

MUDANÇA NO PARÂMETRO BIOFÍSICO NO FORNECEDOR DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE SUPORTE: APP E RL NO NORTE MATO-GROSSENSE

CHANGE IN BIOPHYSICAL PARAMETER IN THE SUPPLIER OF ECOSYSTEM SUPPORT SERVICES: APP AND RL IN NORTH MATO-GROSSENSE

CAMBIO EN EL PARÁMETRO BIOFÍSICO EN EL PROVEEDOR DE SERVICIOS DE APOYO AL ECOSISTEMA: APP Y RL EN MATO-GROSSENSE NORTE

Celso de Arruda Souza

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT/PPGCA – Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais CELBE – Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal.
celso.bio@gmail.com

Ernandes Sobreira Oliveira Junior

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT/PPGCA – Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais CELBE – Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal.
ernandes.sobreira@unemat.br

Sandra de Souza Hacon

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT/PPGCA – Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais CELBE – Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal.
sandrahacon@gmail.com

RESUMO: A Floresta Amazônica oferece suporte de recursos naturais essenciais para a vida, sendo sua conservação necessária para a manutenção da biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Áreas de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente desempenham papel importante na preservação da biodiversidade e são fornecedoras dos serviços ecossistêmicos de suporte, como a manutenção de oferta de água potável, de madeira e habitat para uma diversidade de fauna e flora. Entretanto, a Floresta Amazônica tem sido amplamente devastada, principalmente pelo desmatamento para o avanço da agropecuária. Esse bioma é ainda mais prejudicado em estados como o Mato Grosso. Dessa forma, este estudo tem como objetivo analisar o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) na área de vegetação protegida (Reserva Legal/RL e Área de Preservação Permanente/APP), fornecedoras de *serviço ecossistêmico de suporte*, em propriedade privada registrada no Cadastro Ambiental Rural (CAR) nos municípios de Sinop e Alta Floresta (MT) no período de 1990 a 2020, aqueles com alto potencial de desmatamento no estado. Para a realização deste trabalho, foram utilizadas imagens de satélite Landsat para extração do índice de NDVI nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020. Os resultados das análises mostraram que ocorreu menor refletância na biomassa, com NDVI de 0,2 a 0,3, no ano de 2020 em comparação como anos anteriores, com refletância do NDVI acima de 0,4 a 0,8 em ambos os municípios supracitados. Em Sinop e Alta Floresta, a necessidade de recuperação de área de reserva legal e também da mata ciliar.

Palavras-chave: Floresta Amazônica; Cadastro Ambiental Rural; NDVI.

ABSTRACT: The Amazon Forest supports natural resources essential for life, and its conservation is necessary to maintain biodiversity and ecosystem services. Legal Reserve Areas and Permanent Preservation Areas play an important role in preserving biodiversity and are providers of supporting ecosystem services, such as maintaining the supply of drinking water, wood and habitat for a diversity of fauna and flora. However, the Amazon Forest has been largely devastated, mainly by deforestation for the advancement of agriculture. This biome is even more harmed in states like Mato Grosso. Therefore, this study aims to analyze the normalized difference vegetation index (NDVI) in the protected vegetation area (Legal Reserve/RL and Permanent Preservation Area/APP), providers of supporting ecosystem services, on private property registered with the Rural Environmental Registry (CAR) in the municipalities of Sinop and Alta Floresta (MT) from 1990 to 2020, those with a high potential for deforestation in the state. To carry out this work, Landsat satellite images were used to extract the NDVI index in the years 1990, 2000, 2010 and 2020. The results of the analyzes showed that there was lower reflectance in the biomass, with NDVI of 0.2 to 0.3, in 2020 compared to previous years, with NDVI reflectance above 0.4 to 0.8 in both municipalities aforementioned. In Sinop and Alta Floresta, the need to recover the legal reserve area and also the riparian forest.

Keywords: Amazon rainforest; Rural Environmental Registry; NDVI.

RESUMEN: La selva amazónica sustenta recursos naturales esenciales para la vida y su conservación es necesaria para mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Las Áreas de Reserva Legal y las Áreas de Preservación Permanente desempeñan un papel importante en la preservación de la biodiversidad y son proveedores de servicios ecosistémicos de apoyo, como el mantenimiento del suministro de agua potable, madera y hábitat para una diversidad de fauna y flora. Sin embargo, la selva amazónica ha sido devastada en gran medida, principalmente por la deforestación para el avance de la agricultura. Este bioma se ve aún más perjudicado en estados como Mato Grosso. Por lo tanto, este estudio tiene como objetivo analizar el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) en el área de vegetación protegida (Reserva Legal/RL y Área de Preservación Permanente/APP), proveedoras de servicios ecosistémicos de apoyo, en propiedades privadas registradas en el Registro Ambiental Rural (CAR) en los municipios de Sinop y Alta Floresta (MT) de 1990 a 2020, aquellos con alto potencial de deforestación en el estado. Para realizar este trabajo se utilizaron imágenes del satélite Landsat para extraer el índice NDVI en los años 1990, 2000, 2010 y 2020. Los resultados de los análisis mostraron que hubo menor reflectancia en la biomasa, con NDVI de 0,2 a 0,3, en 2020 en comparación con años anteriores, con reflectancia de NDVI superior a 0,4 a 0,8 en ambos municipios antes mencionados. En Sinop y Alta Floresta se destaca la necesidad de recuperar el área de reserva legal y también el bosque ribereño.

Palabras clave: Selva amazónica; Registro Ambiental Rural; NDVI.

1. INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica proporciona suporte de recursos naturais essenciais para a vida, por isso sua conservação assegura a manutenção da biodiversidade de flora e fauna, bem como de serviços ecossistêmicos (DE ARRUDA-SOUZA; OLIVEIRA-JUNIOR; HACON, 2024a; JOLY *et al.*, 2019). A floresta mantém um rico e complexo processo de evapotranspiração para prover vapor de água para o suporte e a regulação dos ciclos hidrológicos que geram chuva, alimentam a agricultura, pecuária, realimentam o lençol freático e dão suporte à qualidade de vida e bem-estar humano.

Os serviços disponíveis dos ecossistemas naturais da floresta se traduzem em benefícios diretos e indiretos para o bem-estar humano (MEA, 2005), como os serviços ecossistêmicos de suporte, os quais são desenvolvidos na formação da base do crescimento e manutenção do ciclo da vida, assim como no funcionamento dos ecossistemas naturais (COSTANZA *et al.*, 2017; MEA, 2005). O desmatamento da floresta produz perda irrecuperável da biodiversidade, principalmente nos serviços ecossistêmicos em áreas de proteção de vegetação nativa da Floresta Amazônica (BOURGOIN *et al.*, 2021).

Dessa forma, o cumprimento da legislação brasileira de Proteção à Vegetação Nativa (NVPL – Lei nº 12.651/2012) é importante para reduzir os efeitos da perda de serviços ecossistêmicos, principalmente em escala regional (BRASIL, 2012). Portanto, a aplicação efetiva da NVPL é importante no que se refere à preservação da biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos fornecidos pelas Reservas Legais/RL e pelas Áreas de Preservação Permanente/APPs (SOUZA; CIRNE, 2021). Essa legislação possui instrumentos para assegurar os recursos naturais dentro da RL nos imóveis rurais, como a proteção da vegetação nativa e dos processos ecológicos da conservação da biodiversidade (METZGER *et al.*, 2019).

Quanto à regularização fundiária oficial concernente a terras públicas e privadas, do total de 8,5 milhões de km² de todas as terras (36%) são públicas (com 6,4% oficialmente não designadas), 44,2% são privadas e 16,6% não estão registradas ou têm posse desconhecida (SPAROVEK *et al.*, 2019). Dessa forma, 61% das terras no Brasil são imóveis privados e 25,5% dessas áreas são destinadas à proteção da vegetação em RL e APP (EMBRAPA, 2020).

Todas as fazendas individuais devem manter a Proteção da Vegetação Nativa em forma de RL e APP e, para terras situadas na Floresta Amazônica, é exigido que proprietários tenham uma área de RL de 80% do terreno (BRASIL, 2012).

Vale ressaltar que a RL é prestadora de *serviço ecossistêmico* de suporte, que oferta madeira, reposição de semente e manejo de produtos não madeireiros obtidos dos ecossistemas, tais como frutos, cipós, folhas, e ainda serve de habitat para a fauna e a flora (Art. 31 Lei nº 12.651/2012). Em área de Reserva Legal desmatada em uso, a compensação pode ser realizada em até dois anos (BRASIL, 2012), o que muda a escala da oferta dos serviços ecossistêmicos de suporte fornecidos pela Floresta Amazônica (SOTERRONI *et al.*, 2018).

De acordo com a Lei nº 12.651/2012, a APP também possui um importante papel na manutenção dos serviços ecossistêmicos. O serviço de suporte ofertado pela vegetação na área de entorno de nascentes (APP) serve para a manutenção de oferta de serviço de provisão de água potável, bem como proteção de matas ciliares nas margens dos córregos, rios e lagos, evitando assoreamento do solo (BRASIL, 2012).

Dentro da área denominada de Amazônia Legal brasileira, o estado de Mato Grosso, localizado na borda sul, é caracterizado por apresentar o arco do desmatamento (ISA, 2019), onde a fronteira agrícola avançou na mesorregião norte em direção à floresta, e onde há os maiores índices de desmatamento da Amazônia (OKIDA *et al.*, 2021).

Essa porção da mesorregião do norte mato-grossense transformou o ecossistema da floresta em uma grande área produtora e exportadora internacional da monocultura (soja, milho e algodão) e pecuária (PEREIRA *et al.*, 2020). É importante destacar que os pioneiros das

idades de Alta Floresta, Sinop e outros municípios da região escolheram utilizar os recursos naturais dos ecossistemas da Floresta Amazônica, que foram gradualmente destruídas ano após ano, dando lugar lentamente a estradas, barragens, madeireiras, mineradoras e agropecuária (LOURENÇONI *et al.*, 2021).

Nesse sentido, preocupando-se com a situação temporal de perda de vegetação e, conseqüentemente, de serviços ecossistêmicos de suporte, este estudo tem como objetivo aplicar o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI para mensuração da quantidade e vigor da vegetação nas áreas de vegetação protegida (Reserva Legal e Área de Preservação Permanente)), fornecedora de *serviço ecossistêmico de suporte* em propriedades privadas registradas no Cadastro Ambiental Rural (CAR) dos municípios de Sinop e Alta Floresta (MT), no período de 1990 a 2020. Assim, acredita-se que a conversão da Floresta Amazônica em área de atividade agropecuária reduz a prestação de serviços ecossistêmicos em APP e RL nos municípios de Alta Floresta e Sinop porque não há expansão da fronteira agropecuária na área de Proteção da Vegetação Nativa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Alta Floresta possui um território de 8.955,999 km² e representa 0,99% do estado, sendo o 10º município mais populoso de Mato Grosso e estando em 28º no Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM). Sua economia tem a maior força na pecuária extensiva, agricultura e extração de madeira e mineral, detendo 491.912 hectares de área de Proteção da Vegetação Nativa em forma de RL e APP.

