



ESTADO DE CONSERVAÇÃO DA ÁREA DE RECARGA DO SISTEMA AQUÍFERO URUCUIA NAS ÚLTIMAS QUATRO DÉCADAS: UMA ANÁLISE COM BASE NA OTIMIZAÇÃO DE DADOS OFICIAIS DE DESMATAMENTO

Maximo Menezes COSTA

Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade em Unidades de Conservação do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ); Analista Ambiental no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

E-mail: maximo.menezes@icmbio.gov.br

Orcid: <https://orcid.org/0009-0006-2577-0433>

Katia Torres RIBEIRO

Doutora em Ecologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ); Analista Ambiental no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio); Docente no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade em Unidades de Conservação do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ)

E-mail: katia.ribeiro@icmbio.gov.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0001-7023-7204>

Daniel Borini ALVES

Doutor em Geografia pela Universidad de Zaragoza (UNIZAR); Docente do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Estadual Vale do Acaraú (UEVA)

E-mail: daniel_borini@uvanet.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0001-6658-7017>

*Recebido
Março/2026*

*Aceito
Junho/2026*

*Publicado
Junho/2026*

Resumo: No âmbito da análise dos processos de degradação do Cerrado, especial relevância deve ser conferida às áreas que atuam como recargas diretas de sistemas de aquíferos, posto que o abastecimento das reservas subterrâneas é fundamental para manutenção dos rios e garantia de abastecimento hídrico na região. O presente estudo teve como objetivo avaliar as dinâmicas do estado de conservação das áreas de recarga do Sistema Aquífero Urucuia (SAU),

com base na análise e otimização temporal dos dados oficiais de desmatamento da região nas últimas quatro décadas, combinada a estimativas de perdas de recarga potencial direta. Para isso, foram inicialmente processados os dados derivados do Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES) para a área de recarga do SAU, abrangendo o período de 2000 a 2024. Sobre essa base, foi desenvolvido um método de detecção de mudanças definida a partir da persistência de sinal de solo exposto em séries de imagens Landsat, junto à plataforma *Google Earth Engine*, com o qual foi possível recuar o período interanual de análise para 1984. Adicionalmente, estimou-se a redução anual da recarga potencial direta associada ao desmatamento, utilizando coeficientes de infiltração derivados de ensaios de campo. Da área de recarga do SAU, foram computados 56,5% de desmatamento entre 1984 e 2024, ou 43,8 mil km². A perda anual de recarga potencial foi estimada em 7,7 bilhões de m³. O estado crítico de conservação das áreas de recarga do SAU reforça a necessidade urgente de ações estratégicas voltadas à proteção das suas áreas naturais remanescentes, que conduzam à conservação dos seus ecossistemas e contribuam para a manutenção da segurança hídrica regional.

Palavras-chave: sensoriamento remoto; supressão vegetal; recursos hídricos.

CONSERVATION STATUS OF THE RECHARGE AREA OF THE URUCUIA AQUIFER SYSTEM OVER THE LAST FOUR DECADES: AN ANALYSIS BASED ON THE OPTIMIZATION OF OFFICIAL DEFORESTATION DATA

Abstract: In the context of analyzing degradation processes in the Cerrado biome, particular emphasis should be placed on areas that function as direct recharge zones for aquifer systems, as the replenishment of groundwater reserves is essential for sustaining river flows and ensuring regional water supply. This study aimed to assess the dynamics of the conservation status of recharge areas within the Urucui Aquifer System (UAS) by analyzing and temporally optimizing official deforestation data for the region over the past four decades, in conjunction with estimates of potential losses in direct recharge. To this end, data from the Brazilian Amazon Forest Deforestation Monitoring Project by Satellite (PRODES) for the SAU recharge area, spanning the period from 2000 to 2024, were initially processed. Based on this approach, a change detection method grounded in the persistence of bare soil signals in Landsat image series was developed using the Google Earth Engine platform, enabling the extension of the interannual analysis period back to 1984. Additionally, the annual reduction in potential direct recharge associated with deforestation was estimated using infiltration coefficients derived from field measurements. Results indicate that 56.5% of the SAU recharge area, equivalent to 43,800 km², underwent deforestation between 1984 and 2024. The corresponding annual loss of potential recharge was estimated at 7.7 billion m³. The critical conservation status of the SAU recharge areas underscores the urgent need for strategic actions aimed at protecting the remaining natural areas, thereby supporting ecosystem conservation and contributing to regional water security.

Keywords: remote sensing; vegetation suppression; water resources.

ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL ÁREA DE RECARGA DEL SISTEMA ACUÍFERO URUCUIA EN LAS ÚLTIMAS CUATRO DÉCADAS: UN ANÁLISIS BASADO EN LA OPTIMIZACIÓN DE DATOS OFICIALES DE DEFORESTACIÓN

Resumen: En el marco del análisis de los procesos de degradación del Cerrado, debe concederse especial relevancia a las áreas que actúan como recarga directa de sistemas acuíferos, dado que la alimentación de las reservas subterráneas resulta fundamental para el mantenimiento de los ríos y la garantía del abastecimiento hídrico regional. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar las dinámicas del estado de conservación de las áreas de recarga del Sistema Acuífero Urucua, a partir del análisis y la optimización temporal de los datos oficiales de deforestación de la región durante las últimas cuatro décadas, combinados con estimaciones de pérdidas de recarga potencial directa. Para ello, se procesaron inicialmente los datos derivados del “Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite” (PRODES) correspondientes al área de recarga del SAU, abarcando el período comprendido entre 2000 y 2024. Sobre esta base, se desarrolló un método de detección de cambios definido a partir de la persistencia de la señal de suelo expuesto en series temporales de imágenes Landsat, mediante el uso de la plataforma *Google Earth Engine*, lo que permitió ampliar el período interanual de análisis hasta 1984. Adicionalmente, se estimó la reducción anual de la recarga potencial directa asociada a la deforestación, utilizando coeficientes de infiltración derivados de ensayos de campo. En el área de recarga del SAU se contabilizó un 56,5 % de deforestación entre 1984 y 2024, equivalente a 43,8 mil km². La pérdida anual de recarga potencial se estimó en 7,7 mil millones de m³. El estado crítico de conservación de las áreas de recarga del SAU pone de manifiesto la necesidad urgente de implementar acciones estratégicas orientadas a la protección de las áreas naturales remanentes, capaces de favorecer la conservación de sus ecosistemas y contribuir al mantenimiento de la seguridad hídrica regional.

Palabras clave: teledetección; supresión de la vegetación; recursos hídricos.

INTRODUÇÃO

O Cerrado brasileiro, reconhecido como a savana tropical mais biodiversa do mundo e um dos 36 hotspots globais de biodiversidade, ocupa aproximadamente 23,3% do território nacional, estendendo-se por cerca de 2 milhões de km² em 11 estados e o Distrito Federal (Strassburg *et al.*, 2017; Klink; Machado, 2005). Para além de sua riqueza biológica, que abriga mais de 12.000 espécies de plantas vasculares, das quais cerca de 4.400 são endêmicas (Myers *et al.*, 2000), o bioma exerce uma função hidrológica estratégica indissociável da segurança hídrica e energética do Brasil (Latrubesse *et al.*, 2019; Nobre *et al.*, 2016).

A denominação de “berço das águas” atribuída ao Cerrado reflete sua condição de abrigar as nascentes de oito das doze principais bacias hidrográficas nacionais, incluindo as do São Francisco, Tocantins-Araguaia, Parnaíba e Paraná (Latrubesse *et al.*, 2019; Lima, 2011). Essa função é mediada por extensas áreas de recarga de aquíferos, entre os quais destaca-se o Sistema Aquífero Urucua (SAU), manancial sedimentar cujas reservas subterráneas regulam as vazões de base de rios estratégicos, contribuindo com até 53% da vazão total do médio São Francisco nos períodos mais secos (Vieira, 2021; ANA, 2017).

O Cerrado vem sofrendo forte degradação desde a chamada revolução verde, dos anos 1960, com quase metade de sua cobertura original convertida para a expansão do agronegócio

mecanizado de grãos e da pecuária (Strassburg *et al.*, 2017), com forte intensificação a partir da década de 1990 (Eloy *et al.* 2023) e com alta fragmentação (Carvalho *et al.*, 2009). A degradação da vegetação nativa do Cerrado, em geral para grandes cultivos mecanizados e pastagens plantadas, já alcança 49,5% em 2025 (MapBiomas, 2025). Quando analisada a conversão para plantação de soja de 2000 a 2021, tem-se o total de 35.318,79 km², o que corresponde a 3,2 vezes o registrado na Amazônia, ainda mais alarmante tendo em vista o tamanho significativamente menor do Cerrado (Brandão; Rezende; Marques, 2006).

Tem-se ainda que apenas 8,3% do bioma Cerrado encontra-se formalmente protegido por unidades de conservação, índice significativamente inferior aos 28% da Amazônia (Françoso *et al.*, 2015), ainda mais se computadas as extensões protegidas por territórios indígenas, quilombolas e outras formas de proteção como os acordos de pesca. Essas transformações da paisagem, aliadas à intensificação de fenômenos climáticos extremos, têm desencadeado processos de degradação severos que comprometem o estado de conservação do bioma como um todo, os sistemas hídricos e as relações sociais. O avanço da agricultura de commodities se dá em grande parte sobre territórios de pequenas comunidades agrícolas, deslocadas para cidades ou para ambientes marginais por mecanismos direta ou indiretamente violentos, e afetadas diretamente pela crescente escassez de água (Favareto *et al.*, 2019; Eloy *et al.*, 2023), em um conflito social e ambiental agudo, mas de pouca visibilidade nacional.

