SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

IMPLICAÇÕES DO DESMATAMENTO NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA PARA A REGULAÇÃO DO CLIMA E DISPONIBILIDADE HÍDRICA

Hellen Kezia Silva Almada

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Coorientadores: Dr. Divino Vicente Silvério e
Dra. Marcia Nunes Macedo

Nova Xavantina-MT
Julho de 2022

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

IMPLICAÇÕES DO DESMATAMENTO NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA PARA A REGULAÇÃO DO CLIMA E DISPONIBILIDADE HÍDRICA

Hellen Kezia Silva Almada

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Coorientadores: Dr. Divino Vicente Silvério e
Dra. Marcia Nunes Macedo

Nova Xavantina-MT
Julho de 2022

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education)

FICHA CATALOGRÁFICA:

Tereza Antonia Longo Job CRB CRB1/1252

A444i

ALMADA, Hellen Kezia Silva.
Implicações do Desmatamento na Transição Cerrado-Amazônia para a Regulação do Clima e Disponibilidade Hídrica / Hellen Kezia Silva Almada – Nova Xavantina, 2022.
84 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2022.
Orientador: Eddie Lenza de Oliveira
Coorientador: Divino Vicente Silvério e Marcia Nunes Macedo

1. Ecossistemas Tropicais. 2. Segurança Hídrica. 3. Sensoriamento Remoto. 4. Relevo. I. Hellen Kezia Silva Almada. II. Implicações do Desmatamento na Transição Cerrado-Amazônia para a Regulação do Clima e Disponibilidade Hídrica: .
CDU 528.8

TERMO DE APROVAÇÃO

IMPLICAÇÕES DO DESMATAMENTO NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA PARA A REGULAÇÃO DO CLIMA E DISPONIBILIDADE HÍDRICA

Hellen Kezia Silva Almada

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Aprovado em 31 de maio de 2022.

Banca Examinadora:

_____

Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira (Orientador)
Universidade do Estado de Mato Grosso

_____

Profa. Dra. Liana Anderson (Membro titular-Externo)
Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais

_____

Prof. Dr. Christopher Neill (Membro titular-Externo)
Woodwell Climate Research Center

_____

Prof. Dr. Dilermando P. Lima Júnior (Membro titular - Interno)
Universidade Federal do Mato Grosso

Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando (Membro titular)
University of California

Prof. Dr. Paulo Tarso Sanches de Oliveira (Membro suplente-Externo)
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Antonio Alves Meira Neto (Membro suplente-Externo)
University of Arizona

Profa. Dra. Núbia França da Silva Giehl (Membro suplente-Interno)
Universidade do Estado de Mato Grosso

Porque d'Eele e por Ele
e para Ele são todas as
coisas; glória, pois, a Ele
eternamente. Amém

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, criador de todas as coisas, por todas as bençãos recebidas durante o curso do meu doutorado.

Ao meu marido Fernando, pelo suporte, incentivo e compreensão durante esse processo de aprendizagem.

Aos meus pais, pelas palavras de afirmação desde minha tenra infância e que até hoje me fazem acreditar que nenhum sonho é grande demais, e por terem enraizado em mim um desejo insaciável de aprender.

Aos meus amigos, que vibraram comigo em cada conquista, ouviram meus desabafos e pelas palavras de ânimo quando eu não acreditava ser capaz.

Á CAPES, pelas bolsas de estudos e por ter oportunizado a realização do meu período sanduíche junto ao *Woodwell Climate Research Center* e *University of California*.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, aos professores e a Universidade do Estado de Mato Grosso, por todo o suporte necessário que possibilitaram a execução desse estudo.

Ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, *Woodwell Climate Research Center* e Universidade de Brasília, por terem me ofertado os equipamentos e recursos necessários para condução dessa pesquisa, além de uma equipe unida e amável.

Ao *Woodwell Climate Research Center* e *University of California* e equipe, em especial Marcia e Paulo, por terem me recebido com tanto carinho durante o período de doutorado sanduíche e por todo conhecimento compartilhado.

Aos meus orientadores, Eddie, Marcia e Divino, todo meu apreço e gratidão! Pela paciência, disposição e conhecimento compartilhado com uma pitada de humor e muita dedicação. É motivo de muito orgulho ser aprendiz com profissionais tão brilhantes quanto vocês são.

Aos meus colegas de curso pelo auxílio prático e tão necessário. Também agradeço por todos os momentos de diversão que tivemos juntos.

Aos membros da banca, por aceitarem o convite. E por todas as contribuições que virão dessa parceria.

SUMÁRIO

Resumo xi
Abstract xii
1. Introdução Geral 13
2. Referências Bibliográficas da Introdução Geral 15
Capítulo 1 20
Resumo 20
Abstract 21
1. Introdução 22
2. Material e Métodos 24
2.1 Área de estudo 24
2.2 Classificação de uso e cobertura da terra 24
2.3 Componentes do balanço de energia 26
2.4 Propriedades do ecossistema 27
2.5. Análise de dados 28
3. Resultados 28
3.1 Mudanças nos componentes do balanço energético 28
3.2 Mudanças no uso e cobertura da terra 33
3.3 Incêndios ativos e área queimada 34
4. Discussão 36
5. Conclusão 39
6. Referências bibliográficas 39
7. Material suplementar 44
Capítulo 2 50
Resumo 50
Abstract 51
1. Introdução 52
2. Material e métodos 55
2.1 Área de estudo 55
2.2 Seleção das microbacias 56
2.3 Obtenção dos dados 58
2.4 Análises 60
3. Resultados 60

3.1 Balanço hídrico 60
3.2 Balanço hídrico sazonal 62
3.3 Efeito do desmatamento na sazonalidade da vazão 63
3.4 Análise dos hidrográficos 66
4. Discussão 67
5. Conclusões 72
6. Referências bibliográficas 72
7. Material suplementar 79
Conclusões gerais 82
Limitações e conquistas 83

RESUMO

Um dos grandes desafios da ecologia de ecossistemas na atualidade é entender como as mudanças climáticas e no uso e cobertura da terra afetam os serviços prestados pelos ecossistemas nativos, como a regulação do clima e disponibilidade hídrica. Nesse contexto, os remanescentes de vegetação nativa protegidos em Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) brasileiras têm sido particularmente eficazes como barreiras ao desmatamento e no fornecimento de serviços ecossistêmicos, incluindo a regulação do clima. Contudo, o desmatamento em áreas privadas fora das UCs e TIs, conhecidas como zonas de uso múltiplo (MUs), aumenta o risco de degradação por efeitos de borda, incêndios florestais e corte seletivo de madeira mesmo dentro das áreas protegidas. Além disso a substituição da vegetação nativa em áreas íngremes pode causar redução da disponibilidade hídrica no período seco. Desta forma é imprescindível a avaliação da capacidade das UCs e TIs em manter importante funções ecossistêmicas para a regulação do clima, como altas taxas evaporativas e baixas temperaturas da superfície e albedo, e ainda o papel da vegetação nativa em áreas íngremes para manutenção da disponibilidade hídrica ao longo do ano. Essa tese objetiva avaliar dois importantes serviços ecossistêmicos: regulação do clima e provisão de água e está dividida em dois capítulos nos quais estudamos: (1) como a temperatura da superfície (LST), evapotranspiração (ET) e albedo – três processos-chave para a regulação do clima – mudaram com as categorias (UCs, TIs e MUs) e biomas (Amazônia, Cerrado) no estado de Mato Grosso; e (2) os efeitos temporais das mudanças do uso e cobertura da terra sobre a vazão e a disponibilidade hídrica, em microbacias com relevo íngreme e diferentes níveis de cobertura da vegetação nativa, localizadas na transição entre os biomas Cerrado e a Amazônia. Os resultados do primeiro capítulo corroboram que as áreas protegidas ainda desempenham um papel importante na estabilização do clima regional, mantendo um maior fluxo de ET (>10%), menor LST (<1,5 ºC) e menor albedo (<10%) em relação a outros usos da terra, apesar de múltiplos fatores de estresse. Os resultados do segundo capítulo indicaram que as vazões anuais e diárias em microbacias íngremes dependem diretamente do percentual de vegetação nativa, uma vez que estas vazões são sempre maiores em microbacias com maiores índices de conversão da vegetação nativa. Adicionalmente, observamos maior sazonalidade na vazão das microbacias com maior percentual de área convertida, nas quais os picos de vazão foram maiores quando ocorreram tempestades e a vazão de base menor nos períodos secos. Nosso estudo indicou que o desmatamento em microbacias íngremes pode comprometer a disponibilidade hídrica da região, uma vez que a substituição da vegetação nativa promove picos de vazão da água durante o período chuvoso e escassez de água durante o período seco, provavelmente levando a redução da recarga do lençol freático. Em conjunto, os resultados mostraram que a vegetação nativa florestal e savânica regulam componentes importantes do balanço de água e energia em escala regional, reforçando a necessidade de recuperação e manutenção de vegetação nativa em áreas críticas para manutenção de importantes funções ecossistêmicas.

Palavras-chave: sensoriamento remoto, ecossistemas tropicais, segurança hídrica.

ABSTRACT

One of the great challenges of ecosystem ecology today is to understand how climate change and land use and cover affect the services provided by native ecosystems, such as climate regulation and water availability. In this context, Brazilian Conservation Units (UCs) and Indigenous Lands (TIs) have been particularly effective as barriers to deforestation and in providing ecosystem services, including climate regulation. However, deforestation in private areas outside UCs and TIs, known as multiple-use zones (MUs), often adds external pressure that increases disturbance within protected areas. In this thesis, which is divided into two chapters, we study: 1) how surface temperature (LST), evapotranspiration (ET) and albedo – three key processes for climate regulation – have changed with land use (UCs, TIs and MUs) and biomes (Amazônia, Cerrado) in the state of Mato Grosso; and 2) the temporal effects of changes in land use and cover on water flow and availability, in microbasins with steep relief and different levels of native vegetation cover, located in the transition between the Cerrado and Amazon biomes. The results of the first chapter confirm that, despite multiple stressors, protected areas still play an important role in stabilizing the regional climate, maintaining a higher ET flux, lower LST and lower albedo in relation to other land uses. The results of the second chapter indicated that the annual and daily flows in steep watersheds depend directly on the percentage of native vegetation, since these flows are always higher in watersheds with higher conversion rates of native vegetation. We also found greater seasonality in the flow of watersheds with a higher percentage of converted area, where storm peaks were always higher and the base flow in the dry season was lower. Our study indicated that deforestation in steep watersheds can compromise water availability in the region, since the replacement of native vegetation promotes peaks in water flow during the rainy season and water shortages during the dry season. Together, the results of this thesis showed that native forest and savanna vegetation regulate important components of the water and energy balance, and reinforce the need for recovery and maintenance of vegetation in critical areas for the maintenance of important ecosystem functions.

Keywords: remote sensing, tropical ecosystems, water security.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Na atualidade, um dos grandes desafios da ecologia de ecossistemas é entender os impactos das mudanças climáticas e no uso e cobertura da terra sobre os serviços prestados pelos ecossistemas nativos, tais como a regulação do clima e a qualidade e quantidade da água. De fato, as mudanças climáticas e no uso da terra têm potencial de alterar o balanço hídrico e energético (Bonan, 2008; Nóbrega *et al*. 2017; Silvério *et al*. 2015) podendo impactar na disponibilidade de água (Bruijnzeel, 2004; Peña-Arancibia *et al*. 2019). Na transição Cerrado – Amazônica, esses dois fenômenos têm causado mudanças nos ecossistemas nativos com consequências ainda não completamente conhecidas (Coe *et al*. 2011; Panday *et al*. 2015). Assim, é importante entender quais são os efeitos dessas alterações sobre a sustentabilidade ambiental, econômica, e social das mudanças em curso.

O desmatamento representa a principal alteração ambiental no sul da Amazônia e que pode alterar o balanço hídrico (Bruijnzeel, 1990), e o futuro climático da região(Barkhordarian et al., 2019) (Bruijnzeel, 1990; Dickinson e Kennedy, 1992; Malhi *et al*. 2008, Barkhordarian et al. 2019). A vegetação ao Sul da Amazônia é formada por um amplo complexo vegetacional que varia desde florestas ombrófilas, típicas da Amazônia, savanas, típicas do Cerrado, florestas transicionais estacionais em uma faixa larga de contato entre Amazônia e Cerrado e ainda pastagens e lavouras plantadas (Mapbiomas, 2020; Marques *et al*. 2019; Oliveras e Malhi, 2016). Essa complexidade da paisagem dificulta a distinção dos efeitos da variabilidade climática natural das mudanças resultantes do desmatamento sobre a dinâmica do ciclo hidrológico e energético (Davidson *et al*. 2012; Siqueira *et al*. 2021). Apesar dos estudos existentes que abordam estes aspectos, a coleta de dados tem sido temporal e espacialmente inadequada para quantificar diferenças no balanço hídrico e energético dos diferentes tipos vegetacionais que compõem a paisagem da região.

Adicionalmente, o avanço e intensificação da agricultura na borda sul da Amazônia, região conhecida como “Arco do Desmatamento”, tem favorecido o avanço dos incêndios florestais, e eventos extremos do clima que reduzem a estabilidade dos ecossistemas nesta região (Brando *et al*. 2014). Os Territórios Indígenas (TIs) e Unidades de Conservação (UCs) servem como barreiras ao desmatamento, contribuindo assim para a regulação do clima, tanto em escala local quanto regional (Soares-Filho *et al.* 2010, Walker *et al.* 2014, Cruz *et al.* 2016). Apesar disso, estas áreas protegidas parecem se tornarem mais inflamáveis devido ao clima mais seco, o que pode resultar em maior intensificação dos incêndios florestais e maior

degradação das florestas (Silvério *et al.* 2022), todavia ainda sabemos pouco sobre como os serviços de ecossistema destas áreas estão sendo afetados. Nesse sentido, os recentes produtos de satélite desenvolvidos e o acúmulo de dados nos últimos anos tem tornado possível novas e mais acuradas análises de quantificação do papel das florestas na regulação do clima regional (Silvério *et al*. 2015) e para a investigação dos efeitos das mudanças do uso da terra sobre os serviços ecossistêmicos prestados pela vegetação nativa.

Além disso, a substituição da vegetação nativa resulta em consideráveis mudanças na dinâmica ecossistêmica com impactos negativos na disponibilidade hídrica (Peña-Arancibia *et al*. 2019; Althoff *et al.* 2021; Siqueira *et al*. 2021), na qualidade do solo (dos Santos et al. 2018) principalmente em áreas íngremes (Biggs et al., 2006). Mesmo regiões com abundância de água na Amazônia e no Cerado, já enfrentam disputas pelo uso da água devido ao rápido desenvolvimento da agricultura sem o prévio planejamento de uso dos recursos naturais (Monni *et al*. 2018; Althoff *et al*. 2021). A compreensão dos efeitos das mudanças no uso da terra sobre a disponibilidade e sazonalidade da água é essencial para a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos, o uso da irrigação para agricultura, e abastecimento dos centros urbanos, principalmente em regiões suscetíveis a mudanças na duração do período de seca, e na frequência de secas extremas (Lima et al., 2014; Gudmundsson *et al*. 2021; Paredes-Trejo *et al*. 2021). O aumento do déficit hídrico pode resultar em conflitos pelo uso da água e limitar o desenvolvimento econômico, principalmente em áreas já carentes do país (Idol *et al*. 2011; Monni *et al*. 2018; Hofmann et al. 2021). (Hofmann et al., 2021).

