



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



Dinâmica da paisagem e fragmentação de ecossistemas em três bacias hidrográficas na Amazônia Oriental entre 1985 e 2019

Vítor Abner Borges Dutra¹ Maurício Humberto Vancine² Aline Maria Meiguins de Lima³ Peter Mann de Toledo⁴

1 Doutorando em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Instituto de Geociências, Rua Augusto Corrêa, 01, 66075-110, Belém (PA), Brasil. abner_dutra@hotmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-9144-6934>

2 Doutorando em Ecologia, Evolução e Biodiversidade pela Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho” (Unesp). Instituto de Biociências de Rio Claro, Departamento de Biodiversidade, Bela Vista, 1515, 13506-900, Rio Claro (SP), Brasil. mauricio.vancine@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0001-9650-7575>

3 Doutora em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido pela UFPA. Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UFPA. Instituto de Geociências, Rua Augusto Corrêa, 01, 66075-110, Belém (PA), Brasil. ameiguins@ufpa.br

<https://orcid.org/0000-0002-0594-0187>

4 PhD in Geology pela University of Colorado. Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UFPA. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Coordenação do Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CCST), Avenida dos Astronautas, 1758, 12227-010, São José dos Campos (SP), Brasil. peter.toledo@hotmail.com

Artigo recebido em 06/11/2022 e aceito em 22/02/2023

Resumo

O Nordeste Paraense sofreu profundas mudanças no decorrer dos seus ciclos de ocupação. Nessa região, a conversão de floresta para outras classes de uso e cobertura da terra ocorre há centenas de anos. Com o advento do Sensoriamento Remoto, é possível quantificar essas mudanças. Nesse sentido, o objetivo do estudo foi analisar a dinâmica da paisagem de três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense entre 1985 e 2019 e as implicações dessas mudanças nas classes de formação florestal e mangue. A metodologia adotada abrangeu ferramentas associadas às geotecnologias no subsídio de uma análise integrada no âmbito das bacias hidrográficas. Os resultados evidenciaram uma conversão de floresta para pastagem proporcional à área do município de Castanhal/PA (aproximadamente 1.000 km²). A maior faixa de alteração ficou concentrada nas áreas de nascentes das bacias hidrográficas, como o expressivo aumento de 159% do número de manchas da classe formação florestal (de 2547 para 6604); a redução da média da área de mancha de formação florestal de 121,9 para 31,9 ha; e a redução do percentual de núcleo dessa classe de 33,7 para 16,2%. Por outro lado, não foram evidenciadas mudanças significativas na classe de mangue na área de estudo. Assim, as medidas de conservação e recuperação de áreas importantes para a manutenção dos ecossistemas costeiros e sistemas hídricos locais devem ser priorizadas pelos tomadores de decisão.

Palavras-chave: MapBiomias; Formação florestal; Pastagem; Mangue; Métricas de paisagem.

Landscape dynamics and ecosystem fragmentation in three river basins in the Eastern Amazon between 1985 and 2019

Abstract

Pará's Northeast has undergone deep changes during its occupation cycles. In this region, the conversion of forest to other classes of land use and cover has been going on for hundreds of years. With the advent of Remote Sensing, it is possible to quantify these changes. In this sense, the objective of the study was to analyze the landscape dynamics of three watersheds in Pará's Northeast between 1985 and 2019, and the implications of these changes in the classes of forest formation and mangrove. The methodology adopted included tools associated with geotechnologies to support an integrated analysis within the scope of watersheds. The results showed a conversion of forest to pasture proportional to the area of the municipality of Castanhal/PA (approximately 1,000 km²). The largest range of alteration was concentrated in the areas of headwaters of the hydrographic basins, such as the expressive increase of 159% in the number of patches of the forest formation class (from 2547 to 6604); the reduction of the average area of forest formation patch from 121.9 to 31.9 ha; and the reduction in the core percentage of this class from 33.7 to 16.2%. On the other hand, no significant changes were observed in the mangrove class in the study area. Thus, measures for the conservation and recovery of important areas for the maintenance of coastal ecosystems and local water systems must be prioritized by decision-makers.

Keywords: MapBiomias; Forest formation; Pasture; Mangrove; Landscape metrics.

Introdução

A Amazônia sofreu profundas mudanças estruturais desde a chegada dos europeus às terras indígenas (Becker, 2005). No Nordeste Paraense houve um processo de ocupação desigual, com pelo menos três grandes ciclos de ocupação. O primeiro iniciou-se no século XVI, quando os municípios na região surgiam em função das incursões realizadas pelos portugueses no interior do Pará com a ideia da “constituição do Novo Mundo”, através do uso dos recursos hídricos para navegação, em especial os das bacias hidrográficas dos rios Acará, Guamá e Capim para expansão dos empreendimentos europeus (Barbosa et al., 2011).

O segundo ciclo de ocupação do Nordeste Paraense iniciou-se no século XX e se estendeu até os anos 1980. Esse processo foi impulsionado pela antiga ferrovia Belém-Bragança (Vieira et al., 2007). Além disso, houve a construção e inauguração de grandes rodovias no contexto do Programa de Integração Nacional (PIN) (Souza, 2020), como a BR-010 (rodovia Belém-Brasília), a BR-316 e a BR-222 (Becker, 2005; Brasil, 1970). Essas influências geopolíticas implicaram em fluxos migratórios de pessoas de outros estados para a região, resultando na formação de pequenas vilas, que por sua vez, originaram novos municípios no Nordeste Paraense (Barbosa et al., 2011).

O terceiro ciclo de ocupação do Nordeste Paraense iniciou-se no final do século XX e se estende até os tempos atuais, com a existência de diversos fenômenos concomitantes e inter-relacionados, a citar: disputa entre racionalidades mercantil (extrativista) e industrial; fomento público à apropriação de grandes glebas de terra para empreendimentos rurais privados; aberturas de projetos de assentamentos rurais, mas com forte base urbana; transformação do capital rural em capital urbano; disputa por terras públicas; surgimento de cidades novas às margens das rodovias, dentre outros (Cardoso et al., 2020).

Nesse sentido, destacam-se diferentes processos de transformação da paisagem: produção maciça de *commodities*; foco em infraestrutura logística para produção e exportação; surgimento de cidades; expansão urbana indiscriminada em surtos de investimento curtos; acirramento de conflitos por terra; aumento de conflitos e injustiças socioambientais; aprofundamento das condições de precariedade urbana em cidades polo e metrópoles amazônicas etc. (Cardoso et al., 2020; Santos et al., 2020b). As contribuições científicas para esse contexto perpassam pela indicação de melhoria de eficiência do uso de recursos naturais, ênfase na gestão socioambiental associada ao

retorno econômico justo, indicação de áreas prioritárias para conservação de biodiversidade etc.

De modo geral, a proteção dos recursos ambientais desdobra-se principalmente no escopo legal. Aspectos sobre recursos hídricos (como a Lei nº 9.433-1997 – Política Nacional de Recursos Hídricos, PNRH) e florestais (como a Lei nº 12.651-2012 – Código Florestal Brasileiro, CFB) se inter-relacionam no contexto da gestão de áreas ambientalmente protegidas (como as tipologias dadas na Lei nº 9.985-2000 – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, SNUC) (Brasil, 1997, 2000, 2012). Essas questões, por sua vez, abrangem análises espaço-temporais. Logo, as geotecnologias são indispensáveis aos estudos sobre mudanças de uso e cobertura da terra.

O Nordeste Paraense é palco de mudanças significativas há séculos. Desta forma, faz-se necessário o uso de instrumentos de análise geoespacial, de alcance regional, para subsídio à formulação de análises que permitam entender as relações estabelecidas na paisagem, as perdas e os ganhos de cobertura florestal e os fatores necessários para manutenção de condições de descarga e recarga hídrica nas bacias hidrográficas. O monitoramento da superfície terrestre através de ferramentas de Sensoriamento Remoto possibilita quantificar as mudanças de uso e cobertura da terra e identificar ameaças aos ecossistemas e modos de vida locais. A aplicação dessas metodologias auxilia o processo de tomada de decisão por parte dos gestores públicos e das comunidades locais (Jensen, 2014).