Para compreender tais dinâmicas de transformação das paisagens e detalhar os processos de degradação, tem sido cada vez mais frequente e cotidiano o uso de dados geoespaciais derivados do processamento de dados de sensoriamento remoto. Um destaque se refere ao uso da série temporal associada à família de sensores dos satélites Landsat (Crawford *et al.*, 2023), que conta atualmente com mais de quatro décadas de recobrimento global. Mais recentemente, destaca-se o surgimento plataformas de processamento múltiplo de informações geoespaciais, tais como o *Google Earth Engine* (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017), que ampliam consideravelmente a capacidade de processamento de séries temporais orbitais de sensoriamento remoto e consequentemente na geração de informações sistemáticas sobre a dinâmica das paisagens.

No âmbito dos programas brasileiros de observação da terra por satélite, a série temporal Landsat é um dos principais dados de entrada para a geração de dados oficiais de desmatamento, pelo Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES), desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (Almeida *et al.*, 2022). A partir da expansão do projeto para outros biomas brasileiros, tais informações passaram a se

configurar como subsídio à gestão territorial ambiental de todo país, sendo utilizada, dentre outros, para o diagnóstico de degradação de suas áreas protegidas (Almeida *et al.*, 2025).

Os dados do PRODES oferecem confiabilidade em termos de acurácia espacial, sendo que no Cerrado os processos de validação realizados indicam acurácia global superior a 90% (MCTI/INPE, 2023). Entretanto, há limitações em relação à cobertura temporal dos dados. No caso do Cerrado, a série de desmatamento anual existe a partir do ano de 2013, sendo oferecido como um dado bienal entre 2001 a 2012, e um agrupado geral de dados de 2000 ou antes (Parente *et al.*, 2021). Esta situação limita a aplicabilidade para análises interanuais em escalas temporais mais abrangentes.

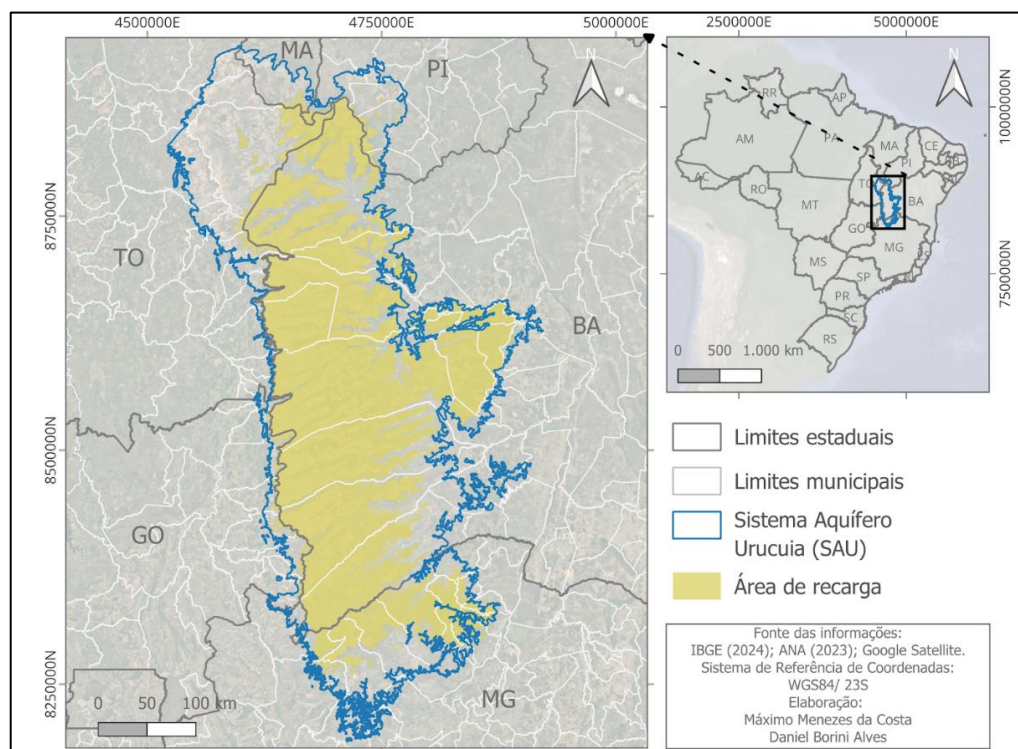
Diante deste cenário, o presente estudo tem seu foco nas áreas de recarga do SAU, tendo como objetivo avaliar seu estado de conservação com base na análise e otimização temporal dos dados oficiais de desmatamento da região nas últimas quatro décadas, combinada a estimativas de perdas de recarga potencial direta. Para tal, busca-se propor e apresentar uma abordagem de detecção de mudanças com potencial de ampliar a abrangência temporal interanual dos dados do PRODES, o que configura um avanço metodológico. Como estudo aplicado, os dados gerados permitem produzir um diagnóstico sobre a dinâmica da paisagem do SAU, subsidiando informações úteis ao planejamento ambiental e territorial a nível regional.

METODOLOGIA

Delimitação da área de recarga do SAU

A área de recarga do SAU (Figura 1) está associada principalmente aos platôs do Chapadão Ocidental da Bahia (ou do São Francisco) e da Serra Geral de Goiás (Vieira, 2021; Gaspar; Campos, 2007). Sendo assim, a sua delimitação foi produzida a partir da identificação dos platôs dentro da área do SAU, obtida através do portal do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (ANA, 2016). Para isso, se teve como base o recorte altimétrico superior à cota de 700 m sobre os dados do modelo digital de elevação proporcionado pelo *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), para o conjunto de áreas do SAU e seu entorno imediato.

Figura 1 – Mapa de localização do Sistema Aquífero Urucuia, com destaque para as áreas de recarga



Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

Obtenção dos dados oficiais de desmatamento acumulado

A obtenção dos dados de desmatamento do PRODES foi realizada através da plataforma Terrabrasilis (INPE, 2025). O PRODES é considerado o dado oficial brasileiro de áreas desmatadas, mapeando e gerando taxas anuais de áreas que a vegetação nativa passa por corte raso em diferentes biomas brasileiros (Almeida *et al.* 2022; Almeida *et al.* 2025). Os dados espaciais foram obtidos para o conjunto do bioma Cerrado, e posteriormente recortados em relação à área de recarga do SAU. Integra o período de 2000 a 2024, de forma agrupada entre 2000 e 2012 (2000 ou anterior; bienalmente entre 2001 e 2012); e de forma anual a partir de 2013.

Desenvolvimento de um produto de detecção de mudanças para a otimização temporal dos dados do PRODES

O produto desenvolvido se baseia na detecção de mudanças a partir da persistência de sinal de solo exposto em séries de reflectância de superfície de imagens Landsat (4, 5, 7, 8 e 9), junto à plataforma GEE. Inicialmente, a abordagem detecta para o conjunto de imagens existentes em determinado ano a existência de sinal de solo exposto a partir de limiares fixos dos índices espectrais *Normalized Burned Ratio* (NBR) (Key; Benson, 1999) e *Mid-Infrared Burn Index* (MIRBI) (Trigg; Flasse, 2000) e seus respectivos deltas entre imagens subsequentes. Ao utilizar informações espectrais da região do infravermelho, tais índices são sensíveis à diferenciação entre

áreas vegetadas em comparação a áreas cobertas por solo exposto (Trigg; Flasse, 2000). A seguir, a metodologia consistiu em agrupar pares anuais de mapeamentos de solo exposto, identificando pixel a pixel a persistência desta categoria como indicativo de degradação, utilizando limiares do índice NBR. Detectada a persistência do sinal, associa-se a este pixel a data inicial do primeiro ano detectado como de solo exposto, identificando a data do desmatamento.

Validação e análise espaço-temporal dos dados de desmatamento

O processo de validação do produto de otimização temporal se realizou a partir da comparação dos dados referentes ao ano de detecção proporcionados pelo produto desenvolvido em relação aos anos efetivamente detectados pelo PRODES. Produziu-se uma amostragem aleatória de 5000 pontos sobre as áreas detectadas pelo PRODES no SAU, considerando como áreas de exclusão da amostragem detecções prévias a 2013, posto que anteriormente a este ano a detecção do PRODES é disponibilizada de forma agregada (bienal para o período de 2001 a 2012; e “prévio a 2000” para o restante dos dados).

Como indicadores para a análise comparativa dos dados foram utilizados a correlação de Pearson (R) (Eq. 1), a diferença média (MD) (Eq. 2), e a raiz do erro quadrático médio (RMSE) (Eq. 3):

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n ((x_i - \mu_x)(y_i - \mu_y))}{\sqrt{\sum_{i=1}^n ((x_i - \mu_x)^2 \sum_{i=1}^n ((y_i - \mu_y)^2)}}, \quad [\text{Eq. 1}]$$

$$\text{MD} = \sum_{i=1}^n \frac{(x_i - y_i)}{n}, \quad [\text{Eq. 2}]$$

$$\text{RMSE} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(x_i - y_i)^2}{n}}, \quad [\text{Eq. 3}]$$

onde x_i são os anos detectados pelo PRODES e y_i são os anos detectados pelo produto de detecção de mudanças gerado. A correlação de Pearson expressa o nível de acordo entre os grupos de valores comparados, sendo que de acordo com Cohen (1988), os níveis de correlação podem ser classificados como correlação fraca (entre 0,10 e 0,29), moderada (0,30 a 0,49) ou forte (0,50 a 1,0). Foram ainda contabilizados o nível de concordância exata dos dados (percentual de coincidências exatas do ano de desmatamento entre os produtos comparados) e o nível de concordância ponderado considerando a margem de erro de ± 1 ano e ± 2 anos. Tais indicadores são amplamente utilizados na literatura para processos similares de validação, favorecendo uma leitura robusta da correspondência entre os dados (Alves *et al.*, 2018).