Dessa forma, as incertezas associadas aos efeitos das mudanças no uso da terra e no clima sobre o balanço de água e energia tornam imprescindíveis a realização de estudos locais e regionais que monitorem o fornecimento dos serviços ecossistêmicos, como a provisão de água, a regulação do clima (Lima *et al*. 2014; Cavalcante *et al.* 2019). Por exemplo, no período entre 2003 e 2014, a região de transição Cerrado – Caatinga aumentou o consumo dos recursos hídricos em 23 vezes, com reduções na vazão dos córregos principalmente devido as mudanças no regime de chuvas (Ferreira *et al*. 2021). Por outro lado, a conversão de florestas nativas sobre solos profundos e terreno plano na transição Cerrado – Amazônia para plantio de soja aumentou a vazão diária e anual de microbacias em até 4 vezes, principalmente por meio de mudanças no fluxo de base (Hayhoe *et al*. 2011). Esses resultados contrastantes sugerem que os efeitos da conversão da vegetação nativa e das mudanças no clima sobre o ciclo hidrológico dependem tanto do clima regional, quanto da topografia e estrutura da vegetação nativa dominante.

Visto que a capacidade de regulação do balanço hídrico e energético pode mudar ao longo do tempo e do espaço, principalmente em função de características locais da paisagem e da dinâmica de uso da terra, este trabalho de tese buscou melhor entender como os fatores antrópicos afetam os serviços de ecossistema associados a regulação do clima e a disponibilidade hídrica. A tese está dividida em dois capítulos. No primeiro, abordarmos o papel de Unidades de Conservação (UCs), Terras Indígenas (TIs) e áreas privadas de múltiplos usos (MUs) para o fornecimento de três processos fundamentais para a regulação do clima: 1) evapotranspiração (ET); 2) temperatura da superfície terrestre (LST); e 3) albedo superficial. No segundo capítulo, avaliamos os efeitos temporais das mudanças do uso e cobertura da terra sobre a vazão e disponibilidade hídrica, em microbacias com relevo íngreme e diferentes níveis de cobertura da vegetação nativa, localizadas na transição entre os biomas Cerrado e a Amazônia.

2. Referências Bibliográficas da Introdução Geral

Althoff, D., Rodrigues, L.N., da Silva, D.D., 2021. Assessment of water availability vulnerability in the Cerrado. Applied Water Science. https://doi.org/10.1007/s13201-021-01521-2

Barkhordarian, A., Saatchi, S.S., Behrangi, A., Loikith, P.C., Mechoso, C.R., 2019. A Recent Systematic Increase in Vapor Pressure Deficit over Tropical South America. Scientific Reports 9, 1–12. https://doi.org/10.1038/s41598-019-51857-8

Biggs, T.W., Dunne, T., Muraoka, T., 2006. Transport of water, solutes and nutrients from a pasture hillslope, southwestern Brazilian Amazon. Hydrological Processes. https://doi.org/10.1002/hyp.6214

Bonan, G.B., 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. Science 320, 1444–1449. https://doi.org/10.1126/science.1155121

Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E. a, Nóbrega, C.C., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 111, 1–6. https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111

Bruijnzeel, L.A., 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? Agriculture, Ecosystems & Environment 104, 185–228. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015

Bruijnzeel, L.A., 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review, UNESCO.

Cavalcante, R.B.L., Pontes, P.R.M., Souza-Filho, P.W.M., de Souza, E.B., 2019. Opposite Effects of Climate and Land Use Changes on the Annual Water Balance in the Amazon Arc of Deforestation. Water Resources Research. https://doi.org/10.1029/2019WR025083

Coe, M.T., Latrubesse, E.M., Ferreira, M.E., Amsler, M.L., 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River , Brazil 119–131. https://doi.org/10.1007/s10533-011-9582-2

Cruz A B, Rodrigues A D A, Macedo M N, Silvério D V, Rattis L, Castro I De e Guerra R 2016 Legal Recognition of Indigenous Territories supports climate balance in the Brazilian Amazon 2–4

Curtis, P.G., Slay, C.M., Harris, N.L., Tyukavina, A., Hansen, M.C., 2018. Classifying drivers of global forest loss. Science 361, 1108–1111. https://doi.org/10.1126/science.aau3445

Davidson, E.A., de Araújo, A.C., Artaxo, P., Balch, J.K., Brown, I.F., C. Bustamante, M.M., Coe, M.T., DeFries, R.S., Keller, M., Longo, M., Munger, J.W., Schroeder, W., Soares-Filho, B.S., Souza, C.M., Wofsy, S.C., 2012. The Amazon basin in transition. Nature 481, 321–328. https://doi.org/10.1038/nature10717

Dickinson, R.E., Kennedy, P., 1992. Impacts on regional climate of Amazon deforestation. Geophysical Research Letters 19, 1947–1950. https://doi.org/10.1029/92GL01905

dos Santos, C.C., Souza de Lima Ferraz Junior, A., Oliveira Sá, S., Andrés Muñoz Gutiérrez, J., Braun, H., Sarrazin, M., Brossard, M., Desjardins, T., 2018. Soil carbon stock and Plinthosol fertility in smallholder land-use systems in the eastern Amazon, Brazil. Carbon Management 9, 655–664. https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1530026

Ferreira, F.L.V., Rodrigues, L.N., da Silva, D.D., 2021. Influence of changes in land use and land cover and rainfall on the streamflow regime of a watershed located in the transitioning region of the Brazilian Biomes Atlantic Forest and Cerrado. Environmental Monitoring and Assessment 193, 16. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08782-5

Gudmundsson, L., Boulange, J., Do, H.X., Gosling, S.N., Grillakis, M.G., Koutroulis, A.G., Leonard, M., Liu, J., Schmied, H.M., Papadimitriou, L., Pokhrel, Y., Seneviratne, S.I., Satoh, Y., Thiery, W., Westra, S., Zhang, X., Zhao, F., 2021. Globally observed trends in mean and extreme river flow attributed to climate change. Science 371, 1159–1162. https://doi.org/10.1126/science.aba3996

Hayhoe, S.J., NEILL, C., PORDER, S., MCHORNEY, R., LEFEBVRE, P., COE, M.T., ELSENBEER, H., KRUSCHE, A. V., 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. Global Change Biology 17, 1821–1833. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x

Hofmann, G.S., Cardoso, M.F., Alves, R.J.V., Weber, E.J., Barbosa, A.A., de Toledo, P.M., Pontual, F.B., Salles, L. de O., Hasenack, H., Cordeiro, J.L.P., Aquino, F.E., de Oliveira, L.F.B., 2021. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. Global Change Biology 27, 4060–4073. https://doi.org/10.1111/gcb.15712

Idol, T., Haggar, J., Cox, L., 2011. Ecosystem Services from Smallholder Forestry and Agroforestry in the Tropics. p. 209–270. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1309-3_5

Lima, Letícia S., Coe, M.T., Soares Filho, B.S., Cuadra, S. V., Dias, L.C.P., Costa, M.H., Lima, Leandro S., Rodrigues, H.O., 2014. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. Landscape Ecology 29, 261–274. https://doi.org/10.1007/s10980-013-9962-1

Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W., Nobre, C.A., 2008. Climate change, deforestation and the fate of Amazon. Science 319, 169–172. https://doi.org/10.1126/science.1146961

Mapbiomas, 2020. Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil [WWW Document]. URL https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-15.127303%2C-51.419045%2C5&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams[territoryType]= (acessado 6.26.19).

Marques, E.Q., Marimon-Junior, B.H., Marimon, B.S., Matricardi, E.A.T., Mews, H.A., Colli, G.R., 2020. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. Biodiversity and Conservation 29, 1501–1517. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z

Monni1, S., Iorio2, M., Realini, A., 2018. The International Journal ENTREPRENEURSHIP AND SUSTAINABILITY ISSUES WATER AS FREEDOM IN THE BRAZILIAN AMAZON * 5, 812–826.

Nóbrega, R.L.B., Guzha, A.C., Torres, G.N., Kovacs, K., Lamparter, G., Amorim, R.S.S., Couto, E., Gerold, G., 2017. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. PLoS ONE 12, e0179414. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179414

Oliveras, I., Malhi, Y., 2016. Many shades of green: The dynamic tropical forest–savannah transition zones. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 371. https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0308

Panday, P.K., Coe, M.T., Macedo, M.N., Lefebvre, P., Castanho, A.D. de A., 2015. Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. Journal of Hydrology 523, 822–829. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.018

Paredes-Trejo, F., Barbosa, H.A., Giovannettone, J., Lakshmi Kumar, T. V., Thakur, M.K., De Oliveira Buriti, C., 2021. Long-term spatiotemporal variation of droughts in the amazon river basin. Water (Switzerland) 13, 1–26. https://doi.org/10.3390/w13030351

Peña-Arancibia, J.L., Bruijnzeel, L.A., Mulligan, M., van Dijk, A.I.J.M., 2019. Forests as ‘sponges’ and ‘pumps’: Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics. Journal of Hydrology 574, 946–963. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.064

Silvério, D. V., Brando, P.M., Macedo, M.N., Beck, P.S.A.A., Bustamante, M., Coe, M.T., 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. Environmental Research Letters 10, 104015. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015

Silvério D V, Oliveira R S, Flores B M, Brando P M, Almada H K, Furtado M T, Moreira F G, Heckenberger M, Ono K Y e Macedo M N 2022 Intensification of fire regimes and forest loss in the Território Indígena do Xingu Environmental Research Letters 17 045012

Siqueira, P.P., Oliveira, P.T.S., Bressiani, D., Meira Neto, A.A., Rodrigues, D.B.B., 2021. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. Journal of Hydrology: Regional Studies 37, 100931. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100931

Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, Anderson A, Rodrigues H, Garcia R, Dietzsch L, Merry F, Bowman M, Hissa L, Silvestrini R e Maretti C 2010 Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation Proceedings of the National Academy of Sciences 107 10821–6

Walker W, Baccini A, Schwartzman S, Ríos S, Oliveira-Miranda M A, Augusto C, Ruiz M R, Arrasco C S, Ricardo B, Smith R, Meyer C, Jintiach J C e Campos E V 2014 Forest carbon in Amazonia: The unrecognized contribution of indigenous territories and protected natural areas Carbon Management 5 479–85

CAPÍTULO 1

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E TERRAS INDÍGENAS SÃO IMPORTANTES REGULADORES DO BALANÇO ENERGÉTICO NA TRANSIÇÃO CERRADO – AMAZÔNIA

A ser submetido para publicação no periódico:

Environmental Research Letters

RESUMO

Evitar o desmatamento e a degradação florestal é crucial para manter os serviços ecossistêmicos nos trópicos. As Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) brasileiras têm sido particularmente eficazes como barreiras ao desmatamento e no fornecimento de serviços ecossistêmicos, incluindo a regulação do clima. Hoje, essas áreas protegidas enfrentam ameaças crescentes de processos de degradação, como incêndios florestais, secas extremas, extração seletiva de madeira e mineração. O desmatamento em áreas privadas fora das UCs e TIs, conhecidas como zonas de uso múltiplo (MUs), muitas vezes adiciona pressão externa que aumenta a perturbação dentro das áreas protegidas. Sabemos pouco de como esses processos de degradação afetam a capacidade das UCs e TIs de regular o clima ou como as respostas a esses distúrbios podem diferir nos biomas Amazônia e Cerrado. Aqui, usamos dados recentes baseados em satélite (2001-2020) para avaliar como a temperatura da superfície [LST], evapotranspiração [ET] e albedo – três processos-chave para a regulação do clima – mudaram em função do uso da terra (UCs, TIs, MUs) nos biomas Amazônia e Cerrado no estado de Mato Grosso, Brasil. Descobrimos que MUs apresentaram menor ET (~10%), maior LST diurno (~1,5°C) e maior albedo (~10%) em comparação com UCs e TIs em ambos os biomas. Em geral, as médias anuais de LST, ET e albedo foram maiores (maiores quanto? Acho legal colocar valores relativos) em TIs do que em UCs. As áreas desprotegidas (MUs) tenderam a apresentar um aumento maior no LST (Amazônia: ~1,4 ºC e Cerrado: ~ 1,1 ºC) e albedo (Amazônia: ~6% e Cerrado: ~ 3%) do que as áreas protegidas (UCs e TIs), independentemente do bioma. Esses padrões foram associados ao desmatamento de vegetação nativa, bem como ao aumento de incêndios florestais e estresse hídrico, que tiveram os maiores impactos na porção amazônica de Mato Grosso durante o período de estudo. Esses resultados confirmam que, apesar de múltiplos fatores de estresse, as áreas protegidas ainda desempenham um papel importante na estabilização do clima regional, mantendo um maior fluxo ET, menor LST e menor albedo em relação a outros usos da terra. Mas a manutenção a longo prazo desses serviços dentro de áreas protegidas dependerá de intervenções em áreas adjacentes, particularmente para espécies de floresta tropical mais vulneráveis, muitas das quais são menos tolerantes à seca e demoram mais para se recuperar do que espécies de savana adaptadas à seca e ao fogo.

Palavras-chave: desmatamento, ecossistemas tropicais, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Avoiding deforestation and forest degradation is crucial for maintaining ecosystem services in the tropics. Brazilian Conservation Units (UCs) and Indigenous Lands (TIs) have been particularly effective at blocking deforestation and supporting the provision of ecosystem services, including climate regulation. Today, these protected areas face growing threats from degradation processes such as forest fires, extreme droughts, selective logging, and mining. Deforestation in private areas outside UCs and TIs, known as multiple use (MUs) zones, often adds external pressure that increase disturbance within protected areas. We know little of how these degradation processes affect the capacity of UCs and TIs to regulate climate or how responses to these disturbances may differ in the Amazon and Cerrado biomes. Here, we used recent satellite-based time series data (2001-2020) to evaluate how surface temperature [LST], evapotranspiration [ET], and albedo – three key processes for climate regulation – have changed with land use (UCs, TIs, and MUS) and biome (Amazon, Cerrado) in the Mato Grosso state, Brazil. We found that MUs had lower ET (~10%), higher daytime LST (~1.5 ° C), and higher albedo (~10%) compared with UCs or TIs in both biomes. In general, mean annual LST, ET, and albedo were higher in TIs than UCs. Unprotected areas (MUs) tended to show a greater increase in LST (Amazon: ~1.4 ºC and Cerrado: ~ 1.1 ºC) and albedo (Amazon: ~6% and Cerrado: ~ 3%) than protected areas (UCs and TIs) regardless of the biome. These patterns tended to be associated with clearing of native vegetation, as well as increased forest fires and water stress, which had the greatest impacts on the Amazon portion of MT during our study period. Despite multiple stress factors, we show that protected areas still play an important role in stabilizing regional climate, maintaining a higher ET flux, lower LST, and lower albedo relative to other land uses. But the long-term maintenance of these services within protected areas will depend on interventions in adjacent areas, particularly for more vulnerable rainforest species, many of which are less drought tolerant and take longer to recover than drought- and fire-adapted savannah species.

Keywords: remote sensing, tropical ecosystems.

1.INTRODUÇÃO

A conservação da vegetação nativa é uma das formas mais eficazes de manter a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Françoso *et al.* 2015, Walker *et al.* 2020). Os efeitos do desmatamento (Coe *et al.* 2017, Walker *et al.* 2020); a fragmentação e degradação florestal (Matricardi *et al.* 2020, Silva Junior *et al.* 2020); o aumento da intensidade e frequência da seca (Caioni *et al.* 2020, Duffy *et al.* 2015); e os incêndios florestais (Brando *et al.* 2020a, 2020b) estão comprometendo os serviços ecossistêmicos que são essenciais para o bem-estar humano.