Desse modo, é importante destacar os conceitos mais relevantes que envolvem os processos metodológicos. A mudança de cobertura da terra é definida como a perda de áreas naturais (como formações florestais) para o desenvolvimento urbano ou exurbano, ou ainda a perda de áreas agrícolas para o desenvolvimento urbano ou exurbano (Sealey et al., 2018). Na Amazônia, essas mudanças inserem-se no contexto de diferentes escalas de bacias hidrográficas. Por sua vez, a bacia hidrográfica é a área definida topograficamente, drenada por um curso d'água ou por um sistema interligado de cursos d'água, compreendendo toda a área de captação natural da precipitação, proporcionando escoamento superficial para o canal principal e seus tributários, cuja vazão afluenta descarrega em um exutório (De Hon, 2010; Rao et al., 2015). Mudanças no uso da terra, como desmatamento para conversão em áreas de agricultura e pastagens, são fortes impulsionadores que afetam a quantidade e a qualidade da água dos córregos nas bacias hidrográficas (Tanaka et al., 2016).

As legislações ambientais mencionadas se relacionam com a temática através da lógica de proteção dos recursos ambientais e da promoção da adequada gestão destes para garantia de um meio ambiente ecologicamente equilibrado. A PNRH denota que a gestão dos recursos hídricos deve ser integrada à gestão ambiental, a qual deve ser articulada com a gestão do uso do solo. O uso do solo deve ser compatibilizado e harmonizado entre o uso produtivo da terra e a preservação da água, do solo e da vegetação (Brasil, 1997).

Nessa lógica, destacam-se as Áreas de Preservação Permanente (APPs), definidas como áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade; além de propiciar o fluxo gênico de fauna e flora; proteger o solo; e garantir o bem-estar das populações humanas. As APPs possuem diferentes tipologias, a citar: faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene ou intermitente, desde a borda da calha do leito regular, em diferentes larguras; áreas no entorno dos lagos e das lagoas naturais; áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes; restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues; manguezais, em toda sua extensão, dentre outras (Brasil, 2012).

Os manguezais ocorrem em grande extensão na zona costeira do Nordeste Paraense. Esses ecossistemas são protegidos também enquanto Unidades de Conservação (UCs) de diferentes tipologias. UCs são definidas como espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais importantes; legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos; sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (Brasil, 2000). Logo, os manguezais podem possuir caráter de dupla proteção, seja como APP, seja como UC.

As formações florestais do Nordeste Paraense sofreram mudanças significativas em função dos diferentes modos de ocupação que ocorreram e ocorrem na região. As mudanças na estrutura da paisagem podem ser monitoradas através das geotecnologias, as quais estão inseridas no escopo das Ciências de Informações Geográficas e englobam diversas artes e ciências que podem atuar conjunta e harmonicamente entre si, como Sensoriamento Remoto, Cartografia, Agrimensura e Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) (Srivastava et al., 2020). Essas artes e ciências se inter-relacionam na pesquisa das Ciências Físicas, Biológicas e Sociais, e sobretudo nas Ciências Ambientais.

Uma abordagem importante que utiliza dados das geotecnologias é a Ecologia de Paisagem, pois trata a interação entre os padrões espaciais e processos ecológicos, ou seja, as causas e consequências da heterogeneidade espacial em várias escalas (Turner & Gardner, 2015). A Ecologia de Paisagem é uma disciplina fundamental ao estudo da fragmentação de habitat e conservação de espécies e ecossistemas, possibilitando a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, sendo relevante à mitigação de problemas socioambientais (Metzger, 2001).

Uma ferramenta das geotecnologias é o Google Earth Engine (GEE), definido como uma plataforma baseada em nuvem para análise geoespacial em escala planetária, que traz os recursos computacionais do Google para lidar com questões socioambientais e econômicas, como desmatamento, seca, desastres, doenças, segurança alimentar, gerenciamento hídrico, monitoramento do clima e proteção ambiental (Gorelick et al., 2017).

No contexto do Brasil, uma importante iniciativa no escopo das geotecnologias é o Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias), pois utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados, desenvolvidos e operados a partir da plataforma GEE para gerar séries históricas em mapas anuais de cobertura e uso da terra no Brasil. As classes mapeadas pelo MapBiomias estão dentro dos eixos principais: floresta, formação não-florestal, agricultura, área não vegetada, água e área não observada (Souza Jr. et al., 2020). As coleções do MapBiomias passam por constante aprimoramento, com disponibilidade temporal de 1985 até os tempos atuais – no caso da coleção 6, o último ano disponível foi 2020 (MapBiomias, 2022).

Esse conjunto de ferramentas pode ser utilizado para processamento e análise de dados geoespaciais em diferentes linguagens, como Python, JavaScript, R, dentre outras. Nesse sentido, optou-se por integrar ambiente SIG (software QGIS), GEE e R para tratamento dos dados do MapBiomias (Gorelick et al., 2017; Souza Jr. et al., 2020).

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica da paisagem de três bacias hidrográficas no Nordeste Paraense entre 1985 e 2019 e as implicações dessas mudanças nas classes de formação florestal e mangue.

Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo (Figura 1) abrange 12 municípios paraenses: Castanhal, Curuçá, Igarapé-Açu, Magalhães Barata, Maracanã, Marapanim, Santo Antônio do Tauá, São Caetano de Odivelas, São Francisco do Pará, São João da Ponta, Terra Alta e Vigia. Esses municípios estão inseridos na divisão administrativa “Região de Integração Guamá” adotada pelo governo do Pará, ou ainda na chamada “Região Intermediária de Castanhal” (anteriormente “Mesorregião do Nordeste

Paraense”) adotada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

De modo geral, os municípios da área de estudo possuem similaridades de ocupação, nível social e dinamismo econômico (IBGE, 2017; Pará, 2008, 2019).

A área de estudo está inserida dentro da Região Hidrográfica da Costa Atlântica Nordeste Ocidental, especificamente dentro da Microrregião Hidrográfica Piriá/Macaranã (IBGE & ANA, 2021). Em termos de nomenclatura popular e regional, a área estudada compreende os rios Caripi (ou Cajiri), Curuçá, Marapanim, Mocajuba e Mojuim (ou Barreto) (SEIRH, 2021).

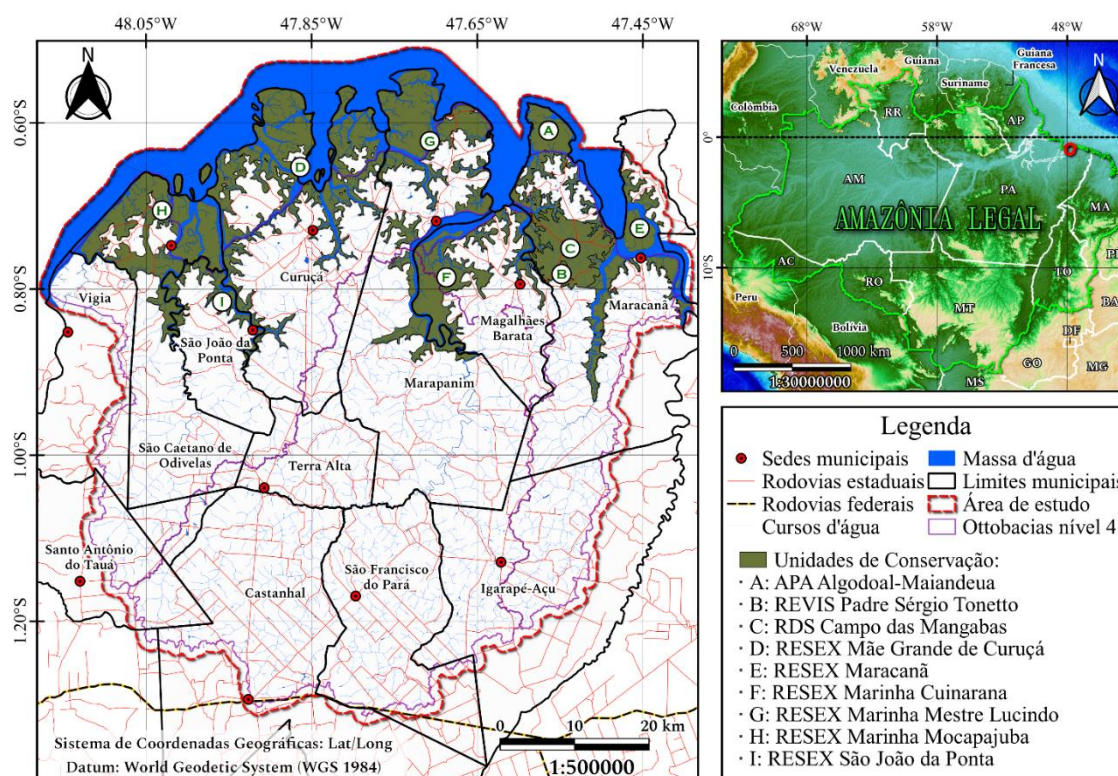


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo contendo as principais divisões administrativas e ambientais. Fonte: Adaptado de Amante & Eakins (2009); DNIT (2021); IBGE (2020); ICMBio (2021); IDEFLOR-Bio (2021); SEIRH (2021); e Tapiquén (2020).