O território de Sinop perfaz 3.990,87 km² e representa 0,44% do estado, estando na 4ª posição estadual no número de habitantes e na 5ª posição em relação ao IDHM. A economia de Sinop destina 268,727 hectares para a produção de grandes monoculturas de exportação (soja, milho e algodão). Sinop possui 197.443 hectares de área de Proteção da Vegetação Nativa em forma de RL e APP, representado na Figura 1.

Enquanto Alta Floresta está localizada em uma Depressão (Depressão de Alta Floresta), Sinop situa-se no Planalto (Planalto dos Parecis) (IBGE, 2009). Os dois municípios estão posicionados na sub-bacia do Juruena-Teles Pires, mas Sinop ainda tem uma porção na bacia do Xingu (IBGE, 2021). Mesmo estando em bacias semelhantes, há diferença na composição do solo: em Alta Floresta, domina o Argissolo (73,8%) e Latossolo Vermelho-Amarelo (62,8%); já em Sinop domina o Neossolo (16,6%) e Latossolo Vermelho (32,3%) (IBGE, 2015).

Há quatro composições fitoecológicas com tamanhos de área diferentes nas duas regiões: Alta Floresta é composta pela Floresta Ombrófila Aberta (76,7%); Floresta Estacional (9,3%); Floresta Ombrófila Densa (7%); e Savana Arborizada (7%). Em Sinop, a maior área é Floresta Estacional (87,7%), seguida de Savana Arborizada (5,7%); Floresta Ombrófila Aberta (5,5%); e Floresta Ombrófila Densa (1,5%) (IBGE, 2012).

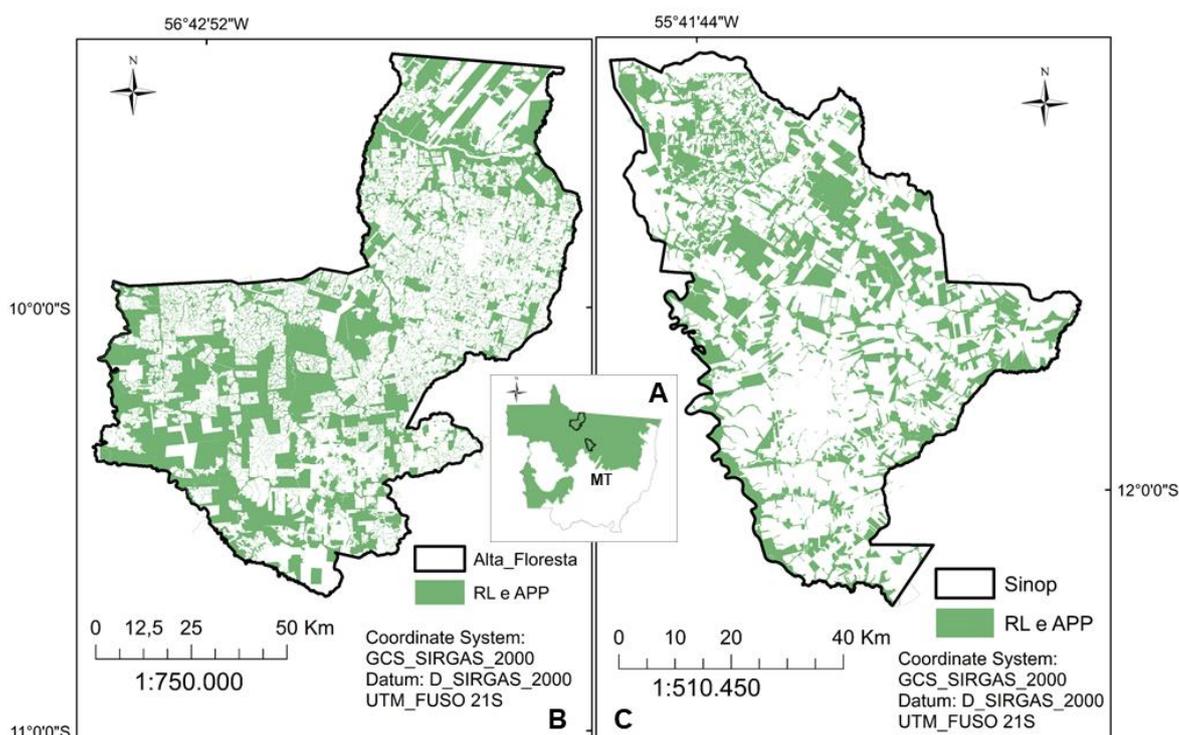


Figura 1. Localização da Área de Estudo Alta Floresta (B) e município de Sinop (C) que compõem a mesorregião do norte mato-grossense (A). Fonte: Elaboração própria (2023).

2.2 Registro do Cadastro Ambiental Rural (CAR)

Os arquivos vetoriais foram extraídos em formato *shapefile*, disponibilizados gratuitamente para download (<https://www.car.gov.br>) na data de 09/11/2021. O monitoramento da mudança na vegetação nos perímetros da área de Reserva Legal e Área de Preservação Permanente foi realizado conforme definido pela Lei nº 12.651/2012.

Os perímetros da área de Reserva Legal foram classificados conforme os módulos fiscais dos imóveis rurais (Lei nº 6.746/1979), expressos em hectares, cuja área depende de cada município e varia de cinco a 110 ha. Em Alta Floresta, cada módulo fiscal equivale a 100 hectares; em Sinop, 90 hectares. O município de Alta Floresta possui uma área de 430.408 hectares de Reserva Legal e 61.504 hectares de Área de Preservação Permanente, enquanto Sinop possui uma área de 153.640 hectares de Reserva Legal e 43.803 hectares de Área de Preservação Permanente.

2.3 Pré-processamento de imagens de satélite

As imagens dos satélites Landsat, disponibilizadas para downloads em <https://earthexplorer.usgs.gov>, permitem que os usuários adquiram produtos como a refletância no topo da atmosfera corrigida (USGS, 2013). As órbitas/pontos pertencentes para cada município são: 226/068 e 227/068 para Sinop; 227/067 e 228/067 para Alta Floresta (USGS, 2018).

Para abranger toda a área de estudo foram necessárias duas cenas incompletas do satélite Landsat 5, sensor TM, para o ano 1990 como marco inicial em virtude da investigação do período prévio. Na sequência, foram analisados os anos de 2000 e 2010 e duas cenas do satélite Landsat 8 (Tabela 1), sensores Operacional Land Imager (OLI) e Infravermelho Térmico

(TIRS+) para 2020 (USGS, 2019). As imagens foram selecionadas nos períodos chuvosos, as quais estabeleceram a melhor visibilidade (INPE, 2019).

Tabela 1. Informação das imagens de satélites.

USGS Collections Land Surface Reflectance On-Demand				
Município	Alta Floresta		Sinop	
Satélite (Sensor)	Órbita/Ponto	Data de aquisição	Órbita/Ponto	Data de aquisição
Landsat 5 (TM)	228/067	29/06/1990	226/068	15/06/1990
	227/067	22/06/1990	227/068	22/06/1990
	228/067	08/06/2000	226/068	17/06/2000
	227/067	17/06/2000	227/068	10/06/2000
	228/067	19/05/2010	226/068	22/06/2010
	227/067	13/06/2010	227/068	29/06/2010
Landsat 8 (OLI e TIRS+)	228/067	24/06/2020	226/068	24/06/2020
	227/067	15/06/2020	227/068	17/06/2020
Resolução Espacial	Multiespectral: 30 m / Resolução (OLI e TIRS+) 100 m			
Informação dos satélites		Landsat 5	Landsat 8	
Altitude		705 km		
Inclinação		98,20°	98,2°	
Órbita		Quase-Polar, Heliossíncrona		
Faixa Imageada		185 km		
Tempo de Duração da Órbita		98,20 min	99 min	
Horário da Passagem		09h / 11h	10h / 12h	
Período de Revisita		16 dias	705 km	

Fonte: Informações extraídas dos satélites Landsat (USGS, 2018).

2.4 Processamento para obtenção do índice de vegetação (NDVI)

O índice de vegetação da diferença normalizada (Normalized Difference Vegetation Index - NDVI) corresponde à refletância do vigor da vegetação natural (HUETE; JUSTICE; LIU, 1994; HUETE; JACKSON; POST, 1985; MYNENI; ASRAR, 1994) e é calculado a partir da refletância das bandas do infravermelho próximo e vermelho, conforme Equação (1), em que NIR representa a refletância na faixa do infravermelho próximo e vermelho (ROUSE *et al.*, 1974).

Equação (1): $NDVI = (\rho_{NIR} - \rho_{red}) / (\rho_{NIR} + \rho_{red})$

Onde:

ρ_{NIR} = Refletância na banda no infravermelho próximo;

ρ_{red} = Refletância na banda do vermelho;

NDVI = Normalized Difference Vegetation Index.

2.5 Análise geostatística da extração do pixel de NDVI

Os valores dos pixels de NDVI foram extraídos em 5.031 pontos aleatórios dentro dos polígonos da área de Reserva Legal, com uma distância mínima de raio de um km² para evitar que pontos fiquem muito próximos uns aos outros.

Para criar um banco de dados espacial no software QGIS 3.22, foram separados os imóveis rurais em módulos fiscais. Ao município de Alta Floresta, foram gerados 3.015 pontos; a Sinop, 2.016. Todos esses montantes estão divididos em área de Reserva Legal em propriedade superior a 20 módulos fiscais: em Alta Floresta totalizaram 110 pontos; em Sinop, 51 pontos. Para a média propriedade, menor que 20 módulos fiscais, à Alta Floresta criaram-se 1.010 pontos; a Sinop, 279 pontos. Nos pequenos imóveis rurais, com área inferior a 10 módulos fiscais, em Alta Floresta geraram-se 1.895 pontos; em Sinop, 1.686 pontos.

2.6 Análise geostatística

Foi utilizado o software Geoda, versão 1.22, para a interpolação de dados de NDVI, com análise geostatística de *Moran I* (ANSELIN *et al.*, 2010). O *I'Moran* univariado foi utilizado para comparar o grau de correlação da própria variável em diferentes espaços de distância de autocorrelação espacial (MORAN, 1950).

Para verificar a significância de agrupamento espacial do *I'Moran*, utilizou-se a distância métrica *Euclidean* com variáveis de distância *coordinates* (Tabela 2), foi gerada a média e a mediana dos vizinhos (AABEYIR; PEPRAH; HACKMAN, 2022). O pseudo p-valor foi obtido a partir de 999 permutações entre os pontos da grade amostral nos níveis de probabilidade de 1% e 5% (ZHOU *et al.*, 2016).

Tabela 2. Informação do *I'Moran* univariado nos três módulos fiscais.