A vegetação nativa florestal ou savânica contribui para a regulação do clima, estabilizando o equilíbrio hídrico e energético. Isso porque as florestas têm baixa refletância de superfície (albedo), pois elas absorvem uma grande quantidade de energia que é usada principalmente para reciclar a água via evapotranspiração (ET) (Bonan 2008). Por sua vez, a ET dissipa a energia térmica e tem um efeito local resfriador associado a temperaturas mais baixas da superfície terrestre (LST) (Caioni *et al.* 2020, Silvério *et al.* 2015, Spera *et al.* 2016). A vegetação nativa com raízes profundas aumenta a eficiência da troca de calor entre a biosfera e a atmosfera; reduz a energia utilizada para aquecer o ar por convecção (calor sensível); e ajuda a estabilizar os regimes pluviométricos regionais (Ciemer *et al.* 2019, Luyssaert *et al.* 2014). Estudos anteriores na Amazônia e Cerrado demonstraram que o desmatamento reduz substancialmente a ET e aumenta a LST (Silvério *et al.* 2015, Spera *et al.* 2016), e que essas diferenças são ainda mais pronunciadas durante secas extremas (Caioni *et al.* 2020).

Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) têm sido barreiras efetivas ao desmatamento por décadas (Soares-Filho *et al.* 2010, Carranza *et al.* 2014, Paiva *et al.* 2015). Todavia, elas estão sujeitas a distúrbios naturais e induzidos pelo homem (por exemplo, secas extremas e incêndios florestais associados), que podem atuar sinergicamente para degradar a vegetação nativa mesmo na ausência de desmatamento (Coe *et al.* 2013, Brando *et al.* 2020a). Na Amazônia, processos como incêndios florestais, efeito de borda e corte seletivo podem contribuir para a degradação florestal dentro de UCs e TIs (Matricardi *et al.* 2020, Kruid *et al.* 2021), ameaçando seus estoques de carbono (Walker *et al.* 2020, Kruid *et al.* 2021) e potencialmente alterando sua capacidade de ciclagem de água. Esses processos de degradação também têm sido observados em florestas de transição Amazônia-Cerrado (Brando *et al.* 2020a, Longo *et al.* 2020) – região que tem enfrentado secas extremas, que

promovem o acúmulo de material seco e combustível que aumentam a probabilidade de ocorrências incêndios de alta severidade e intensidade. Juntos, esses eventos tendem a aumentar a mortalidade de árvores, com impactos negativos em cascata sobre a biodiversidade vegetal e os serviços ecossistêmicos (Brando *et al.* 2020a, Durigan 2020).

Esses processos de degradação podem alterar a capacidade das UCs e TIs de regular o clima nos biomas Cerrado (vegetação de savana) e Amazônia (floresta tropical). Além disso, a contribuição das UCs e TIs para a regulação do balanço energético pode mudar ao longo do tempo e do espaço. Visto que os avanços regionais em processos de desmatamento e degradação em grande escala, como incêndios e eventos de seca podem aumentar a mortalidade das árvores, reduzir a evapotranspiração e aumentar a temperatura e albedo (Caioni *et al.* 2020, Silvério *et al.* 2015, Spera *et al.* 2016, Matricardi *et al.* 2020). Além disso, os efeitos da conversão da vegetação e degradação ambiental podem persistir por muito tempo após a ocorrência de distúrbios, mas florestas e savanas também diferem em sua resiliência e capacidade de recuperação após distúrbios de incêndios e secas. A vegetação de savana típica do Cerrado é tanto mais inflamável (maior cobertura de gramíneas e menos cobertura lenhosa) quanto mais tolerante ao fogo (devido a adaptações morfológicas como casca grossa) do que as florestas mais típicas da Amazônia (Brando *et al.* 2012, Staver *et al.* 2020). Espera-se que secas severas tenham um impacto maior na Amazônia do que nos ecossistemas do Cerrado, uma vez que as espécies florestais são mais sensíveis à dessecação (Meir *et al.* 2015), principalmente se as secas aumentarem em frequência e intensidade.

Este estudo quantifica o papel de Unidades de Conservação (UCs), Terras Indígenas (TIs) e áreas privadas (doravante zonas de múltiplos usos (MUs)) em três importantes processos fundamentais para a regulação do clima: 1) evapotranspiração (ET); 2) temperatura da superfície terrestre (LST); e 3) albedo superficial. Testamos três hipóteses: i) UCs e TIs (tanto no Cerrado quanto na Amazônia) têm fluxos de ET mais altos, LST e albedo mais baixo em comparação com áreas privadas (MUs), o que está associado a altas taxas de desmatamento; ii) Devido aos seus diferentes modos de manejo, espera-se maior ET, menor LST e albedo nas UCs em relação às TIs, principalmente devido ao uso humano restrito nas UCs; iii) Nas últimas duas décadas, as áreas não protegidas sofreram maiores mudanças no LST, ET e albedo na Amazônia em comparação com a porção do Cerrado do estado de Mato Grosso. Essa hipótese é baseada na premissa de que mais desmatamento ocorreu na Amazônia durante o período de estudo (MapBiomas 2018), resultando em maior degradação e mudanças em relação ao Cerrado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no estado de Mato Grosso, Brasil, que abriga um mosaico de vegetação de três biomas: Amazônia (53% do estado), Cerrado (40%) e Pantanal (7%) (IBGE 2020). Aproximadamente 38% da vegetação nativa do estado já foi convertida para produção agrícola (por exemplo, soja, gado e milho; MapBiomas 2020). Nas últimas duas décadas, a área convertida aumentou de cerca de 221.000 km² para 322.000 km² (MapBiomas 2018), e a vegetação nativa remanescente tornou-se cada vez mais exposta à degradação florestal devido a uma combinação de distúrbios naturais e antropogênicos, como o fogo (Brando *et al.* 2020a, Rossi e Santos 2020). Nos últimos anos, eventos de seca extrema também se tornaram mais frequentes, aumentando a inflamabilidade da região e levando a grandes incêndios florestais, que podem continuar no futuro mesmo que o desmatamento diminua (Brando *et al.* 2020a).

2.2 Classificação de uso e cobertura da terra

Nossa classificação de cobertura da terra para o estado de Mato Grosso seguiu o sistema proposto pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) com algumas adaptações. Primeiro, unimos os biomas Cerrado e Pantanal em uma única categoria de vegetação (doravante Cerrado), dada a similaridade da vegetação, que é predominantemente savana e pastagem (Kuschnig *et al.* 2021). Em seguida, unimos florestas tropicais e florestas de transição (doravante Amazônia), pois ambas são ecossistemas tipicamente florestais.

Classificamos as categorias de uso da terra em Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) de acordo com a Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA-MT), e as áreas fora das UCs e TIs foram denominadas como zonas de uso múltiplo (MUs; Figura 1). Seguindo esses critérios, o estado de Mato Grosso conta atualmente com 113 Unidades de Conservação (4,6% do estado; SEMA-MT, 2020) e 75 Terras Indígenas (15,2% do estado; SEMA-MT, 2020), representando 20% do território do estado (Tabela 1). Entre os estados que fazem parte da Amazônia Legal, Mato Grosso possui a menor proporção da área destinada às UCs (Veríssimo *et al.* 2011).

A legislação brasileira designa três grandes categorias de proteção: (1) UCs de Proteção Integral (Categorias da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN): Estação Ecológica; Reserva Biológica; Parque Nacional; Monumento Natural e Refugio de Vida Silvestre) cujo objetivo principal é a conservação e (2) UCs de Uso

Sustentável (UICN: Área de Proteção Ambiental; Área de Relevante Interesse Ecológico; Floresta Nacional; Reserva Extrativista; Reserva de Fauna e Reserva de Desenvolvimento Sustentável), que permitem a extração de recursos gerenciados (SNUC- LEI 9.985/2000); e (3) Terras Indígenas, que se destinam a preservar os recursos ambientais necessários para garantir o bem-estar dos povos indígenas e a proteção de suas culturas (art. 231 CF/88). Dado seus múltiplos objetivos, UCs e TIs podem diferir em sua capacidade de preservar a biodiversidade e as suas funções ecossistêmicas, bem como a vulnerabilidade a pressões externas. Nós optamos por excluir todas as Áreas de Proteção Ambiental, porque esta designação de UC permite uma ampla gama de usos do solo, incluindo atividades econômicas (por exemplo, agricultura, atividade industrial, áreas urbanas, centros populacionais rurais) que podem influenciar os resultados ao comparar UCs, TIs e MUs (Françoso *et al.* 2015). Para reduzir possíveis efeitos espúrios relacionados ao efeito de borda, geramos um buffer interno de 500 m nas UCs e TIs. Também excluímos UCs e TIs menores que 1500 ha. Dada a resolução grosseira de alguns dados de sensoriamento remoto utilizados para quantificar os serviços ambientais (500 m), consideramos que esta é a área mínima viável para analisar os componentes do balanço energético aqui abordados. Após a filtragem, 40 UCs (Amazônia: 18 e Cerrado: 22) e 68 TIs (Amazônia: 33, Cerrado: 35) permaneceram em nossa análise.

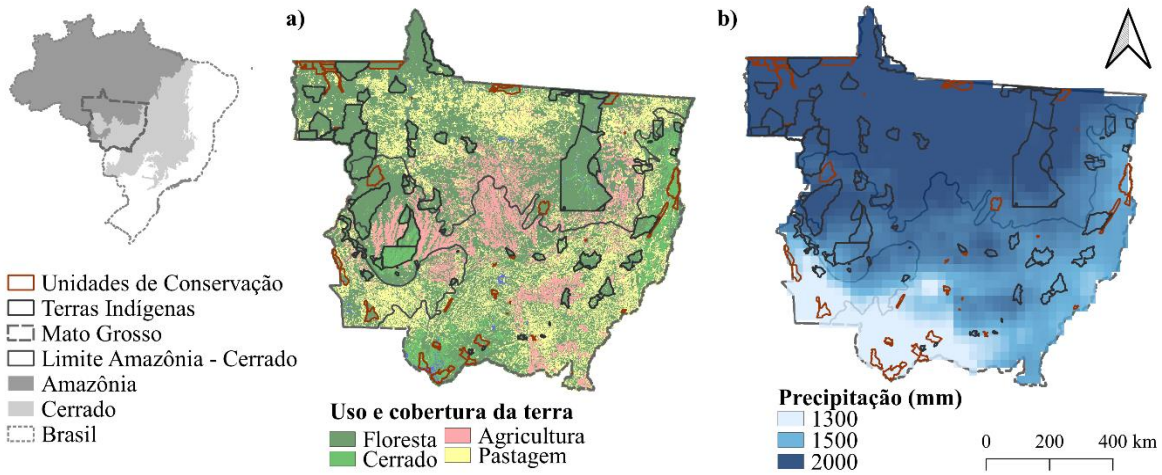


Figura 1. a) Uso e cobertura da terra no estado de Mato Grosso (2018); b) Precipitação média anual no estado de Mato Grosso de 2001 a 2019. Os polígonos pretos indicam as Terras Indígenas e os polígonos vermelhos indicam as Unidades de Conservação.

Para separar as áreas protegidas (UCs e TIs) em seus respectivos biomas (Amazônia e Cerrado), foram utilizados os polígonos de biomas divulgados pelo IBGE e os limites de UCs e TIs divulgados pela SEMA-MT (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso). Primeiro, recortamos a área de cada bioma presente no estado de Mato Grosso e extraímos a

área de todas as UCs e TIs para remover seus efeitos nas áreas de uso múltiplo (MUs), onde há um predomínio de atividades agropecuárias.

Tabela 1. Número (N), área total em hectares (% do estado) e área média de Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) dentro de cada bioma no estado de Mato Grosso, considerando apenas as UCs e TIs utilizadas em nossas análises.

	UCs			**TIs**		
	N	Área total (ha)	Área média (ha)	N	Área total (ha)	Área média (ha)
Amazônia	18	1.268.000 (3%)	70.500	33	8.990.300 (19%)	272.500
Cerrado	22	1.171.000 (3%)	53.000	35	4.029.000 (10%)	115.000

2.3 Componentes do balanço de energia

Quantificamos três variáveis-chave do balanço de energia – temperatura da superfície terrestre (LST), evapotranspiração (ET) e albedo da superfície – que contribuem para a regulação do clima, conforme descrito abaixo.

Quantificamos o LST de 2001 a 2020 usando o produto MOD11A2 do sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), que tem resolução espacial de 1,2 km e está disponível a cada oito dias desde 2000 (Wan *et al.* 2004). Para quantificar a evapotranspiração de 2003 a 2020, utilizou-se o produto global MOD16A2, com resolução espacial de 500 m e intervalo de retorno de 8 dias. A série temporal disponível foi derivada do MODIS (Mu *et al.* 2011) e está disponível a partir de 2001. Excluímos os anos de 2001 e 2002 devido a algumas incertezas associadas a esses dois primeiros anos e que foram corrigidas nos anos seguintes com as melhorias nos algoritmos. Calculamos o albedo (Rs↑) para as UCs, TIs e MUs de 2001 a 2016. Para isso, usamos o albedo céu preto e céu branco da banda de amplo espectro (0,25 – 4,0 µm) dos 500 -m MODIS produto MOD43A3 (Schaaf *et al.* 2010, 2002) de acordo com a seguinte equação:

$$\mathrm{Rs}\uparrow = [1 - S(\theta, t(\lambda))] \times \alpha_{bs}(\theta, \lambda) + S(\theta, t(\lambda))] \times \alpha_{ws}(\theta, \lambda)$$

onde $\alpha_{bs}(\theta, \lambda)$ é o albedo *black-sky*, $\alpha_{ws}(\theta, \lambda)$ é o albedo *white-sky*, $S(\theta, t(\lambda))$ é a fração de luz difusa, θ é o anglo zenital, λ é a espectro da banda (no caso a banda 10 de amplo espetro) e $t(\lambda)$ é a profundidade óptica da atmosfera, obtida do produto MOD08. Obtivemos o valor de $S(\theta, t(\lambda))$ por meio da *look-up table* disponível no *software* do produto MODIS (Schaaf *et al.* 2002).

2.4 Propriedades do ecossistema

Para quantificar as mudanças de uso e cobertura da terra na região de estudo, foram utilizados dados do Projeto MapBiomas versão 6.0, de 2001-2020. O MapBiomas conta com a plataforma de computação em nuvem *Google Earth Engine*, com recursos automatizados de processamento e classificação para gerar séries temporais anuais de uso e cobertura da terra para o Brasil, com base na série temporal *Landsat* com resolução espacial de 30 m. Calculamos o índice de vegetação de diferença normalizado (NDVI) entre 2001 e 2020, usando as bandas relevantes do *Landsat* 5 e *Landsat* 8, como segue:

$$(NIR - VERMELHO) / (NIR + VERMELHO)$$

O NDVI serve como um substituto para o vigor da vegetação e é útil para entender a densidade da vegetação e avaliar as mudanças na saúde das plantas. Esse índice define valores de -1,0 a 1,0, nos quais valores negativos indicam água e nuvens, valores próximos de zero são formados principalmente por rochas e solo nu, e valores próximos a 1 indicam florestas.