A codificação de bacia hidrográfica utilizada foi a de Otto Pfafstetter. A Bacia Hidrográfica Ottocodificada (BHO) é um método de subdivisão e codificação de bacias hidrográficas com uso de dez algarismos, diretamente relacionado com a área de drenagem dos cursos d’água. As BHO partem da escala continental (nível 1) até chegarem na escala local, como faixas inter e intramunicipais (níveis 5 e 6) (IBGE & ANA, 2021; MMA, 2002).

Estudos envolvendo mudanças de uso da terra podem utilizar a divisão de BHO como área de estudo (Sadeck et al., 2019). Dessa forma, as BHO utilizadas neste trabalho foram interpretadas

pela ordem de grandeza nível 4, totalizando três bacias: 7197, 7198 e 7199. Criou-se um buffer de 1 km no entorno dos limites das BHO e das feições de mangues para abranger faixas costeiras, o que somou área total de aproximadamente 5.500 km².

Há nove UCs na área de estudo, as quais compreendem 1.305 km² de extensão, ou seja, 24% do total da área estudada (Tabela 1). Esse encadeamento de áreas protegidas se estende em toda zona costeira da região e abrange em sua maior parte o ecossistema de manguezal (Brasil, 2000; ICMBio, 2021; IDEFLOR-Bio, 2021).

Em relação aos aspectos socioeconômicos, a área de estudo comporta diferentes atores locais,

como ribeirinhos, comunitários/extrativistas, pequenos produtores rurais e população urbana (Abreu et al., 2020; Santos et al., 2020a).

O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) para os municípios da área de estudo variou de 0,570 (Maracanã) a 0,673 (Castanhal) em 2010 – em contraste, a média brasileira foi de 0,727 no mesmo ano (PNUD, IPEA & FJP, 2013).

Os agricultores da região adotam sistemas produtivos com uso de mão de obra familiar. Estudos apontam que atualmente há predominância das classes de pastagem e vegetação secundária na

região (Barbosa et al., 2016; Cordeiro et al., 2017; Vieira et al., 2003).

No processo de análise espacial, os anos de 1985 e 2019 foram escolhidos por exprimirem a maior disponibilidade temporal de dados classificados pelo Projeto MapBiomias. Os anos de 2020 e 2021 não foram considerados na análise em função da pandemia do vírus SARS-CoV-2 (Covid-19) – as consequências da pandemia sobre os padrões de mudança de uso e cobertura da terra de uma região em um curto período ainda são desconhecidas.

Tabela 1. UCs existentes na área de estudo.

1 Refúgio de Vida Silvestre; 2 Reserva Extrativista; 3 Reserva de Desenvolvimento Sustentável; 4 Área de Proteção Ambiental; * Unidade de Proteção Integral: não permite o consumo, a coleta, o dano ou a destruição dos recursos naturais; ** Unidade de Uso Sustentável: permite a exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, mantendo a

Nome da UC	Grupo	Ato Legal de Criação	Órgão Gestor	Área (km ²)	% da área total
REVIS ¹ Padre Sérgio Tonetto	PI*	Decreto nº 1.567-2016	Ideflor-bio	3,39	0,06%
RESEX ² Mãe Grande de Curuçá	US**	Decreto S/N-2002	ICMBio	368,28	6,70%
RESEX Maracanã	US	Decreto S/N-2002	ICMBio	212,02	3,85%
RESEX Marinha Cuinarana	US	Decreto S/N-2014	ICMBio	110,36	2,01%
RESEX Marinha Mestre Lucindo	US	Decreto S/N-2014	ICMBio	264,62	4,81%
RESEX Marinha Mocapajuba	US	Decreto S/N-2014	ICMBio	210,28	3,82%
RESEX São João da Ponta	US	Decreto S/N-2002	ICMBio	34,10	0,62%
RDS ³ Campo das Mangabas	US	Decreto nº 1.567-2016	Ideflor-bio	70,54	1,28%
APA ⁴ de Algodual-Maiandeuá	US	Lei Ordinária nº 5.621-1990	Ideflor-bio	31,10	0,57%

biodiversidade e os demais atributos ecológicos

Fonte: Adaptado de Brasil (2000); ICMBio (2021); e IDEFLOR-Bio (2021).

Coleta e análise de dados

A Figura 2 ilustra as principais etapas metodológicas adotadas para o alcance do objetivo proposto. Os dados vetoriais de BHO foram adquiridos no Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos do Pará (SEIRH). Os vetores de BHO foram filtrados em SIG, com posterior importação para o GEE, onde realizou-se o recorte matricial dos dados MapBiomias respectivos aos limites da área de estudo.

Os dados MapBiomias foram coletados por script escrito em JavaScript adaptado no GEE, com seleção de todas as classes de uso e cobertura da terra disponíveis na coleção 6 para 1985 e 2019. Os dados matriciais foram geoprocessados em SIG, com as seguintes etapas: projeção do Sistema de

Referência de coordenadas geográficas (latitude e longitude, WGS 84) para planas (Universal Transversa de Mercator – UTM, SIRGAS 2000, Zona 23 Sul); vetorização; e cálculos de áreas (em km²) das UCs e classes.

Os dados vetoriais e matriciais sofreram tratamento estatístico em R (R Core Team, 2021) por meio dos pacotes ggplot2, networkD3 e landscapemetrics (Hesselbarth et al., 2019). Adicionalmente, os pacotes tidyverse, dplyr, raster, terra, viridis e tmap foram usados para transformações e leituras de dados (Fletcher & Fortin, 2018).

Os arquivos matriciais foram usados para composição da matriz de transição e do diagrama de Sankey. Os mapas foram compostos em SIG (QGIS.org, 2021).

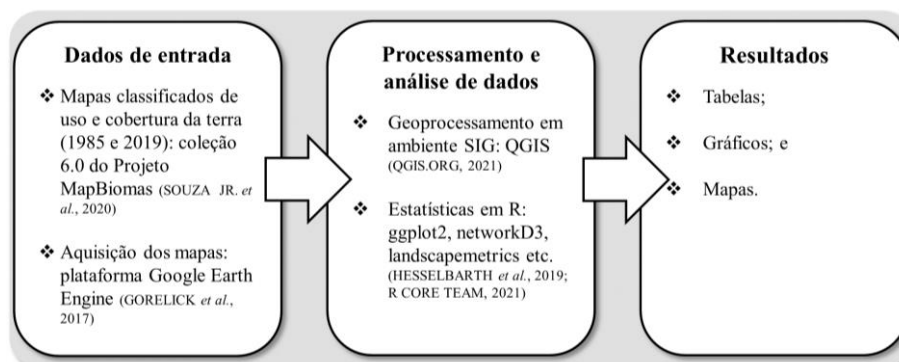


Figura 2. Fluxograma metodológico adotado no estudo. Fonte: Adaptado de Gorelick et al. (2017); Hesselbarth et al. (2019); QGIS Org (2021); R Core Team (2021); e Souza Jr. et al. (2020).