Após a validação, partiu-se para uma avaliação espaço-temporal dos dados de desmatamento para o conjunto do SAU. Para isso, os dados espaciais do PRODES foram

estratificados anualmente com base nos dados gerados pelo produto desenvolvido, e dispostos graficamente para compreender os períodos com maior ou menor incidência de desmatamento no período de 1984 a 2024. Mais precisamente, os dados temporais (ano de detecção) do produto gerado foram sobrepostos aos dados PRODES em todos os pixels que não dispunham de uma classificação anual no período (dados de 2012 ou prévios), mantendo-se os valores classificados pelo dado oficial para o ano de 2013 e posteriores. Por outra parte, álgebra de mapas foram aplicadas para a sobreposição de todos os dados em um único produto, permitindo a geração de um mapa síntese de desmatamento no Urucuia no período de 1984 a 2024.

2.5 Estimativa da redução da recarga potencial direta

Para produziram-se estimativas da redução potencial direta (RPD) associada ao desmatamento anual e acumulado observado na área, visando quantificar o seu impacto hidrológico. Para isso, adotou-se a metodologia de balanço hídrico utilizada nos estudos hidrogeológicos do SAU pela ANA (2017). A RPD (Eq. 4) é expressa pela fórmula:

$$RPD = P \times Cinf \times A, \quad [Eq. 4]$$

onde P se refere a precipitação média anual da região (1.194 mm/ano), *Cinf* corresponde ao coeficiente de infiltração (adimensional); e A indica a área de recarga considerada (km²). A redução da recarga devido à substituição de vegetação nativa por agricultura (ΔRPD) (Eq. 5) é calculada pela diferença entre os coeficientes de infiltração das duas condições de cobertura do solo, aplicada à área desmatada anualmente, sendo os parâmetros definidos com base em ensaios de campo realizados pela ANA e pelo Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) no SAU (ANA, 2017; CPRM, 2019),

$$\Delta RPD = P \times (Cnat - Cagri) \times Sdes, \quad [Eq. 5]$$

onde *Cnat* se refere ao coeficiente de infiltração em áreas de Cerrado nativo (estabelecido como 0,185); e *Cagri* corresponde a redução da infiltração em áreas agrícolas, estimados em 80% (razão 5:1), resultando 0,037. Já o *Sdes* corresponde a área desmatada anual obtida de acordo com as etapas previamente descritas. A perda de recarga foi então calculada para cada ano entre 1984 e 2024, e os valores convertidos para vazão equivalente (m³/s) dividindo-se o volume anual por 31.536.000 segundos. Os resultados foram comparados com vazões de referência de rios efluentes do SAU e com o volume útil do reservatório de Sobradinho, conforme dados do CPRM (2019) e da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF).

RESULTADOS

Validação do processo de otimização temporal dos dados de desmatamento

O nível de acordo entre o ano de detecção do desmatamento proporcionado pelo PRODES em relação ao do produto desenvolvido apresentou correlação significativa ($R = 0,69$, $p < 0,01$). Combinado a outros indicadores de validação (Tabela 1), observa-se que o produto desenvolvido apresentou um nível de correspondência elevado em relação aos dados temporais do PRODES (2013 a 2024) (Figura 2).

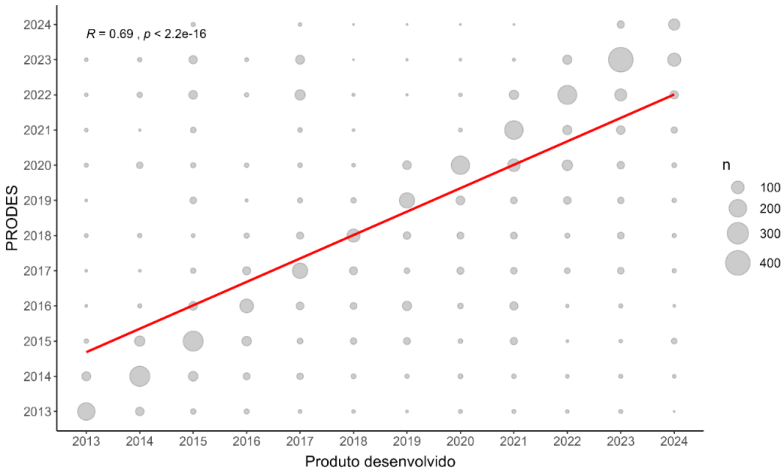
Tabela 1 – Indicadores de correspondência entre os dados de detecção anuais de desmatamento proporcionado pelo PRODES e o observado no produto desenvolvido (n = 5000).

Diferença média (MD)	Raíz do erro quadrático médio (RMSE)	Concordância exata	Concordância ponderada (±1 ano)	Concordância ponderada (±2 anos)
0,26	2,73	48,0%	69,4%	77,1%

Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

O nível de concordância exata de detecção de anos entre os produtos foi de 48% da amostra analisada, valor que cresce consideravelmente ponderando uma margem de erro de 1 ano (69,4% de concordância) e 2 anos (77,1% de concordância). A isso se combina uma diferença média de 0,26 e um erro quadrático médio de 2,73, ambos situados na casa de um quarto do intervalo de anos analisados pela amostra, denotando um bom nível de ajuste do produto desenvolvido em relação ao PRODES. No Anexo A, explicita-se o potencial de desagregação dos dados de desmatamento interanual a partir do uso do produto desenvolvido, tanto em termos de análise de subtotais anuais (Figura A1, Anexo A), como em termos de distribuição espacial do desmatamento anual da série (Figura A2, Anexo A).

Figura 2 – Correspondência entre o ano de detecção do desmatamento proporcionado pelo PRODES e o observado no produto desenvolvido (n = 5000). Os círculos proporcionais indicam o número (n) de concordâncias entre os dois produtos, enquanto que a linha vermelha é a linha da correlação linear (R).

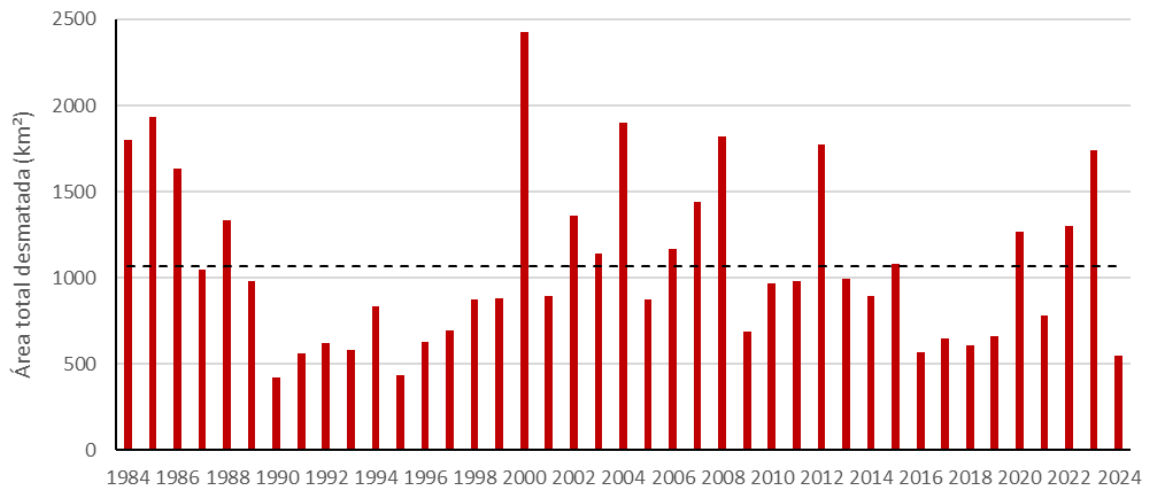


Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

Padrões espaço-temporais de desmatamento no SAU

No período de 1984 a 2024, as áreas de recarga do SAU sofreram a perda de 43.808,5 km² de sua vegetação nativa, o que corresponde a 56,5% da sua área total, com 77.493,6 km². O maior pico se deu no ano de 2000, com 2.424,69 km² convertidos (Figura 3). Oito anos da série - 1984, 1985, 1986, 2000, 2004, 2008, 2012 e 2023 - apresentaram valores acima da média mais o desvio padrão (1068,50 ± 485,18 km²). Tais áreas desmatadas estão associadas a uma perda anual média de recarga potencial de 7,74 bilhões de m³/ano, equivalente a uma vazão contínua de 245,5 m³/s.

Figura 3 – Desmatamento anual nas áreas de recarga do SAU no período de 1984 a 2024, obtido a partir da otimização temporal dos dados do PRODES. A linha pontilhada indica a média anual.



