservation, Development, and Social Values. **PLoS One**, 2016.

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. CPRH, 2021. **Fauna e Flora**. Disponível em: < <http://www2.cprh.pe.gov.br/fauna-e-flora/unidades-de-conservacao/>>. Acesso em: 29 de mai. 2023.

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. CPRH, 2021. **Unidade de Conservação APA Aldeia-Beberibe**. Disponível em: < <http://www2.cprh.pe.gov.br/uc/apa-aldeia-beberibe/>>. Acesso em: 16 de set. 2021.

ALMEIDA, Crista Guilherme de. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. Dissertação (Mestrado em gestão do território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ALMEIDA, F. S.; GOMES, D. S.; QUEIROZ, J. M. De. Estratégias para a conservação da diversidade biológica em florestas fragmentadas, **Ambiência**, v. 7, n. 2, p. 367-382, 2011.

AMIRI, B. J.; GAO, J.; FOHRER, N.; ADAMOWSKI, J. Regionalizing time of concentration using landscape structural patterns of catchments. **Journal of Hydrology and**

**Hydromechanics**, v. 67, n. 2, p. 135-142, 2019.

AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P. De.; PIROLI, E. L. O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista. **Revista Formação**, v. 28, n. 53, p. 625-642, 2021.

ANDRADE, Júlia Turques de. **Gestão Participativa de Unidades de Conservação no Brasil – Interpretando a APA Petrópolis**. Dissertação (Mestrado em ciências) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

[ARCGIS] ArcGIS: Software. Disponível em <https://www.esri.com/en-us/arcgis/about-arcgis/overview?rsource=%2Fsoftware%2Farcgis%2Findex.html>. Acessado em 12 de outubro de 2022.

ARCHIBALD, C. L.; DADE, M. C.; SONTER, L. J.; BELL-JAMES, J.; BOLDY, R.; CANO, B.; FRIEDMAN, R. S.; SIQUEIRA, F. F.; METZGER, J. P.; FITZSIMONS, J. A.; RHODES, J. R. Do conservation covenants consider the delivery of ecosystem services? **Environmental Science and Policy**, v. 115, p. 99-107, 2021.

AZEVEDO, Jéssica Karla Castro de. **Percepção dos proprietários sobre a biodiversidade de suas florestas e a necessidade de incentivos econômicos para sua conservação na Apa Aldeia-Beberibe, Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

AZNAR-SÁNCHEZ, J. A.; VELASCO-MUÑOZ, J. F.; BELMONTE-UREÑA, L. J.; MANZANO-AGUGLIARO, F. The worldwide research trends on water ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 99, p. 310-323, 2019.

BARBOSA, B. B.; COELHO, C. J. D. C.; MORAES, L. A.; SANTOS, L. A. Dos.; Unidades de Conservação no Brasil: um enfoque para a Região dos Cocais, no Leste Maranhense. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, 2020.

BARNES, T. G. Landscape Ecology and Ecosystems Management. **Cooperative Extension Service**, n. 76, p. 1-8, 2000.



BARROS, A. H. C.; ENCARNAÇÃO, C. R. F.; REIS, A. C. S.; SILVA NETO, J. R.; FERREIRA, N. S.; LACERDA, F. F. **Climatologia das Estações Experimentais do IPA**. Recife: IPA, 1994.

BELL-JAMES, J. Integrating Ecosystem Services Paradigm into Environmental Law: A Mechanism to Protect Mangrove Ecosystems? **Journal of Environmental Law**, v. 0, p. 1-24, 2019.

BLANCO, L. J.; PARUELO, J. M.; OESTERHELD, M.; BIURRUN, F. N. Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: a remote sensing approach. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 4, p. 716-727, 2016.

BRACK, P. Crise da Biodiversidade, ainda distante da economia. **Ciência e Ambiente**, n. 42, p. 147-162, 2011.

BRAGA, W. T.; HERMUCHE, P. M.; GUIMARÃES, R. F.; JÚNIOR, O. A D. C.; OLIVEIRA, S. N. De.; Análise das métricas dos fragmentos florestais e dos padrões espaciais morfológicos no município de São Pedro – SP. **Espaço & Geografia**, v. 21, n. 1, p. 139-166, 2018.

BRASIL. **Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006**. Lei da Mata Atlântica.

BRASIL. **Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000**. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.

BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K. D.; MOONEY, H. A.; The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Environ**, n. 32, p. 67-98, 2007.

BREVES, G. S. D. S.; BARBOSA, E. F. P.; GARDA, A. B.; SOUZA, T. D. V. S. B. **Monitoramento da visitação em Unidades de Conservação Federais: Resultados de 2019 e breve panorama histórico**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2020.

BROWN, D. G.; VERBURG, P. H.; JR, R. G. P.; LANGE, M. D. Opportunities to improve

impact, integration, and evaluation of land change models. **SciVerse Science Direct**, v. 5, p. 452-457, 2013.

BURKHARD, B.; CROSSMAN, N.; NEDKOV, S.; PETZ, K.; ALKEMADE, R. Mapping and modelling services for Science, policy and practice. **Ecosystem Services**, 2013.

CARDOSO-LEITE, E.; ARRUDA, E. M.; GALVANI, F. M.; VALENTE, R. A. Relationship between forest integrity, drainage headboards and patch-level metrics as subsidy for planning and conservation in fragmented Atlantic Forest areas. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 9, p. 1-13, 2022.

CARVALHO, T. M.; CARVALHO, C. M. Sistema de Informações Geográficas aplicadas à descrição de habitats. **Acta Scientiarum**, v. 34, n. 1, p. 79-90, 2012.

CASTRO, A. J.; VERBURG, P. H.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; GARCIA-LLORENTE, M.; CABELLO, J.; VAUGHN, C. C.; LÓPEZ, E. Ecosystem services trade-offs from supply to social demand: a landscape-scale spatial analysis. **Landscape and Urban Planning**, v. 132, p. 102-110, 2014.