Apesar da área total dos arquivos vetoriais ter resultado em aproximadamente 5.500 km² (buffer de 1 km das BHO e UCs), a área total dos arquivos matriciais (MapBiomias) foi 5.224,54 km², pois a classificação não incorpora todos os pixels da zona costeira brasileira.

Os dados geoprocessados serviram de entrada para as análises de métricas de paisagem para as classes formação florestal e mangue, conforme Tabela 2.

Tabela 2. Métricas de classe adotadas para formação florestal e mangue nos anos de 1985 e 2019. Fonte: Adaptado de Hesselbarth et al. (2019).

Métrica de classe	Descrição
Percentual de mancha (%)	Calcula a porcentagem de paisagem da classe (métrica de área e borda)
Percentual de núcleo (%)	Calcula a porcentagem da área central da paisagem (métrica de núcleo de classe)
Número de manchas	Quantifica o número de manchas (métrica de agregação)
Densidade de mancha (n°/100 ha)	Calcula a densidade de mancha (métrica de agregação)
Densidade de borda (m/ha)	Calcula a densidade da borda (métrica de área e borda)
Índice de agregação (%)	Calcula o índice de agregação (métrica de agregação)
Média da distância euclidiana (m)	Calcula a média da distância euclidiana do vizinho mais próximo (métrica de agregação)
Média da área de mancha (ha)	Calcula a média da área da mancha (métrica de área e borda)
Média do índice de área de núcleo (%)	Calcula a média do índice da área central (métrica de núcleo de classe)
Média do índice de forma	Calcula a média do índice de forma (métrica de forma)

Resultados e discussão

Uso e cobertura da terra em 1985 e 2019

A Figura 3 mostrou a distribuição das classes na área de estudo. Em 1985 foram detectadas 14 classes: formação florestal (**FF**); formação savânica (**FS**); mangue (**MA**); campo alagado e área pantanosa (**CA**); formação campestre (**FC**); pastagem (**PS**); praia, duna e areal (**PD**); área urbanizada (**AU**); outras áreas não vegetadas (**OA**); mineração (**MN**); apicum (**AP**); rio lago e oceano (**RL**); outras lavouras temporárias (**OT**); e outras lavouras perenes (**OP**). Em 2019 foram detectadas 15 classes, com repetição de todas as de 1985 e o acréscimo da silvicultura (**SV**).

É possível inferir, através da Figura 3, que a histórica antropização do Nordeste Paraense tem

se manifestado nas últimas décadas por meio da transformação de **FF** em **PS** (Abreu et al., 2020). As áreas de **PS** têm avançado em direção aos limites das UCs, o que pode implicar no aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas de manguezal e restinga, considerados fundamentais aos processos ecológicos e socioeconômicos existentes na região.

O comportamento evolutivo observado indicou que, de modo geral, houve perda tanto de **FF** (em maior proporção) quanto **MA** (em menor proporção) em função das atividades produtivas existentes na área de estudo. A antropização da região ocorreu e ocorre no sentido da cabeceira para a foz das bacias hidrográficas estudadas. Assim, há tendência de maior produção de sedimentos e perda de nascentes das bacias hidrográficas da região (Cavalcante et al., 2021).

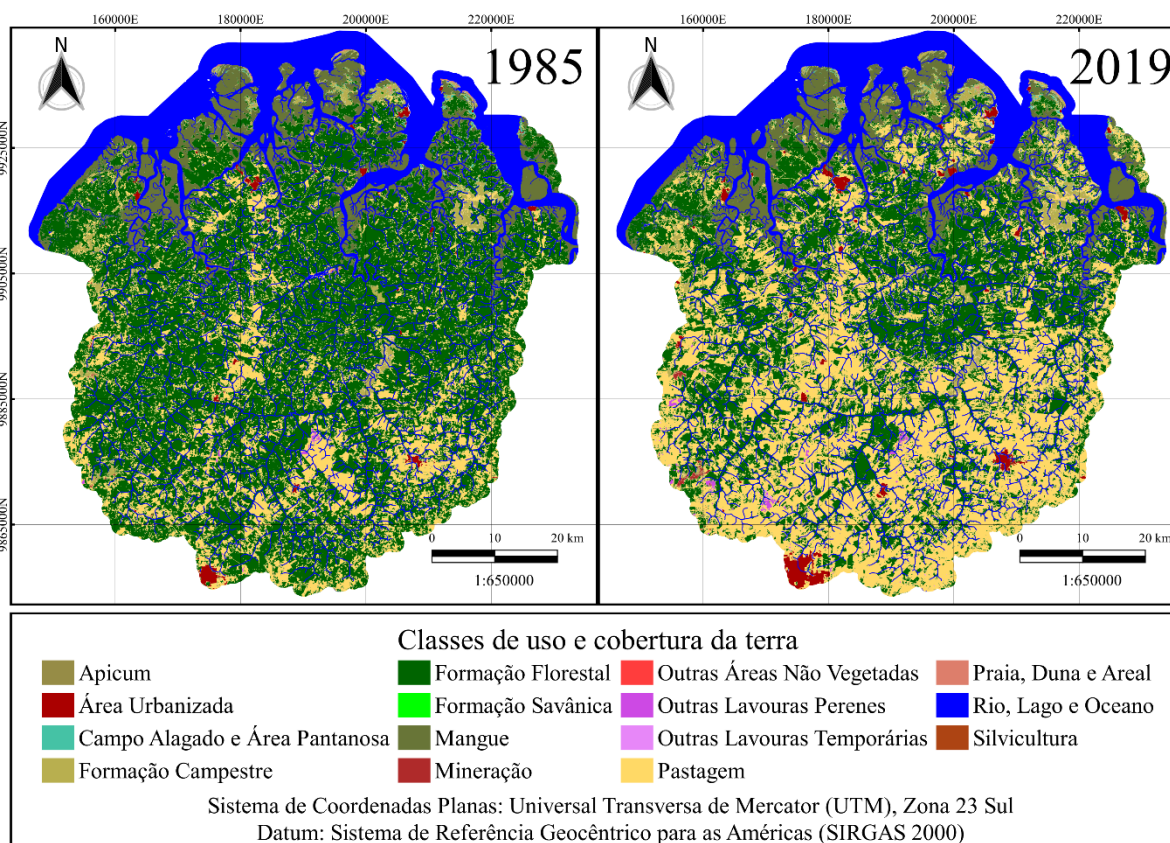


Figura 3. Espacialização das classes de uso e cobertura da terra na área de estudo em 1985 e 2019.

Apesar da ameaça do avanço de **PS**, a área de **MA** permaneceu relativamente constante nos 34 anos analisados. Isso pode estar relacionado ao fato de as populações tradicionais habitarem esses territórios. Esse aparente sucesso, atrelado à diligência dos seus habitantes, associa-se ao reconhecimento desses espaços como áreas ambientalmente protegidas tanto como UCs (principalmente RESEX, como visto na Tabela 1) quanto APPs.

As bordas com maior alteração coincidiram com as áreas de cabeceiras dos rios Caripi (ou Cajiri), Curuçá, Marapanim, Mocajuba e Mojuim (ou Barreto) – percebeu-se um processo de fragmentação formando um arco que cerca toda a borda sul da área de estudo. Observou-se ainda que, quanto mais se aproxima da zona litorânea, maior se torna a concentração de áreas com cobertura vegetal adensadas. Há fortes justificativas para esse padrão espacial – ao examinar a Figura 1, foi possível notar a proximidade dos divisores topográficos limites da área com os eixos de ligação viária das sedes municipais de Igarapé-Açu, São Francisco do Pará, Castanhal e Santo Antônio do Tauá. Cabe ressaltar que estradas enquanto proxies de mudanças de uso e cobertura da terra são um fenômeno conhecido (Ferrante et al., 2021; Hawbaker et al., 2006).

Mudanças de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2019

O Quadro 1 mostrou a dinâmica das mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo nos 34 anos analisados.

A interpretação do Quadro 1 deve ser feita da seguinte forma: a leitura no sentido das linhas demonstra as classes que ocorriam na área de estudo em 1985; a leitura no sentido das colunas exprime as classes dispostas na região em 2019; e a diagonal principal destaca o quanto de área de uma determinada classe permaneceu constante nos 34 anos analisados.