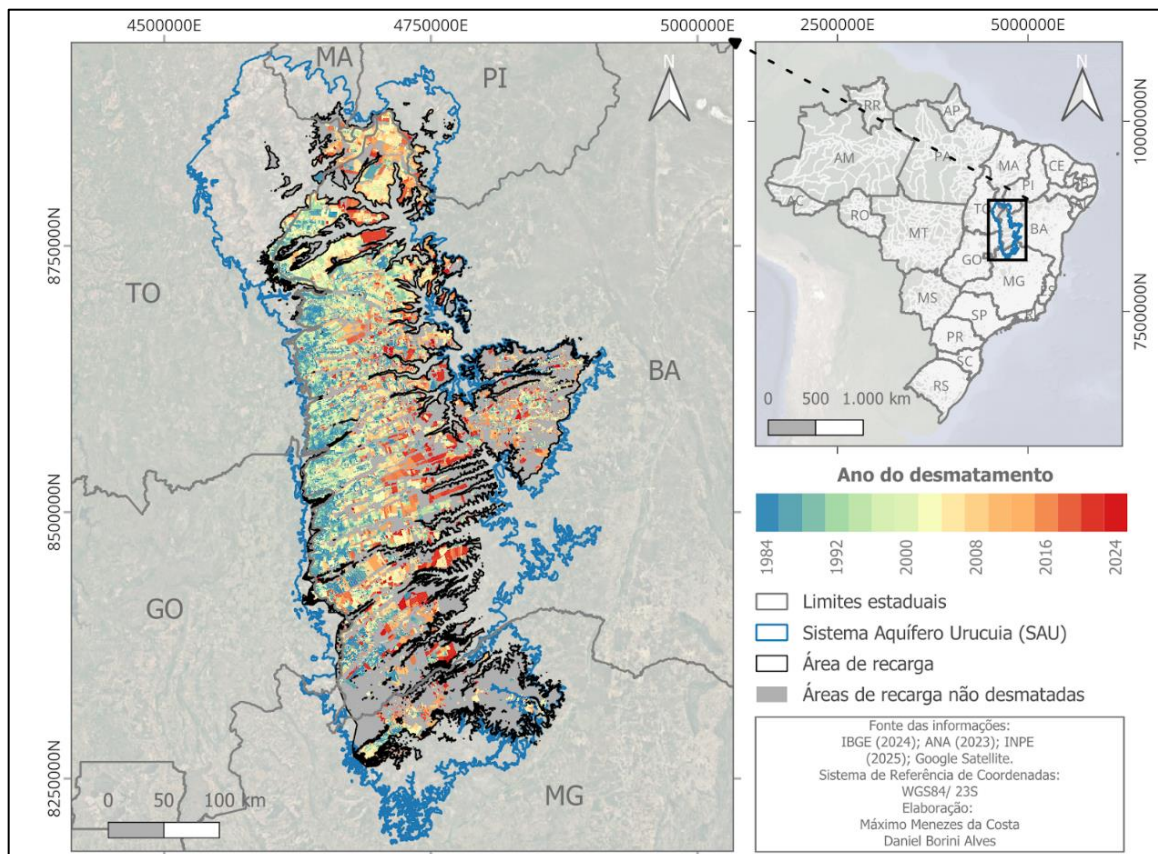
Fonte: Elaborado pelos autores (2016) com base na otimização temporal do PRODES (INPE, 2025).

A variação interanual dos dados apresenta cinco segmentos temporais marcados: i) 1984-1989: onde se observam picos iniciais de áreas desmatadas, sendo que quatro dos seis anos demarcados superam a média anual geral; ii) 1990-1999: marcado por subtotais de área desmatada abaixo da média; iii) 2000-2012: apresenta um novo ciclo de expansão das áreas desmatadas, onde oito dos treze anos mencionados superam a média geral, incluindo o pico principal da série ocorrido no ano de 2000; iv) 2013-2019: um ciclo de dados inferiores ou muito próximos ao valor médio da série; v) 2020-2024: um aparente novo pulso de áreas desmatadas, onde três dos cinco anos superam a média geral.

Em termos de distribuição espacial, é possível identificar no mapa de desmatamento acumulado (Figura 4) um claro vetor de expansão das áreas desflorestadas de oeste para leste. Alguns municípios específicos se destacam em termos de magnitude área de recarga do SAU desmatada, como é o caso de São Desidério-BA (9115,9 km²), Formosa do Rio Preto-BA

(7348,9 km²) e Correntina-BA (5220,6 km²). No Anexo B, Tabela B1, constam os subtotaís de área desmatada do SAU para cada um dos seus municípios.

Figura 4 – Mapa de áreas desmatadas nas áreas de recarga do SAU no período de 1984 a 2024.



Fonte: Elaborado pelos autores (2016) com base na otimização temporal do PRODES (INPE, 2025).

DISCUSSÃO

Considerações sobre o desmatamento acumulado nas áreas de recarga do SAU

A avaliação dos dados acumulados de desmatamento das últimas quatro décadas revela que a área de recarga do SAU passa por níveis alarmantes de exploração antrópica, com 56,5% do seu total afetada por processos de supressão da sua vegetação natural. Tais áreas desmatadas estão fortemente associadas à expansão de produção de commodities na região de recarga do aquífero e seus arredores, o que envolve a remoção da vegetação nativa bem como profunda alteração dos solos e uso de irrigação intensiva. Já em 2011, Sano *et al.* (2011) apontavam aumento de 352% de desmatamento no período de 1975 a 2005, considerando como recorte espacial 24 municípios do oeste baiano.

O SAU encontra-se justamente na região de mais recente expansão da agricultura mecanizada no Cerrado, o chamado MATOPIBA, acrônimo formado pelas primeiras sílabas

dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. Essa região sofreu um aumento de 41% no desmatamento entre 2000 e 2016 e, também alarmante, o aumento no número de pivôs de irrigação de 9, em 1985 para 1550 em 2016, conforme Eloy *et al.* (2023). Trata-se de um processo também preenchido de conflitos agrários e sociais, em especial com pequenas comunidades rurais (Eloy *et al.*, 2023).

Em termos de variação interanual, observa-se que, após o registro de picos iniciais de áreas desmatadas entre os anos 1984 e 1989 (Ferreira *et al.*, 2021), associados ao processo inicial de expansão da produção agrícola mecanizada na região, um novo ciclo de picos de desmatamento surge no início dos anos 2000, coincidindo com o *boom* de expansão das *commodities* no cenário nacional (Brandão; Rezende; Marques, 2006). Trata-se de um fenômeno global, na medida em que, desde ao menos 2000, a expansão da agricultura de commodities em regiões tropicais, para produtos como soja, dendê (*palm oil*), cacau e gado, respondem por cerca de 30% da perturbação nesses biomas, em que se inserem Cerrado e Amazônia (Brandão; Rezende; Marques, 2006).

Regionalmente o processo toma contornos específicos, com balanços e contrastes importantes entre os dois biomas brasileiros. Por exemplo, a moratória da soja aplicada à Amazônia pode ter contribuído para a expansão do desmatamento no Cerrado (Gibbs *et al.*, 2015). Conforme os autores, a criação de travas para a exportação da soja em áreas desmatadas da Amazônia repercutiu na abertura de novas fronteiras sobre áreas situadas em outras regiões do Brasil, sendo que o oeste baiano uma das áreas fortemente pressionadas no período. Villoria *et al.* (2022) estimaram que o Cerrado recepcionou 16,4% do desmatamento evitado na Amazônia, relacionado aos estímulos à produção de commodities junto à falta de mecanismos e instrumentos de proteção.

Já entre 2012 e 2019, houve uma aparente diminuição destas taxas de desmatamento anuais em comparação ao ciclo anterior. De acordo com Araújo *et al.* (2022), tal diminuição tem relação com o estabelecimento de marcos legais voltados à conservação ambiental, derivadas do Código Florestal (Lei 12.651/2012), combinada à adoção de ações de proteção e conservação ambiental na região, tais como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento no Cerrado (PPCerrado) e à implementação do Cadastro Ambiental Rural (CAR). Deve-se ainda considerar que houve declínio no preço das commodities nesse período, atenuando pressões por novas áreas de cultivos (Macrotrends, 2025). A partir de 2020 houve novo ciclo de valorização, que combinado a um cenário político que favoreceu a agressividade na expansão do agronegócio, contribuem para explicar o surgimento de novos picos de área desmatada anual acima da média geral da série na área de recarga do SAU.

Conforme Eloy *et al.* (2023), os platôs da região começaram a ser pressionados pela economia agroindustrial na década de 1970, inicialmente com os plantios de eucalipto, seguidos de plantios de soja, milho e algodão. O plantio de eucalipto naquela época foi fortemente subsidiado, ocupando vastas áreas, inclusive as pouco aptas, no Cerrado (Silva; Porto-Gonçalves, 2006). Ainda de acordo com Eloy *et al.* (2016; 2023) os primeiros produtores de soja chegaram nos anos 1980, também em contexto de subsídios e expectativa de investimentos em infraestrutura, expandindo-se de norte a sul (de Luís Eduardo Magalhães-BA para Jaborandi-BA) e de oeste para leste, ocupando as áreas de pequenos agricultores. Os autores chamam a atenção para a mudança advinda da substituição da agricultura associada ao manejo da água de superfície pela adoção da irrigação com abertura de poços profundos e com acesso ao SAU, viabilizados pela modernização da infraestrutura logística e de fornecimento de energia. Tal modernização permitiu a expansão da agricultura para além da proximidade a cursos de água.