CHAVES, T. F. Uma análise dos principais impactos ambientais verificados no estado de Santa Catarina. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 611-634, 2017.

COAD, L.; WATSON, J. E.; GELDMANN, J.; BURGESS, N. D.; LEVERINGTON, F.; HOCKINGS, M.; KNIGHTS, K.; MARCO, M. D. Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. **Research communications**, v. 17, n. 5, p. 258-264, 2019.

COELHO, A. D. S.; MARENZI, R. C.; IZA, I. B.; SOUZA, V. A. C.; LONGARETE, C. Análise da estrutura espacial e funcional da paisagem aplicada ao planejamento conservação da natureza no município de Itajaí, Santa Catarina, Brasil. **Geosul**, v. 33, n. 66, p. 304-327, 2018.

CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R. De.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. V. D. The value of the world's ecosystem services and natural

capital. **Ecological Economics**, v. 25, p. 3-15, 1998.

CONSTANZA, R.; GROOT, R. De.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1-16, 2017.

CONSTANZA, R.; GROOT, R. De.; SUTTON, P.; PLOEG, S. V. D.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

CÓRDOVA-LEPE, F.; VALLE, R. D.; RAMOS-JILIBERTO, R. The process of connectivity loss during habitat fragmentation and their consequences on population dynamics. **Ecological Modelling**, v. 376, p. 68-75, 2018.

CPRH (Agência Estadual de Meio Ambiente). **Plano de Manejo Área de Proteção Ambiental – APA Aldeia – Beberibe**: Diagnóstico Socioeconômico e Ambiental. Recife: CPRH, v. 1 e 2, 2012.

DANTAS, Danielle Alencar. **Desafios e Potencialidades da Educação e Gestão Ambiental Participativa na Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe, PE**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

DANTAS, M.; LEÃO, T. **Importância da região de Aldeia e evolução da cobertura florestal**. Palestra apresentada na Oficina “Gestão ambiental participativa para a Mata Atlântica: identificando problemas e construindo soluções. Lançamento da Plataforma Ambiental para a região de Aldeia”, realizada no auditório do CCB-UFPE. 2008.

DE JESUS, E. N.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. I. S. S.; ROCHA, S. L.; Estrutura dos fragmentos florestais da Bacia hidrográfica do Rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista árvore**, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015.

DE JESUS, M. S.; DA SILVA, M. G.; TAVARES, M. D. S.; SILVA, L. G. O. D. C.; DOS SANTOS, R. E. M.; BRANDÃO, T. M.; COSTA, I. M. N. B. D. C.; AMORIM, E. O. C. Métodos de avaliação de impactos ambientais: uma revisão bibliográfica. **Brazilian Journal**

of **Development**, v. 7, n. 4, p. 38039-38070, 2021.

DE OLIVEIRA, R. J. Silvicultura e manejo florestal: técnicas de utilização e conservação da natureza. Editora científica digital. In: DE BARROS, G. B.; BEZERRA, L. T.; BARBOSA, D. M.; DA SILVA, A. F. V.; ROMEIRO, A. L. M.; DE ARAÚJO, E. S. **Mecanismos causadores de pressão e impacto ambiental sobre os ecossistemas e florestas nativas**. Cap. 18, p. 233-252.

DIAS, L. C. C.; MOSCHINI, L. E.; TREVISAN, D. P.; A influências das atividades antrópicas na paisagem da Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG – Brasil. **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 6, n. 2, p. 85-105, 2017.

DIB, V.; NALON, M. A.; AMAZONAS, N. T.; VIDAL, C. Y.; ORTIZ-RODRÍGUEZ, I. A.; DANEK, J.; OLIVEIRA, M. F. De.; ALBERTI, P.; SILVA, R. A. Da.; PRECINOTO, R. S.; GOMES, T. F. Drivers of change in biodiversity and ecosystem services in the Cantareira System Protected Area: A prospective analysis of the implementation of public policies. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, p. 1-12, 2020.

Diversidade de microalgas planctônicas de mananciais localizados nas zonas fitogeográficas da mata, agreste e sertão do estado de Pernambuco. In: TABARELLI, M.; SILVA, J. M. (Org.). **Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco**. 1 ed. Recife: Massangana e Sectma, p. 63-78, 2002.

DOU H.; LI, X.; LI, S.; DANG, D.; LI, X.; LYU, X.; LI, M.; LIU, S. Mapping ecosystem services bundles for analysinnng spatial trade-offs in inner Mongolia, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 256, 2020.

DUDLEY, N. Guildeliness for Applying Protected Area Management Categories. IUCN., Gland, Switzerland.

ELIAS, G. A.; MARTINS, H. D. B.; VINHOLES, A. R.; MARQUES, B. H.; CITADINI-ZENETTE, V.; SANTOS, R. Dos. Árvores de um fragmento florestal urbano em Santa Catarina, Sul do Brasil: florística e estrutura. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1755-1769, 2018.

ENGLUND, O.; BERNARDES, G.; CEDERBERG, C. How to analyse ecosystem services in landscapes – A systematic review. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 492-504, 2017.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, n. 34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, n. 48, p. 1-23, 2017.

FARDILA, D.; KELLY, L. T.; MOORE, J. L.; MCCARTHY, M. A. A systematic review reveals changes in where and how we have studied habitat loss and fragmentation over 20 years. **Biological Conservation**, v. 212, p. 130-138, 2017.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. D. M. Análise espacial da fragmentação florestal da Bacia do Rio Ubá – RJ. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, out-dez, 2017.

FERNANDES, M.; FERNANDES, M.; ALMEIDA, A.; GONZAGA, M. I. D. S.; GONÇALVES, F. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.

FERNANDES, T. G.; CRUZ, M. L. B. Da. Geografia física e geotecnologias. In: PAULA, E. M. S. De.; ALBUQUERQUE, E. L. S. **A geotecnologia como recursos didáticos: metodologias e vivências**. Brasília: Fi, 2012. Cap. 5, p. 85-105.

FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CASSIANO, C. C.; BRANCALION, P. H. S.; DA LUZ, D. T. A.; AZEVEDO, T. N.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Springer**, v. 29, p. 187-200, 2014.

FERRAZ, S. F. D. B.; VETTORAZZI, C. A.; THEOBALD, D. M.; BALLESTER, M. V. R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, n. 204, p. 67-83, 2005.

FERREIRA, I. J. M.; BRAGION, G. D. R.; FERREIRA, J. H. D.; BENEDITO, E.; COUTO, E. V. Do. Landscape pattern changes over 25 years across a hotspot zone in southern Brazil. **Southern Forests**, v. 81, n. 2, p. 175-184, 2019.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **ScienceDirect**, v. 68, p. 643-653, 2009.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 34, p. 17-34, 1985.

FONSÊCA, N. C.; MEUNIER, I. M. J.; LINS-E-SILVA, A. C. B. Can fallen trees enhance aboveground biomass estimation? A proposal for the Brazilian Atlantic Forest. **Revista de Biología Tropical**, v. 68, p. 1284-1297, 2020.

FORMAN, R. T. T.; GORDON, M. Patches and Structural Components For a Landscape Ecology. **Bioscience**, v. 31, n. 10, p. 733-740, 1981.

FOX, J.; WEISBERG, S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Disponível em: <  
<https://www.sosma.org.br/conheca/mata-atlantica/>>. Acesso em: 18 de set. 2021

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA.; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2019-2020**, relatório final. São Paulo: Fundação SOS. 2021.

GASTON, K. J.; JACKSON, S. F.; CANTÚ-SALAZAR, L.; CRUZ-PIÑÓN, G. The Ecological Performance of Protected Areas. **Annu Rev Ecol Syst**, v. 39, p. 93-113, 2008.

GELDMANN, J.; MANICA, A.; BURGESS, N. D.; COAD, L.; BALMFORD, A. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. **PNAS: Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 46, p. 23209-23215, 2019.

GIULIO, M. Di., HOLDEREGGER, R.; TOBIAS, S. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management*, v. 90, p. 2959-2968, 2009.

GOLDMAN, R. L.; TALLIS, H.; KAREIVA, P.; DAILY, G. C. Field evidence that ecosystem services projects support biodiversity and diversify options. *PNAS: Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 27, p. 9445-9448, 2008.

GOMES, J. S.; LINS-E-SILVA, A. C. B.; RODAL, M. J. N.; SILVA, H. C. H. Estrutura do sub-bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de floresta atântica em Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia*, v. 60, n. 2, p. 295-310, 2009.

GROOT, R. S. De.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J.; A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, p. 393-408, 2002.

GUNERALP, B.; SETO, K. C. Future of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. *Environmental Research Letters*, v. 8, 2013.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. (2012) CICES Version 4: Response to Consultation. Centre for Environmental Management, University of Nottingham.

HANNAH, L.; Protected Areas and Climate Change. *Ann. N.Y. Acad. Sci*, v. 1134, p. 201-212, 2008.

HASSAN, M. K.; JINTANA, V.; KUITTINEM, S.; PAPPINEM, A. Management practices and aboveground biomass production patterns of *Rhizophora apiculata* plantation: study from a mangrove area in Samut Songkram Province, Thailand. *BioResources*, v. 13, n. 4, p. 7826-7850, 2018.

HINATA, S. D. S.; BASSO, L. A.; SANTOS, J. G. Dos. Mapeamento e avaliação dos serviços ecossistêmicos entre 1985 e 2019 na sub-bacia hidrográfica do Arroio Passo Fundo (Guaíba/RS). *Sociedade & Natureza*, v. 33, p. 1-14, 2021.

HOLMES, J. Impulses towards a multifunctional transition in rural Australia: Gaps in the

research agenda. **Journal of Rural Studies**, v. 22, p. 142-160, 2006.

HUMMEL, C.; PROVENZALE, A.; MEER, J. V. D.; WIJNHOFEN, S.; NOLTE, S. W. A.; POURSANIDS, D.; JANSS, G.; JUREK, M.; ANDRESEN, M.; POULIN, B.; KOBLER, J.; BEIERKUHNLIN, C.; HONRADO, J.; RAZINKOVAS, A.; STRITIH, A.; BARGMANN, T.; ZIEMBA, A.; BONET-GARCÍA, F.; ADAMESCU, M. C.; JANSSEN, G.; HUMMEL, H. Ecosystem services in European protected areas: ambiguity in the views of scientists and managers? **Plos one**, v. 12, n. 11, p. 1-14, 2017.

IMMITZER, M.; BOCK, S.; EINZMANN, K.; VUOLO, F.; PINNEL, N.; WALLNER, A.; ATZBERGER, C. Fractional cover mapping of spruce and pine at 1 ha resolution combining very high and medium spatial resolution satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, 2018.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE, 2008. **Mapa da área de aplicação da Lei no 11.428 de 2006**. Disponível em:

<[https://www.mma.gov.br/estruturas/sbf\\_chm\\_rbbio/\\_arquivos/mapa\\_de\\_aplicao\\_da\\_lei\\_11428\\_mata\\_atlantica.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/mapa_de_aplicao_da_lei_11428_mata_atlantica.pdf)>. Acesso em 16 de set. De 2021.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE, 2012. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Disponível em: <<https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf>>. Acesso em 17 de set. De 2021.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE, 2021. **População do Brasil**. Disponível em: <[https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/box\\_popclock.php](https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/box_popclock.php)>. Acesso em: 16 de set. De 2021.

Instituto Saúde e Sustentabilidade. **Um minuto de ar limpo**, 2018.

Instituto Trata Brasil. **Benefícios econômicos e sociais da expansão do saneamento básico no Brasil**, 2018.

JAKOVAC, C. C.; PEÑA-CLAROS, M.; KUYPER, T. W.; BONGERS, F. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, v. 103, p. 67-77, 2015.