Apenas a classe **SV** não ocorria na área de estudo em 1985, ao passo que as demais classes transitaram entre si no período analisado. Todas as áreas foram interpretadas na unidade de km².

A classe **FF** sofreu redução significativa de sua área entre 1985 e 2019: de 3.120,70 km² passou para 2.117,22 km², ou seja, uma redução de mais de 1.000 km², ou 32% do total da classe. Essa área é quase do tamanho do município de Castanhal (1.029 km²), o maior da área de estudo. **FF** representava 59,73% dos 5.224,54 km² da área de estudo em 1985 e passou a representar somente 40,52% desse total em 2019.

Quadro 1. Mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo entre 1985 e 2019, áreas em km².

		↓ 2019 ↓														Total (km ²)	% do total da área		
Classe	FF	FS	MA	CA	FC	PS	PD	AU	OA	MN	AP	RL	OT	OP	SV				
↓ 1985 ↓	FF	1823,97	0,03	12,64	0,24	1,29	1256,76	0,02	14,69	0,01	0,78	0,00	2,23	2,60	4,66	0,79	3120,70	59,73%	
	FS	0,02	0,30	0,00	0,04	0,06	0,53	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,98	0,02%	
	MA	10,87	0,00	511,99	0,04	0,66	0,05	0,05	0,02	0,00	0,00	0,01	12,98	0,00	0,00	0,00	0,00	536,67	10,27%
	CA	0,08	0,02	0,11	9,88	0,38	0,55	0,00	0,65	0,00	0,00	0,00	0,02	0,17	0,00	0,00	0,00	11,87	0,23%
	FC	0,82	0,05	2,35	0,40	85,80	10,39	0,32	0,71	0,01	2,98	0,17	2,36	0,16	0,00	0,00	0,00	106,51	2,04%
	PS	278,03	0,17	0,11	0,10	6,77	740,31	0,01	16,48	0,00	0,72	0,00	0,41	2,78	2,37	0,37	1048,62	20,07%	
	PD	0,00	0,00	0,09	0,01	1,10	0,18	1,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,98	0,00	0,00	0,00	3,39	0,06%	
	AU	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	25,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,40	0,49%
	OA	0,17	0,00	0,00	0,00	0,34	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	1,01	0,02%
	MN	0,01	0,00	0,00	0,00	0,10	0,02	0,00	0,00	0,00	0,53	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,01%
	AP	0,00	0,00	0,22	0,00	0,17	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00	0,07	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,01%
	RL	2,65	0,00	18,32	0,06	6,10	0,52	1,30	0,13	0,00	0,00	0,07	334,16	0,01	0,00	0,00	0,00	363,32	6,95%
	OT	0,62	0,00	0,23	0,00	0,04	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	1,42	0,03%
	OP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,15	0,02	3,24	0,06%	
Total (km ²)	2117,22	0,58	546,06	10,78	102,81	2010,30	2,74	58,16	0,02	5,00	0,34	353,39	5,76	10,18	1,19	5224,54	100%		
% do total da área	40,52%	0,01%	10,45%	0,21%	1,97%	38,48%	0,05%	1,11%	0,00%	0,10%	0,01%	6,76%	0,11%	0,19%	0,02%	100%			

FF = Formação Florestal; FS = Formação Savânica; MA = Mangue; CA = Campo Alagado e Área Pantanosa; FC = Formação Campestre; PS = Pastagem; PD = Praia, Duna e Areal; AU = Área Urbanizada; OA = Outras Áreas Não Vegetadas; MN = Mineração; AP = Apicum; RL = Rio, Lago e Oceano; OT = Outras Lavouras Temporárias; OP = Outras Lavouras Perenes; SV = Silvicultura.

A substituição da classe de FF por PS foi significativa, pois dos 3.120,70 km² originais em 1985, cerca de 1.256,76 km² de FF foram convertidos em PS, ou 40% do total da classe. A segunda maior conversão de FF foi para AU, com 14,69 km² convertidos para essa classe. Outra peculiaridade foi a aparente “transformação” de 0,79 km² de FF para classe SV – essas áreas provavelmente sofreram algum tipo de intervenção antrópica em um ano intermediário, com posterior reconversão em floresta plantada até o ano de 2019.

As áreas de PS contabilizavam 1.048,62 km² em 1985, representando 20,07% do total da área de estudo. Em 2019, PS passou a contabilizar 2.010,30 km², um aumento de 961,68 km² (ou 92%) em 34 anos. Por outro lado, uma fração das áreas de PS foram convertidas para classe FF no mesmo período: cerca de 278,03 km² podem ter sido áreas regeneradas como critério de recomposição vegetal obrigatória imposta pelo CFB. Destaca-se que o CFB trouxe diferentes tipologias de regeneração de APPs desmatadas para as propriedades rurais, dependendo da quantidade de módulos fiscais e o período em que ocorreu o desmatamento (BRASIL, 2012).

A classe de MA permaneceu relativamente constante no período analisado: de 536,67 km² aumentou para 546,06 km² entre 1985 e 2019. Nos 34 anos analisados, foi possível notar alternância

das classes PD, AP, RL, e MA entre si em função da dinâmica natural costeira.

A classe AU aumentou significativamente no período analisado, passando de 25,40 km² (ou 0,49% do total da área de estudo) em 1985 para 58,16 km² (ou 1,11% do total da área de estudo) em 2019. As classes que mais foram convertidas em AU foram PS (16,48 km²) e FF (14,69 km²). Apesar de AU não ser uma área grande em relação ao total da área de estudo, é importante destacar que toda área urbana possui caráter não ergótico (também chamado de estado absorvente), ou seja, ela apenas se expande em direção às demais classes, com uma probabilidade virtualmente nula de ser reconvertida para outra classe no futuro. Isso implica afirmar que as cidades e os vilarejos próximos das UCs podem exercer mais pressões sobre os ecossistemas de manguezal no futuro.

A classe MN apresentou área de 0,67 km² em 1985 e aumentou para 5 km² em 2019. As classes convertidas para MN nos 34 anos foram FC (2,98 km²), FF (0,78 km²) e PS (0,72 km²). Embora seja uma área pequena em relação ao total da área estudada, a mineração deve passar por processo de licenciamento ambiental e constante monitoramento, de modo que não venha a afetar negativamente os recursos hídricos, florestais e edáficos nas suas imediações (área diretamente afetada, área de influência direta e área de influência indireta).

As classes **OT** e **OP** aumentaram entre 1985 e 2019. **OT** aumentou de 1,42 km² para 5,76 km², enquanto **OP** aumentou de 3,24 km² para 10,18 km² no mesmo período – essas classes podem estar associadas à presença de Sistemas Agroflorestais (SAFs) na região.

Abreu et al. (2020) sublinharam a necessidade da efetivação de política de ordenamento territorial na zona costeira paraense, principalmente com vistas à mitigação de conflitos associados aos múltiplos usos do solo. Os autores apontaram fatores como ocupação espontânea em APPs, pesca industrial, extrativismo mineral,

especulação imobiliária e erosão como pressões na região, as quais se desdobram em degradação de manguezais, alteração da qualidade da água estuarina, extração de areia em dunas e precarização de serviços.

A Figura 4 expressou um diagrama de Sankey como síntese visual das transições identificadas no Quadro 1. Notou-se a significativa transição de **FF** para **PS**. Foi possível perceber a conversão de **PS** para **FF**, mas em menor proporção. Evidenciou-se que **MA** permaneceu relativamente constante nos últimos 34 anos.