O desmatamento reduz a infiltração da água no solo e a recarga do aquífero, podendo levar ao rebaixamento do lençol freático, o que, por sua vez, pode afetar fisionomias sensíveis do bioma, tais como o complexo de veredas, sujeitas ao ressecamento e, conseqüentemente, à arenização (Nóbrega *et al.*, 2017; Costa, 2021). A substituição da vegetação nativa por cultivos anuais com mecanização intensiva também altera o balanço energético e hídrico local, podendo contribuir para o aumento da temperatura e a redução da precipitação (Leite-Filho *et al.*, 2025; Spera *et al.*, 2016). Entretanto, como o aquífero não é uniforme internamente, mas sim possui composições disposições geológicas diversamente distribuídas (Gaspar; Campos, 2007), que fazem com que a água percorra caminhos internos diferentes (Carvalho, 2009), é preciso mais estudos para entender se os efeitos do desmatamento podem ser notados nos corpos hídricos mais próximos ou se o efeito é difuso, ou ambos a depender das características geofísicas da parte do aquífero em análise, assim como esse efeito se manifesta temporalmente.

Além de afetar a infiltração e a recarga direta do aquífero, os cultivos agrícolas da região também demandam fortemente das águas do SAU para a irrigação. A expansão das áreas irrigadas apresentou um crescimento acelerado na região, especialmente na década de 2000, concentrando-se no oeste do estado da Bahia, um dos principais polos de irrigação do país (Spera *et al.* 2016; MapBiomias, 2025). A irrigação consome grandes volumes de água, que são majoritariamente extraídos do SAU, interferindo diretamente nos níveis do lençol freático e, por conseguinte, na descarga de base dos rios que mantêm a umidade das veredas (Andrade *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2021).

A convergência destes fatores, associados ao alto grau de áreas já desmatadas e à expansão dos cultivos agrícolas que demandam irrigação, cria um cenário de alto risco para a

manutenção da segurança hídrica regional, exigindo ações integradas de gestão territorial, incluindo o monitoramento contínuo do lençol freático e a implementação de políticas de uso sustentável da água (Colman *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2021).

Balanço hídrico: extração ativa para irrigação versus déficit passivo por desmatamento

A agricultura irrigada é, de forma absoluta, o principal vetor de consumo hídrico na região, respondendo por cerca de 93% do volume total de água outorgada no SAU (ANA, 2017; Vieira, 2021; Mattiuzzi; Collischonn, 2023). Dados hidrológicos consolidados indicam uma demanda hídrica total para irrigação de aproximadamente 173 m³/s em toda a região do Urucuia, concentrando-se majoritariamente na bacia do Rio Grande (122 m³/s), seguida pelas bacias do Rio Corrente (38 m³/s) e Rio Carinhanha (12 m³/s) (ANA, 2021;2024). Levantamentos realizados entre 2007 e 2022 nas bacias dos rios Grande, Corrente e Carinhanha apontam autorizações que somam 17 bilhões de litros por dia (aproximadamente 196,7 m³/s), dos quais 13,07 bilhões provêm de águas superficiais e 3,93 bilhões de águas subterrâneas (Maia, 2024). No oeste baiano (40% da área do SAU), o consumo anual é estimado em cerca de 1 km³/ano, com projeções de que a demanda nas áreas de expansão intensiva suba de 32 m³/s para 75 m³/s até 2040 (ANA, 2017; CPRM, 2021).

O impacto das retiradas torna-se crítico durante o período de estiagem (maio a outubro), quando a vazão dos rios é mantida quase exclusivamente pelo fluxo de base do aquífero (Vieira, 2021). O SAU fornece uma contribuição média total de cerca de 990 m³/s para as bacias circundantes, sendo 730 m³/s para o São Francisco e 215 m³/s para o Tocantins (CPRM, 2019; Vieira, 2021). A retirada estimada de 173 m³/s representa o consumo direto de aproximadamente 17,5% de toda a reserva renovável descarregada anualmente pelo sistema. No Alto Rio Grande, a demanda de 122 m³/s confronta-se com uma vazão média de base de 174,7 m³/s, implicando que, em cenários de pico de irrigação, a agricultura consome cerca de 70% de todo o escoamento subterrâneo que deveria manter o rio perene na seca – o que justifica o fato de sub-bacias como a do Rio das Fêmeas terem atingido 100% de sua capacidade outorgável (Vieira, 2021; ANA, 2017; CPRM, 2019).

Um ponto fundamental para a gestão hídrica, frequentemente negligenciado, é que a “perda invisível” por compactação do solo e desmatamento pode superar o volume retirado pelos pivôs centrais. O volume de água que deixou de infiltrar anualmente devido à perda de 43.808,5 km² de vegetação nativa no SAU situa-se em torno de 7,74 bilhões m³/ano (aproximadamente 245,48 m³/s). Esse déficit passivo é cerca de 42% superior ao volume total ativamente retirado para irrigação (173 m³/s). O somatório do déficit de recarga (245,48 m³/s) com a retirada para irrigação (173 m³/s) resulta em um comprometimento hídrico total de aproximadamente 418 m³/s, valor que, por exemplo, representa 42% de todo o fluxo de base regional do SAU (990 m³/s). Em outras palavras,

o desmatamento e a agricultura mecanizada impõem um duplo problema ao sistema hidrológico: primeiro, reduzem a capacidade do solo de recarregar o aquífero (4:1 a 5:1); segundo, extraem volumes massivos para suprir o déficit de chuva. A perda anual acumulada (infiltração não ocorrida mais extração) equivale a quase 40% do volume útil do reservatório de Sobradinho (34,1 bilhões m³), sinalizando que a sustentabilidade hídrica do Centro-Oeste e Nordeste depende não apenas do controle das outorgas, mas urgentemente da conservação das áreas de recarga nos platôs, que correspondem a 67% da área operacional do sistema (ANA, 2017; Vieira, 2021).

O SAU como um todo contribui com aproximadamente 811 m³/s para o fluxo de base do Rio São Francisco (Vieira, 2021). A perda de 245,5 m³/s representa 30,2% de toda essa contribuição. Durante o período seco (agosto a outubro), quando o SAU chega a representar 53% da vazão total do São Francisco em seu trecho médio, essa redução na recarga agrava criticamente a escassez hídrica (ANA, 2017; Rodrigues *et al.*, 2024). Em termos de volume armazenado, o déficit anual de 7,74 bilhões m³ equivale a 22,7% do volume útil do reservatório de Sobradinho (34,1 bilhões m³). Ou seja, a cada ano, o desmatamento nas áreas de recarga do SAU “retirou” do sistema hidrológico um volume equivalente a quase um quarto da maior barragem do Nordeste brasileiro.

Apropriação de terras, água e conflitos socioambientais no SAU

A expansão da fronteira agrícola no platô das áreas de recarga do Oeste da Bahia e em todo o SAU está alicerçada, predominantemente, em um processo histórico de apropriação ilegal de terras devolutas, fenômeno conhecido como grilagem (ANA, 2017; INCRA, 1999). Este processo se manifesta através da “grilagem judicial” e das “terras de andar”, onde múltiplas matrículas fraudulentas são sobrepostas à mesma área, permitindo que frações insignificantes de terra registradas no século XIX se transformem em latifúndios de centenas de milhares de hectares (Porto-Gonçalves; Chagas, 2019; Miranda, 2011). Estimativas do INCRA apontam que cerca de 6 milhões de hectares em solo baiano possuem origem ilegal ou duvidosa, concentrados majoritariamente na região oeste, onde a convivência do aparelho estatal e a fragilidade dos cartórios facilitaram a conversão de “terras de trabalho” em “terras de negócio” (Bonfim, 2019; Silva *et al.*, 2021; Cunha, 2017). Essa reestruturação territorial, iniciada durante a ditadura militar e intensificada pelo MATOPIBA, impôs uma lógica de ocupação que desconsidera os regimes de posse secular das comunidades tradicionais, gerando um cenário de expropriação violenta mediada por milícias privadas (Kluck, 2022; Sousa Sobrinho, 2015; Favareto *et al.*, 2019).

Atualmente, a disputa evoluiu para formas mais complexas de apropriação, como o green grabbing (grilagem verde) e o water grabbing (apropriação hídrica) (ANA, 2017; Kluck, 2022). O primeiro utiliza o Cadastro Ambiental Rural (CAR) para registrar territórios de uso comum de

geraizeiros e fechos de pasto como áreas de Reserva Legal de grandes fazendas, restringindo o acesso das comunidades aos recursos naturais essenciais (Bonfim, 2019; Silva *et al.*, 2021). Já o water grabbing reflete a simbiose entre terra e água: a posse da terra no platô garante ao agronegócio o controle sobre as zonas de recarga e, conseqüentemente, a prioridade nas outorgas de captação (ANA, 2017; Vieira, 2021). Em bacias críticas como a do Rio Corrente, o setor privado concentra cerca de 71% do volume total de água outorgado, enquanto a população local enfrenta a intermitência de rios e o secamento de veredas (Silva *et al.*, 2021; CPRM, 2019). Este monopólio hídrico é evidenciado por concessões singulares que autorizam um único empreendimento a captar volumes superiores a 100 milhões de litros diários, montante que excede em dezenas de vezes o consumo de cidades inteiras da região (Maia, 2024; Porto-Gonçalves; Chagas, 2019).