Jari Oksanen, Gavin L. Simpson, F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R.B. O'Hara, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs, Helene Wagner, Matt Barbour, Michael Bedward, Ben Bolker, Daniel Borcard, Gustavo Carvalho, Michael Chirico, Miquel De Caceres, Sebastien Durand, Heloisa Beatriz Antoniazzi Evangelista, Rich FitzJohn, Michael Friendly, Brendan Furneaux, Geoffrey Hannigan, Mark O. Hill, Leo Lahti, Dan McGlinn, Marie-Helene Ouellette, Eduardo Ribeiro Cunha, Tyler Smith, Adrian Stier, Cajo J.F. Ter Braak and James Weedon (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4. Disponível em: <https://CRAN.Rproject.org/package=vegan>

JAX, K.; FURMAN, E.; SAARIKOSKI, H.; BARTON, D. N.; DELBAERE, B.; DICK, J.; DUKE, G.; GORG, C.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; HARRISON, P. A.; MAES, J.; PÉREZ-SOBA, M.; SAARELA, S.; TURKELBOOM, F.; DIJK, J. V.; WATT, A. D. Handling a messy world: Lessons learned When trying to make the ecosystem services concept operational. **Ecosystem Services**, 2017.

JENKINS, C. N.; ALVES, M. A. S.; UEZU, A.; VALE, M. M. Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. **Plos One**, 2015.

JOHNSON, J. A.; JONES, S. K.; WOOD, S. L. R.; CHAPLIN-KRAMER, R.; HAWTHORNE, P. L.; MULLIGAN, M.; PENNINGTON, D.; DECLERCK, F. A. Mapping ecosystem services to human well-being: a toolkit to support integrated landscape management for the SDGs. **Ecological applications**, v. 29, n. 8, p. 1-14, 2019.

JOLY, C. A.; SCARANO, F. R.; SEIXAS, C. S.; METZGER, J. P.; OMETTO, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PADGURSCHI, M. C. G.; PIRES, A. P. F.; CASTRO, P. F. D.; GADDA, T.; TOLEDO, P. **1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos**. 1 ed. São Carlos: Editora Cubo, 2019.

KRIZEK, J. P. O.; ALVES, S. L.; SANTOS, L. C. M. Estado da arte da utilização de geotecnologias no ensino de ecologia: uma análise quali-quantitativa. **Associação Brasileira de Ensino de Biologia**, v. 15, n. 1, p. 290-313, 2022.

KUKKALA, A. S.; MOILANEN, A. Ecosystem services and connectivity in spatial

conservation prioritization. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 5-14, 2017.

KUMAR, T.; MANDAL, A.; DUTTA, D.; NAGARAJA, R.; DADHWAL, V. K.  
Discrimination and Classification of Mangrove Forests using EO-1 Hyperion Data: a Case Study of Indian Sundarbans. **Gecarto International**, 2017.

KUN, R. rlist: A Toolbox for Non-Tabular Data Manipulation. R package version 0.4.6.2.  
<https://CRAN.R-project.org/package=rlist>. (2021)

LANG, S.; TIEDE, D. (2003). V-LATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, MEAVE, J. A.; POORTER, L.; BONGERS, F.  
Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico.  
**Journal of Tropical Ecology**, v. 37, n. 5, p. 477-489, 2011.

LIBRÁN-EMBED, F.; COSTER, G. De.; METZGER, J. P. Effects of Bird and bat exclusion on coffee pest control at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 1907-1920, 2017.

LINS-E-SILVA, A. C. B.; FERREIRA, P. S. M.; RODAL, M. J. N. The North-Eastern Atlantic Forest: Biogeographical, Historical, and Current Aspects in the Sugarcane Zone. In: MARQUES, M.C.M, GRELE, C.E.V. (Ed.) **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Cham, Switzerland: Springer, 2021. Cap. 3, p. 45-61.

LINS-E-SILVA, Ana Carolina Borges. **Influência da área e da heterogeneidade de habitats na diversidade vegetal em fragmentos de Floresta Atlântica**. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

LIRA, P. K.; TAMBOSI, L. R.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest Landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, n. 15, p. 80-89, 2012.

LIRA, A.; TAVARES, P.; CHOU, S. C.; SUEIRO, G.; DEREZYNSKI, C.;

SONDERMANN, M.; SILVA, A.; MORENGO, J.; GIAROLLA, A. Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model at 5-km resolution. **Springer**, 2017.

LIRA, P. K.; PORTELA, R. D. C. Q.; TAMBOSI, L. R. Land-cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a hotspot? In: MARQUES, M.C.M, GRELLE, C.E.V. (Ed.). **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Cham, Switzerland: **Springer**, 2021. Cap. 11, p. 233-61.

LIU, Y.; HUANG, S. Effects of landscape pattern change on flow and sediment process in the Luanhe River Basin. **Acta Ecologica Sinica**, v. 37, n. 7, p. 2463-2485, 2017.

LOGE, P. L.; DA FONSECA, E. L.; DA SILVEIRA, A. L. L.; Fragmentação da paisagem no contexto conceitual de uma Trama Verde-Azul em Porto Alegre (Rio Grande do Sul), Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 1, p. 279-290, 2023.

LONGWORTH, J. B.; MESQUITA, R. C.; BENTOS, T. V.; MOREIRA, M. P.; MASSOCA, P. E.; WILLIAMSON, G. B. Shifts in Dominance and species assemblages over two decades in alternative successions in Central Amazonia. **Biotropica**, v. 46, n. 5, p. 529-537, 2014.

MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. **Springer**, 2017.

MACHADO, Krisley Yasyara. **Unidade de Conservação e Proteção de Mananciais de água: estratégias para o município de Pitangueiras-SP**. Monografia (Especialização em elaboração e gerenciamento de projetos para a gestão municipal de recursos hídricos) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2018.