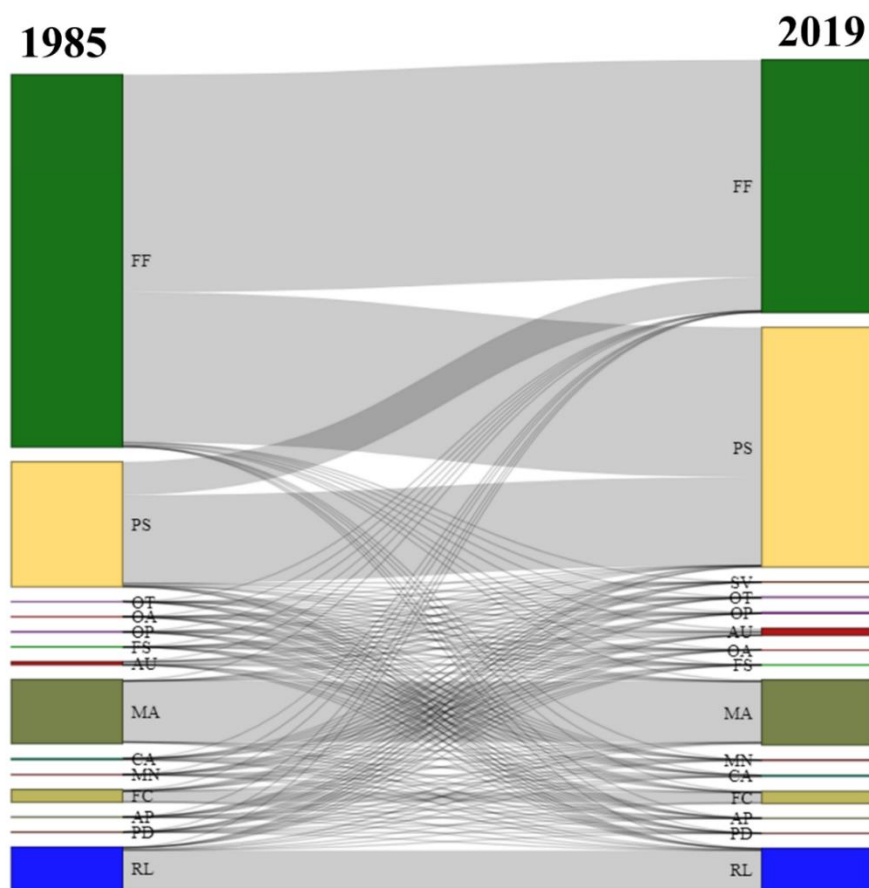


Figura 4. Transições de classes de uso e cobertura da terra da área de estudo em 34 anos.

Alterações nas classes de formação florestal e mangue entre 1985 e 2019

A Tabela 3 apresentou os resultados oriundos da análise de métricas de paisagem das classes **FF** e **MA** entre 1985 e 2019.

O percentual de mancha corroborou o que foi evidenciado no Quadro 1, ou seja, a classe **FF** reduziu de 59,7 para 40,5% do total da área de

estudo entre 1985 e 2019, ao passo que **MA** aumentou de 10,3 para 10,5% da área de estudo no mesmo período.

A Figura 5 é uma releitura do Quadro 1 e da Tabela 3, com ênfase nas métricas de paisagem mais relevantes para as classes **FF** e **MA**. Cada bloco da Figura 5 indica um comportamento distinto: redução, inalteração e aumento.

Tabela 3. Resultado das métricas de classe para formação florestal e mangue entre 1985 e 2019.

Métrica de classe	Formação Florestal 1985	Formação Florestal 2019	Mangue 1985	Mangue 2019
Percentual de mancha (%)	59,7	40,5	10,3	10,5
Percentual de núcleo (%)	33,7	16,2	5,9	5,9
Número de manchas	2547	6604	681	752
Densidade de mancha (nº/100 ha)	0,5	1,3	0,1	0,1
Densidade de borda (m/ha)	51,9	63,6	8,9	9,2
Índice de agregação (%)	93,5	88,2	93,5	93,4
Média da distância euclidiana (m)	116,0	98,0	136,2	157,5
Média da área de mancha (ha)	121,9	31,9	78,4	72,3
Média do índice de área de núcleo (%)	1,6	1,2	0,6	0,5
Média do índice de forma	1,7	1,8	2,3	2,3

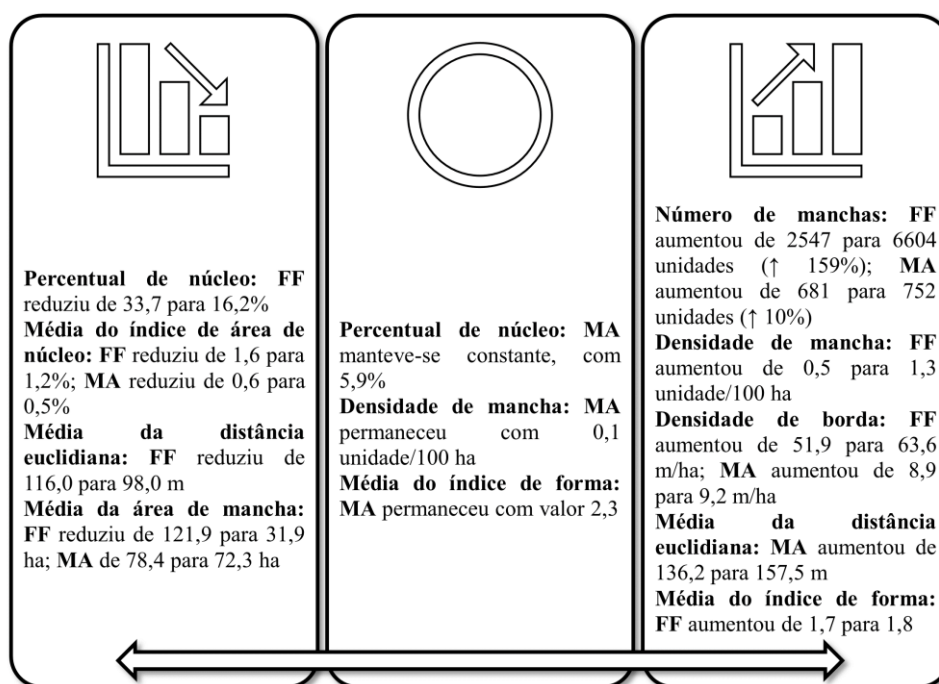


Figura 5. Resultados das métricas de paisagem para Formação Florestal (FF) e Mangue (MA) entre 1985 e 2019.

As relações observadas evidenciaram que o número de manchas de **FF** e **MA** sofreram incremento entre 1985 e 2019. Esta mudança implica no aumento do efeito de borda nas vegetações da área de estudo. Outra consequência do aumento de número de manchas é a redução das áreas de núcleo dessas classes. Desse modo, o desmatamento e aumento do número de manchas formam um sistema que se retroalimenta e transcorre em menor grau de preservação dos recursos florestais, hídricos e edáficos locais.

Os achados são corroborados por Santos et al. (2019a), especialmente para a Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim (BHRM – a qual compõe uma das BHO da área de estudo deste trabalho), com identificação da relação entre redução de cobertura florestal e aumento de fragmentação florestal. No trabalho desses autores, notou-se um aumento da intensificação dos

impactos antropogênicos negativos sobre os ecossistemas locais entre 2004 e 2008, a exemplo do aumento do efeito de borda das manchas florestais e a intensificação de perda de biodiversidade.

A média da distância euclidiana se comportou antagonicamente entre as classes florestais: enquanto as manchas de **FF** ficaram mais próximas entre si, as manchas de **MA** ficaram mais distantes entre si. Infere-se que os antigos blocos contíguos de **FF** foram fragmentados e, por esta razão, os pequenos fragmentos oriundos dessa antropização ficaram mais próximos entre si, reduzindo a média global dessa métrica para **FF**. Por outro lado, **MA**, por estar presente principalmente em regiões legalmente protegidas (APPs para o CFB e UC para o SNUC) e sob uso sustentável pelas comunidades locais nas faixas

litorâneas, sofreu apenas fragmentações nas suas faixas mais distantes do exutório das BHO.

As BHO associadas aos rios Caripi (ou Cajiri), Mojuim (ou Barreto), Mocajuba e Curuçá foram beneficiadas pela presença da cobertura de **MA**, enquanto a BHRM, por ser a maior em área e majoritariamente coberta por **FF**, foi mais densamente alterada. Essa bacia, em função da sua localização e abrangência, tem sofrido alterações progressivas, como atestam Andrade et al. (2021), que evidenciaram o crescimento no uso inadequado das faixas de margem de rio e dos entornos de nascentes da região entre 1988 e 2017.