Propriedade	Informação do <i>I'Moran</i> univariado		
tipo	threshold		
simetria	symmetric		
variável de id	POLY_ID		
métrica de distância	Euclidean		
variáveis de distância	coordinates		
unidade de distância	metre		
Sinop	inferior a 10	inferior a 20	superior a 20
valor limite	9145,64	5776,3	8266,06
# observações	1686	279	51
min vizinhos	1	1	1
max vizinhos	353	18	9
média dos vizinhos	161,98	7,61	4,51
mediana dos vizinhos	148,00	7,00	4,00
% diferente de zero	9,61%	2,73%	8,84%
Alta Floresta	inferior a 10	inferior a 20	superior a 20
valor limite	20300	12015,5	26575,1
# observações	2540	1011	110
min vizinhos	1	1	1
max vizinhos	1208	155	36
média dos vizinhos	732,08	72,90	21,60
mediana dos vizinhos	771,50	72,00	21,00
% diferente de zero	28,82%	7,21%	19,64%

Fonte: software Geoda, versão 1.22

3. RESULTADOS

Os municípios de Sinop e Alta Floresta possuem uma área de desmatamento, que, somada, atinge 769,517 hectares entre 1990 e 2020. O acumulado demonstrou que Sinop computou 67% e Alta Floresta 56% no mesmo período. A Floresta Amazônica remanescente perfaz 484,610 hectares (valores somados) entre 1990 e 2020 para os dois municípios. Ambos têm floresta remanescente, com maior concentração em áreas de proteção de vegetação nativa em RL e APP. Sinop tem a menor área de remanescente de vegetação, 29% e Alta Floresta possui maior área 41%.

Igualmente, perderam área de RL nos últimos 30 anos: Sinop, 32% e Alta Floresta, 25%. Esse montante representa uma área de 354.300 hectares de vegetação nativa dessas regiões. Mesmo com o sistema ativo de cadastro ambiental rural em 2009, no ano de 2020 a perda de floresta em RL foi de 41% em média para os dois municípios. Sinop e Alta Floresta possuem uma área de preservação permanente degradada (APPD) que soma 17.125 hectares entre 2000 e 2020. Sinop tem a menor área (0,5%) e Alta Floresta computa a maior, 1,7%.

3.1 Vegetação na Área de Preservação Permanente

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham um acumulado de desmatamento das APPs que representava 42,04% da área total dos municípios. Esse valor cresceu para 88% no ano de 2020, apresentando um acumulado de 39.363 hectares desmatados. No ano de 1990, Sinop computou uma NDVI média de 0,6, enquanto em Alta Floresta foi de 0,4. Essa média diminuiu no ano de 2020, chegando a 0,3 para ambos os municípios (Figura 2).

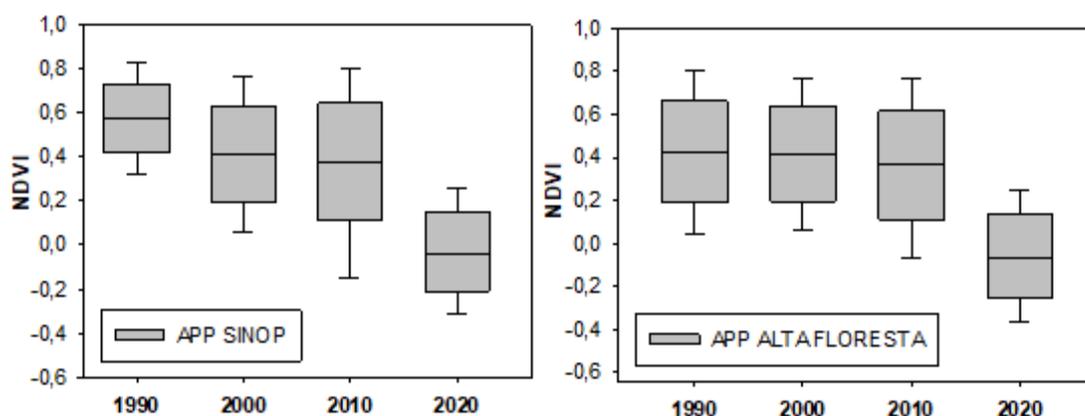


Figura 2. Média do índice de NDVI em Área de Preservação Permanente.
Fonte: Elaboração própria (2023).

3.2 Reservas legais em grande propriedade, superior a 20 módulos Fiscais

Os municípios supracitados possuem 227 reservas legais em propriedades rurais superiores a 20 módulos fiscais: Sinop tem 17 RL e Alta Floresta tem 110 RL, respectivamente. Esse montante representa uma área de 301.191 hectares de vegetação nessas regiões.

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham um acumulado de desmatamento somado na RL de 7.676 hectares, montante que aumentou para 13.511 hectares em 2000, chegando a 47.641

hectares no ano de 2010. A quantidade de área desmatada em 2020 representa uma somatória de 65.636 hectares dos municípios supracitados. No ano de 1990, Sinop computou um intervalo do NDVI de - 0,03 a 0,8, enquanto em Alta Floresta era entre -1 a 0,9. Já no ano de 2000, Sinop e Alta Floresta obtiveram o intervalo de NDVI entre -0,2 a 0,8. No entanto, no ano de 2010, o intervalo do NDVI chegou a -0,1 a 1 para ambos os municípios. Esse intervalo do NDVI diminuiu no ano de 2020, ficando entre -0,1 a 0,3 em Sinop e entre -0,1 a 0,08 em Alta Floresta (Figura 3).

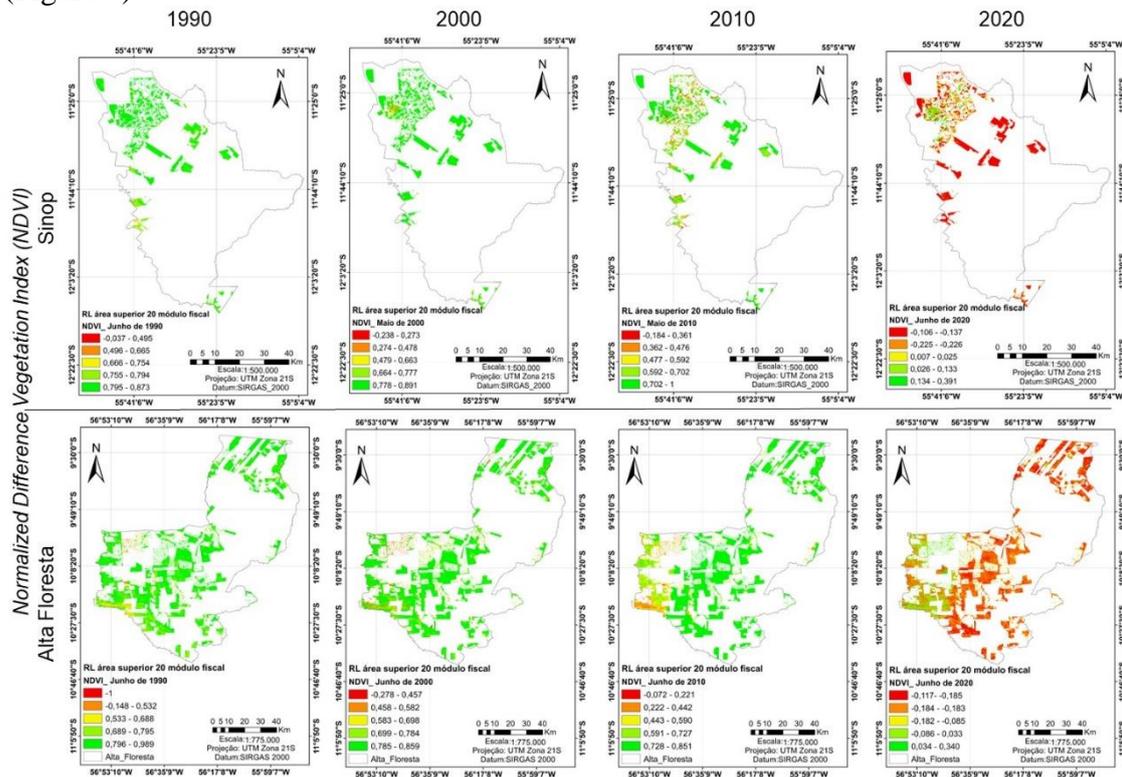


Figura 3. Análise temporal superior dos 20 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020. Fonte: Elaboração própria (2023).

3.5 Reservas legais em médias propriedades, inferiores a 20 módulos fiscais

Os municípios possuem 1.290 reservas legais em imóveis rurais com área menor que 20 módulos fiscais (Sinop possui 279 RL e Alta Floresta 1.011 RL) cadastrados no Sistema de Cadastro Ambiental Rural (CAR). Esse montante representa uma área de 237.051 hectares de vegetação nessas regiões.

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham um acumulado de desmatamento, somado na RL, de 7.769 hectares, valor que aumentou para 11.279 ha em 2000. No ano de 2010, os dois municípios somaram 22.243 ha. A área desmatada em 2020 representa uma somatória de 49.069 ha nos municípios. Em 1990, Sinop e Alta Floresta computaram um intervalo do NDVI de -0,4 a 0,9; em 2000, foi entre -0,1 a 0,8. No entanto, em 2010, chegou a -0,07 a 0,8 para ambos os municípios. O interstício do NDVI diminuiu no ano de 2020, pois Sinop e Alta Floresta registraram entre -0,1 a 0,3, dados representados na Figura 4.

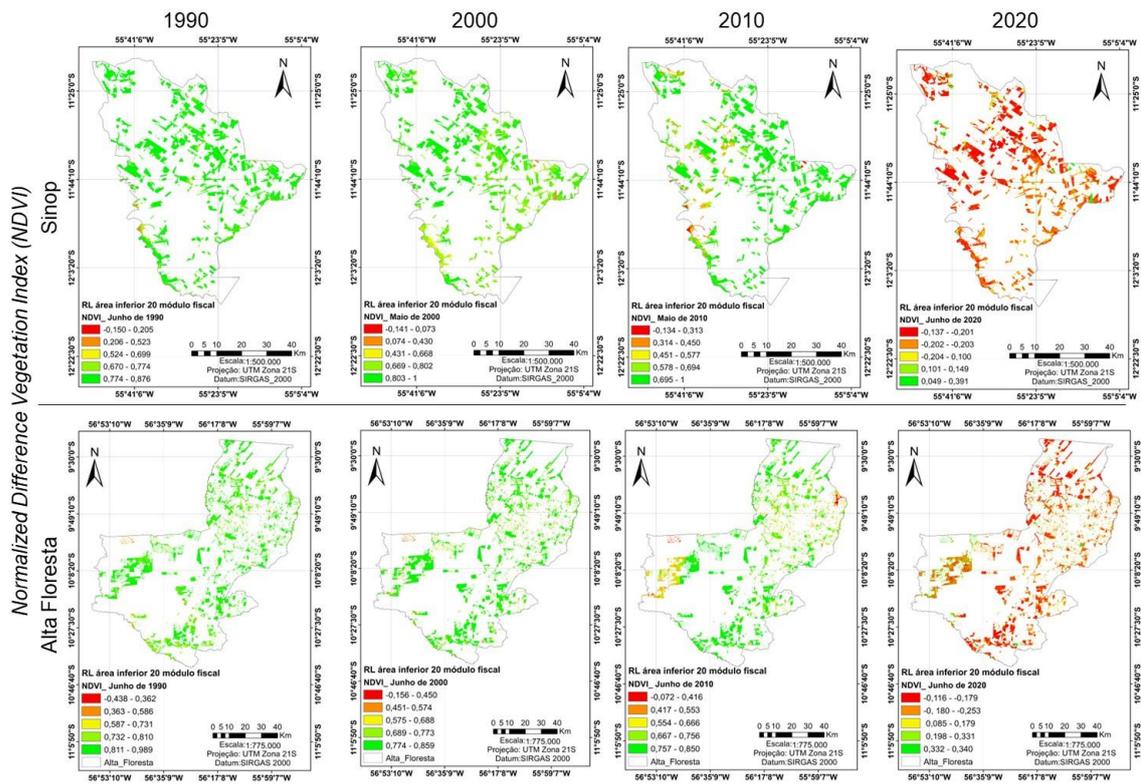


Figura 4. Análise temporal inferior dos 20 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020. Fonte: Elaboração própria (2023).