O desequilíbrio gerado por essa acumulação por espoliação culminou em eventos de resistência emblemáticos, como a “Guerra da Água” em Correntina em 2017, quando o Levante dos Ribeirinhos do rio Arrojado expôs a indignação popular frente a “morte dos corpos d’água” (Porto-Gonçalves; Chagas, 2019; Maia, 2024). O município tornou-se recordista de conflitos no estado, com a média de ocorrências saltando de 1,32 para 13 casos anuais após o levante de 2017, refletindo uma crise de legitimidade das instituições ambientais que concedem outorgas sem estudos hidrológicos que refletem a realidade (Bonfim, 2019; Silva *et al.*, 2021). A perda anual estimada de 7,74 bilhões de m³ na recarga potencial do SAU, decorrente da compactação do solo e desmatamento, não é apenas um déficit físico, mas o motor de uma injustiça socioambiental profunda, que ameaça à segurança hídrica de 15 milhões de habitantes da bacia do Rio São Francisco e compromete a sobrevivência de modos de vida ancestrais no Brasil Central (ANA, 2017; Vieira, 2021).

Eloy *et al.* (2023) enfatizam o enorme conflito social derivado dessa dinâmica - concentração de terras, expulsão da população local para ambientes marginais ou cidades, crescente escassez e contaminação das águas e inviabilização da vida e dos processos produtivos das pequenas comunidades agrícolas que se localizam ao longo dos rios a jusante dos chapadões onde se dá o plantio mecanizado, e que correspondem às áreas de descarga do aquífero. A região ainda abriga centenas de comunidades indígenas, quilombolas e de outras identidades, em unidades familiares com menos de 5 hectares em geral. São comunidades que desenvolveram um amplo conjunto de técnicas para lidar com a forte sazonalidade na disponibilidade hídrica no cultivo junto às áreas mais férteis, junto aos corpos hídricos, em geral, nas veredas, garantindo produção ao longo de todo o ano. Tais práticas e as comunidades são diretamente comprometidas pela escassez hídrica.

Avanços metodológicos e ponderações em relação ao produto desenvolvido e às estimativas de perdas na recarga potencial

A comparação dos níveis de acordo obtidos entre a detecção anual de desmatamento do PRODES com respeito ao produto desenvolvido revelou forte correspondência (correlação de 0,69), de acordo com a classificação proposta por Cohen (1988), demonstrando o potencial de uso da abordagem proposta. O nível de concordância exata entre as detecções foi de 48,0%, passando para 69,4% quando ponderado o acerto considerando um ano após ou antes da sua detecção.

Embora os indicadores de validação sinalizem que há margem para melhoria do produto desenvolvido, principalmente no que se refere à concordância exata do ano de detecção em relação aos dados PRODES, cabe ponderar sobre a complexidade de atingir tal nível com uma abordagem automatizada como a aqui desenvolvida e os ganhos reais esperados. O PRODES, ainda que faça uso de processos automatizados associados à detecção inicial de áreas desmatadas, inclui nas suas etapas de processamento esforços consideráveis de supervisão visual dos dados por equipes de intérpretes, visando a geração de dados com maior nível de acerto em relação aos resultados alcançados inicialmente por modelos automatizados (Almeida *et al.*, 2022). Tais etapas intensivas auxiliam a superar, por exemplo, ruídos associados ao sinal espectral de nuvens e de sombras de nuvens que persistem na série Landsat, mesmo após o uso de máscaras proporcionadas pelos produtores das imagens (Qiu *et al.*, 2019).

Outro fator de complexidade se refere a características inerentes às fitofisionomias naturais do bioma Cerrado. O processo de detecção do desflorestamento de áreas de floresta tropical, como o empregado para o PRODES na Amazônia, envolve mudança abrupta e persistente de sinal espectral, que se mantém relativamente estável ao longo da série temporal de imagens. Já as fitofisionomias do bioma Cerrado são naturalmente mais heterogêneas no tempo e no espaço. São formações campestres, savânicas e florestais sujeitas a influências marcantes da sazonalidade climática (Parente *et al.*, 2021) e pelo efeito de perturbações, tais como incêndios, que não necessariamente implicam em desmatamento. A flora do Cerrado dispõe de mecanismos de resiliência e resistência ao fogo, com rápida rebrota se mantidos suas estruturas subterrâneas, processo importante na ciclagem de nutrientes e na manutenção da biodiversidade (Pivello *et al.*, 2021).

Diante desta heterogeneidade, os indicadores de validação se mostraram robustos, sobre os quais valora-se que o produto apresentado se configura como uma valiosa alternativa aplicada para a compreensão de processos de degradação que atuam sobre as paisagens. Vale ainda ressaltar que a abordagem aqui apresentada pode ser facilmente reproduzida e adaptada a outros recortes espaciais de interesse utilizando a plataforma GEE (Gorelick *et al.*, 2017). Estudos em andamento focam na otimização do produto aqui apresentado, não apenas como um horizonte de qualificação temporal dos dados do PRODES, tal como discutido no presente

artigo, mas como um produto independente de detecção espaço-temporal de mudanças baseado na persistência do sinal de solo exposto. Neste âmbito, já foram trilhados avanços significativos para ofertar o produto em escala nacional (adaptando os limiares para cada cena Landsat no Brasil), no sentido de desenvolver uma alternativa flexível e interativa de compreensão espaço-temporal de processos de degradação em diferentes tipos de paisagens do Brasil.

Em relação a metodologia empregada para a estimação de perdas de recarga potencial, cabe assinalar que, embora amplamente utilizada em estudos regionais de balanço hídrico, apresenta simplificações que devem ser explicitamente reconhecidas. Primeiramente, a escala dos coeficientes de infiltração, em que a aplicação direta a toda a área de recarga pressupõe simplificações que não reconhecem devidamente a sua heterogeneidade pedológica e topográfica, dificultando uma contabilização mais calibrada das complexidades da paisagem (Falcão Sobrinho, 2025). Tampouco há uma consideração explícita da evapotranspiração, sendo que a fórmula empregada trata a diferença de infiltração como equivalente à diferença na recarga, mas a evapotranspiração real difere entre formações nativas de Cerrado e áreas agrícolas.

A compactação reduz a infiltração, mas a remoção da vegetação reduz a evapotranspiração, o que poderia, em tese, aumentar a água disponível para recarga residual. Estudos em outros aquíferos do Cerrado (Salmona, 2022; Mattiuzzi; Collischonn, 2023) indicam que o efeito líquido da compactação é dominante, mas a incerteza permanece. Tem-se ainda que o modelo assume uma relação linear entre área desmatada e perda de recarga, independentemente de sua localização dentro da bacia de recarga. Na prática, áreas próximas aos divisores de água ou com solos mais arenosos têm maior peso na recarga efetiva (Gaspar, 2006). Por fim, há o efeito temporal e cumulativo: o cálculo anual considera a perda apenas no ano do desmatamento, mas o déficit torna-se permanente, pois uma área desmatada em 1984 continua com baixa infiltração em 2024. Apesar dessas limitações, a abordagem permite compreender a ordem de grandeza do fenômeno e tem sido adotada em relatórios de conjuntura hídrica e em estudos de outorga (ANA, 2017; CPRM, 2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo avaliou o processo de degradação da área de recarga do SAU, revelando que 56,5% de sua vegetação nativa foi suprimida entre 1984 e 2024. A otimização temporal dos dados PRODES permitiu uma análise interanual contínua de quatro décadas, identificando picos de desmatamento em 1985, 2000, 2004 e 2008, bem como um novo ciclo de aumento a partir de 2020. Associado ao desmatamento acumulado resulta em uma redução permanente da recarga potencial de 7,74 bilhões m³ por ano, equivalente a uma vazão contínua de 245,5 m³/s. Esse déficit já compromete 30% da contribuição do SAU para o Rio São Francisco e supera a vazão de importantes rios efluentes,

como o Corrente e o Urucuia. Quando somado à extração ativa para irrigação, o comprometimento hídrico total atinge 42% de todo o fluxo de base regional do aquífero.

Ainda que a antropização das paisagens por si só não deva ser interpretada como um processo de degradação ambiental, a magnitude da substituição de áreas naturais por áreas de usos agropastoris na região impacta fortemente o estado de conservação da biodiversidade bem como as funções ecológicas e sistêmicas da área de recarga do SAU. Além do impacto físico, o desmatamento e a consequente perda de recarga estão intrinsecamente ligados a um processo histórico de grilagem de terras (*green grabbing* e *water grabbing*), que concentra terra e água nas mãos do agronegócio e gera conflitos socioambientais graves, como a “Guerra da Água” em Correntina (BA). A persistente invisibilidade do Cerrado nas políticas públicas e nos mecanismos de financiamento precisa ser revertida, sob pena de colapso da segurança hídrica de toda a bacia do São Francisco e demais bacias do país em que os rios nascem no bioma.