MANDER, U.; HELMING, K.; WIGGERING, H. Multifunctional land use: meeting future demands for landscape goods and services. **Springer**, 2007.

MAPBIOMAS, 2022. **Quem somos**. Disponível em: < <https://mapbiomas.org/quem-somos/>>. Acesso em: 12 de mar. 2022.

MARQUES, M. C. M.; TRINDADE, W.; BOHN, A.; GRELE, C. E. V. The Atlantic Forest: an introduction to the megadiverse forest of South America. In: MARQUES, M.C.M, GRELE, C.E.V. (Ed.) **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Cham, Switzerland: Springer, 2021. Cap. 1, p. 3-23.

MATHERON, G. Kriging, or polynomial interpolation procedures? A contribution to polemics in mathematical geology. **Transactions**, v. 70, p. 240-244, 1967.

MAXWELL, S. L.; CAZALIS, V.; DUDLEY, N.; HOFFMANN, M.; RODRIGUES, A. S. L.; STOLTON, S.; VISCONTI, P.; WOODLEY, S.; KINGSTON, N.; LEWIS, E.; MARON, M.; STRASSBURG, B. B. N.; WENGER, A.; JONAS, H. D.; VENTER, O.; WATSON, J. E. M. Area-based conservation in the twenty-first century. **Nature**, v. 586, 2020.

KUN, R. rlist: A Toolbox for Non-Tabular Data Manipulation. R package version 0.4.6.2. <https://CRAN.R-project.org/package=rlist>. (2021)

MAZEROLLE, M. J. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.3-1. Disponível em: <https://cran.rproject.org/package=AICcmodavg>. 2020.

MCDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.; AUKEMA, B. H.; BOND-LAMBERTY, B.; CHINI, L.; CLARK, J. S.; DIETZE, M.; GROSSIORD, C.; HANBURY-BROWN, ADAM.; HURTT, G. C.; JACKSON, R. B.; JOHNSON, D. J.; KUEPPERS, L.; LICHSTEIN, J. W.; OGLE, K.; POULTER, B.; PUGH, T. A. M.; SEIDL, R.; TURNER, M. G.; URIARTE, M.; WALKER, A. P.; XU, C. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science**, v. 368, n. 964, p. 1-10, 2020.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). **Ecosystem and human well-being: Synthesis**. Washington: MEA, 2005.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E.; PAVESE, H. B.; ARAUJO, F. F. S. **Contribuição das Unidades de Conservação brasileiras para a economia nacional**. Brasília: UNEP-WCMC, 2011.

MELITO, M.; METZGER, J. P.; OLIVEIRA, A. A. De. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: A conceptual framework. **Global Change Biology**, p. 1-11, 2017.

MENESES, P. R. De. Princípio de Sensoriamento Remoto. In: MENESES, P. R.; ALDEIDA, T. **De Introdução ao processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. CNPQ, 2012. Cap. 1, p. 1-33.

MESQUITA, R. D. C. G.; MASSOCA, P. E. D. S.; JAKOVAC, C. C.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, G. B. Amazon rain forest succession: stochasticity of land-use legacy? **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 849-861, 2015.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, 2009.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, 2001.

METZGER, J. P.; FIDELMAN, P.; SATTTLER, C.; SCHROTER, B.; MARON, M.; EIGENBROD, F.; FORTIN, M.; HOHLENWERGER, C.; RHODES, J. R. Connecting governance interventions to ecosystem services provision: A social-ecological network approach. **People and Nature**, v. 3, p. 266-280, 2021.

MITCHELL, M. G. E.; BENNET, E. M.; GONZALEZ, A. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. **Environmental Research Letters**, v. 10, 2015.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. **Biodiversity Hotspots**. Springer: Berlin, Heidelberg, 2011. p. 3-22.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas de Preservação Permanente urbanas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/areas-verdes-urbanas>>

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios** / Fátima Becker Guedes e Susan Edda

Seehusen; Organizadoras. Brasília, DF. 272p. 2011.

MMA/ ICMBio (Ministério do Meio Ambiente/ Instituto Chico Mendes de Biodiversidade).

**CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação.** Disponível em:

[www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros](http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros). Acesso em dez. 2019.

MORA, F.; JARAMILLO, V. J.; BHASKAR, R.; GAVITO, M.; SIDDIQUE, I.; BYRNES, J. E. K.; BALVANERA, P. Carbon accumulation in Neotropical dry secondary forests: the roles of forest age and tree dominance and diversity. **Ecosystems**, v. 21, p. 536-550, 2018.

MORENO, R.; OJEDA, N.; AZÓCAR, J.; VENEGAS, C.; INOSTROZA, L. Application of NDVI for identify potentiality of the urban forest for the design of a green corridors system in intermediary cities of Latin America: Case study, Temuco, Chile. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 55, 2020.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

MUYLAERT, R. L.; VANCINE, M. H.; BERNARDO, R.; OSHIMA, J. E. F.; SOBRAL-SOUZA, T.; TONETTI, V.R.; NIEBUH, B. B.; RIBEIRO, M. C. Uma nota sobre os limites territoriais da Mata Atlântica. **Oecologia**, v. 22, n. 3, p. 302-311, 2018.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p.853-858, 2000.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5 ed. São Paulo: Thomson, 2007.

OLIVEIRA, S. N. De.; JÚNIOR, O. A. D. C.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F.; MCMANUS, C. M. Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land Use Policy**, v. 61, p. 40-52, 2017.

PARDINI, R.; PUTTKER, T.; NICHOLS, L. Biodiversity Response to Habitat Loss and

Fragmentation. **Encyclopedia of the anthropocene**, 2017.

PARADIS, E.; SCHLIEP, K. Ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. **Bioinformatics**, 35, 526-528, 2019.