3.3 Reservas legais em pequenas propriedades, inferiores a 10 módulos fiscais

Sinop e Alta Floresta somam 4.232 reservas legais cadastradas no sistema CAR. Os imóveis rurais menores que 10 módulos fiscais contabilizaram 1.689 RL em Sinop e 2.543 RL em Alta Floresta. Esse montante representa uma área de 45.806 ha de vegetação nessas regiões.

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham uma área somada de desmatamento na RL de 3.650 ha. Esse número aumentou para 5.420 ha em 2000. Conforme o tempo foi avançando, em 2010, o montante somado subiu para 9.451 ha. Esse acumulado de área desmatada em 2020 representa uma somatória de 11.617 hectares nos municípios supracitados. No ano de 1990, Sinop e Alta Floresta computaram um intervalo do NDVI de -0,1 a 0,8; entretanto, entre os anos de 2000 e 2010, esses municípios tiveram o intervalo de NDVI entre -0,1 a 0,8, o qual diminuiu no ano de 2020, correspondendo a -0,1 a 0,3, em Sinop e Alta Floresta, conforme demonstra a Figura 5.

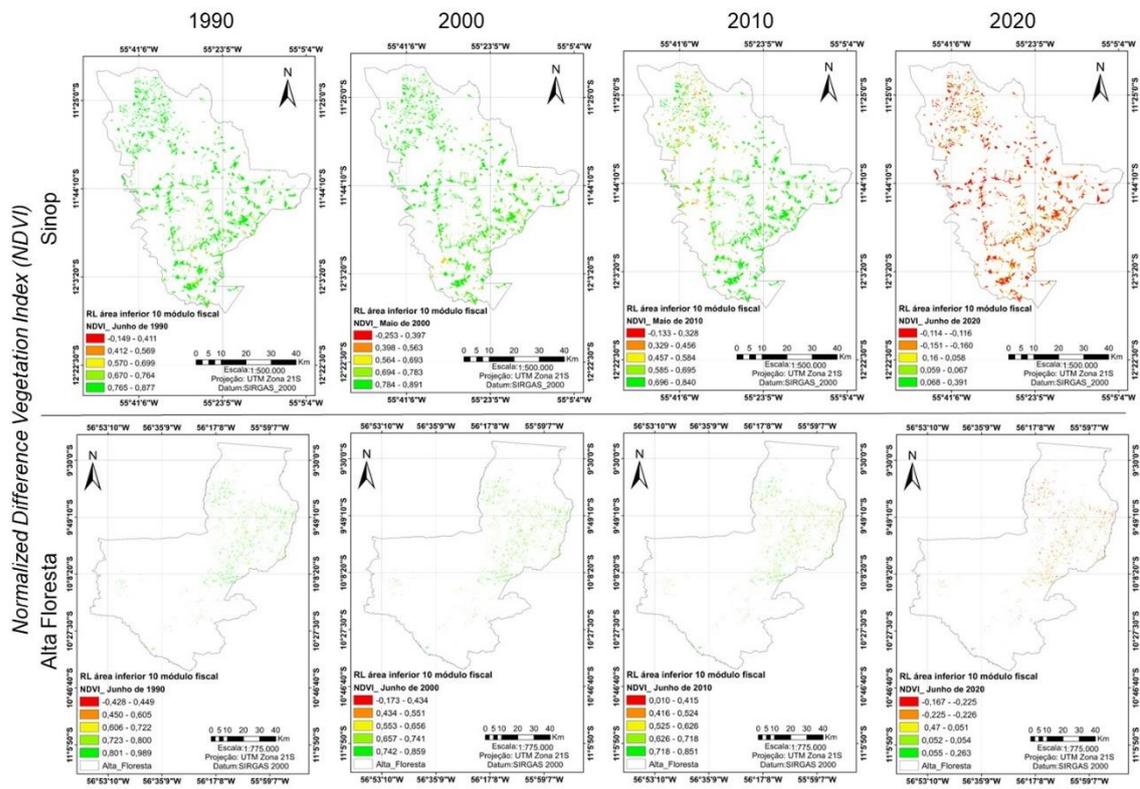


Figura 5. Análise temporal inferior dos 10 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020. Fonte: Elaboração própria (2023).

3.4 Análise de significância do NDVI em *Moran I* em RL em área superior a 20 módulos

No ano de 1990, na vegetação da RL das grandes propriedades rurais superiores a 20 módulos fiscais, os dados de autocorrelação espacial do *Moran I* no índice de NDVI, apresentaram alta concentração de significância no norte do município de Sinop, enquanto em Alta Floresta a concentração ocorre na região sul. Sinop apresentou a significância de 9, e, em Alta Floresta, foi de 3 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05. Em 2000, Sinop computou em *Moran I* a significância de 10 e em Alta Floresta foi de 25 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05.

No ano de 2010, Sinop registrou no *Moran I* a significância de 9 e em Alta Floresta foi de 1, e a correlação de Pearson (ρ) 0.05. Em 2020 a significância foi de 4 em Sinop e Alta Floresta computou 15 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05, representado na Figura 6.

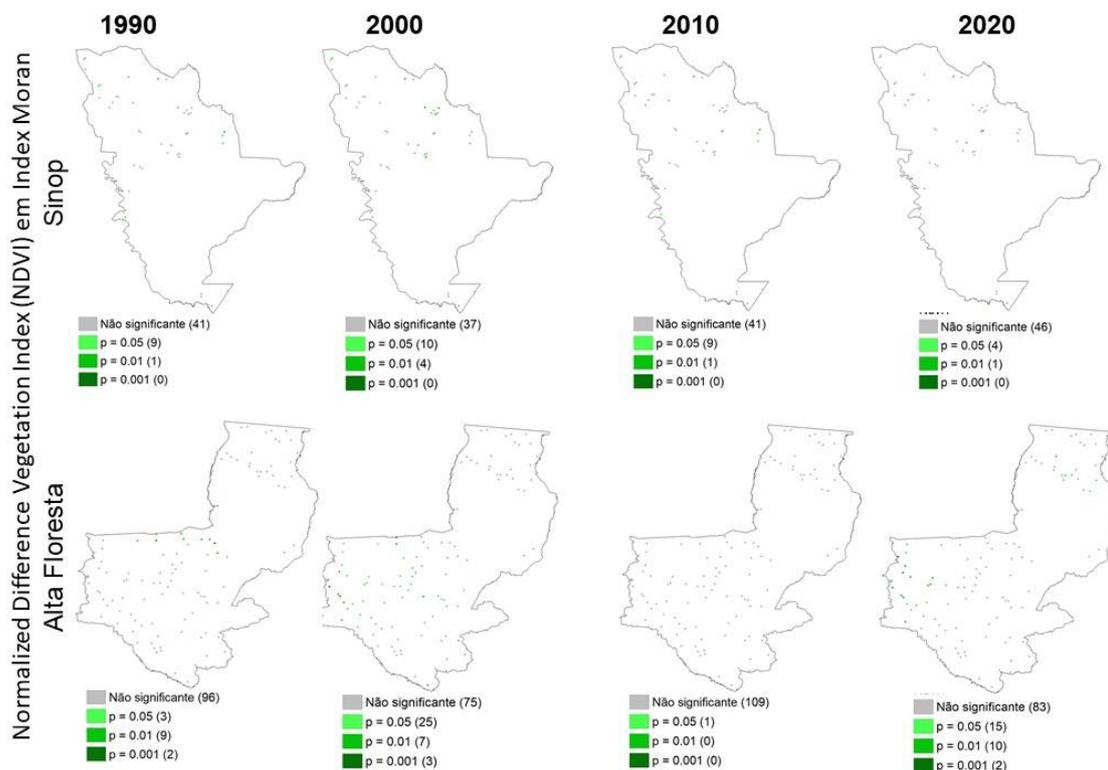


Figura 3. Mapa de significância do NDVI em *Moran I* em Reserva Legal (superior a 20 módulos). Fonte: Elaboração própria (2023).

3.6 Análise de significância do NDVI em *Moran I* em RL em área inferior a 20 módulos

No ano de 1990, na vegetação da RL das médias propriedades rurais inferiores a 20 módulos fiscais, os dados de autocorrelação espacial do *Moran I* no índice de NDVI, apresentaram alta concentração de significância aleatória distribuída pelo município de Sinop, mas, em Alta Floresta, o aglomerado ocorre nas regiões norte e sul (Figura 7). Em Sinop, o valor alcançou 22 e, em Alta Floresta, 73 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05. Em 2000, Sinop computou em *Moran I* a significância de 50; em Alta Floresta, 140 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05.

Em 2010, Sinop registrou no *Moran I* a significância de 26; em Alta Floresta, 174, e a correlação de Pearson (ρ) 0.05. No ano de 2020, a significância foi de 31 em Sinop e Alta Floresta computou 168 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05.