Quantificamos o histórico de precipitação (PPT) de 2001-2020 usando dados do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data* (CHIRPS). Estimamos a intensidade anual da estação seca de 2001 a 2017 com base no déficit hídrico climatológico máximo (MCWD), seguindo Aragão *et al.* (2007) e Malhi *et al*. (2008). Para isso, usamos dados de precipitação do CHIRPS, assumindo que a floresta tropical em condições normais (ou seja, na ausência de secas extremas) tem uma ET média mensal de 100 mm (Aragão *et al.* 2007). Nos meses em que a precipitação mensal é inferior a 100 mm, a diferença é considerada déficit hídrico, que se acumula ao longo de meses consecutivos. O MCWD é assim o valor mais negativo do déficit hídrico climatológico ocorrido ao longo do ciclo anual.

Para quantificar o número de incêndios ativos de 2001 a 2020, usamos somente dados do satélite AQUA para evitar a contagem dupla de incêndios detectados por vários satélites. O satélite AQUA registra incêndios ativos detectados diariamente pelo sensor MODIS, que pode detectar uma frente de incêndio de aproximadamente 30 m de comprimento e 1 m de largura. Os dados foram obtidos do sistema de monitoramento de focos de calor do Banco de Incêndios do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Utilizou-se o produto MCD64A1 (resolução de 500 m) para quantificar a área total queimada nas TIs, UCs e MUs de janeiro de 2001 a dezembro de 2020. A coleta de imagens foi padronizada anualmente para que os pixels com valor “1” fossem classificados como queimado e “0” como não queimado. Classificamos a época de queimadas em precoce (novembro a julho), modal (agosto) e tardia (setembro a outubro). Em seguida, somamos todos os pixels ao longo dos anos e salvamos o

resultado como uma única imagem *raster*, onde o valor do pixel é igual ao número de eventos de incêndio durante o período de estudo (2001-2020).

2.5. Análise de dados

Usamos a plataforma *Google Earth Engine* para quantificar todos os parâmetros descritos acima para UCs, TIs e MUs. Para avaliar as diferenças entre os biomas (Amazônia e Cerrado) e entre os tipos de uso da terra (UCs, TIs e MUs), realizamos análises de variância não paramétricas (*Kruskal-Wallis*) seguidas de um teste post-hoc de comparações múltiplas (teste de *Tukey*). Usamos modelos lineares (LMM) para avaliar a variação entre as variáveis resposta (ET, LST, albedo) em função das variáveis preditoras (PPT, MCWD, NDVI, cobertura do solo e área queimada), considerando o tamanho das UCs e TIs como um efeito aleatório. Inicialmente, testamos a correlação entre as variáveis preditoras (Tabela 2). Em seguida, usamos o critério de informação de Akaike corrigido (AICc) para selecionar o melhor modelo para cada variável de resposta.

Analisamos as variações temporais, incluindo o efeito das secas, em cada variável de resposta (LST, ET, albedo) dentro de UCs, TIs e MUs. Para tanto, realizamos regressões lineares entre as variáveis para o período de estudo, com a intensidade da seca baseada no MCWD. Todas as análises foram feitas utilizando o ambiente de programação R.

Tabela 2. Matriz de correlação para variáveis preditoras utilizadas na seleção de modelos. PPT = precipitação; MCWD = Déficit Hídrico Climatológico Máximo; NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada.

Preditores	Área queimada	PPT	MCWD	NDVI	Vegetação nativa
Área queimada	1,00				
PPT	-0,18	1,00			
MCWD	0,09	-0,12	1,00		
NDVI	-0,20	-0,05	-0,32	1,00	
Vegetação nativa	0,07	0,05	-0,07	0,21	1,00

3. RESULTADOS

3.1 Mudanças nos componentes do balanço energético

A seguir, relatamos os resultados de todas as variáveis em conjunto para fornecer uma visão integrada do balanço energético de cada bioma, bem como as complexas mudanças que

ocorrem entre os diferentes tipos de uso da terra ao longo do tempo. Em seguida, apresentamos o uso da terra e o histórico de incêndios para cada área, o que pode ajudar a explicar as diferenças observadas nas variáveis analisadas.

As áreas protegidas contribuem mais para a regulação do balanço energético do que as zonas de uso múltiplo?

Nas últimas duas décadas, as zonas de uso múltiplo na porção amazônica de Mato Grosso apresentaram maior LST (+1,5 °C) e albedo (+10%), e menor ET (-6% e -10%) em comparação com UCs e TIs , respectivamente ($p < 0,05$; **Figura 2**). Também observamos diferenças entre UCs e TIs, com as TIs apresentando menor média anual de LST noturno (-0,3 ºC/a-¹), maior ET (+ 4%) e maior albedo (+1%) em comparação com UCs ($p < 0,05$; **Tabela 3**).

Na porção do Cerrado, observamos maiores variações entre as respostas das UCs e TIs. Com o mesmo padrão sendo verificado somente para albedo, em que zonas de MUs apresentaram maior média de albedo (+13% e +10%) do que UCs e TIs, respectivamente ($p < 0,05$; **Figura 2**). Em relação as outras variáveis, as zonas de MUs apresentaram maior média de LST diurna (~1,5 ºC) e menor média de LST noturna (~1 ºC) do que as UCs e menor evapotranspiração (-9%) que os TIs ($p < 0,05$; **Figura 2**). Além disso, as UCs apresentaram menor LST diurna (-0,9ºC), menor ET (-2%) e albedo (-3%), mas maior LST noturna (+1,0 ºC) em relação as TIs ($p < 0,05$; **Tabela 3**).

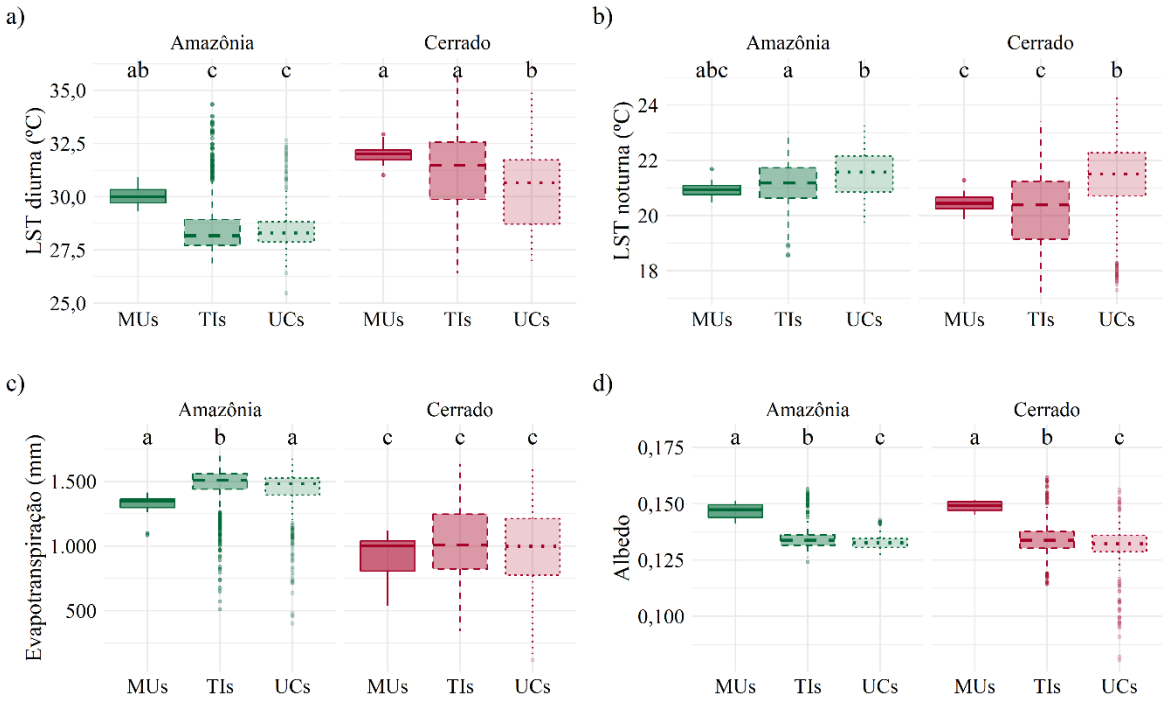


Figura 2. Efeito do uso da terra e do bioma nas variáveis do balanço energético no estado de Mato Grosso, Brasil; MUs = zonas de uso múltiplo; UCs = Unidades de Conservação; TIs = Terras Indígenas.

Tabela 3. Média histórica e desvio padrão da temperatura da superfície terrestre (LST) diurna e noturna, evapotranspiração (ET) e albedo da superfície para zonas de uso múltiplo (MUs), Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) na Amazônia e Cerrados do estado de Mato Grosso.

		LST diurna (ºC)	LST noturna (ºC)	ET (mm)	Albedo
Amazônia	MUs	30,1 ± 0,4	21,0 ± 0,3	1,344 ± 46	0,147 ± 0,003
	UCs	28,5 ± 1,1	21,5 ± 0,3	1,427 ± 32	0,133 ± 0,001
	TIs	28,6 ± 1,4	21,2 ± 0,3	1,480 ± 32	0,134 ± 0,001
Cerrado	MUs	32,0 ± 0,5	20,5 ± 0,3	965 ± 116	0,149 ± 0,003
	UCs	30,4 ± 1,8	21,4 ± 0,3	1,019 ± 138	0,132 ± 0,000
	TIs	31,3 ± 1,8	20,4 ± 0,3	1,053 ± 95	0,135 ± 0,000

As pressões externas estão alterando a capacidade das UCs e TIs na regulação do balanço energético?

Observamos um aumento pronunciado de LST diurna (>1,4 ºC) e albedo (>6%) nas últimas duas décadas para MUs localizadas na Amazônia (**Figuras 3**, **S1** e **S2**). As mudanças observadas nas UCs e TIs foram consideravelmente menores. O aumento na LST das UCs foi

sete vezes menor (>0,2 ºC) e albedo 15 vezes menor (>0,4%) do que as alterações observadas nas MUs (**Tabela 3**). Nas TIs observamos aumentos cerca cinco vezes menores aos das zonas de MUs, com um aumento modesto nas temperaturas diurnas (>0,3 ºC) e albedo (>1,2%). A LST noturna em MUs (>0,4 ºC) apresentou aumentos semelhantes no LST das UCs (>0,3 ºC) e TIs (>0,6 ºC).

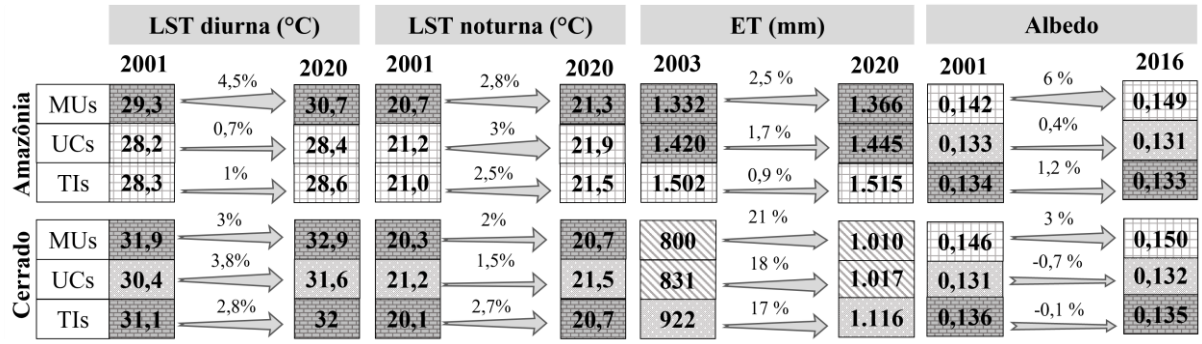


Figura 3. Temperatura da superfície terrestre (LST), evapotranspiração (ET) e albedo para o primeiro e último ano do período de estudo (2001-2020). A tonalidade e o padrão de cada caixa indicam diferenças significativas ($p < 0,5$) entre os tipos de uso, com base na análise de variância (Kruskal-Wallis), seguida do teste *post-hoc* de comparações múltiplas (teste de Tukey). A espessura da seta é proporcional à mudança observada ao longo do tempo.

Observamos um leve aumento (>2%) na média anual de ET para todas as categorias de uso da terra na Amazônia (**Figura S3**). Quando separamos as estações seca e chuvosa, entre dois períodos: 2003-2010 e 2011-2020, observamos uma redução da ET durante a estação chuvosa de 20 mm ano^{-1} (-1,5%) e um aumento de 88 mm ano^{-1} (7%) no período seco em relação ao primeiro período. Além disso, as maiores diferenças entre UCs, TIs e MUs foram observadas para o período seco, principalmente na porção Amazônica (**Figura 4**).

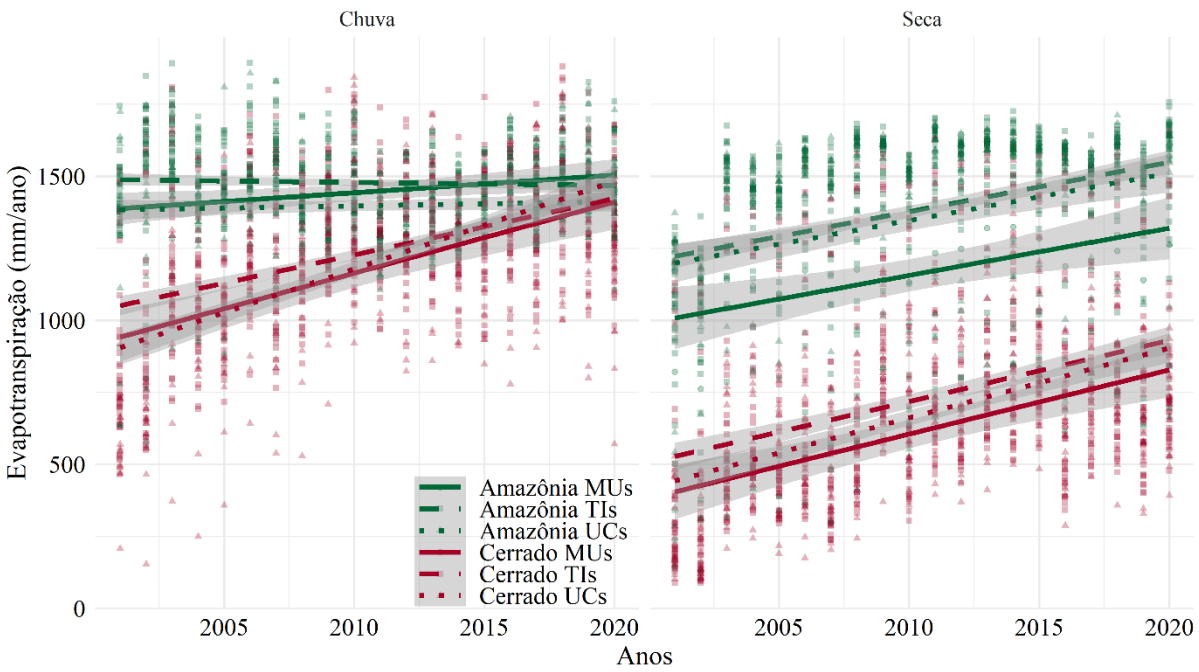


Figura 4. Evapotranspiração em áreas protegidas (UCs e TIs) e zonas de uso múltiplo (MUs) nos biomas Amazônia e Cerrado de Mato Grosso.

No mesmo período para o Cerrado, os aumentos na LST foram semelhantes entre as zonas de uso múltiplo (diurna: >1,1 ºC; noturna: >0,4 ºC), UCs (diurna: >1,2 ºC; noturna: >0,3 ºC) e TIs (diurna : >0,9 ºC; noturna: >0,6 ºC), mas apenas MUs apresentaram aumento do albedo (>3%), enquanto UCs (0,7%) e TIs (0,1%) tiveram uma moderada redução (Figura 4). Também observamos um aumento da ET anual para o Cerrado no segundo período 2011-2020, sendo mais expressivo na estação seca (179 mm ano^{-1} ou 30%) do que na estação chuvosa (142 mm ano^{-1} ou 12%).