PASCUAL, U. BALVANERA, P.; DÍAZ, S.; PATAKI, G.; ROTH, E.; STENSEKE, M.; WATSON, R. T.; DESSANE, E. B.; ISLAR, M.; KELEMEN, E.; MARIS, V.; QUAAS, M.; SUBRAMANIAN, S. M.; WITTMER, H.; ADLAN, A.; AHN, S.; AL-HAFEDH, Y. S.; AMANKWAH, E.; ASAH, S. T.; BERRY, P.; BILGIN, A.; BRESLOW, S. J.; BULLOCK, C.; CÁCERES, D.; DALY-HASSEN, H.; FIGUEROA, E.; GOLDEN, C. D.; GÓMEZ-BAGGTHUN, E.; GONZÁLEZ-JIMÉNEZ, D.; HOUDET, J.; KEUNE, H.; KUMAR, R.; MA, K.; MAY, P. H.; MEAD, A.; O'FARREL, P.; PANDIT, R.; PENGUE, W.; PICHIS-MADRUGA, R.; POPA, F.; PRESTON, S.; PACHECO-BALANZA, D.; SAARIKOSKI, H.; STRASSBURG, B. B.; BELT, M. V. D.; VERMA, M.; WICKSON, F.; YAGI, N. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 26, p. 7–16, 2017.

PEREIRA, C. D. S.; RODRIGUES, M. O. S.; BARROS, C. L. D. S.; DE ALMEIDA, B. L. N.; DIOGO, M. L. S. D. A. Identificação de impactos ambientais provocados pelo lançamento de resíduos sólidos e líquidos no Rio Itapecuru. **Nature and Conservation**, v. 13, n. 2, 2020.

PEREIRA, H. D. S.; KUDO, S. A.; SILVA, S. C. P. Da. Topofilia e valoração ambiental de fragmentos florestais urbanos em uma cidade amazônica. **Ambiente & Sociedade**, v. 21, 2018.

PERNAMBUCO, 2010. Decreto No 34.692, 17 março de 2010. Declara como Área de Proteção Ambiental - APA a região que compreende parte dos Municípios de Camaragibe, Recife, Paulista, Abreu e Lima, Igarassu, Araçoiaba, São Lourenço da Mata e Paudalho, e dá outras providências. Disponível em:

<<https://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?tiponorma=6&numero=34692&complemento=0&ano=2010&tipo=&url=>> Acessado em 22 ago 2022.

PERNAMBUCO. **Lei do estado de Pernambuco n. 9.860 de 12 de Agosto de 1986.**

PIMM, S. L.; JENKINS, C. N.; LI, B. V. How to protect Half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. **Science Advances**, v. 4, 2018.

PINEDA-GARCÍA, F.; PAZ, H.; MEINZER, F. C. Drought resistance in early and late secondary successional species from a tropical dry forest: the interplay between xylem resistance to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. **Plant, Cell & Environment**, v. 36, n. 2, p. 405-418, 2013.

PINTO, L. P. **Status e os novos desafios das unidades de conservação na Amazônia e Mata Atlântica**. In: III Simpósio Nacional de Áreas Protegidas, 2014, Universidade Federal de Viçosa. Anais do III Simpósio Nacional de Áreas Protegidas, 2014.

PIRES, A. P. F.; AMARAL, A. G.; PADGURSCHIM, C. G.; JOLY, C. A.; SCARANO, F. R. Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. **Ecosystem Services**, v. 34, p. 68-73, 2018.

PIRES, V. R. D. O.; GARCIA, M. A.; MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Análise da estrutura da paisagem para o estabelecimento de estratégias conservacionistas em fragmentos de Mata Atlântica. **Ambiência**, v. 12, nov, 2016.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. Da.; SANTOS, A. R. Dos.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V.; Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

POTSCHIN-YOUNG, M.; HAINES-YOUNG, R.; GORG, C.; HEINK, U.; JAX, K.; SCHLEYER, C. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 428-440, 2018.

Project MapBiomias – Collection v.7.0 of Brazilian Land Cover & Use Map Series, accessed on 28 april 2023 through the link: <https://mapbiomas.org/>

QGIS Development Team, <YEAR>. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <https://qgis.osgeo.org>

R Development Core Team: **R: a language and environment for statistical computing**. R



Foudation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2022. Acessado em:

<https://www.rproject.org>

RAHIMI, L.; MALEKMOHAMMADI, B.; YAVARI, A. R. Assessing and modeling the impacts of Wetland Land cover changes on water provision and habitat quality ecosystem services. **Natural Resources Research**, v. 29, n. 3701-3718, 2020.

RAMEL, C.; REY, P.; FERNANDES, R.; VICENT, C.; CARDOSO, A. R.; BROENNIMANN, O.; PELLISSIER, L.; PRADERVAND, J.; URSENBACHER, S.; SCHMIDT, B. R.; GUISAN, A. Integrating ecosystem services within special biodiversity conservation prioritization in the Alps. **Ecosystem Services**, v. 45, 2020.

REID, J. L.; FAGAN, M. E.; LUCAS, J.; SLAUGHTER, J.; ZAHAWI, R. A. The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. **Conservation Letters**, v. 12, n. 2, p. 1-7, 2018.

REIS, L. N. G. Dos.; NISHYAMA, L. A estrutura espacial dos fragmentos de vegetação nativa da bacia hidrográfica do Rio Araguari em Minas Gerais. **Geosul**, v. 32, n. 65, p. 30-48, 2017.

RESENDE, M.; LANI, J. L.; REZENDE, S. B. De. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. **Revista Árvore**, v. 26, n. 3, p. 261-269, 2002.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A.; From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação**, v. 16, p. 208-214, 2018.

RIBEIRINHA, P. D.; SILVA, S. M. L.; SAPIENZA, J. A.; NETTO, S. O. A. N. Classificação orientada a objeto aplicada à caracterização de áreas de restinga: Caso da Praia do Peró, Cabo Frio (Rio de Janeiro). **Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto**, v. 2, n. 2, p. 60-78, 2021.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M.

M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROY, P. S.; TOMAR, S. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. **Biological Conservation**, v. 95, p. 95-109, 2000.