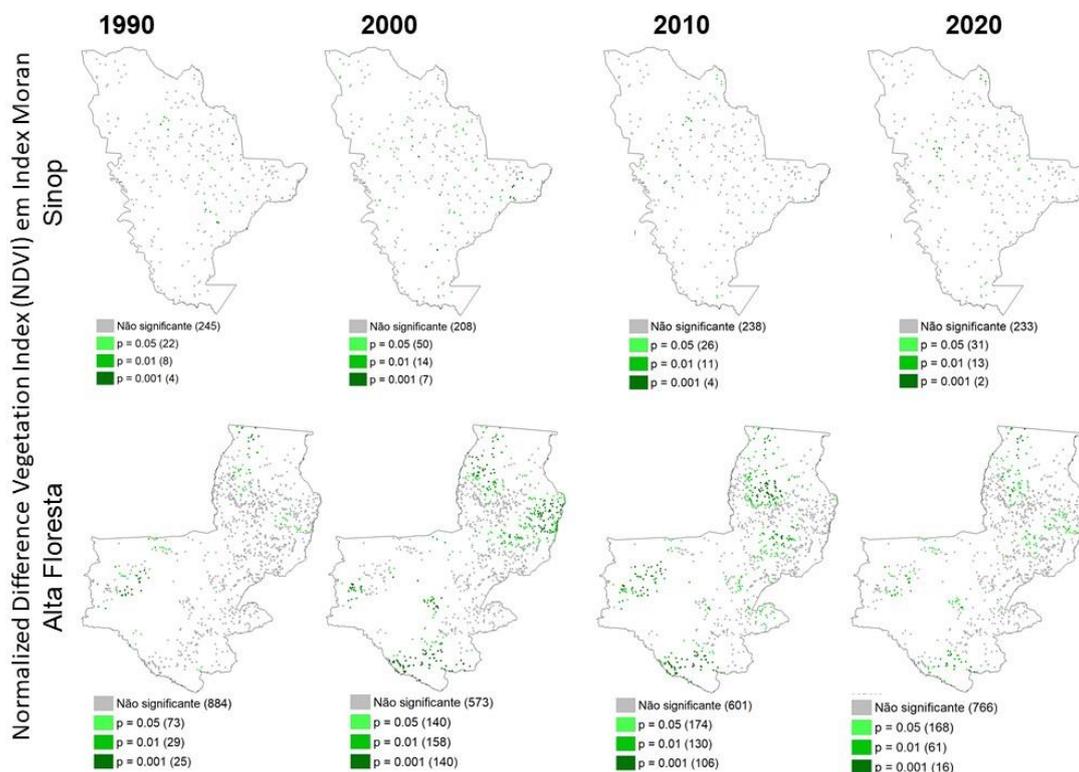


Figura 4. Mapa de significância do NDVI em *Moran I* em Reserva Legal (inferior a 20 módulos). Fonte: Elaboração própria (2023).

3.7 Análise de significância do NDVI em *Moran I* em RL em área inferior a 10 módulos

No ano de 1990, na vegetação da RL das pequenas propriedades rurais inferiores a 10 módulos fiscais, os dados de autocorrelação espacial do *Moran I* no índice de NDVI, apresentaram alta concentração de significância na região norte e sul do município de Sinop, enquanto Alta Floresta apresenta-a na região sul (Figura 8). Sinop apresentou a significância de 355 e Alta Floresta, 634 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05.

Em 2000, Sinop computou em *Moran I* a significância de 279; Alta Floresta, 836 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05. Em 2010, Sinop registrou no *Moran I* a significância de 424; em Alta Floresta, 735, e a correlação de Pearson (ρ) 0.05. No ano de 2020, a significância foi de 199 em Sinop e Alta Floresta computou 255 com a correlação de Pearson (ρ) 0.05.

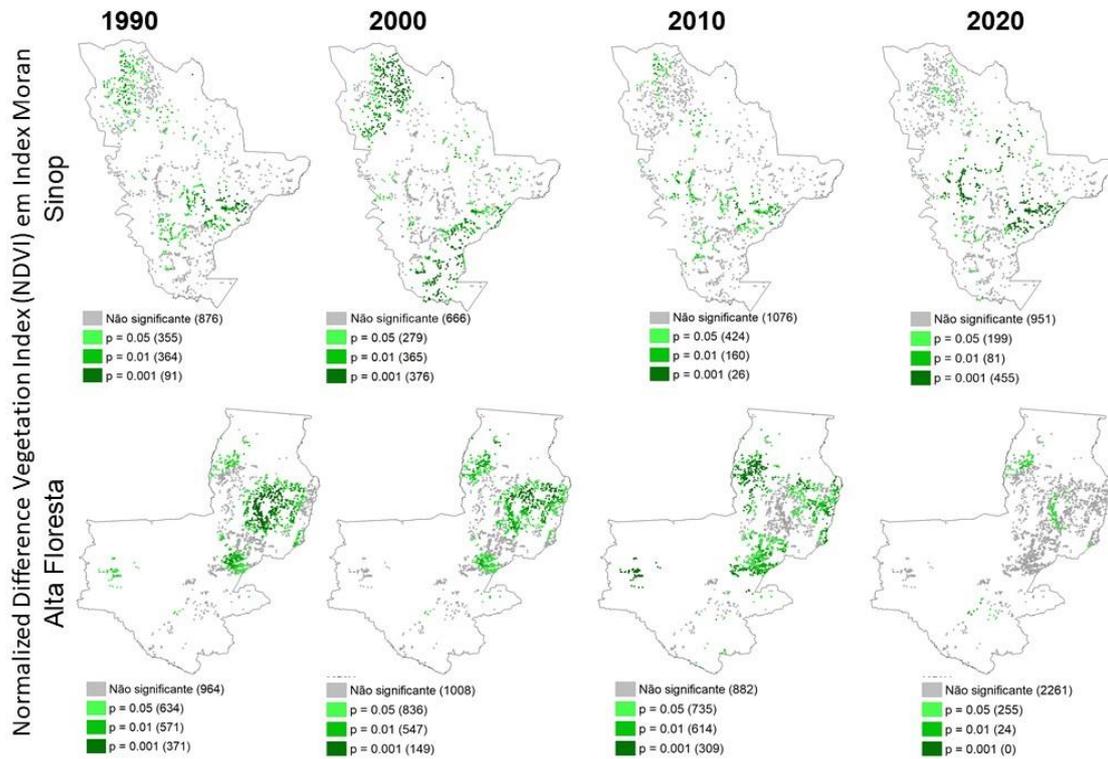


Figura 5. Mapa de significância do NDVI em *Moran I* em Reserva Legal (inferior a 10 módulos fiscais). Fonte: Elaboração própria (2023).

3.8 Análise Dispersão do NDVI em *Moran I*

Os dados na área do NDVI mostram um padrão de linha reta que tem uma tendência positiva entre 1990, 2000 e 2010 (Figura 9 A.B.C); porém, em 2020, os dados mostram um padrão de propagação de um ponto e não têm valor atípico.

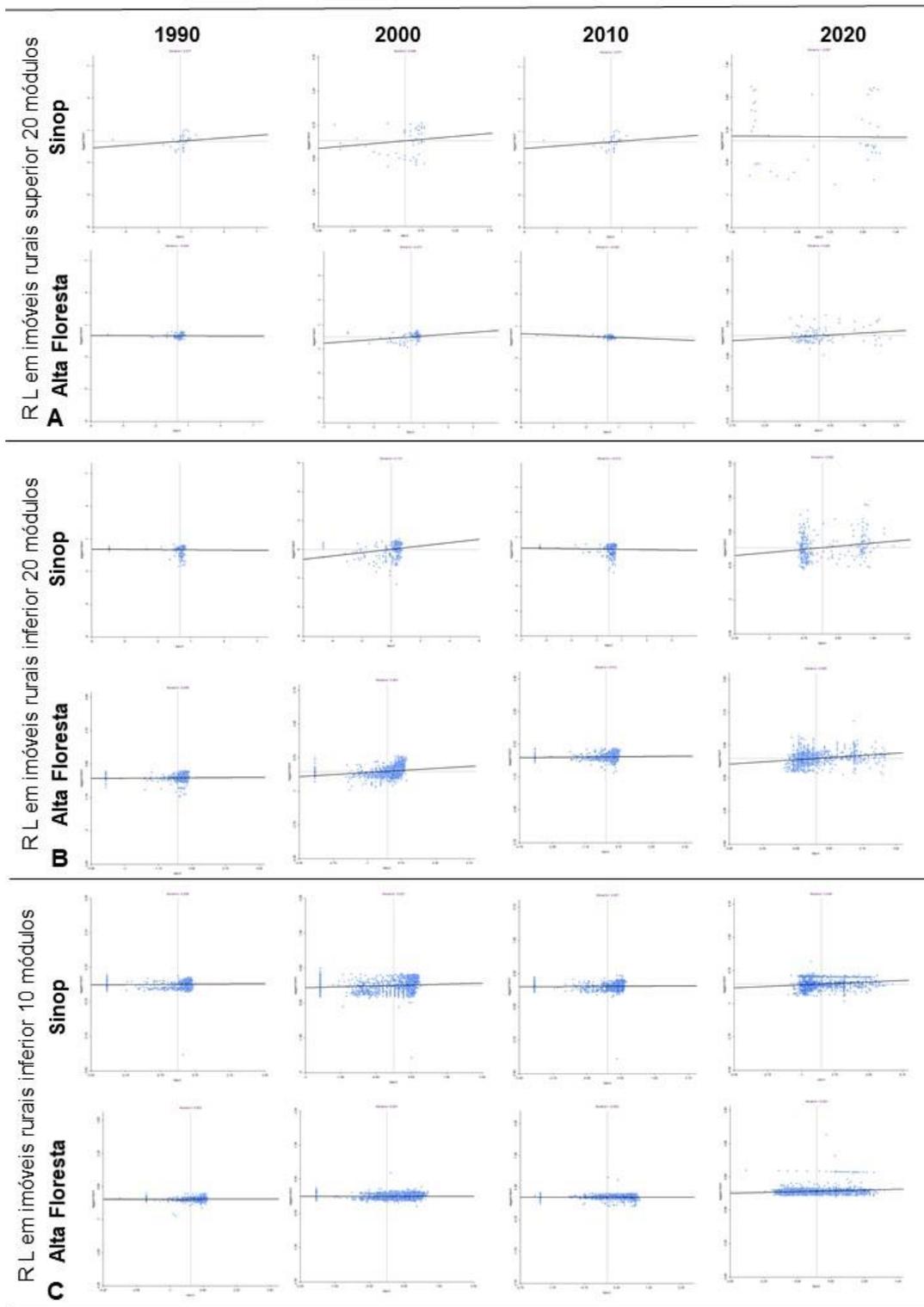


Figura 6. A.B.C. Gráfico de dispersão do NDVI em *Moran I*.
 Fonte: Elaboração própria (2023).

3.9 Sintetiza das mudanças na vegetação da Reservas legais em todas propriedade, dos módulos Fiscais.

A Tabela 3 sintetiza as mudanças na vegetação da reserva legal ocorridas entre 1990 e 2020, nas propriedades rurais dos três módulos fiscais analisados nos municípios de Sinop e Alta Floresta. Destaca-se que, em todas as décadas estudadas, houve alterações na cobertura vegetal.

As áreas superiores a 20 módulos fiscais registraram a maior perda de vegetação, com 301.191 hectares inicialmente, dos quais 65.636 hectares foram desmatados. Por outro lado, as propriedades com menos de 20 módulos fiscais apresentaram uma redução de 11.617 hectares em uma área inicial de 237.051 hectares de vegetação. Dessa forma, os pequenos produtores perderam 11.617 hectares de suas reservas legais, que originalmente somavam 45.806 hectares de vegetação.

Tabela 3. síntese da mudança da vegetação na reserva legal encontrado no período de 1990 a 2020.