Quais são os principais preditores de mudanças na LST, ET e albedo?

O modelo com melhor ajuste para explicação das variações da LST diurna incluiu as categorias de tipos de uso (UCs, TIs e MUs), biomas, área total queimada anualmente, proporção de vegetação nativa, NDVI e PPT (**Tabela S1**) e explicou 48% da variação (r^2 = 0,48). O bioma Cerrado e a proporção de área queimada tiveram os maiores efeitos positivos, enquanto a categoria UCs e PPT tiveram o maior efeito negativo na LST diurna (**Tabela S2**).

Para LST noturna o melhor modelo incluiu apenas as categorias de tipos de uso, biomas, proporção de vegetação nativa e o NDVI (**Tabela S1**) e explicou 22% da variação (r^2 = 0,22). A categoria UC e a proporção de vegetação nativa tiveram os maiores efeitos positivos, enquanto o bioma Cerrado e a categoria TI tiveram os maiores efeitos negativos na LST noturna (**Tabela S2**).

O modelo com melhor ajuste para explicar as variações da ET incluiu as categorias de tipos de uso, os biomas, área queimada, MCWD, NDVI, PPT e vegetação nativa (Tabela S1) e explicou 60% das variações da ET ($R^2 = 0,60$), com o maior efeito positivo observado para a vegetação nativa e o maior efeito negativo para o bioma Cerrado e área queimada (**Tabela S2**).

O modelo mais adequado para explicar as variações no albedo incluiu apenas a proporção de vegetação nativa, que teve um efeito negativo no albedo. O modelo final com esta variável explicou 16% da variação do albedo ($R^2 = 0,16$).

3.2 Mudanças no uso e cobertura da terra

A área de vegetação nativa no estado de Mato Grosso diminuiu 10% nas últimas duas décadas, passando de 73% em 2000 para 63% em 2020 (Figura 8). Essa mudança representa uma área de 91 mil km² de vegetação nativa que foi convertida para outros usos, principalmente pastagens e agricultura. Desse total de área convertida, 69% (63.000 km²) eram florestas amazônicas e 31% (28.000 km²) eram vegetação de Cerrado. Da área convertida no Cerrado, 22.000 km² vieram de áreas de savana e 6.000 km² de vegetação florestal (**Figura 5**).

As taxas de conversão da vegetação nativa foram maiores nas zonas de MUs do que em áreas protegidas (UCs e TIs), tanto na Amazônia quanto no Cerrado. Dentro das MUs, houve redução de 15% na vegetação nativa (de 73% para 58%) na Amazônia e de 9,5% no Cerrado (de 65% para 55,5%). Dentro das UCs, não houve redução da vegetação nativa na Amazônia (a cobertura vegetal nativa permaneceu em 93%) e apenas 1% no Cerrado (de 90% para 89%). Nas TIs, houve redução de 1% da vegetação nativa na Amazônia (de 97% para 96%) e de 2% no Cerrado (97% para 95%).

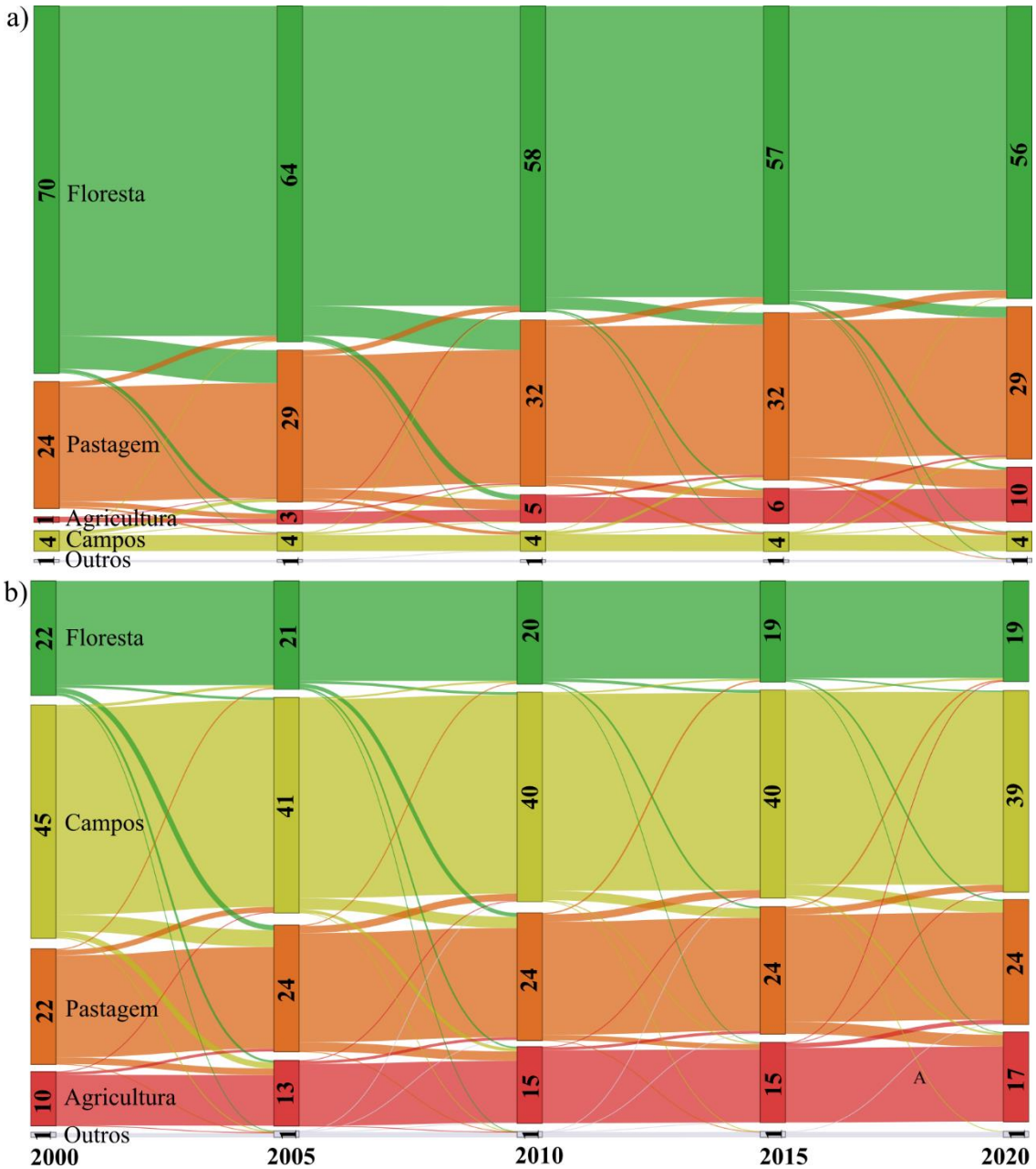


Figura 3. Diagrama de Sankey demonstrando a origem e transição das principais classes de uso e cobertura da terra em zonas de múltiplos usos do estado de Mato Grosso, nos biomas Amazônia (a) e Cerrado (b), no período de 2000 a 2020.

3.3 Incêndios ativos e área queimada

Na Amazônia, nossa análise detectou três vezes menos incêndios ativos por km² em áreas protegidas (UCs e TIs) do que em MUs, enquanto UCs tiveram menos incêndios ativos em comparação com TIs. Em contrapartida, no Cerrado o número de queimadas por km² foi semelhante entre MUs e TIs, mas ambas tiveram mais incêndios ativos que as UCs.

Observamos uma tendência de queda no número de incêndios ativos detectados em ambos os biomas após 2010 – um padrão que foi particularmente pronunciado em zonas de

uso múltiplo na Amazônia (**Figuras 6** e **S4**). Observamos um aumento no número de incêndios ativos detectados durante anos de secas extremas (por exemplo, 2005 e 2007) para ambas as MUs da Amazônia e TIs Cerrado, bem como um aumento notável de incêndios ativos nas TIs Cerrado em 2010 e 2020. A maioria dos incêndios na região dois biomas ocorreram no final da estação seca (entre setembro e outubro), com exceção das TIs do Cerrado, que apresentaram maior número de incêndios ativos no meio da estação seca (agosto; **Figura 6**).

Observamos um forte efeito da seca na proporção de áreas queimadas em ambos os biomas (**Figura S5**). Em 2001, a área total queimada em Mato Grosso foi de 31.000 km² (20.000 km² no Cerrado e 11.000 km² na Amazônia), aumentando para cerca de 52.000 km² durante a seca extrema de 2005 (31.000 km² no Cerrado e 20.000 km² na Amazônia). A vegetação nativa da Amazônia mostrou-se mais suscetível às queimadas durante a seca de 2005 e, desde então, a área queimada permaneceu ~66% maior que a média histórica nas MUs e duas vezes a área média nas TIs. Dentro das UCs (3%), por outro lado, não encontramos aumentos significativos na área queimada em 2005. Para o mesmo ano, as MUs do Cerrado apresentaram um aumento de 53% na área queimada, em relação à média histórica. Em contrapartida, a área queimada nas UCs e TIs do Cerrado foi proporcionalmente menor em 2005 do que a média histórica. Além disso, a área queimada em 2003 foi mais que o dobro da média histórica. Finalmente, de 2001 a 2019 a frequência de incêndios foi maior no Cerrado (particularmente no nordeste de Mato Grosso) do que na Amazônia (particularmente no Norte; **Figura S6**). Também observamos alta frequência de incêndios na maioria das TIs do Cerrado.

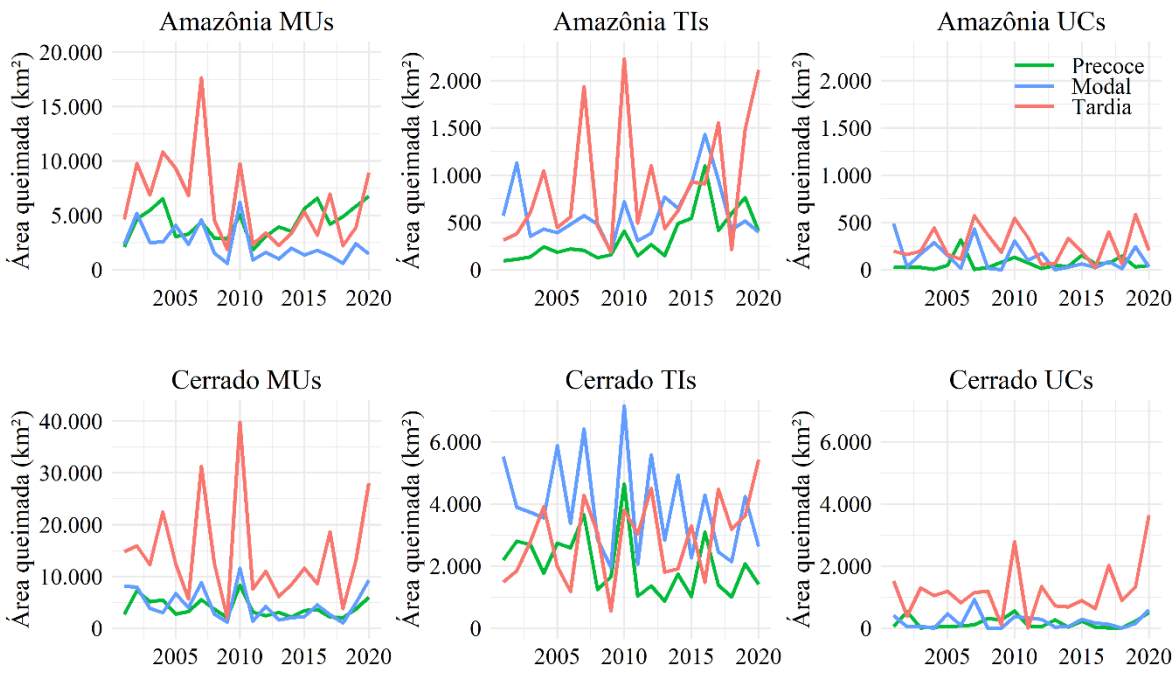


Figura 4. Tendências da área queimada anual em diferentes categorias de uso da terra e biomas em Mato Grosso. As categorias consideradas são: unidades de conservação (UCs), terras indígenas (TIs) e áreas de uso múltiplo (MUs). As linhas coloridas mostram a área total queimada durante os períodos inicial, médio e final da estação seca.

4. Discussão

Neste estudo, testamos a hipótese de que áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas) têm maior capacidade de regular os componentes do balanço energético (temperatura da superfície terrestre, evapotranspiração e albedo) e mantê-los ao longo do tempo em comparação com zonas de uso múltiplo (MUs). Os resultados do nosso modelo para Mato Grosso confirmaram que a vegetação nativa, particularmente em UCs e TIs, desempenha um papel importante na manutenção de baixas temperaturas, baixo albedo e alta evapotranspiração. UCs e TIs têm protegido a vegetação nativa tanto em Mato Grosso quanto em toda a Amazônia (Walker *et al.* 2020, Kruid *et al.* 2021). Ao servir como barreiras ao desmatamento, eles ajudam a resfriar as temperaturas da superfície terrestre regional mesmo durante secas extremas (Caioni *et al.* 2020), mitigando os efeitos da seca regulando ET, LST e albedo.

Descobrimos que UCs e TIs contribuíram com 6% (66 mm ano^{-1}) mais água para a atmosfera do que MUs. Isso é consistente com estudos anteriores, os quais indicam uma evapotranspiração reduzida devido as mudanças climáticas e substituição da vegetação nativa por agricultura e pastagem, uma tendência que também tem sido associada a uma estação

chuvosa mais curta e maiores riscos climáticos para a agricultura (Leite-Filho *et al.* 2019, Rattis *et al.* 2021). Aqui confirmamos uma redução na evapotranspiração na Amazônia durante a estação chuvosa. Nossos modelos indicam que as principais causas da redução da ET são a diminuição da vegetação nativa, o aumento da degradação florestal (incêndios) e o estresse hídrico. Também observamos um aumento da ET durante a estação seca, o que pode estar associado ao aumento da demanda evaporativa e temperaturas mais altas, e em última análise do aumento das concentrações atmosféricas de gases de efeito estufa (Jung *et al.* 2010, Oliveira *et al.* 2014).

Nosso estudo mostrou que as MUs (tanto na Amazônia quanto no Cerrado) refletiram uma proporção maior de radiação de ondas curtas do que as áreas protegidas, armazenando assim menos energia para conduzir o ciclo hidrológico. Ao contrário de nossas expectativas, também observamos um aumento do albedo nas áreas protegidas da Amazônia. Uma possível explicação para esse aumento nas regiões florestadas é que essas áreas já apresentam um albedo muito baixo, que pode aumentar devido a distúrbios periódicos, principalmente em anos com alto estresse hídrico (Caioni *et al.* 2020). Embora as áreas protegidas tenham sido mais estáveis ao longo do tempo em comparação com as zonas de uso múltiplo, essas áreas também sofreram perturbações ao longo do tempo devido à degradação ambiental (por exemplo, incêndios) e eventos climáticos extremos. Esses resultados corroboram estudos prévios que mostram que as florestas intactas são cada vez mais vulneráveis à degradação e perturbação, que podem se originar fora das áreas protegidas, mas têm efeitos dentro de seus limites (Walker *et al.* 2020, Kruid *et al.* 2021, Maracahipes-Santos *et al.* 2020), incluindo aumento da temperatura da superfície e do albedo. A conversão de áreas fora das áreas protegidas nesta região aumentou com o crescimento da produção mecanizada de commodities voltadas para exportação (soja, milho), o que pode comprometer a capacidade das áreas protegidas de regular o clima regional no futuro.