RUHL, J. B. The twentieth annual Ilyod K. Garrison lecture. **Pace Environmental Law Review**, v. 32, 2015.

RUSCA, G. G.; MORAES, M. C. D. De.; VALENTE, R. A.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Análise espacial dos fragmentos florestais no entorno de uma unidade de conservação de proteção integral. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 44, p. 85-94, 2017.

SALOMÃO, R. D. P.; VIEIRA, I. C. G.; JÚNIOR, S. B.; DO AMARAL, D. D.; SANTANA, A. C. Sistema Capoeira Classe: uma proposta de sistema de classificação de estágios sucessionais de florestas secundárias para o estado do Pará. **Botelim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 297-317, 2012.

SANTOS, A. R.; RIBEIRO, C. A. A. S.; PELUZIO, T. M. O.; PELUZIO, J. B. E.; QUEIROZ, V. T.; BRANCO, E. R. F. Geotechnology and Landscape Ecology Applied to the Selection of Potential Forest Fragments for Seed Harvesting J. **Journal of Environmental Management**, v. 183, n. 3, p. 1050-1063, 2016.

SANTOS, J. F. C. Dos.; MENDONÇA, B. A. F. De.; ARAÚJO, E. J. G. De.; ANDRADE, C. F. De. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 3, p. 151-158, 2017.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 2319-2331, 2015.

SCHINDLER, S. The New Urban Agenda in an area of unprecedented global challenges. **International Development Planning Review**, v. 39, n. 4, p. 349-354, 2017.

SCHMIDT, Mariana Andrea. Conflictos por la valoración de humedales en ámbitos urbanos.

**Bitacora** 28, v. 3, p. 89-98, 2018.

SCHROTER, M.; BARTON, D. N.; REMME, R. P.; HEIN, L.; Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark Norway.

**Ecological Indicators**, v. 36, p. 539-551, 2014.

SERTEL, E.; TOPALUGLU, R. H.; SALLI, B.; ALGAN, I. Y.; AKSU, G. A. Comparison of Landscape Metrics for Three Different Level Land Cover/Land Use Maps. **International Journal of geo-information**, v. 7, n. 10, 2018.

SILVA G. L.; MENDONÇA F.; SILVA R. M.; FRANCELINO, R. Atlantic Forest scenarios under the parameters of forestry laws. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 42, n. 1, p. 21-32, 2018.

SILVA, D. F. Da.; AYACH, L. R. Análise da Percepção Ambiental do Conselho Gestor da Unidade de Conservação Estrada Parque Piraputanga – MS. **Revista Geografar**, v. 16, n. 1, p. 48-70, 2021.

SILVA, H. C. H.; LINS-E-SILVA, A. C. B.; GOMES, J. S.; RODAL, M. J. N. The effect of internal and external edges on vegetation physiognomy and structure in a remnant of Atlantic Lowland Rainforest in Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, n. 1, p. 47-55, 2008.

SILVA, J. M. C. D.; CASTELETI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.) **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Washington DC: Island Press, 2005. Cap. 4, p. 43-59.

SILVA, K. G. Da.; SANTOS, A. R. Dos.; SILVA, A. G. Da.; PELUZIO, J. B. E.; FIEDLER, N. C.; ZANETTI, S. S. Análise da dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio Alegre, ES. **CERNE**, v. 21, n. 2, p. 311-318, 2015.

SILVA, L. S. Da.; MOREAU, M. S.; DALTRO, U. S. Uso do geoprocessamento para mapeamento do uso e ocupação do solo com ênfase em métricas da paisagem: um estudo de caso na bacia hidrográfica do Rio Água Branca. **Revista Acta Ambiental Catarinense**, v. 17, n. 1, 2020.

SILVA, M. D. S. F. Da.; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

SONTER, L.; GORDON, A.; ARCHIBALD, C.; SIMMONDS, J. S.; WARD, M.; METZGER, J. P.; RHODES, J. R.; MARON, M. Offsetting impacts of development on biodiversity and ecosystem services. **AMBIO: A Journal of Environmental and Society**, v. 49, p. 892-902

SOUZA, C. R.; MAIA, V. A.; AGUIAR-CAMPOS, N. De.; SANTOS, A. B. M.; RODRIGUES, A. F.; FARRAPO, C. L.; GIANASI, F. M.; PAULA, G. G. P. De.; FAGUNDES, N. C. A.; SILVA, W. B.; SANTOS, R. M. Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: a 30-year study case. **Forest Ecology and Management**, v. 489, 2021.

SOUZA, Erlane Marques de. **O controle social na proteção por Unidade de Conservação – Área de Proteção Ambiental (APA) das Dunas da Lagoinha – CE**. Monografia (Gestão de Políticas Públicas) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

SOUZA, J. D. R. De.; REIS, L. N. G. Dos. O Geoprocessamento e a Ecologia de Paisagens para Avaliação da Fragmentação e da Conectividade dos Habitats da Microrregião de Ceres, Goiás (Brasil). **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 17, n. 3, 2021.

SPAKE, R.; BELLAMY, C.; GRAHAM, L. J.; WATTS, K.; WILSON, T.; NORTON, L. R.; WOOD, C. M.; SCHMUCKI, R.; BULLOCK, J. M.; EIGENBROD, F. An analytical framework for spatially targeted management of natural capital. **Nature Sustainability**, v. 2, p. 90-97, 2019.

SPANÒ, M.; LERONNI, V.; LAFORTEZZA, R.; GENTILE, F. Are ecosystem service hotspots located in protected areas? Results from a study in Southern Italy. **Environmental Science & Policy**, v. 73, p. 52-60, 2017.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328-2340, 2010.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lessons from Fragmentation Research: Improving

Management and Policy Guidelines for Biodiversity Conservation. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, 2005.