Propriedades em módulos Fiscais		desmatamento	Sinop	Alta Floresta
Superior a 20 módulos Fiscais	Ano	Reservas Legais	NDVI	NDVI
Sinop 17 Reservas Legais - RL	1990	7.676 hectares	0,03 a 0,8	-1 a 0,9
Alta Floresta 110 - RL	2000	13.511 hectares	-0,2 a 0,8	-0,2 a 0,8
301.191 hectares de vegetação	2010	47.641 hectares	-01 a 1	-01 a 1
	2020	65.636 hectares	-0,1 a 0,3	-0,1 a 0,08
Inferiores a 20 módulos fiscais				
Sinop 279 Reservas Legais - RL	1990	7.769 hectares	-0,4 a 0,9	-0,4 a 0,9
Alta Floresta 1.011 - RL	2000	11.279 hectares	-0,1 a 0,8	-0,1 a 0,8
237.051 hectares de vegetação	2010	22.243 hectares	-0,07 a 0,8	-0,07 a 0,8
	2020	49.069 hectares	-0,1 a 0,3	-0,1 a 0,3
Inferiores a 10 módulos fiscais				
Sinop 1.689 Reservas Legais - RL	1990	3.650 hectares	-0,1 a 0,8	-0,1 a 0,8
Alta Floresta 2.543 - RL	2000	5.420 hectares	-0,1 a 0,8	-0,1 a 0,8
45.806 hectares de vegetação	2010	9.451 hectares	-0,1 a 0,8	-0,1 a 0,8
	2020	11.617 hectares	0,1 a 0,3	0,1 a 0,3

4. Sintetiza do índice de Moran I nas reservas legais em todas propriedade, dos módulos Fiscais.

A Tabela 4 apresenta a síntese do índice de Moran I nas reservas legais entre 1990 e 2020, abrangendo as propriedades rurais de até três módulos fiscais nos municípios de Sinop e Alta Floresta.

Observou-se, ao longo de todas as décadas analisadas, uma alta concentração de significância estatística, com correlação de Pearson (ρ) de 0,05. Em particular, as áreas de reserva legal com menos de 10 módulos fiscais apresentaram os maiores valores de Moran I nos anos de 1990 e 2000. Contudo, a alta concentração de significância do índice também foi identificada em áreas de reserva legal superiores e inferiores a 20 módulos fiscais.

Tabela 4. síntese em Moran I em reserva legal encontrado no período de 1990 a 2020.

Moran I em Reservas Legais - RL				
superior a 20 módulos Fiscais	Ano	Sinop	Alta Floresta	Pearson (ρ)
alta concentração de significância	1990	3	9	0.05
Área de 301.191 hectares de vegetação	2000	10	25	0.05
	2010	9	1	0.05
	2020	4	15	0.05
	inferiores a 20 módulos fiscais			
alta concentração de significância	1990	22	73	0.05
Área de 237.051 hectares de vegetação	2000	50	140	0.05
	2010	26	174	0.05
	2020	31	168	0.05
	inferiores a 10 módulos fiscais			
alta concentração de significância	1990	355	634	0.05
Área de 45.806 hectares de vegetação	2000	279	836	0.05
	2010	424	735	0.05
	2020	199	255	0.05

5. DISCUSSÃO

5.1 A importância da Vegetação em RL e APP em escala local.

Conforme o Código Florestal, o percentual em RL de 80% de vegetação nativa é cobrado em todos os municípios localizados na Floresta Amazônica a fim de beneficiar toda a sociedade pelos serviços fornecidos pelos ecossistemas florestais devidamente conservados e funcionando adequadamente (BRASIL, 2012).

Essas áreas de RL e APP fornecem *serviços ecossistêmicos de suporte* que beneficiam o bem-estar humano na melhoria da qualidade de vida pela disponibilidade de serviços essenciais, como oferta de água, manutenção da qualidade do ar (DE ARRUDA-SOUZA; OLIVEIRA-JUNIOR; HACON, 2024b; METZGER *et al.*, 2019), regulação do clima, suporte da biodiversidade, remoção de carbono. Além disso, a vegetação da APP influencia na quantidade e qualidade da disponibilidade de água das nascentes, córregos, rios e lagos, sendo que esses mananciais na maioria das vezes são utilizados como prestadores de serviço de pivô de irrigação em produção agrícola (BIGGS *et al.*, 2019).

Ainda, a vegetação nativa de RL é prestadora de *serviços ecossistêmicos* à manutenção de ciclos hidrológicos, regulação dos sistemas climáticos, controle biológico de pragas, manutenção e fertilidade do solo, e polinização de nutrientes (NÓBREGA *et al.*, 2020). Portanto, assegurar a existência da RL no interior dos imóveis rurais nos diferentes módulos fiscais garante a proteção das APPs.

Conforme afirmaram Freitas *et al.* (2018), manter a proteção da vegetação nativa da RL é de suma importância para a manutenção dos mananciais hídricos (KOCH *et al.*, 2019), pois, pela maioria das declarações dos proprietários inseridos no sistema do Cadastro Rural – CAR, cerca de 70% nos municípios citados, consta que as APPs estão inseridas dentro dos limites da RL.

Entretanto, a expansão da atividade agropecuária no limite da área de RL é uma das grandes preocupações ambientais na Floresta Amazônica (MOFFETTE; SKIDMORE; GIBBS, 2021). Esse uso da RL como espaço produtor traz resultados ambientais negativos em todos os

serviços ecossistêmicos de suporte da floresta, afetando principalmente os mananciais e os habitats da fauna e flora (STABILE *et al.*, 2020).

Os municípios foco desta pesquisa perderam Reserva Legal nos últimos 30 anos. Outros estudos relataram que os déficits nos municípios citados foram gerados pela expansão da monocultura e da pecuária (BARBOSA *et al.*, 2018; KOHLER *et al.*, 2021). Portanto, o avanço da atividade agropecuária na RL ocorre com frequência no norte mato-grossense, assim como em toda a Amazônia Legal brasileira (SANTOS *et al.*, 2021). A Floresta Amazônica e os seus serviços estão ameaçados pelas constantes mudanças na dinâmica e na estrutura do ecossistema (BULLOCK *et al.*, 2020; NÓBREGA *et al.*, 2020).

De acordo com Figueiredo, Cak e Markewitz (2020), nos últimos 20 anos, todos os tipos de propriedades rurais de pequenos, médios e grandes agricultores representam um importante grupo que impulsiona os impactos na mudança da cobertura fundiária na região da Floresta Amazônica, bem como suas atividades podem influenciar no desaparecimento de nascentes, córregos e até pequenas bacias hidrográficas (PRETO *et al.*, 2022).

A atividade econômica da agropecuária desenvolvida no ambiente da Floresta Amazônica depende do funcionamento dos ciclos hidrológicos que alimentam os mananciais (BIGGS *et al.*, 2019). A fragmentação da mata de APP interfere no *serviço ecossistêmico* fornecido pela vegetação, no controle de cargas de sedimentos do solo e impedem a modificação das estruturas dos córregos e rios, resultando no aumento da temperatura e alteração da qualidade da água por material erosivo (NEILL *et al.*, 2017).

Em contrapartida, os *serviços ecossistêmicos de suporte* fornecidos por paisagens de APPs intocadas são essenciais para a manutenção da biodiversidade da fauna e flora, regulação da qualidade da água e abastecimento das zonas rural e urbana, assim como para o armazenamento de carbono do solo (DE ARRUDA-SOUZA; OLIVEIRA JUNIOR; HACON, 2024a; GUSWA *et al.*, 2014). Um estudo de Nóbrega *et al.* (2020) demonstra que a zona ribeirinha sustenta os *serviços ecossistêmicos*, proporcionando uma intensa sinergia entre a biodiversidade vegetal e a qualidade do solo e da água.

Quando esses ambientes de vegetação protegida nos imóveis rurais estão sob ameaça de mudanças antropogênicas, a vegetação da RL e APP é geralmente um dos primeiros componentes ecossistêmicos afetados pelos desmatamentos (FIGUEIREDO *et al.*, 2020; NÓBREGA *et al.*, 2020). Portanto, a supressão da vegetação na área de preservação permanente pode resultar em impactos significativos nos processos dos serviços hidrológicos e biogeoquímicos dos mananciais (BLEICH *et al.*, 2014).

Padrão semelhante foi encontrado no norte de Mato Grosso, onde a floresta da cabeceira era geralmente mais degradada que as matas ciliares e tanto os grandes quanto os pequenos proprietários limpavam suas manchas de cabeceira muito além das disposições legais, muitas vezes removendo-as completamente (ZIMBRES; MACHADO; PERES, 2018). Nessas áreas de estudo, há intensa atividade agropecuária e utilização de corpos hídricos para a irrigação, assim como uso para sedimentação de animais no recorte de estudo desta pesquisa.

Para Ballester *et al.* (2020), a extensão do desmatamento nessas Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal denotam vulnerabilidade, gerando impactos antrópicos e ameaças à segurança hídrica. Os efeitos locais da perda dos serviços de suporte pela degradação florestal nesses municípios provavelmente terão consequências cumulativas mais amplas no futuro (CASTELLO *et al.*, 2013).

As mudanças nos serviços de suporte em APP e RL não são endêmicas da área pesquisada. São alterações generalizadas presentes em outros municípios da Floresta Amazônica no norte de Mato Grosso. Em Querência, MT, por exemplo, os déficits de vegetação ribeirinha são de 11% em propriedade que faz uso da terra para atividade agropecuária. São José do Xingu apresenta o maior déficit – 29% de APP – encontrado no imóvel rural que faz uso da terra para atividade de pecuárias para criação de bovinos (PRETO *et al.*, 2022). Nova Marilândia possui

1.706 hectares de fragmentos de APPD para recomposição, sendo que, desse total, 1.594 ha apresentaram baixo nível de NDVI: entre 0.0 a 0.1 (WEBBER *et al.*, 2022).

5. 2 O monitoramento e a manutenção da vegetação em escala local.

O monitoramento da floresta em escala local nos imóveis rurais separados pelos módulos fiscais nas Reservas Legais demonstrou que o índice de NDVI em *Moran I* das três primeiras décadas corresponde à refletância da cobertura vegetativa do solo – 1990, 2000, 2010 – possui correlação espacial de valores positivos. Em outra área remota na Floresta Amazônica (RUDKE *et al.*, 2020), o Índice Moran em escala local respondeu com alta relevância de correlação espacial para identificar vulnerabilidade e pressão ambiental em áreas protegidas. A autocorrelação espacial apresentada pelo RL, portanto, sugere que áreas semelhantes são geralmente mais próximas umas das outras. Infere-se, então, que as áreas de Reservas Legais Degradadas (RLD) são vulneráveis pela alteração do uso da terra e estão interligadas umas às outras, enquanto as áreas RL vegetadas estão agrupadas.

O recente estudo de Gao *et al.* (2021) mostra que alterações na Floresta Amazônica aumentam a vulnerabilidade do estado hídrico da vegetação, o qual fica altamente afetado pela variabilidade da água do solo em todas as áreas com pouca vegetação, como arbustos abertos, plantações e pastagens. Conforme Lapola *et al.* (2023) descreveram, nas áreas amazônicas que estão degradadas o processo de evapotranspiração na estação seca reduz em até 34% e causa a perda de biodiversidade, além de modificação da vegetação remanescente.