Nossa análise das terras indígenas revelou diferenças interessantes entre os biomas. Como hipotetizado, as UCs apresentaram LST e albedo mais baixos do que as TIs em ambos os biomas. O maior albedo e LST observados nas TIs pode ser devido a diferenças no manejo entre TIs e UCs (Welch e Coimbra Jr. 2019). Além disso, observamos uma maior probabilidade de incêndio durante os anos de seca nas TIs e MUs da Amazônia em comparação com o Cerrado (Figura 6). Isso pode ser explicado pelo fato de a Floresta Amazônica possuir maior cobertura de dossel e umidade, que são barreiras eficientes contra o fogo em anos normais. Em contraste, durante os anos de seca a floresta perde mais umidade,

deixando cair folhas e galhos que fornecem uma grande quantidade de material combustível seco (combustível) e favorecem a propagação de incêndios (Brando *et al.* 2020a).

De maneira geral, verificamos que o estado de Mato Grosso apresentou maiores taxas de desmatamento (corte de vegetação nativa) na Amazônia do que no Cerrado, resultando em maior degradação e mudanças nesses processos avaliados e, assim, confirmando nossa terceira hipótese. Também observamos que as zonas de uso múltiplo apresentaram aumentos significativos no LST e redução da ET durante a estação chuvosa, juntamente com aumento do albedo. Outro fator que pode ajudar a explicar os resultados na Amazônia é que as espécies da floresta tropical são inerentemente menos tolerantes à seca, levando mais tempo para se recuperar do que as espécies mais xéricas do Cerrado, que são frequentemente expostas à seca e, portanto, adaptadas ao estresse hídrico sazonal (Xu *et al.* 2022). Mostramos que secas intensas aumentaram a área queimada em UCs e TIs tanto na Amazônia quanto no Cerrado. No entanto, as MUs não apresentaram aumento expressivo de área queimada durante secas extremas. Esses resultados estão de acordo com os de Brando *et al*. (2020a), que sugeriram que a frequência e a intensidade de eventos de seca extrema aumentam o risco de incêndios em áreas protegidas devido aos efeitos combinados do aumento de material combustível e diminuição da umidade.

O estado de Mato Grosso é o maior produtor de soja e carne no Brasil, mas ambos cresceram às custas do Cerrado nativo da região e da vegetação amazônica (INPE, 2018). Nossos resultados mostram que perdas contínuas de vegetação nativa podem colocar em risco o balanço energético e hídrico regional e comprometer o funcionamento ecológico e econômico. Uma estratégia para aumentar a produção agrícola sem mais desmatamento exigiria o desenvolvimento de tecnologias para intensificação sustentável e recuperação de terras desmatadas e subutilizadas. Mecanismos existentes como a moratória da soja; monitoramento e fiscalização dos limites estabelecidos pelo Código Florestal do Brasil; ou desenvolvimento de incentivos econômicos, como pagamento por serviços ambientais, são caminhos potenciais que podem ser explorados. Nesse sentido, o rápido crescimento da demanda do mercado por produtos de origem sustentável é promissor, pois os consumidores que exigem sustentabilidade também estão dispostos a pagar por esses produtos.

Considerando que grande parte do desmatamento ocorre em propriedades de pequeno porte (Alencar *et al.* 2016), principalmente pela falta de modernização nas técnicas agrícolas (Stabile *et al.* 2020), oficinas com pequenos produtores, cerca de 80 mil pessoas que ocupam 6 Mha de assentamentos oficiais no estado de Mato Grosso, ajudariam a alinhar práticas de produção sustentável com consumidores interessados nesse mercado, agregariam renda

familiar e reduziriam a pressão do desmatamento por esse grupo. Vários estudos fazem inúmeras recomendações viáveis para reduzir o desmatamento e aumentar a produção agrícola (Stabile et al. 2020, Kruid et al. 2021), mas a implementação dessas estratégias exigiria que elas saíssem do campo da ciência, para conscientizar legisladores, produtores e demanda da população em geral.

5. CONCLUSÃO

Este estudo mostra que a vegetação nativa florestal e savânica regulam componentes importantes do balanço energético regional, pois são capazes de manter temperaturas mais baixas da superfície terrestre, menor albedo e maior evapotranspiração do que áreas com usos múltiplos. As Unidades de Conservação e Terras Indígenas de Mato Grosso não são apenas importantes reservatórios de biomassa vegetal, mas também fornecem serviços ecossistêmicos vitais que são importantes para a agricultura, o abastecimento regional de água e bem-estar humano. A manutenção a longo prazo desses serviços ecossistêmicos pode ser comprometida pela contínua degradação e perturbação da vegetação nativa, bem como pelas mudanças climáticas globais. Aumentar a conscientização sobre os efeitos do desmatamento no clima e na produção agrícola é essencial para desenvolver e implementar uma estratégia para manter essas funções críticas do ecossistema.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alencar A, Pereira C, Castro I, Cardoso A, Souza L, Costa R, Bentes A J, Stella O, Azevedo A, Gomes J e Novaes R 2016 *Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: histórico, tendências e oportunidades*

Aragão L E O C, Malhi Y, Roman-Cuesta R M, Saatchi S, Anderson L O e Shimabukuro Y E 2007 Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts *Geophysical Research Letters* **34** 1–5

Bonan G B 2008 Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests *Science* **320** 1444–9

Brando P M, Nepstad D C, Balch J K, Bolker B, Christman M C, Coe M e Putz F E 2012 Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: The roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior *Global Change Biology* **18** 630–41

Brando P M, Soares-Filho B, Rodrigues L, Assunção A, Morton D, Tuchschneider D, Fernandes E C M, Macedo M N, Oliveira U e Coe M T 2020a The gathering firestorm in

southern Amazonia *Science Advances* **6** 1–10

Brando P, Macedo M, Silvério D, Rattis L, Paolucci L, Alencar A, Coe M e Amorim C 2020b Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster *Flora* **268** 151609

Caioni C, Silvério D V, Macedo M N, Coe M T e Brando P M 2020 Droughts amplify differences between the energy balance components of Amazon forests and croplands *Remote Sensing* **12**

Carranza T, Balmford A, Kapos V e Manica A 2014 Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: The Brazilian Cerrado *Conservation Letters* **7** 216–23

Ciemer C, Boers N, Hirota M, Kurths J, Müller-Hansen F, Oliveira R S e Winkelmann R 2019 Higher resilience to climatic disturbances in tropical vegetation exposed to more variable rainfall *Nature Geoscience* **12** 174–9

Coe M T, Brando P M, Deegan L A, Macedo N, Neill C, Silve D V, Macedo M N, Neill C e Silvério D V. 2017 The Forests of the Amazon and Cerrado Moderate Regional Climate and Are the Key to the Future *Tropical Conservation Science* **10** 194008291772067

Coe M T, Marthews T R, Costa M H, Galbraith D R, Greenglass N L, Imbuzeiro H M a, Levine N M, Malhi Y, Moorcroft P R, Muza M N, Powell T L, Saleska S R, Solorzano L a e Wang J 2013 Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368** 20120155–20120155

Duffy P B, Brando P, Asner G P e Field C B 2015 Projections of future meteorological drought and wet periods in the Amazon *Proceedings of the National Academy of Sciences* **112** 13172–7

Durigan G 2020 Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* **268** 151612

Françoso R D, Brandão R, Nogueira C C, Salmona Y B, Machado R B e Colli G R 2015 Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot *Natureza & Conservação* **13** 35–40

Jung M, Reichstein M, Ciais P, Seneviratne S I, Sheffield J, Goulden M L, Bonan G, Cescatti A, Chen J, De Jeu R, Dolman A J, Eugster W, Gerten D, Gianelle D, Gobron N, Heinke J, Kimball J, Law B E, Montagnani L, Mu Q, Mueller B, Oleson K, Papale D, Richardson A D, Roupsard O, Running S, Tomelleri E, Viovy N, Weber U, Williams C, Wood E, Zaehle S e Zhang K 2010 Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply *Nature* **467** 951–4

Kruid S, Macedo M N, Gorelik S R, Walker W, Moutinho P, Brando P M, Castanho A, Alencar A, Baccini A e Coe M T 2021 Beyond Deforestation: Carbon Emissions From Land Grabbing and Forest Degradation in the Brazilian Amazon *Frontiers in Forests and Global Change* **4**

Kuschnig N, Cuaresma J C, Krisztin T e Giljum S 2021 Spatial spillover effects from agriculture drive deforestation in Mato Grosso, Brazil *Scientific Reports* **11** 1–9

Leite-Filho A T, Sousa Pontes V Y e Costa M H 2019 Effects of Deforestation on the Onset of the Rainy Season and the Duration of Dry Spells in Southern Amazonia *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* **124** 5268–81

Longo M, Saatchi S, Keller M, Bowman K, Ferraz A, Moorcroft P R, Morton D C, Bonal D, Brando P, Burban B, Derroire G, dos-Santos M N, Meyer V, Saleska S, Trumbore S e Vincent G 2020 Impacts of Degradation on Water, Energy, and Carbon Cycling of the Amazon Tropical Forests *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **125**

Luyssaert S, Jammet M, Stoy P C, Estel S, Pongratz J, Ceschia E, Churkina G, Don A, Erb K, Ferlicoq M, Gielen B, Grünwald T, Houghton R A, Klumpp K, Knohl A, Kolb T, Kuemmerle T, Laurila T, Lohila A, Loustau D, McGrath M J, Meyfroidt P, Moors E J, Naudts K, Novick K, Otto J, Pilegaard K, Pio C A, Rambal S, Rebmann C, Ryder J, Suyker A E, Varlagin A, Wattenbach M e Dolman A J 2014 Land management and land-cover change have impacts of similar magnitude on surface temperature *Nature Climate Change* **4** 389–93

MapBiomas 2018 Projeto MapBiomas – Coleção 3.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil Online: http://mapbiomas.org/pages/downloads

Maracahipes-Santos L, Silvério D V., Macedo M N, Maracahipes L, Jankowski K J, Paolucci L N, Neill C e Brando P M 2020 Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests *Biological Conservation* **252**

Matricardi E A T, Skole D L, Costa O B, Pedlowski M A, Samek J H e Miguel E P 2020 Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon *Science* **369** 1378–82

Meir P, Wood T E, Galbraith D R, Brando P M, Da Costa A C L, Rowland L e Ferreira L V. 2015 Threshold Responses to Soil Moisture Deficit by Trees and Soil in Tropical Rain Forests: Insights from Field Experiments *BioScience* **65** 882–92

Mu Q, Zhao M e Running S W 2011 Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm *Remote Sensing of Environment* **115** 1781–800

Oliveira P T S, Nearing M A, Moran M S, Goodrich D C, Wendland E e Gupta H V. 2014 Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado *Water Resources*

Research **50** 7100–14

Paiva R J O, Brites R S e Machado R B 2015 The role of protected areas in the avoidance of anthropogenic conversion in a high pressure region: A matching method analysis in the core region of the brazilian cerrado *PLoS ONE* **10**

Rattis L, Brando P M, Macedo M N, Spera S A, Castanho A D A, Marques E Q, Costa N Q, Silverio D V. e Coe M T 2021 Climatic limit for agriculture in Brazil *Nature Climate Change* **11**

Rossi F S e Santos G A de A 2020 Fire dynamics in Mato Grosso State, Brazil: the relative roles of gross primary productivity *Big Earth Data* **4** 23–44

Schaaf C B, Gao F, Strahler A H, Lucht W, Li X, Tsang T, Strugnell N C, Zhang X, Jin Y, Muller J-P, Lewis P, Barnsley M, Hobson P, Disney M, Roberts G, Dunderdale M, Doll C, D'Entremont R P, Hu B, Liang S, Privette J L e Roy D 2002 First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS *Remote Sensing of Environment* **83** 135–48

Schaaf C, Strahler A, Li X, Lucht W, Gao F, Zhang X, Muller J e Liang S 2010 MODIS Albedo , Nadir BRDF- Adjusted Reflectance (NBAR) and Reflectance Anisotropy Products (MCD43): The First Decade 33

Silva Junior C H L, Aragão L E O C, Anderson L O, Fonseca M G, Shimabukuro Y E, Vancutsem C, Achard F, Beuchle R, Numata I, Silva C A, Maeda E E, Longo M e Saatchi S S 2020 Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses *Science Advances* **6** eaaz8360

Silvério D V., Brando P M, Macedo M N, Beck P S A A, Bustamante M e Coe M T 2015 Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing *Environmental Research Letters* **10** 104015

Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, Anderson A, Rodrigues H, Garcia R, Dietzsch L, Merry F, Bowman M, Hissa L, Silvestrini R e Maretti C 2010 Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation *Proceedings of the National Academy of Sciences* **107** 10821–6

Spera S A, Galford G L, Coe M T, Macedo M N e Mustard J F 2016 Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier *Global change biology* **22** 3405–13

Stabile M C C, Guimarães A L, Silva D S, Ribeiro V, Macedo M N, Coe M T, Pinto E, Moutinho P e Alencar A 2020 Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation *Land Use Policy* **91** 104362

Staver A C, Brando P M, Barlow J, Morton D C, Paine C E T, Malhi Y, Araujo Murakami A e del Aguila Pasquel J 2020 Thinner bark increases sensitivity of wetter

Amazonian tropical forests to fire *Ecology Letters* **23** 99–106

Veríssimo A, Rolla A, Maior A P, Monteiros A, Brito B, Souja Jr C e Augusto C 2011 Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira: avanços e desafios *Imazon/ISA* 1–72

Walker W S, Gorelik S R, Baccini A, Aragon-Osejo J L, Josse C, Meyer C, Macedo M N, Augusto C, Rios S, Katan T, de Souza A A, Cuellar S, Llanos A, Zager I, Mirabal G D, Solvik K K, Farina M K, Moutinho P e Schwartzman S 2020 The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **117** 3015–25

Wan Z, Zhang Y, Zhang Q e Li Z-L 2004 Quality assessment and validation of the MODIS global land surface temperature *International Journal of Remote Sensing* **25** 261–274

Welch J R e Coimbra Jr. C E A 2019 Indigenous fire ecologies, restoration, and territorial sovereignty in the Brazilian Cerrado: The case of two Xavante reserves *Land Use Policy* 104055

Xu R, Li Y, Teuling A J, Zhao L, Spracklen D V., Garcia-Carreras L, Meier R, Chen L, Zheng Y, Lin H e Fu B 2022 Contrasting impacts of forests on cloud cover based on satellite observations *Nature Communications* **13**

7. MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Parâmetros e critérios de informação de Akaike corrigidos (AIC_c) para os três melhores modelos. MCWD, déficit hídrico climatológico máximo; NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada; PPT, precipitação; critério de informação Akaike corrigido.