TALLIS, H.; LESTER, S. E.; RUCKELSHAUS, M.; PLUMMER, M.; MCLEOD, K.; GUERRY, A.; ANDELMAN, S.; CALDWELL, M. R.; CONTE, M.; COPPS, S.; FOX, D.; FUJITA, R.; GAINES, S. D.; GELFENBAUM, G.; GOLD, B.; KAREIVA, P.; KIM, C.; LEE, K.; PAPENFUS, M.; REDMAN, S.; SILLIMAN, B.; WAINGER, L.; WHITE, C. New metrics for managing and sustaining ocean's bounty. **Marine Policy**, 2011.

TEIXEIRA, A. M. G.; SOARES-FILHO, B. S.; FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.

THIAGO, C. R. L.; MAGALHÃES, I. A. L.; SANTOS, A. R. Dos. Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 2, p. 595-612, 2020.

TRINDADE, M. B.; LINS E SILVA, A. C. B.; SILVA, H. P. Da.; FIGUEIRA, S. B.; SCHESS, M. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, p. 5-13, 2008.

TOMADON, L. D. S.; DETTKE, G. A.; CAXAMBU, M. G.; FERREIRA, I. J. M.; COUTO, E. V. Do. Significance of forest fragments for conservation of endangered vascular plant species in southern Brazil hotspots. **Écoscience**, v. 26, n. 3, p. 221-235, 2019.

TUFF, K. T.; TUFF, T.; DAVIES, K. F. A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. **Ecology Letters**, v. 19, p. 361-374, 2016.

-urbanas/%C3%A1reas-de-prote%C3%A7%C3%A3o-permanente>. Acesso em out. 2019.

United Nations Conservation on Biological Diversity. 2010. Strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi Targets. <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-en.pdf>

United Nations. 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development A/RES/70/1.

<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>

VAZ, A. S.; AMORIM, F.; PEREIRA, P.; ANTUNES, S.; REBELO, H.; OLIVEIRA, N. G. Integrating conservation targets and ecosystem services in landscape spatial planning from Portugal. **Landscape and Urban Planning**, v. 215, 2021.

VERHAGEN, W.; TEEFFELEN, A. J. A. V.; COMPAGNUCCI, A. B.; POGGIO, L.; GIMONA, A.; VERBURG, P. H. Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1457-1479, 2016.

VIEIRA, M. N.; ORNELLAS, J. L.; LOPES, E. R. D. N. Forest fragmentation in an unregulated protected area on the Atlantic Coast of Brazil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 15, n. 3, p. 1135-1148, 2022.

VILLAMAGNA, A. M.; ANGERMEIER, P. L.; BENNET, E. M. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. **Ecological Complexity**, v. 15, n. 114-121, 2013.

VOGT, P.; RIITERS, K. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. **European Journal of Remote Sensing**, v. 50, n. 1, p. 352-361, 2017.

WANG, F.; YUAN, X.; ZHOU, L.; ZHANG, M. Integrating ecosystem services and landscape connectivity to construct and optimize ecological security patterns: a case study in the central urban area Chongqing municipality, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 43138-43154, 2022.

WATSON, K. B.; GALFORD, G. L.; SONTER, L. J.; KOH, I.; RICKETTS, T. H. Effects of human demand on conservation planning for biodiversity and ecosystem services. **Conservation Biology**, v. 33, n. 4, p. 942-952, 2019.

WATSON, K. B.; RICKETTS, T.; GALFORD, G.; POLASKY, S.; O'NIEL-DUNNE, J. Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT. **Ecological Economics**, v. 130, p. 16-24, 2016.

WHITEHEAD, A. L.; KUJALA, H.; IVES, C D.; GORDON, A.; LENTINI, P. E.; WINTLE, B. A.; NICHOLSON, E.; RAYMOND, C. M. Integrating Biological and Social Values When Prioritizing Places for Biodiversity Conservation. **Conservation Biology**, v. 0, n. 0, p. 1-12, 2014.

WICKHAM, H. **Elegant Graphics for Data Analysis**. 2 ed. Springer, New York.

WILLEMEN, L.; HEIN, L.; MENSVOORT, M. E. F. V.; VERBURG, P. H. Space for people, plants and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 62-73, 2010.

WINAGRASKI, E.; DEUS, K. H. P. De.; MARCELINO, V. R.; FILHO, P. C. D. O. Fragmentação florestal do entorno da floresta nacional de Irati. **Ciência e Natura**, v. 40, 2018.

WOLDEYOHANNES, A.; COTTER, M.; BIRU, W. D.; KELBORO, G. Assessing Changes in Ecosystem Service Values over 1985-2050 in Response to Land Use and Land Cover Dynamics in Abaya-Chamo Basin, Southern Ethiopia. **Land**, v. 9, n. 2, p. 1-22, 2020.

WOLFF, S.; SCHULP, C. J. E.; VERBURG, P. H. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. **Ecological Indicators**, v. 55, p. 159-171, 2015.

World Wide Fund Nature - Brasil.; **Relatório de Parcerias corporativas**: visão das parcerias corporativas WWF-Brasil ano fiscal 2020, relatório. São Paulo: WWF-Brasil. 2021

XIANG, H.; WANG, Z.; MAO, D.; ZHANG, J.; XI, Y.; DU, B.; ZHANG, B. What did China's National Wetland Conservation Program Achieve? Observations of changes in land cover and ecosystem services in the Sanjiang Plain. **Journal of Environmental Management**, v. 267, 2020.

YAHDJIAN, L.; SALA, O. E.; HAVSTAD, K. M. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. **Ecol Environ**, v. 13, n. 1, p. 44-51, 2015.

YU, M.; HUANG, Y.; CHENG, X.; TIAN, J. An ArcMap plug-in for calculating landscape metrics of vector data. **Ecological Informatics**, v. 50, p. 207-219, 2019.

ZASADA, I. Multifunctional peri-urban agriculture – A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. **Land Use Policy**, v. 28, p. 639-648, 2011.

ZUUR, A. F.; LENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, p. 3-14, 2010.