Em estudo recente de Parsamehr *et al.* (2023), foi indicado que a degradação da floresta é a principal fonte dominante de emissões de CO₂ armazenado na biomassa vegetal na Amazônia Legal. Nesse mesmo trabalho, os estudiosos relatam que o carbono orgânico sequestrado da atmosfera via fotossíntese da vegetação, transferindo para a biomassa da planta e depois para o solo, onde é armazenado na forma de carbono orgânico, é perdido pelo desmatamento da Floresta Amazônica (PARSAMEHR *et al.*, 2023).

Tavares Silva *et al.* (2021), em pesquisa realizada em Belém do Pará, encontraram na estatística de *Moran I* áreas formadas por aglomerados de valores semelhantes entre os vizinhos mais vulneráveis, com autocorrelação de significância espacial positiva de alteração do uso da terra, o que levou à mudança em escala local da temperatura da superfície.

Em outro estudo, Tiemann e Ring (2022) apontam que essa alteração da vegetação no uso da terra proporciona indicadores biofísicos no solo e na água que afetam de forma indireta a qualidade do fluxo de *serviços ecossistêmicos* da floresta.

As análises ilustram a influência das mudanças de uso da terra da RL em todos os módulos fiscal no ano de 2020. Le Clec'h *et al.* (2017) apontaram na época que a oferta de *serviços ecossistêmicos* da Floresta Amazônica sofreu efeitos na alteração da heterogeneidade do ambiente natural e biofísico provocados pelo desmatamento.

É importante enfatizar que, no trabalho de Vitor Borges da Silva *et al.* (2022), foi destacada a existência de baixa ecoeficiência na produção agropecuária dos municípios amazônicos pela mensuração de autocorrelação em *Moran I*, o que permitiu visualizar a existência de padrões espaciais de efeitos relacionados ao desmatamento e à deterioração da diversidade biológica da Floresta Amazônica, especialmente em área de produção agrícola e pecuária com baixa preservação de áreas de APP e RL.

Com isso, forma-se a mudança de RL compensada para outra escala fora dos municípios de origem em vez de realizar a recuperação de área de RLD nos municípios de Sinop e Alta Floresta. Para Brito (2020), era mais viável compensar essa RL em outra escala dentro da Bacia Amazônica do que fazer a restauração porque o valor de terra no mercado indicava que as terras desmatadas eram avaliadas, em média, três vezes mais do que as florestas e seus *serviços ecossistêmicos*, atingindo seis vezes mais quando comparadas ao preço de áreas florestais de

baixo valor, com áreas desmatadas adequadas à agricultura (BRITO, 2020). O Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) permite compensar o déficit de RL e todos os *serviços ecossistêmicos* de ambos os municípios citados para outra escala.

A floresta degradada agrava a pobreza nos *serviços ecossistêmicos* da RL localizada na Floresta Amazônica e reflete diretamente nas pequenas áreas rurais que estão no entorno de grandes imóveis rurais. A comunidade vizinha sobrevive da agricultura de subsistência em escala local e necessita dos *serviços ecossistêmicos* prestados pela floresta (CÓRDOBA *et al.*, 2019). A recuperação da vegetação da RL é crucial para a manutenção da função dos *serviços ecossistêmicos* dentro e fora dos imóveis rurais (NÓBREGA *et al.*, 2020; URZEDO *et al.*, 2020).

A primeira alternativa para o cumprimento do déficit de RL dentro da propriedade rural é manter o *serviço ecossistêmico de suporte*, permitindo a manutenção e a fertilidade do solo no processo de regeneração natural da vegetação, como o incremento de plantio de árvores nativas *in loco*.

A segunda opção é levar esses *serviços ecossistêmicos* prestados para a escala regional, ou seja, para fora da propriedade rural, compensando áreas de Unidades de Conservação que já são fornecedoras de *serviços ecossistêmicos* para a sociedade no seu entorno. A primeira alternativa é uma potencial aliada da restauração florestal, mas depende das políticas que induzem os agricultores a restaurar (DE OLIVEIRA SILVA; NEVES, 2024; NUNES *et al.*, 2016).

Em outra pesquisa, Pacheco *et al.* (2021) indicaram que as chances de os agricultores mato-grossenses adotarem o cumprimento do déficit de LR pelo Programa de Regularização Ambiental (PRA) aumentam entre os agricultores mais velhos, que reconhecem que há esse déficit de RL dentro de suas propriedades rurais. A única resistência é a daqueles que não reconhecem ter déficits de RL nos seus imóveis rurais.

Seria importante que fossem resolvidas todas as irregularidades e déficits em RL dentro das propriedades rurais em escala local para sua recuperação, pois são fundamentais para fortalecer a prestação dos *serviços ecossistêmicos* na Floresta Amazônica.

6. CONCLUSÃO

Conclui-se que a alteração no vigor da vegetação foi evidente em todas as áreas protegidas, incluindo Reservas Legais (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APPs), nos imóveis rurais de até três módulos fiscais. O desmatamento nas APPs resultou na redução de serviços ecossistêmicos essenciais, como a proteção das nascentes e das margens de corpos hídricos, aumentando o risco de degradação e assoreamento do solo.

De maneira semelhante, o desmatamento das Reservas Legais causou impactos significativos nos serviços de suporte ecossistêmico, afetando habitats naturais, a reposição de sementes e o aproveitamento sustentável de recursos não madeireiros, como frutos, cipós e folhas. Dessa forma, torna-se imprescindível que os déficits de RL sejam compensados dentro das propriedades rurais, viabilizando a regeneração natural da vegetação, a conservação da fertilidade do solo e a recuperação por meio do plantio de espécies nativas.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), pela concessão da bolsa de doutorado no Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Mato Grosso.

REFERÊNCIAS

- AABEYIR, R.; PEPRAH, K.; HACKMAN, K. O. Spatio-temporal pattern of urban vegetation in the central business district of the Wa municipality of Ghana. **Trees, Forests and People**, v. 8, n.100261, p. 1-20, 2022.
- ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. **Handbook of Applied Spatial Analysis**, v.1, p. 73–89, 2010.
- BALLESTER, M. V. R.; GARCIAL, A. S.; RIZZO, R.; VILELAL, V. M. F.; NAKAIL, É. S.; PRETO, M. D. F.; CASARIN, L. P.; TOURNE, D. M. Soil functions and land management: Potential synergies and tradeoffs at the tropical agricultural frontier (Brazil). **Land use Changes: Management and Applications**, v.5, n.1, p. 59–81, 2020.
- BARBOSA, S. G.; SPLETOZER, A. G.; ROQUE, M. P. B.; FERREIRA NETO, J. A.; DIAS, H. C. T.; RAMOS, M. P.; BONILLA, M. A. C.; RIBEIRO, W. S.; ALCÁNTARA-DE LA CRUZ, R.; ZANUNCIO, J. C. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–7, 2018.
- BIGGS, T. W.; SANTIAGO, T. M. O.; SILLS, E.; CAVIGLIA-HARRIS, J. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 8, p. 2381–2394, 2019.
- BLEICH, M. E.; MORTATI, A. F.; ANDRÉ, T.; PIEDADE, M. T. F. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 4, p. 657–676, 2014.
- BRASIL. **Lei n. 12.651**, de 25 de maio de 2012. Acessado em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.
- BRITO, B. The pioneer market for forest law compliance in Paragominas, Eastern Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 94, n. 104310, p. 104310, 2020.
- BULLOCK, E. L.; WOODCOCK, C. E.; SOUZA, C.; OLOFSSON, P. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956–2969, 2020.
- CASTELLO, L.; MCGRATH, D. G.; HESS, L. L.; COE, M. T.; LEFEBVRE, P. A.; PETRY, P.; MACEDO, M. N.; RENÓ, V. F.; ARANTES, C. C. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 217–229, 2013.
- CHAVE, J.; DAVIES, S. J.; PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; SIST, P.; SCHEPASCHENKO, D.; ARMSTON, J.; BAKER, T. R.; COOMES, D.; DISNEY, M.; DUNCANSON, L.; HÉRAULT, B.; LABRIÈRE, N.; MEYER, V.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; SCIPAL, K.; SAATCHI, S. Ground Data are Essential for Biomass Remote Sensing Missions. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 863–880, 2019.
- CÓRDOBA, D.; JUEN, L.; SELFA, T.; PEREDO, A. M.; MONTAG, L. F. de A.; SOMBRA, D.; SANTOS, M. P. D. Understanding local perceptions of the impacts of large-scale oil palm plantations on ecosystem services in the Brazilian Amazon. **Forest Policy and Economics**, v. 109, n. 8, p. 1-21, 2019
- COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; 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, n 25, p. 1–16, 2017.
- DE ARRUDA SOUZA, C., OLIVEIRA JUNIOR, E. S., HACON, S.S. Serviços Ecosistêmicos da Amazônia Brasileira. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n 10, p. 178–198, 2024a.
- DE ARRUDA SOUZA, C., OLIVEIRA JUNIOR, E. S., HACON, S.S. Conceito de serviços ecossistêmicos: desdobramento na ciência e política. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n 6, p. 4260–4277, 2024b. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.6.p4260-4277>.