Avanços tecnológicos, como o produto de detecção de mudanças aqui apresentado, podem ajudar subsidiar o monitoramento contínuo e a definição de políticas públicas ambientais, mas é imprescindível também o fortalecimento de instrumentos econômicos e de ordenamento territorial que combatam o desmatamento ilegal nas áreas de recarga aquífera (especialmente aquelas que realocaram as reservas legais para áreas fora da área de recarga), bem como uma auditoria hidrológica independente das outorgas de captação.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - SNIRH**. Brasília, DF: ANA, 2016. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/>. Acesso em: 12 ago. 2024.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Estudos hidrogeológicos e de vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia e proposição de modelo de gestão integrada compartilhada: estratégias de manejo sustentável dos Sistemas aquíferos Urucuia e Areado e conclusões: relatório final**. Brasília: ANA, 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Brasília: ANA, 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília: ANA, 2024.
- ALMEIDA, C. A.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; ADAMI, M.; VENTURIERI, A.; DINIZ, C. G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMES, A. R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica** v. 52, n. 1, p. 1-10, 2022.
- ALMEIDA, C. A.; PEREZ, L. P.; REIS, M. S.; CAMILOTTI, V. L.; MESSIAS, C. G.; MONTEIRO, E. C. S.; *et al.* Monitoramento oficial da vegetação nativa brasileira por imagens de satélite: o programa BiomasBR e os sistemas Prodes, Deter e TerraClass. **Cadernos de Astronomia**, v. 6, n. 1, p. 23-38, 2025.
- ALVES, D. B.; MONTORIO LLOVERÍA, R.; PÉREZ-CABELLO, F.; VLASSOVA, L. Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savannah environments in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, 2018.

ANDRADE, B. C. C.; PINTO, E. J. A.; RUHOFF, A.; SENAY, E. G. B. Remote sensing-based actual evapotranspiration assessment in a data-scarce area of Brazil: a case study of the Urucuia Aquifer System. **International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation**, v. 98, n. 102298, 2021.

ARAUJO, R.W. O.; BOAVENTURA, L. C. S.; SILVA, U. F.; SILVA, H. S.; SILVA, L. A. S.; MONIZ, L. A.; *et al.* Relações entre o desmatamento no estado da Bahia no período de 2004 a 2019 e o novo código florestal Lei 12.651/2012. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 12, 2022.

BONFIM, J. S. **Apropriação das águas, Matopiba e territorialização do agronegócio no Oeste da Bahia**: as águas sem fronteira de Correntina. 2019. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

BRANDÃO, A. S. P.; REZENDE, G. C.; MARQUES, R.W. C. Crescimento agrícola no período 1999/2004: a explosão da soja e da pecuária bovina e seu impacto sobre o meio ambiente. **Economia Aplicada**, v. 10, n. 2, 2006.

CARVALHO, F. M. V.; JUNIOR, P. M.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of Brazil. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1392-1403, 2009.

COHEN, J. **Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences**. 2nd ed. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, 1988.

COLMAN, C. B.; GUERRA, A.; DE ROQUE, F. O.; ROSA, I. M. D.; DE OLIVEIRA, P. T. S. Identification of priority regions and territorial planning strategies for native vegetation conservation in the Cerrado (Brazil) under different land use change scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 807, n. 150998, 2022.

COSTA, M. M. **Análise espacial e temporal do processo de arenização dos campos úmidos das veredas da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins como subsídio ao manejo integrado do fogo**. 2021. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM. **Aquífero Urucuia**: caracterização hidrológica com base em dados secundários. CPRM, Belo Horizonte, 2019.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM. **Estudo do Sistema Aquífero Urucuia**: monitoramento, estudos e bacia-escola. Relatório técnico. Belo Horizonte: CPRM, 2021.

Crawford, C. J.; Roy, D. P.; Arab, S.; Barnes, C.; Vermote, E.; Hulley, G.; *et al.* The 50-year Landsat collection 2 archive. **Science of Remote Sensing**, v. 8, p. 100103, 2023.

CUNHA, T. V. B. **Do oculto ao visível**: terra-água-trabalho e o conglomerado territorial do agrohidronegócio no oeste da Bahia. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2017.

ELOY, L.; AUBERDIN, C.; TONI, F.; LÚCIO, S. L. B.; BOSGIRAUD, M. On the margins of soy farms: traditional populations and selective environmental policies in the Brazilian Cerrado. **Journal of Peasant Studies**, v. 43, n. 2, p. 494-516, 2016.

ELOY, L.; PASSOS, C. J. S.; SILVA, A. L.; SALMONA, Y. B. Conflitos por terra e água no MATOPIBA: entre o agronegócio e as comunidades tradicionais. **Revista de Geografia Agrária**, v. 18, n. 36, p. 45-72, 2023.

FALCÃO SOBRINHO, J. **Geografia e o estudo da Natureza**: bases teóricas e metodológicas. Sobral: Edições UVA, 2025.

FAVARETO, A.; NAKAGAWA, L.; PÓ, M.; SEIFER, P.; KLEEB, S. **Entre chapadas e baixões do Matopiba**: dinâmicas territoriais e impactos socioeconômicos na fronteira da expansão agropecuária no Cerrado. São Paulo: Greenpeace/Ilustre, 2019.

FERREIRA, A. B. R.; PEREIRA, G.; FONSECA, B. M.; CARDOZO, F. S. As mudanças no uso e cobertura da terra na região oeste da Bahia a partir da expansão agrícola. **Revista Formação**, v. 28, n. 53, p. 389-412, 2021.

FRANÇOSO, R.; BRANDÃO, R.; NOGUEIRA, C. C.; SALMONA, Y. B.; MACHADO, R. B.; COLLI, G. R. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, 2015.

GASPAR, M. T. P. **Sistema Aquífero Urucuia**: caracterização regional e proposta de gestão. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

GASPAR, M. T. P.; CAMPOS, J. E. G. O Sistema Aquífero Urucuia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 4, p. 216-226, 2007.

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N. F. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-379, 2015.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA - INCRA. **O livro branco da grilagem de terras no Brasil**. Brasília: INCRA, 1999.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **TerraBrasilis**: Plataforma de visualização de dados. São José dos Campos: INPE, 2025. Disponível em <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>. Acesso em: 15 out. 2025.

KEY, C. H.; BENSON, N. C. **The Normalized Burn Ratio (NBR)**: A Landsat TM Radiometric Measure of Burn Severity. U.S. Department of the Interior, Northern Rocky Mountain Science Center, Washington, DC, 1999.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, 2005.

KLUCK, E. G. J. O reverso da medalha ambiental: green grabbing e as novas práticas de apropriação de terra no Matopiba. In: ALVES, V. E. L. (ed.). **Do sertão à fronteira agrícola**: o espaço geográfico brasileiro em transformação. Rio de Janeiro: Consequência, 2022.

LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E. Y.; FERREIRA, M. E.; NOGUEIRA, S. H. M.; WITTMANN, F.; DIAS, M. S.; DAGOSTA, F. C. P.; BAYER, M. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 9, 2019.

LEITE-FILHO, A. T.; SOARES-FILHO, B. S.; OLIVEIRA, U.; COE, M. Intensification of climate change impacts on agriculture in the Cerrado due to deforestation. **Nature Sustainability**, n. 8, p. 34-43, 2025.

LIMA, J. E. F.W. **Situação e perspectivas sobre as águas do Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2011.

MACROTRENDS. **Soybean Prices** (1968-2026), 2025. Disponível em <https://www.macrotrends.net/2531/soybean-prices-historical-chart-data>. Acesso em: 15 dez. de 2025.

MAIA, P. H. P. Levantamento de captações de água autorizadas no oeste da Bahia (2007-2022). In: **Conflitos por terra e água no MATOPIBA**. Porto Alegre: Zouk, 2024.

MAPBIOMAS. **Collection 9 of the Annual Series of Land Cover and Land Use Maps of Brazil**, 2025. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em 20 mar. 2025.

MATTIUZI, C. D. P.; COLLISCHONN, W. Balanço hídrico na região do Sistema Aquífero Urucuia: 20 anos de dados e análise de tendências. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 25., Aracaju, **Anais** [...], Aracaju, 2023.

MCTI/INPE. Ministério da Ciência Tecnologia e Inovações/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Avaliação da acurácia do mapeamento do PRODES 2022**. Relatório técnico, 2023. Disponível em: <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/download/terrabrasilis/technicalnotes> Acesso em 20 mar. 2026.

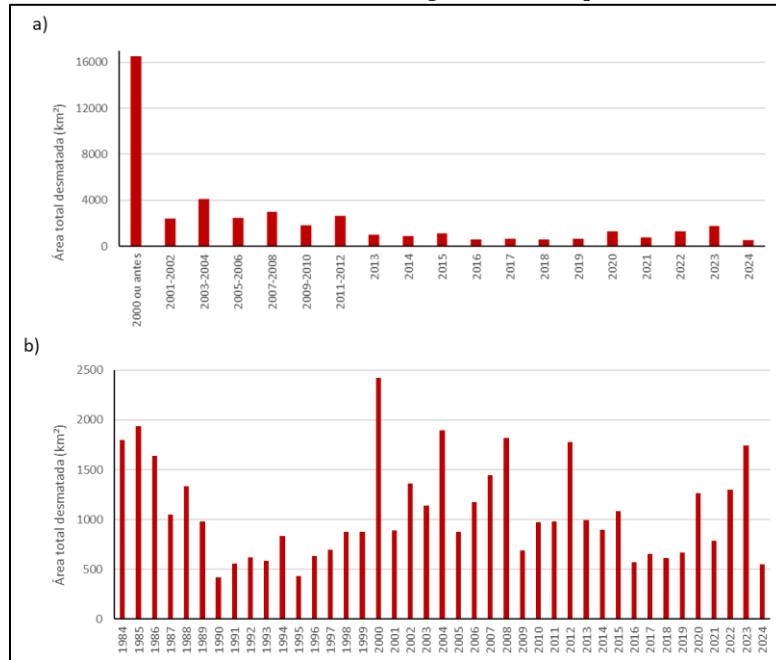
MIRANDA, R. S. **Ecologia política da soja e processos de territorialização no sul do Maranhão**. 2011. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