Adicionalmente, Andrade et al. (2020a) reforçaram que as faixas de remanescentes florestais estão sob pressão antrópica e apresentam maior fragilidade, desdobrando-se em pressão sobre as APPs da BHRM, sugerindo que sejam criadas políticas específicas para a preservação dos remanescentes vegetacionais naturais na bacia.

Em outro estudo, Andrade et al. (2020b) realizaram análise da estrutura da paisagem na BHRM em 2017, com ênfase nos fragmentos florestais para classe vegetação (análoga à **FF**). Nos resultados do estudo, os autores identificaram um tamanho médio de fragmento da ordem de 12,79 ha. Considerando apenas a área da BHRM, pode-se afirmar que há concordância dos dados com este estudo, visto o aumento significativo da fragmentação florestal ocorrido na região nas últimas décadas.

O considerável aumento do número de manchas de **FF** em 159% implicou na alteração de outras métricas de paisagem para essa mesma classe, como evidenciado no aumento da densidade de borda (de 51,9 para 63,6 m/ha) e na redução da média da área de mancha (de 121,9 para 31,9 ha). Além disso, a redução da média da distância euclidiana do vizinho mais próximo de 116 para 98 m pode, a priori, aparentar um aspecto ecologicamente positivo. No entanto, ao levar em consideração que o número de fragmentos de **FF** aumentou de 2.547 para 6.604 no período, infere-se que os blocos florestais em 1985 eram congregados e mais distantes entre si, e passaram a ser elevados em números em 2019, os quais ficaram mais próximos entre si, considerando a média para toda a área de estudo. Esses fatores são corroborados pela revisão de literatura do Nordeste Paraense e seus ciclos de ocupação, a qual evidenciou que a região sofreu e ainda sofre pressões antrópicas em diferentes intensidades.

Para Santos et al. (2019b), o aumento do número de manchas da floresta Amazônica indica que as atividades produtivas têm avançado sobre a floresta, comprometendo o tamanho de suas áreas, desdobrando-se no aumento do efeito de borda, na

elevação da perda de diversidade biológica e na diminuição da proteção do solo.

Apesar da aguda alteração da paisagem da área de estudo, a classe **MA** não sofreu mudanças tão intensas quanto **FF** no período analisado. Ao contrário da tendência vista para **FF**, a área de **MA** aumentou, passando de 536,67 km² (53.667 ha) em 1985 para 546,06 km² (54.606 ha) em 2019 (Quadro 1). Isso ocorreu principalmente em função da dinâmica natural do regime costeiro da região. Essa alteração implicou no aumento da distância euclidiana do vizinho mais próximo, passando de 136,2 para 157,5 m no período estudado – é possível observar que faixas de mangue surgiram na exutório das BHO da área de estudo, causando o aumento quantitativo dessa métrica de paisagem.

Outras métricas que sofreram pouca ou nenhuma alteração no período estudado para **MA** foram: número de manchas (681 para 752 unidades), percentual de núcleo de mancha (5,9% constante), índice de agregação (93,5 para 93,4%), índice de área de núcleo (0,6 para 0,5%) e índice de forma (constante em 2,3). Desse modo, pode-se inferir que o mangue sofreu menor impacto antrópico se comparado com a formação florestal na área de estudo nos últimos 34 anos, muito provavelmente devido ao tipo de ocupação e ao duplo caráter de proteção ambiental (APPs e UCs).

Assim, compreendeu-se que fragmentação da paisagem nas bacias hidrográficas da Amazônia Oriental ocorreu em detrimento da manutenção dos recursos florestais, consequentemente aumentando a vulnerabilidade dos recursos hídricos e edáficos locais.

Conclusões

O estudo foi relevante para o entendimento da proporção de perda de vegetação nas BHO no Nordeste Paraense, evidenciando urgência de mudança de paradigma na região.

Notou-se que, apesar da antropização ocorrida nos ciclos de ocupação do Nordeste Paraense, o IDHM da região permanece abaixo da média nacional. Portanto, tomadores de decisão, comunidades locais, academia, setor privado e terceiro setor devem unir esforços para identificar oportunidades socioambientais e econômicas pragmáticas para esses espaços e suas populações.

Recomendam-se para estudos futuros sobre essa região e suas bacias hidrográficas:

- Entendimento das dinâmicas das cadeias produtivas locais não diretamente ligadas às pastagens (**PS**), pois houve um aumento de Outras Lavouras Temporárias (**OT**) e Outras Lavouras Perenes (**OP**) na região;

- Identificação das áreas de pastagens degradadas e de melhorias tecnológicas e/ou usos alternativos do solo para essas áreas antropizadas e com baixa eficiência;
- Aplicação de outras métricas de paisagem para a região, de modo a evidenciar as vulnerabilidades florestais, hídricas e edáficas nas cabeceiras das bacias hidrográficas e facilitar a escolha de áreas prioritárias para recuperação;
- Proposição de técnicas de recuperação e restauração de áreas degradadas que sejam economicamente viáveis e adequadas à

realidade local, configurando aumento das áreas de Silvicultura (SV), a exemplo do incentivo aos SAFs previsto no CFB.

Agradecimentos

O primeiro autor agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro 88887.514635/2020-00. O segundo autor agradece a CAPES pelo auxílio financeiro 88887.513979/2020-00 e agradece a Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo pelo auxílio financeiro (processo nº 2022/01899-6).

2011 Território Nordeste Paraense: Desenvolvimento Sustentável e Gestão Estratégica dos Territórios Rurais no Estado do Pará.

<http://sit.mda.gov.br/download/ra/ra061.pdf>

Becker, B. K. 2005. Geopolítica da Amazônia. *Estudos Avançados*, 19(53), 71–86.

BRASIL. 1970. Decreto-Lei nº 1.106, de 16 de junho de 1970 - Cria o Programa de Integração Nacional, altera a legislação do imposto de renda das pessoas jurídicas na parte referente a incentivos fiscais e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1965-1988/del1106.htm

BRASIL. 1997 Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 - Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm

BRASIL. 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 - Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm

BRASIL. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 - Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651compilado.htm

Cardoso, A. C. D., Lima, J. J. F., Ponte, J. P. X., Ventura Neto, R. da S., & Rodrigues, R. M. 2020. Urban morphology of amazonian cities: the experience of the Amazon Cities Research Group of Federal University of Pará. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 12(e20190275), 1–18. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.012.e20190275>

Cavalcante, J. da C., Lima, A. M. M. de, Silva, J. C. C. da, Holanda, B. S. de, & Almeida, C. A. (2021). Temporal Analysis of the Mangrove Forest at the Mocajuba River Hydrographic

Referências

Abreu, W. L. de, Rocha, G. de M., Flores, M. do S. A., Ribeiro, É. R. F., Tamasauskas, C. E. P., & Gass, S. L. B. 2020. Zoneamento Geoambiental a partir das Unidades de Conservação: subsídios para a Gestão Integrada da Zona Costeira Paraense - Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 6(2020), 3042–3059.

Amante, C., & Eakins, B. W. 2009. ETOPO1 1 Arc-Minute Global Relief Model: Procedures, Data Sources and Analysis – Technical Memorandum NESDIS NGDC-24.

Andrade, Á. D. S., Amaral Ribeiro, S. D. C., Pereira, B. W. D. F., Bezerra, P. E. S., & Brandão, V. V. P. 2021. Conflito de uso do solo em Áreas de Preservação Permanente da Bacia Hidrográfica do rio Marapanim, nordeste do Pará. *Ciência e Natura*, 43, e20. <https://doi.org/10.5902/2179460x43036>

Andrade, Á. D. S., Ribeiro, S. D. C. A., Pereira, B. W. de F., & Brandão, V. V. P. (2020a). Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará. *Ciência Florestal*, 30(2), 406. <https://doi.org/10.5902/1980509835074>

Andrade, Á. D. S., Ribeiro, S. D. C. A., Pereira, B. W. de F., Brandão, V. V. P., & Ferreira, B. M. 2020b. Dinâmica da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, Pará, Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 11(4), 395–405. <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.004.0032>

Barbosa, C. C. de A., Atkinson, P. M., & Dearing, J. A. 2016. Extravagance in the commons: Resource exploitation and the frontiers of ecosystem service depletion in the Amazon estuary. *Science of the Total Environment*, 550, 6–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.072>

Barbosa, M. J. de S., Reis, A. A. dos, Andrade, W. D. C. de, Maciel, A. B., Almeida, V. F. de, Silva, W. C., Nunes, G. R. G., & Cruz, W. C.