- EMBRAPA. **Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural**. Campinas, SP, 2022. Acessado em: www.embrapa.br/car.
- FIGUEIREDO, R. O.; CAK, A.; MARKEWITZ, D. Agricultural impacts on hydro bio geochemical cycling in the Amazon: Is there any solution? **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 3, p. 1–14, 2020.
- FREITAS, F. L. M.; SPAROVEK, G.; BERNDDES, G.; PERSSON, U. M.; ENGLUND, O.; BARRETTO, A.; MÖRTBERG, U. Potential increase of legal deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 665–670, 2018.
- GAO, L.; EBTEHAJ, A.; CHAUBELL, M. J.; SADEGHI, M.; LI, X.; WIGNERON, J. P. Reappraisal of SMAP inversion algorithms for soil moisture and vegetation optical depth. **Remote Sensing of Environment**, v. 264 n. 1, p. 1-20, 2021.
- GUSWA, A. J.; BRAUMAN, K. A.; BROWN, C.; HAMEL, P.; KEELER, B. L.; SAYRE, S. S. Ecosystem Services: Challenges and Opportunities for Hydrologic Modeling to Support Decision Making. **Resources Research**, v. 50, p. 4535–4544, 2014.
- IBGE. **Manual técnico de geologia**. 1 ed. Rio de Janeiro, 1998.
- IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2012.
- IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 3 ed. Rio de Janeiro, 2015.
- IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2009.
- IBGE. **Bacias e divisões hidrográficas do Brasil**. 1 ed. Rio de Janeiro, 2021
- INPE. **Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. 1 ed. São Paulo, 2019.
- ISA. **O arco do desmatamento e suas flechas**. Ed. Instituto Socioambiental. São Paulo, SP. 2019. Acessado em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/prov0115.pdf>.
- JOLY, C. A.; SCARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M.; MARIA, T.; GADDA, C.; WALTER, J. P. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy: summary for policy makers. **Biota neotropica**, v. 4, n. 4, p. 1-8, 2019.
- KOCH, N.; ZU ERMGASSEN, E. K. H. J.; WEHKAMP, J.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCHWERHOFF, G. Agricultural Productivity and Forest Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon, **Oxford University Press**, v. 101, n. 3, p. 919-940, 2019.
- KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; CASTRILLON, I.; LIMA, T. E. Desmatamento e degradação das microbacias hidrográficas de captação ao abastecimento urbano: a produção do déficit hídrico na cidade de Alta Floresta, MT. **Ciência Geográfica**, v. 25, n. 3, p. 1–24, 2021.
- LAPOLA, D. M.; PINHO, P.; BARLOW, J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BERENGUER, E.; CARMETA, R.; LIDDY, H. M.; SEIXAS, H.; SILVA, C. V. J.; SILVA-JUNIOR, C. H. L.; ALENCAR, A. A. C.; ANDERSON, L. O.; ARMENTERAS, D.; 15, P.; BROVKIN, V.; CALDERS, K.; CHAMBERS, J.; CHINI, L.; COSTA, M. H.; FARIA, B. L.; FEARNESIDE, P. M.; FERREIRA, J.; GATTI, L.; HUGO GUTIERREZ-VELEZ, V.; HAN, Z.; HIBBARD, K.; KOVEN, C.; LAWRENCE, P.; PONGRATZ, J.; PORTELA, B. T. T.; ROUNSEVELL, M.; RUANE, A. C.; SCHALDACH, R.; DA SILVA, S. S.; VON RANDOW, C.; WALKER, W. S. The drivers and impacts of Amazon Forest degradation Extended summary. **Science**, v. 379, n. 1, p. 1–32, 2023.
- LE CLECH, S.; JÉGOU, N.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. From Field Data to Ecosystem Services Maps: Using Regressions for the Case of Deforested Areas Within the Amazon. **Ecosystems**, v. 21, n. 2, p. 216–236, 2018.
- LOURENÇONI, T.; DA SILVA JUNIOR, C. A.; LIMA, M.; TEODORO, P. E.; PELISSARI, T. D.; DOS SANTOS, R. G.; TEODORO, L. P. R.; LUZ, I. M.; ROSSI, F. S. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with

deforestation via PRODES and Imazon Geo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2021.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. Millennium ed. Washington [online]. Acessado em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBED, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, 2019.

MOFFETTE, F.; SKIDMORE, M.; GIBBS, H. K. Environmental policies that shape productivity: Evidence from cattle ranching in the Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 109, n. 102490, p. 1–21, 2021.

MORAN, P. A. P. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. **Oxford Journal**, v. 37, n. 1, p. 17–23, 1950.

NEILL, C.; JANKOWSKI, K. J.; BRANDO, P. M.; COE, M. T.; DEEGAN, L. A.; MACEDO, M. N.; RISKIN, S. H.; PORTER, S.; ELSNBEER, H.; KRUSCHE, A. V. Surprisingly Modest Water Quality Impacts From Expansion and Intensification of Large-Scale Commercial Agriculture in the Brazilian Amazon-Cerrado Region. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n.1, p. 1-5, 2017.

NÓBREGA, R. L. B.; ZIEMBOWICZ, T.; TORRES, G. N.; GUZHA, A. C.; AMORIM, R. S. S.; CARDOSO, D.; JOHNSON, M. S.; SANTOS, T. G.; COUTO, E.; GEROLD, G. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, n.1, p. 819–834, 2020.

NUNES, S.; GARDNER, T.; BARLOW, J.; MARTINS, H.; SALOMÃO, R.; MONTEIRO, D.; SOUZA, C. Compensating for past deforestation: Assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. **Land Use Policy**, v. 57, n.1, p. 749–758, 2016.

DE OLIVEIRA SILVA, E.; NEVES, S. M. A. S. Cadastro Ambiental Rural (Car) no Contexto Nacional e Mato-grossense: uma Análise Cientométrica no Período de 2013 a 2023.: Rural Environmental Registry (Car) in Contexto of Nacional and Mato Grosso: a Scientmotric Analysis in the Period from 2013 to 2023. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 4, p. 2736–2753, 2024.

OKIDA, D. T. S.; DE CARVALHO JÚNIOR, O. A.; DE CARVALHO, O. L. F.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. Relationship between Land Property Security and Brazilian Amazon Deforestation in the Mato Grosso State during the Period 2013–2018. **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 1-20, 2021.

OVIEDO, A.; PEREIRA, L. W.; AUGUSTO, C. **O arco do desmatamento e suas flechas**. Ed. Instituto Socioambiental. São Paulo, SP. 2019. Acessado em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/prov0115.pdf>.

PARSAMEHR, K.; GHOLAMALIFARD, M.; KOOCH, Y.; AZADI, H.; SCHEFFRAN, J. Impact of Land Cover Changes on Reducing Greenhouse Emissions: Site Selection, Baseline Modeling, and Strategic Environmental Assessment of REDD+ Projects. **Land Degradation & Development**, v. 129, n. 1, p. 1–16, 2023.

PACHECO, R.; RAJÃO, R.; VAN DER HOFF, R.; SOARES-FILHO, B. Will farmers seek environmental regularization in the Amazon and how? Insights from the Rural Environmental Registry (CAR) questionnaires. **Journal of Environmental Management**, v. 284, n.112010, p. 1-20, 2021.

PEREIRA, E. J. A. L.; DE SANTANA RIBEIRO, L. C.; DA SILVA FREITAS, L. F.; DE BARROS PEREIRA, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. 104491, p 1-6, 2020.

PRETO, M. F.; GARCIA, A. S.; NAKAI, É. S.; CASARIN, L. P.; VILELA, V. M. de F. N.; BALLESTER, M. V. R. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation dynamics in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). **Land Use Policy**, v. 118, n. 106132, p. 1-13, 2022.

- REY, S. J.; ANSELIN, L. PySAL: A Python Library of Spatial Analytical Methods. **The Review of Regional Studies**, v. 37, n. 1, p. 5–27, 2007.
- RUDKE, A. P.; SIKORA DE SOUZA, V. A.; SANTOS, A. M. Dos; FREITAS XAVIER, A. C.; ROTUNNO FILHO, O. C.; MARTINS, J. A. Impact of mining activities on areas of environmental protection in the southwest of the Amazon: A GIS- and remote sensing-based assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 263, n.110392, p 1-20, 2020.
- SANTOS, A. M.; SILVA, C. F. A.; ALMEIDA JUNIOR, P. M.; RUDKE, A. P.; MELO, S. N. D. Deforestation drivers in the Brazilian Amazon: assessing new spatial predictors. **Journal of Environmental Management**, v. 294, n. 1, p. 20-22, 2021.
- SOTERRONI, A. C.; MOSNIER, A.; CARVALHO, A. X. Y.; CÂMARA, G.; OBERSTEINER, M.; ANDRADE, P. R.; SOUZA, R. C.; BROCK, R.; PIRKER, J.; KRAXNER, F.; HAVLÍK, P.; KAPOS, V.; JZU ERMGASSEN, E. K. H.; VALIN, H.; RAMOS, F. M. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, n. 074021, p. 1-21, 2018.
- SOUZA, L.R.; CIRNE, M. B. **40 Anos da Política Nacional de Meio Ambiente**. Brasília, DF, 2021. Acessado em: <https://repositorio.uniceub.br/jspui/handle/prefix/15159>.
- SPAROVEK, G.; REYDON, B. P.; GUEDES PINTO, L. F.; FARIA, V.; DE FREITAS, F. L. M.; AZEVEDO-RAMOS, C.; GARDNER, T.; HAMAMURA, C.; RAJÃO, R.; CERIGNONI, F.; SIQUEIRA, G. P.; CARVALHO, T.; ALENCAR, A.; RIBEIRO, V. Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, n. 104062, p. 1-20, 2019.
- STABILE, M. C. C.; GUIMARÃES, A. L.; SILVA, D. S.; RIBEIRO, V.; MACEDO, M. N.; COE, M. T.; PINTO, E.; MOUTINHO, P.; ALENCAR, A. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v. 91, n. 104362, p 1-21, 2020.
- TAVARES SILVA, M.; DA SILVA MARGALHO, E.; AFONSO DE OLIVEIRA SERRÃO, E.; CARTAXO DE SOUZA, A.; DE SÁ SOARES, C.; ANTONIO COSTA DOS SANTOS, C.; BARBOSA DA SILVA, B. Application of Spatial Modeling of Biophysical Variables in an Urbanized Area in the Amazon: The Case of the Metropolitan Area of Belém-Pará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 2, p. 271–283, 2021.
- TIEMANN, A.; RING, I. Towards ecosystem service assessment: Developing biophysical indicators for forest ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 137, n.108704, p. 1-20, 2022.
- URZEDO, D. I.; NEILSON, J.; FISHER, R.; JUNQUEIRA, R. G. P. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. 1, p. 59–62, 2020.
- USGS. **Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) Algorithm Description**. Ed. Geological Survey Open-File Report. Virginia, USA, 2013. Acessado em: https://pubs.usgs.gov/of/2013/1057/ofr13_1057.pdf.
- USGS. **Landsat Missions: Imaging the Earth Since 1972**. Ed. Landsat Missions Timeline. Virginia, USA, 2018. Acessado em: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-satellite-mission-s.pdf>.
- USGS. **Landsat 8 (L8) Data Users Handbook**. Ed. Geological Survey Open-File Report. South Dakota, USA, 2018. Acessado em: <https://dl.icdst.org/pdfs/files/2512b7ec8c34f3a7330e7fa339792e5e.pdf>.
- VITOR BORGES DA SILVA, J.; ROSANO-PEÑA, C.; MÁRCIA VIANA MARTINS, M.; CASTRO TAVARES, R.; HENRIQUE BORGES DA SILVA, P. Ecoeficiência da produção agropecuária na Amazônia brasileira: fatores determinantes e dependência espacial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, p. 250–271, 2022.
- WEBBER, A.; RAMOS, P.; NEVES, S. M.; DALLACORT, R. Índice integral de conectividade aplicado na seleção de áreas de preservação permanentes prioritárias à recomposição no município de Nova Marilândia, Mato Grosso – Brasil. **Geo UERJ**, v. 41, n. 9, p. 1–22, 2022.



ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; HIROTA, M.; MONTADE, V.; SAMPAIO, G.; STAAL, A.; WANG-ERLANDSSON, L.; RAMMIG, A. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2017.

ZIMBRES, B.; MACHADO, R. B.; PERES, C. A. Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. **Land Use Policy**, v. 72, n. 2, p. 354–363, 2018.

ZHOU, X.; ZHANG, X.; WANG, B. Online Support Vector Machine: A Survey and Computing. **Advances in Intelligent Systems and Computing**, v. 382, n.1, p. 269–278, 2016.