	Categorias	Biomas	Área queimada	MCWD	NDVI	PPT	Vegetação nativa	AIC_c	*Weights*	R^2
	+	+	0,40		-0,26	-0,44	-0,43	834	0,65	0,48
LST diurna		+	0,40		-0,25	-0,43	-0,42	836	0,31	
	+	+	0,40	0,00	-0,26	-0,44	-0,43	841	0,02	
	+	+			-0,21		0,29	710	0,73	0,22
LST noturna	+	+			-0,19			713	0,13	
	+	+			-0,20	0,04	0,28	715	0,05	
	+	+	-36,40	-6,74	-39,38	-1,89	106,10	4356	0,846	0,60
ET	+	+	-35,74		-39,05	-3,97	107,40	4361	0,07	
	+	+	-35,97	-7,32	-39,00		105,50	4361	0,01	
							-0,003	-2782	0,99	0,16
Albedo								-2772	0,01	
		+					-0,004	-2770	0,00	

Tabela S2. Parâmetros, estimativa, erro padrão e valores t para os melhores modelos. TIs = Terras Indígenas; UCs = Unidades de Conservação; MCWD, déficit hídrico climatológico máximo; NDVI = índice de vegetação por diferença normalizada; PPT = precipitação.

Parâmetros	Estimativa	Erro padrão	Valor de *t*
LST diurna			
Intercepto	29,75	0,93	31,84
Categoria TIs	0,07	0,96	0,07
Categoria UCs	-0,55	0,96	-0,57
Bioma: Cerrado	1,32	0,27	4,93
Área queimada	0,40	0,04	9,63
Vegetação Nativa	-0,43	0,12	-3,74
NDVI	-0,26	0,03	-7,63
PPT	-0,44	0,06	-7,53
LST noturna			
Intercepto	21,70	0,81	26,73
Categoria TIs	-0,58	0,83	-0,69
Categoria UCs	0,41	0,84	0,49
Bioma: Cerrado	-0,94	0,22	-4,21
Vegetação Nativa	0,29	0,10	2,91
NDVI	-0,21	0,03	-7,74
ET			
Intercepto	1567,8	121,9	12,8
Categoria TIs	-110,6	124,5	-0,8
Categoria UCs	-139,7	124,4	-1,1
Bioma: Cerrado	-445,2	43,3	-10,3
Área queimada	-36,4	9,7	-3,7
Vegetação Nativa	106,1	21,8	4,9
MCWD	-6,7	10,1	-0,67
NDVI	-39,4	8,4	-4,7
PPT	-1,9	14,0	-0,1
Albedo			
Intercepto	0,13	0,00	163,99
Vegetação Nativa	0,00	0,00	-5,08

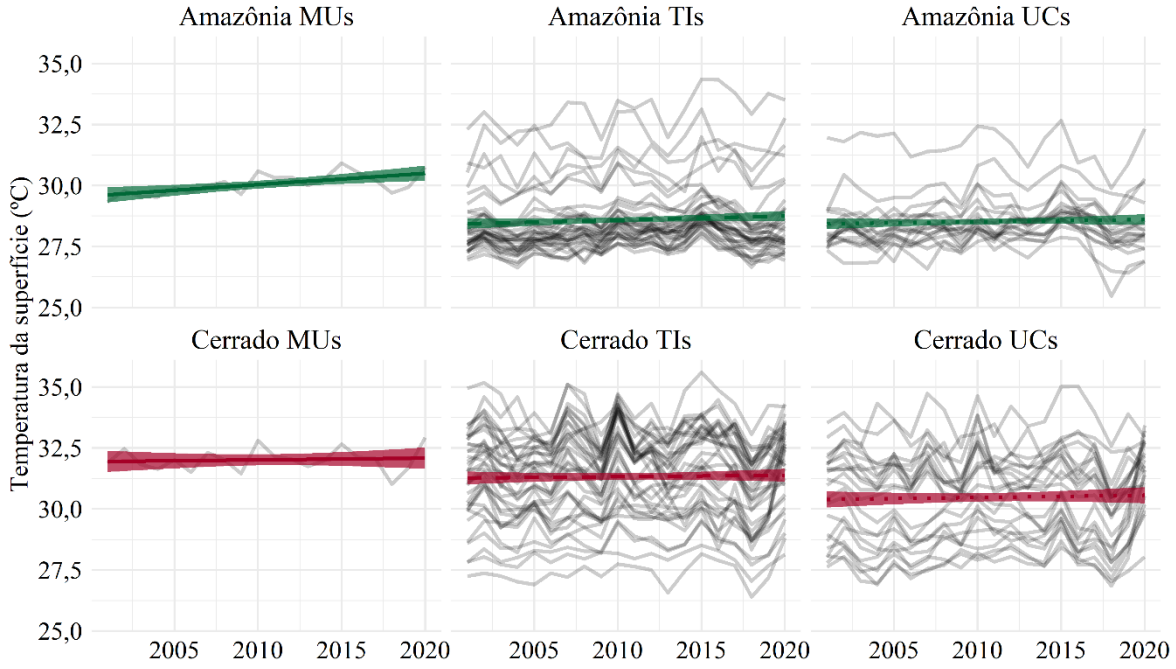


Figura S1. Análise temporal do efeito de diferentes tipos de uso e cobertura da terra sobre a temperatura superficial diurna em áreas protegidas (UCs e TIs) e áreas de uso múltiplo (MUs) na Amazônia e Cerrado Mato-grossense. A área sombreada representa o intervalo de confiança à 0,95. E as linhas cinzas representam cada uma das unidades amostrais.

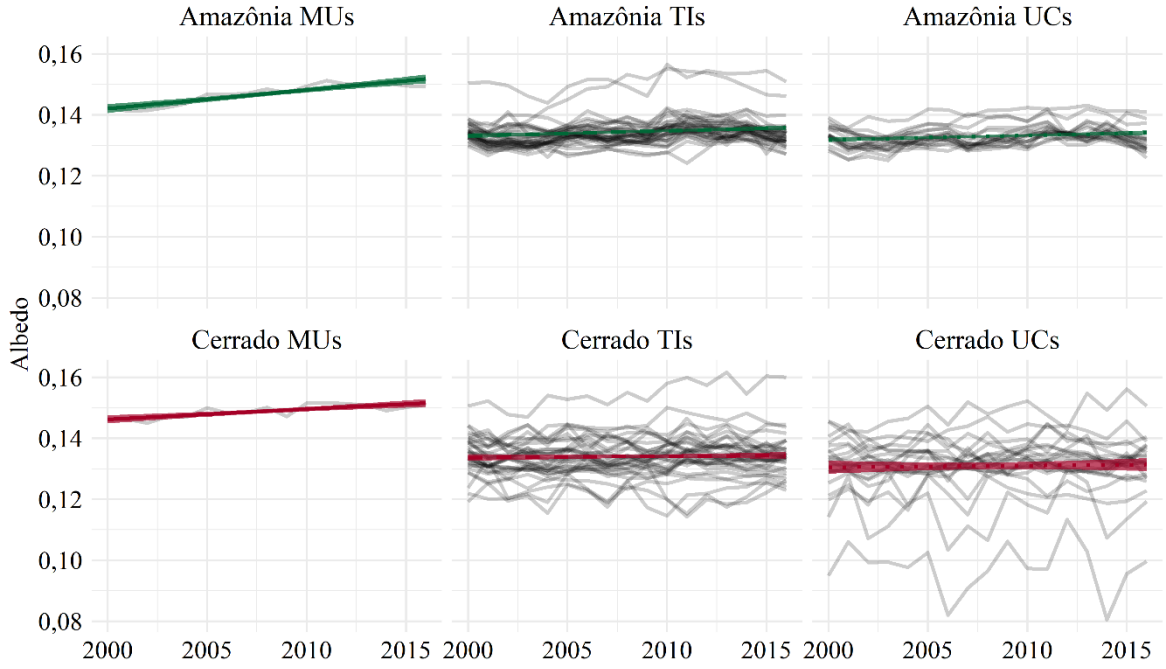


Figura S2. Análise temporal do efeito de diferentes tipos de uso e cobertura da terra sobre o albedo em áreas protegidas (UCs e TIs) e áreas de uso múltiplo (MUs) na Amazônia e Cerrado Mato-grossense. A área sombreada representa o intervalo de confiança à 0,95. E as linhas cinzas representam cada uma das unidades amostrais.

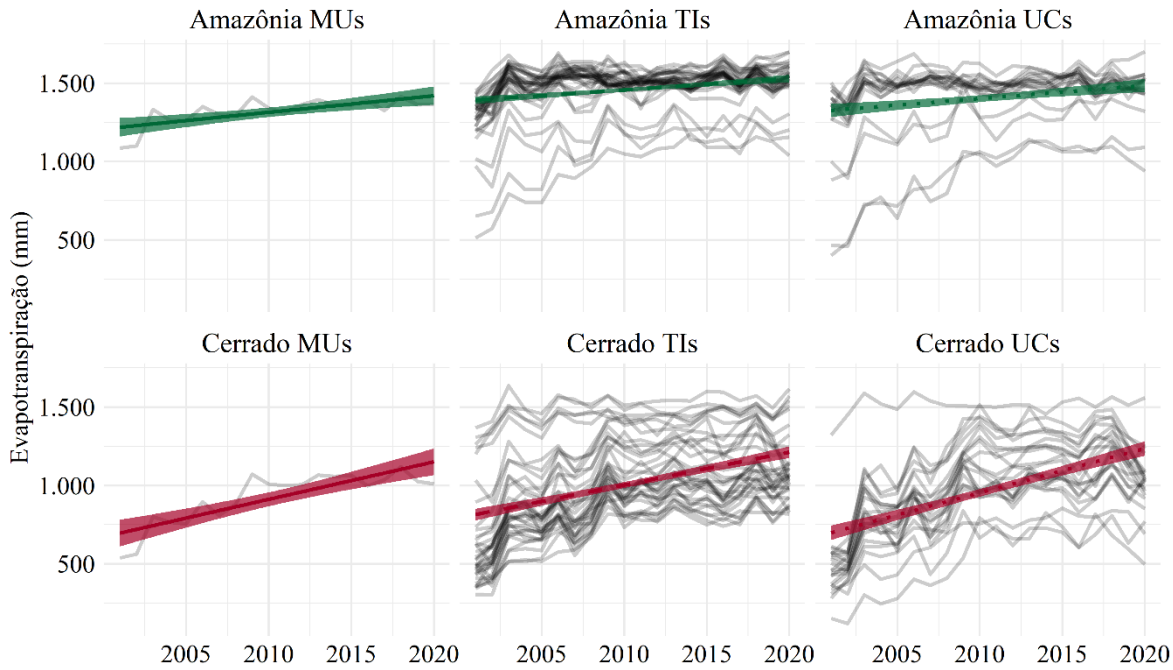


Figura S3. Análise temporal do efeito de diferentes tipos de uso e cobertura do solo na evapotranspiração em áreas protegidas (UCs e TIs) e áreas de usos múltiplos (UMs) na Amazônia e Cerrado Mato-grossense. A área sombreada representa o intervalo de confiança à 0,95. E as linhas cinzas representam cada uma das unidades amostrais.

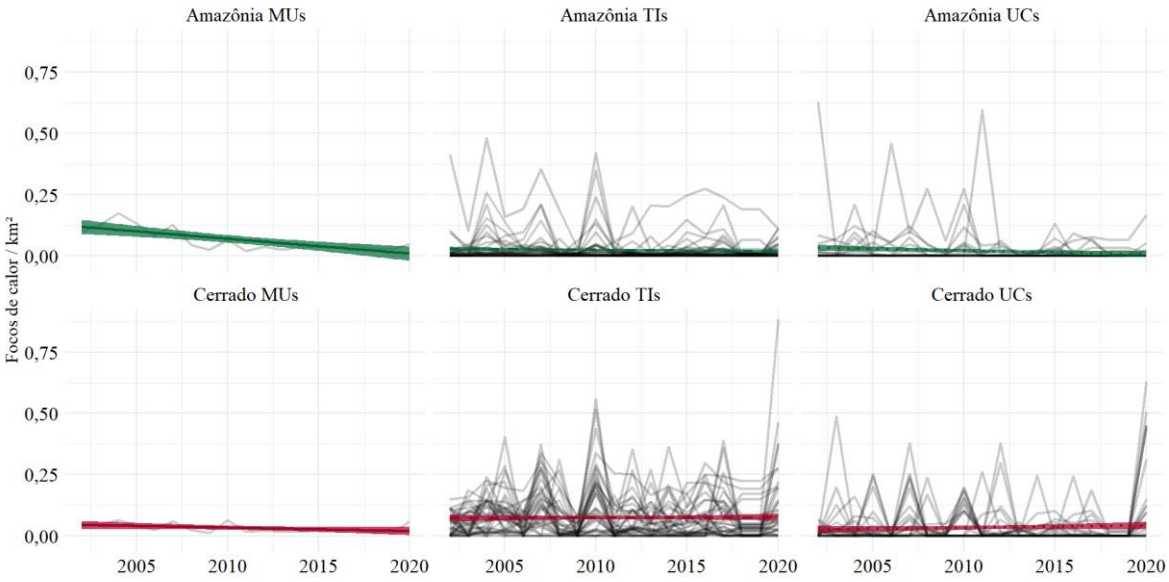


Figura S4. Análise temporal do efeito de diferentes tipos de uso e cobertura do solo sobre o número de incêndios ativos em áreas protegidas (UCs e TIs) e áreas de uso múltiplo (MUs) na Amazônia e Cerrado Mato-grossense. A área sombreada representa o intervalo de confiança à 0,95. E as linhas cinzas representam cada uma das unidades amostrais.

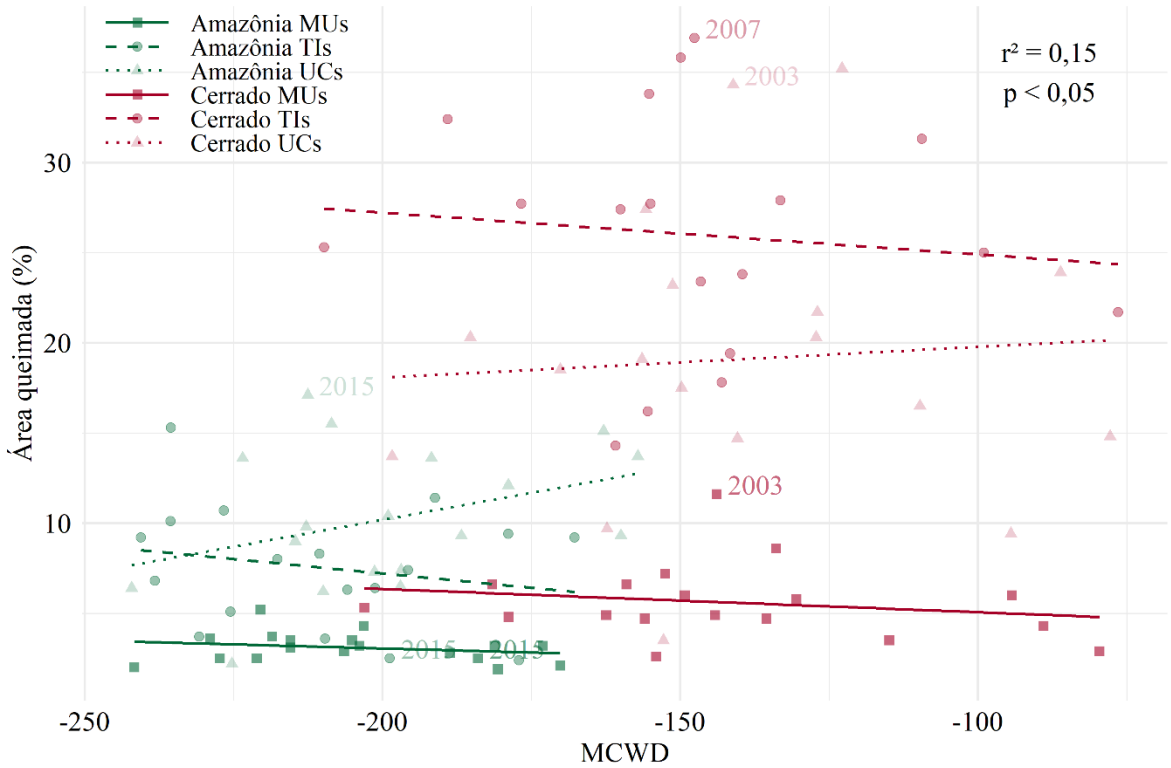


Figura S5. Regressão linear entre área queimada e o Déficit Climatológico Máximo em UCs, TIs e MUs na Amazônia e Cerrado, entre 2001 e 2019. Os anos com maior proporção de área queimada foram marcados para cada uma das áreas.