- Basin-Pará. *Floresta e Ambiente*, 28(2), 1–14.
<https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2020-0073>
- Cordeiro, I. M. C. C., Arbage, M. J. C., & Schwartz, G. 2017. Nordeste do Pará: configuração atual e aspectos identitários. In *Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias* (1st ed., pp. 19–58). EDUFRA.
<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/162428/1/Livro-Nordeste-1.pdf>
- De Hon, R. A. 2010. Hydrologic provinces of Mars: Physiographic controls on drainage and ponding. In *Lakes on Mars*. Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52854-4.00003-9>
- DNIT. 2021. Repositório de Infraestrutura. Repositório DNITGeo – Geotecnologias Aplicadas.
<http://servicos.dnit.gov.br/dnitcloud/index.php/s/oTpPRmYs5AAdiNr?path=%2F>
- Ferrante, L., Andrade, M. B. T., & Fearnside, P. M. (2021). Land grabbing on Brazil’s Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation. *Land Use Policy*, 108(May), 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105559>
- Fletcher, R., & Fortin, M.-J. 2018. Spatial Ecology and Conservation Modeling. In *Spatial Ecology and Conservation Modeling*.
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-01989-1>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Hawbaker, T. J., Radeloff, V. C., Clayton, M. K., Hammer, R. B., & Gonzalez-Abraham, C. E. 2006. Road Development, Housing Growth, And Landscape Fragmentation In Northern Wisconsin: 1937-1999. *Ecological Applications*, 16(4), 1222–1237.
[https://doi.org/10.1890/1051-761\(2006\)016\[1222:RDHGAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-761(2006)016[1222:RDHGAL]2.0.CO;2)
- Hesselbarth, M. H. K., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648–1657.
<https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- IBGE. (2017). Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias 2017. In *IBGE - Coordenação de Geografia* (Ed.), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (1st ed.). IBGE.
https://www.ibge.gov.br/apps/regioes_geograficas/
- IBGE. 2020. Malhas Digitais. Organização Do Território.
ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/
- IBGE, & ANA. (2021). Bacias Hidrográficas do Brasil – BHB250 – Documentação.
<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/31653-bacias-e-divisoes-hidrograficas-do-brasil.html>
- ICMBio. 2021. Dados Geoestatísticos das Unidades de Conservação Federais. Limites Das Unidades de Conservação Federais.
<https://www.icmbio.gov.br/portal/geoprocessamentos/51-menu-servicos/4004-downloads-mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-uc-s>
- IDEFLOR-Bio. 2021. Base de imagens das Unidades de Conservação estaduais. Unidades de Conservação Estaduais.
<https://ideflorbio.pa.gov.br/unidades-de-conservacao/base-de-imagens-das-unidades-de-conservacao-estaduais/>
- Jensen, J. R. 2014. *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective* (2nd ed.). Pearson Education Limited.
- MapBiomias. 2022. Projeto MapBiomias – Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas Cobertura e Uso do Solo do Brasil. MapBiomias.
<https://mapbiomas.org/>
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1(1–2), 1–9.
<https://doi.org/10.1590/s1676-06032001000100006>
- MMA. 2002. Resolução nº 30, de 11 de dezembro de 2002 - Codificação de Bacias Hidrográficas pelo Método de Otto Pfafstetter.
<http://www.cnrh.gov.br/divisao-hidrografica-nacional/73-resolucao-n-30-de-11-de-dezembro-de-2002/file>
- PARÁ. 2008. Decreto nº 1.066, de 19 de junho de 2008 - Dispõe sobre a regionalização do Estado do Pará e dá outras providências.
http://bancodeleis.alepa.pa.gov.br:8080/arquivos/lei1066_2008_23594.pdf
- PARÁ. 2019. Região de Integração Guamá - Perfil Socioeconômico e Ambiental. Regiões de Integração Do Pará.
http://seplan.pa.gov.br/sites/default/files/PDF/ppa2020-2023/ri_guama.pdf
- PNUD, IPEA, & FJP. 2013. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro. In *PNUD Brasil* (Ed.), Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013 (1st ed.). Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD).

- https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/130729_AtlasPNUD_2013.pdf
- QGIS.org. 2021. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team. 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org>
- Rao, K. V., Kranti, P., Sandeep, H., Sreedevi, P. D., & Ahmed, S. 2015. Sustainable Watershed Development Design Methodology. In Integrated Assessment of Scale Impacts of Watershed Intervention: Assessing Hydrogeological and Bio-Physical Influences on Livelihoods. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800067-0.00006-2>
- Sadeck, L. W. R., Barros, M. N. R., Adami, M., Gomes, A. R., & Narvaes, I. da S. 2019. Proposta de monitoramento para avaliação de resultados da recuperação da vegetação natural dentro do contexto do Planaveg. Anais Do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.
- Santos, A. R. D. S., Farias, A. L. A. de, & Lopes, L. O. D. C. 2020b. Conflitos socioambientais: análise das estratégias das empresas de dendê na Amazônia paraense. *Revista Tecnologia e Sociedade*, 16(39), 211. <https://doi.org/10.3895/rts.v16n39.8261>
- Santos, F. A. A., Rocha, E. J. P., & Santos, J. S. 2019b. Dinâmica da Paisagem e seus Impactos Ambientais na Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12(5), 1794. <https://doi.org/10.26848/rbge.v12.5.p1794-1815>
- Santos, L. B., Coelho, A. dos S., Barros, M. N. R., Fenzl, N., Canto, O. do, Vieira, I. C. G., Adami, M., & Gomes, A. R. 2019a. Usos da terra e conservação da biodiversidade na bacia hidrográfica do Rio Marapanim, Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12(3), 929–943.
- Santos, M. C., Canto, O., Bastos, R. Z., Fenzl, N., Tupiassu, L., & Sombra, D. 2020a. Conflito e gestão ambiental na zona costeira amazônica: O caso da vila do Camará, reserva extrativista (RESEX) marinha mestre lucindo, Marapanim – Pará – Amazônia – Brasil. *Brazilian Journal of Development*, 6(3), 15607–15617. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-439>
- Sealey, K. S., Binder, P. M., & Burch, R. K. 2018. Financial credit drives urban land-use change in the United States. *Anthropocene*, 21, 42–51. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2018.01.002>
- SEIRH. 2021. Base Hidrográfica Estadual – ottocodificação, ottobacias, divisão hidrográfica e APPs hídricas estaduais. SEIRH - Base Hidrográfica Do Pará. <http://monitoramento.semas.pa.gov.br/seirh/#/SecaoTematica/4>
- Souza, M. De. 2020. Transamazônica: Integrar Para Não Entregar. *Nova Revista Amazônica*, 8(1), 133–152. <https://doi.org/10.18542/nra.v8i1.8624>
- Souza Jr., C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. 2020. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Srivastava, P. K., Malhi, R. K. M., Pandey, P. C., Anand, A., Singh, P., Pandey, M. K., & Gupta, A. 2020. Revisiting hyperspectral remote sensing: Origin, processing, applications and way forward. In *Hyperspectral Remote Sensing: Theory and Applications*. LTD. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102894-0.00001-2>
- Tanaka, M. O., de Souza, A. L. T., Moschini, L. E., & de Oliveira, A. K. 2016. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216, 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>
- Tapiquén, C. E. P. 2020. EFRAINMAPS – Geografía, SIG y Cartografía Digital. South America Shapefiles – Countries (.Shp). <http://tapiquen-sig.jimdofree.com>
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process* (2nd ed.). Springer New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>
- Vieira, I. C. G., De Almeida, A. S., Davidson, E. A., Stone, T. A., Reis De Carvalho, C. J., & Guerrero, J. B. 2003. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, 87(4), 470–481. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2002.09.002>
- Vieira, I. C. G., Toledo, P. M., & Almeida, A. 2007. Análise das modificações da paisagem da região Bragantina, no Pará, integrando diferentes escalas de tempo. *Ciência e Cultura*, 59(27), 27–30.