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

- NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm, **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 39, p.10759-10768, 2016.
- NÓBREGA, R. L. B.; GUZHA, A. C.; TORRES, G. N.; KOVACS, K.; LAMPARTER, G.; AMORIM, R. S. S.; *et al.* Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. **PLoS ONE**, v. 12, n. 6, e0179414, 2017.
- PARENTE, L.; MESQUITA, V.; MIZIARA, F.; BAUMANN, L.; FERREIRA, L. Assessing the spatiotemporal dynamics of vegetation recovery in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, v. 278, 2021.
- PIVELLO, V.R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; MENEZES, L. S.; BERLINCK, C. N.; MELO, F. P. L.; MARENGO, J. A.; TORNQUIST, C.G.; TOMAS, W. M.; OVERBECK, G. E. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2021.
- PORTO-GONÇALVES, C. W.; CHAGAS, S. B. **Os pivôs da discórdia e a digna raiva: uma análise dos conflitos por terra, água e território em Correntina-BA**. Bom Jesus da Lapa: Bom Jesus, 2019.
- QIU, S.; HE, B.; ZHU, Z.; LIAO, Z.; QUAN, X. Improving Fmask cloud and cloud shadow detection in mountainous area for Landsats 4–8 images. **Remote Sensing of Environment**, v. 225, p. 117-129, 2019.
- RODRIGUES, A. F.; BRENTAN, B. M.; OTTONI, M.V.; *et al.* Has unsustainable groundwater use induced low flow regimes in the Urucuia Aquifer System? An urgent call for integrated water management. **Journal of Environmental Management**, v. 370, n. 122979, 2024.
- SALMONA, Y. B. **Os efeitos das mudanças do uso do solo e das mudanças climáticas nas vazões dos rios do bioma Cerrado e estimativas futuras**. 2022. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2022.
- SANO, E. E.; SANTOS, C. C. M.; SILVA, E. M.; CHAVES, J. M. Fronteira agrícola do Oeste baiano: considerações sobre os aspectos temporais e ambientais. **Geociências**, v. 30, n. 3, p. 479-489, 2011.
- Silva, A. L.; SOUZA, S.A.; COELHO FILHO, O.; ELOY, L.; SALMONA, Y. B.; PASSOS, C. J. S. Water Appropriation on the Agricultural Frontier in Western Bahia and Its Contribution to Streamflow Reduction: Revisiting the Debate in the Brazilian Cerrado. **Water**, v. 13, n. 8, 2021.
- SILVA, C. E. M.; PORTO-GONÇALVES, C. W. Água, cerrado, eucalipto e gente. **Cadernos do CEAS: Revista Crítica de Humanidades**, v. 222, p. 41-44, 2006.
- SOUSA SOBRINHO, J. Territorialização e desterritorialização dos camponeses geraizeiros do vale do rio Arrojado no oeste baiano. In: Alves, V.E.L. (ed.). **Modernização e regionalização nos Cerrados do centro-norte do Brasil**. Rio de Janeiro: Consequência, 2015.
- SPERA, S. A.; GOLFORD, G. L.; COE, M. T.; MACEDO, M. N.; MUSTARD, J. F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p. 3405-3413, 2016.
- STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; Scaramuzza, C.A.M.; Scarano, F.R.; Soares-Filho, B.; Balmford, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, 2017.
- TRIGG, S.; FLASSE, S. Characterizing the spectral-temporal response of burned savannah using in situ spectroradiometry and infrared thermometry. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, 2000.
- VIEIRA, M. S. B. **Estudo das vazões do sistema aquífero Urucuia em períodos de recessão hídrica**. 2021. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2021.
- VILLORIA, N. B.; MACEDO, M.; RICHARDS, P.; SOTERRONI, A. C.; COHN, A.; GURGEL, A. C. Leakage does not fully offset soy supply-chain conservation efforts in the Cerrado. **Global Environmental Change**, v. 77, 2022.

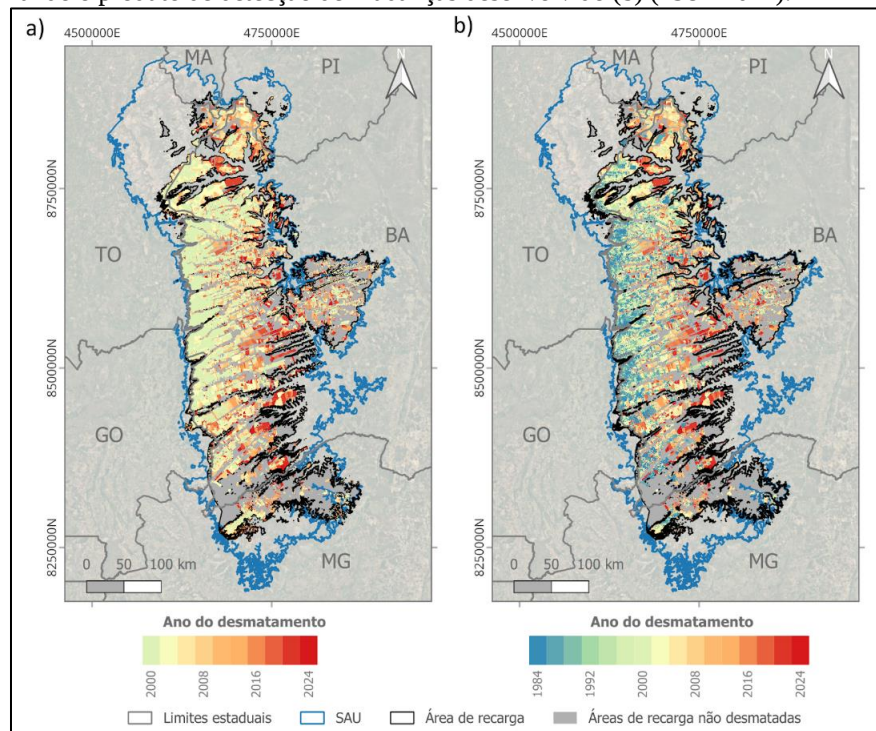
Anexo A - Comparativo entre PRODES e o PRODES otimizado com o produto desenvolvido.

Figura A1 – Mapa de áreas desmatadas nas áreas de recarga do SAU no período de 1984 a 2024.



Fonte: Elaborado pelos autores (2016) com base na otimização temporal do PRODES (INPE, 2025).

Figura A2 – Mapa de desmatamento acumulado no SAU, considerando apenas os dados PRODES (a) (2000-2024) e utilizando o produto de detecção de mudanças desenvolvido (b) (1984-2024).



Fonte: Elaborado pelos autores (2016) com base na otimização temporal do PRODES (INPE, 2025).

Anexo B - Detalhamento dos dados de desmatamento da área de recarga do SAU por município

Tabela B1 – Subtotais de área desmatada em relação a área total de recarga do SAU por município.

N	Município/Estado	Área de recarga (km²)	Área desmatada (km²)	N	Município/Estado	Área de recarga (km²)	Área desmatada (km²)
1	São Desidério/BA	13837,44	9115,99	23	Mambaí/GO	230,19	77,82
2	Formosa do Rio Preto/BA	9823,96	7348,94	24	Rio da Conceição/TO	109,24	72,89
3	Correntina/BA	8945,06	5220,56	25	Cônego Marinho/MG	1231,70	56,85
4	Jaborandi/BA	7864,94	4602,46	26	Angical/BA	223,62	46,00
5	Barreiras/BA	6288,39	4427,34	27	Santa Maria da	357,58	44,52
6	Luís Eduardo	4093,67	3165,55	28	Itacarambi/MG	274,89	39,68
7	Riachão das Neves/BA	2804,52	1964,25	29	São Gonçalo do	76,60	34,40
8	Cocos/BA	6106,24	1704,20	30	Guarani de Goiás/GO	100,93	33,56
9	Baianópolis/BA	3232,48	1363,89	31	Alto Parnaíba/MA	220,94	31,23
10	Mateiros/TO	1998,89	1103,31	32	Wanderley/BA	81,97	25,66
11	Januária/MG	2143,48	636,14	33	São João das	270,78	20,23
12	Chapada Gaúcha/MG	1141,84	534,67	34	Novo Jardim/TO	54,12	17,66
13	Tabocas do Brejo	1256,29	390,01	35	Campos Belos/GO	39,45	9,96
14	Cristópolis/BA	995,65	362,63	36	Cotegipe/BA	27,58	9,39
15	Dianópolis/TO	350,17	226,63	37	Miravânia/MG	245,16	8,41
16	Bonito de Minas/MG	2280,69	215,90	38	Ponte Alta do Bom	18,38	7,13
17	Corrente/PI	393,16	209,11	39	Sítio d'Abadia/GO	61,24	5,91
18	São Domingos/GO	319,31	144,20	40	Brejolândia/BA	37,05	2,35
19	Catolândia/BA	477,98	141,44	41	Taguatinga/TO	0,57	0,05
20	Barreiras do Piauí/PI	236,68	131,59	42	Montalvânia/MG	135,60	0,00
21	Arinos/MG	185,46	95,39	43	São Félix do	11,26	0,00
22	Posse/GO	148,08	78,48				

Fonte: Elaborado pelos autores (2016) com base nos dados do PRODES (INPE, 2025).