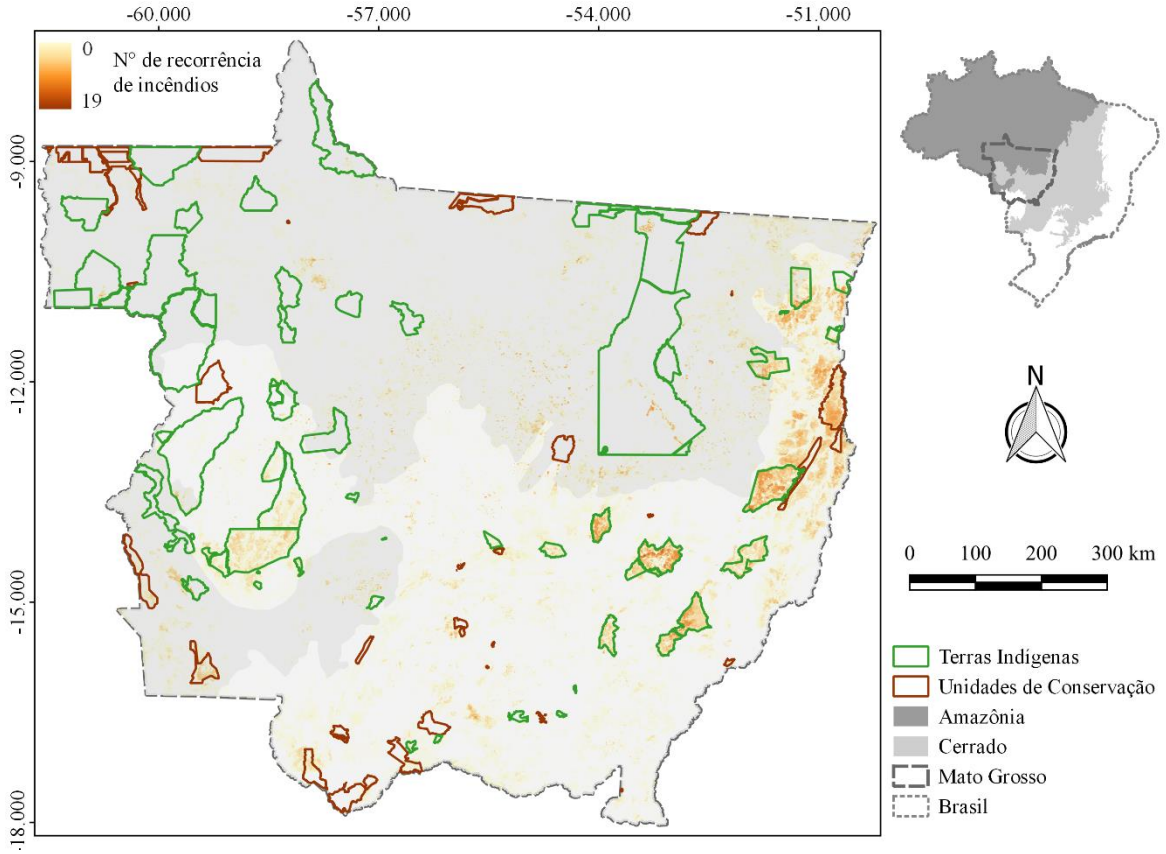


Figura S6. Frequência de queimadas em Mato Grosso de 2001 a 2019 e localização de Unidades de Conservação e Terras Indígenas no estado.

CAPÍTULO 2

O DESMATAMENTO AFETA A VAZÃO EM MICROBACIAS DA REGIÃO DE TRANSIÇÃO CERRADO – AMAZÔNIA

A ser submetido para publicação no periódico: Journal of Hydrology

RESUMO

Observações de campo indicam que o desmatamento é um dos principais fatores que alteram o regime hidrológico em escala regional. Além disso, modelos climáticos indicam que a substituição da vegetação nativa por pastagens e lavouras poderá reduzir a precipitação entre os biomas Cerrado e Amazônia. A interação sinérgica ou antagônica entre a conversão da vegetação nativa em escala regional e as mudanças climáticas em curso em escala global determina respostas hidrológicas complexas dos ecossistemas. Compreender os efeitos das mudanças no uso da terra e do clima no ciclo hidrológico é essencial para reduzir os riscos associados à escassez de água na transição entre os dois maiores biomas do Brasil. Este estudo avaliou os efeitos temporais das mudanças no uso e cobertura do solo sobre a vazão e disponibilidade de água, com foco em microbacias com declividade elevada e percentuais variados de cobertura da vegetal nativa. Testamos três hipóteses: i) as vazões anuais e diárias são maiores em microbacias com maior percentual de área convertida; ii) há maior sazonalidade na vazão das microbacias convertidas, com maior vazão no período chuvoso e vazão reduzida no período seco; iii) os picos de vazão durante eventos de precipitação são maiores em microbacias convertidas. Nossos resultados indicam que as vazões anuais e diárias em microbacias íngremes dependem diretamente do percentual de vegetação nativa. A vazão tende a ser maior em microbacias com maior percentual de área convertida para agropecuária e menor em microbacias com vegetação nativa. A redução observada nas vazões médias anuais e diárias (e consequentemente na disponibilidade hídrica) nas microbacias desmatadas foi mais pronunciada nos anos secos (2021) em comparação com os normais ou anormalmente úmidos (2020 e 2022). Além disso, encontramos maior sazonalidade nos regimes de vazão das microbacias com maior percentual de área convertida, que apresentaram consistentemente maiores picos de vazão. Nossos resultados destacam a importância de estudos que avaliem o efeito do desmatamento na sazonalidade da vazão em microbacias íngremes, pois os altos picos na estação chuvosa e vazão reduzida ou inexistentes na estação seca têm implicações na disponibilidade hídrica que podem estar mascaradas em estudos que observam apenas fluxos anuais.

Palavras-chave: desmatamento, disponibilidade hídrica, relevo.

ABSTRACT

Field observations indicate that deforestation is one of the main factors altering the hydrological regime on a regional scale. Moreover, regional scale climate models indicate that the replacement of native vegetation by pastures and crops could reduce precipitation between the Cerrado and Amazon biomes. The synergistic or antagonistic interaction between native vegetation conversion at the regional scale and ongoing climate changes at the global scale determines complex hydrological responses of ecosystems. Understanding the effects of changes in land use and climate on the hydrological cycle is essential to reduce the risks associated with water scarcity in the transition between Brazil's two largest biomes. This study evaluated the temporal effects of changes in land use and land cover on water flow and availability, focusing on microbasins with high slope and varying levels of native vegetation cover. We tested three hypotheses: a) annual and daily flows are higher in watersheds with a higher percentage of converted area; b) there is greater seasonality in the flow of converted watersheds, with higher flow in the rainy season and reduced flow in the dry season; c) maximum storm flows during precipitation events are higher in converted watersheds. Our results indicate that annual and daily flows in steep watersheds depend directly on the percentage of native vegetation, since these flows are consistently higher in watersheds with higher conversion rates of native vegetation. The observed reduction in mean annual and daily flows (and consequently in water availability) in deforested microbasins was more pronounced in dry years (2021) compared with normal or anomalously wet (2020 and 2022). Moreover, we found higher seasonality in the flow regimes of microbasins with the highest percentage of converted area, which consistently had higher storm flows. Our study highlights the importance of studies that assess the effect of deforestation on the seasonality of flow in steep watersheds, as high peaks in the rainy season and reduced or non-existent flow in the dry season have implications for water availability that may be masked in studies that only observe annual flows.

Keywords: deforestation, water availability, slope.

1. INTRODUÇÃO

O desmatamento de áreas de vegetação nativa para outros usos é um dos principais fatores de alteração do regime hidrológico em escala regional (Xu et al., 2022). Estas mudanças no uso e cobertura da terra podem alterar o equilíbrio da ciclagem hidrológica (Hayhoe et al., 2011; Spera et al., 2016); reduzir a disponibilidade temporal de água (Peña-Arancibia et al., 2019; Althoff et al., 2021; Siqueira et al., 2021); as taxas evaporativas (Nóbrega et al., 2017; Silvério et al., 2015); alterar a quantidade de água que infiltra no solo (Neill et al., 2013; Nóbrega et al., 2017); e aumentar o escoamento superficial (Bruijnzeel, 2004). Da mesma forma, as mudanças climáticas globais, devido ao aumento das concentrações atmosféricas de gases de efeito estudo, têm o potencial de alterar o regime de precipitação, com aumentos na intensidade e frequência de extremos climáticos (Gudmundsson et al., 2021; IPCC, 2014; Paredes-Trejo et al., 2021; Rodrigues et al., 2020). A precipitação e a vazão dos rios e córregos são diretamente influenciadas por variações espaciais e temporais causadas por mudanças no clima (Davidson et al., 2012; Gudmundsson et al., 2021; Rodrigues et al., 2020; Siqueira et al., 2021). A interação sinérgica ou antagônica entre conversão da vegetação nativa e as mudanças climáticas globais determinam repostas hidrológicas complexas dos ecossistemas (Davidson et al., 2012; Siqueira et al., 2021).

Para entender como a conversão da vegetação nativa e as mudanças climáticas afetam a vazão dos corpos d'água é preciso avaliar cada componente do balanço hídrico. Isso porque, enquanto a conversão de vegetação nativa para agricultura ou pastagem reduz a evapotranspiração local e aumenta a vazão dos rios (Chaves et al., 2008; Hayhoe et al., 2011; Spera et al., 2016), a diminuição da precipitação reduz a umidade do solo e consequentemente diminui a vazão de córregos e riachos (D'Almeida et al., 2007, 2006). Adicionalmente, modelos climáticos em média (macrobacia) e larga escala (global) espacial indicam que a substituição da vegetação nativa por pastagens e lavouras (com maior albedo e menor demanda hídrica) poderá reduzir a radiação líquida, afetando a convergência de umidade na bacia, a reciclagem de água, e eventualmente pode causar reduções na precipitação (Costa e Foley, 2000; Davidson et al., 2012; Spracklen e Garcia-Carreras, 2015). Desta forma, é fundamental entender o papel das mudanças no uso da terra e climáticas para compreender a manutenção da disponibilidade de água ao longo do tempo.

Mudanças na capacidade de infiltração do solo também podem afetar a disponibilidade hídrica ao longo do ano. Isso ocorre porque a compactação do solo após a remoção da

vegetação nativa pode aumentar o escoamento superficial (Neill et al., 2013; Nóbrega et al., 2017), e gerar maior vazão durante os eventos de chuva e, consequentemente, reduzir a recarga de águas subterrâneas, e a quantidade de água disponível durante a estação seca, o chamado fluxo de base (Bruijnzeel, 2004). Além disso, apesar de pouco abordada, a declividade do terreno é uma variável importante em estudos de balanço hídrico (Anache et al., 2019; Biggs et al., 2006). Isso porque o efeito do desmatamento sobre a sazonalidade da vazão em microbacias mais íngremes pode ser mais acentuado (Biggs et al., 2006). Por exemplo, são esperados picos de vazão maiores durante tempestades tropicais e menor recarga de água subterrânea em microbacias de relevo mais íngreme. Esses aspectos justificam a inclusão da declividade do terreno em estudos que avaliam os efeitos da conversão da vegetação e do clima sobre o ciclo hidrológico.

A região de transição entre o Cerrado e a Amazônia tem sofrido acelerada conversão da vegetação nativa nos últimos anos (Curtis et al., 2018; Mapbiomas, 2020). Além disso, o aumento na demanda por carne e soja indicam que a taxa de desmatamento deve continuar alta nos próximos anos (Crist et al., 2017; Fearnside, 2016; Song et al., 2021; Zalles et al., 2021), potencialmente contribuindo para alterações no ciclo hidrológico da região. Na região de transição Cerrado – Caatinga, o consumo de recursos hídricos aumentou em 23 vezes entre 2003 e 2014. Ao mesmo tempo, houve uma redução de quase 19% na precipitação que diminuiu a vazão das microbacias (Ferreira et al., 2021). Por outro lado, a conversão de florestas nativas sobre solos profundos e terreno plano na transição Cerrado-Amazônia aumentou a vazão diária e anual de microbacias em até 4 vezes (Hayhoe et al., 2011). Segundo os autores o aumento na vazão ocorreu principalmente em função de aumentos no fluxo de base, sem evidente aumento nos picos associados a chuva. Esses resultados contrastantes sugerem que os efeitos da conversão da vegetação nativa e das mudanças no clima sobre o ciclo hidrológico dependem tanto do clima regional, quanto da topografia e estrutura da vegetação nativa dominante.

Nesse contexto, o atual cenário de conversão da vegetação e das mudanças no clima na transição Cerrado – Amazônia tem o potencial de afetar o volume e a disponibilidade temporal dos recursos hídricos com consequências negativas, sobre importantes setores econômicos do Brasil, tais como a agricultura, a produção de energia, e o abastecimento de água (Oliveira et al., 2019; Stickler et al., 2013). Contudo, a magnitude dessas alterações ainda é pouco compreendida na região, principalmente pela falta de estudos que abordem os efeitos das mudanças no uso e cobertura da terra sobre a vazão em microbacias com

formações florestais e savânicas, relevo íngreme e marcada sazonalidade na precipitação (Anache et al., 2019).

Entender os efeitos das mudanças no uso da terra e do clima sobre o ciclo hidrológico é essencial para reduzir os riscos associados à disponibilidade hídrica em um dos maiores polos de produção de gado e soja do Brasil e no mundo. Portanto, aqui avaliamos os efeitos temporais das mudanças do uso e cobertura da terra sobre a vazão e disponibilidade hídrica em microbacias com relevo íngreme e diferentes níveis de cobertura da vegetação nativa. Focamos em três questões: (1) Qual o impacto do desmatamento na vazão diária e anual em microbacias íngremes? (2) Como a área desmatada em uma microbacia influencia a sazonalidade da vazão? (3) Como as microbacias com maior percentual de área desmatadas respondem a quantidade e intensidade das chuvas comparadas às microbacias com maior percentual de vegetação nativa?

Nós testamos as seguintes hipóteses (**Figura 1**): a) As microbacias com maior percentual de área convertida apresentam maior vazão diária e anual, uma vez que a substituição da vegetação nativa por agricultura e pastagem reduz a evaporação (Coe et al., 2009; Panday et al., 2015; Stickler et al., 2013). b) A vazão em microbacias com maior percentual de conversão da vegetação nativa é maior durante o período chuvoso e menor na seca, devido ao fato de a substituição da vegetação nativa promover o rápido escoamento superficial e consequentemente menor recarga do solo, reduzindo assim a disponibilidade de água durante o período seco. c) O percentual de área desmatada em microbacias sobre relevos íngremes afeta diretamente os picos de vazão associados aos eventos de grande precipitação, devido ao fato de a inclinação do terreno favorecer o escoamento rápido da água (Biggs et al., 2006).

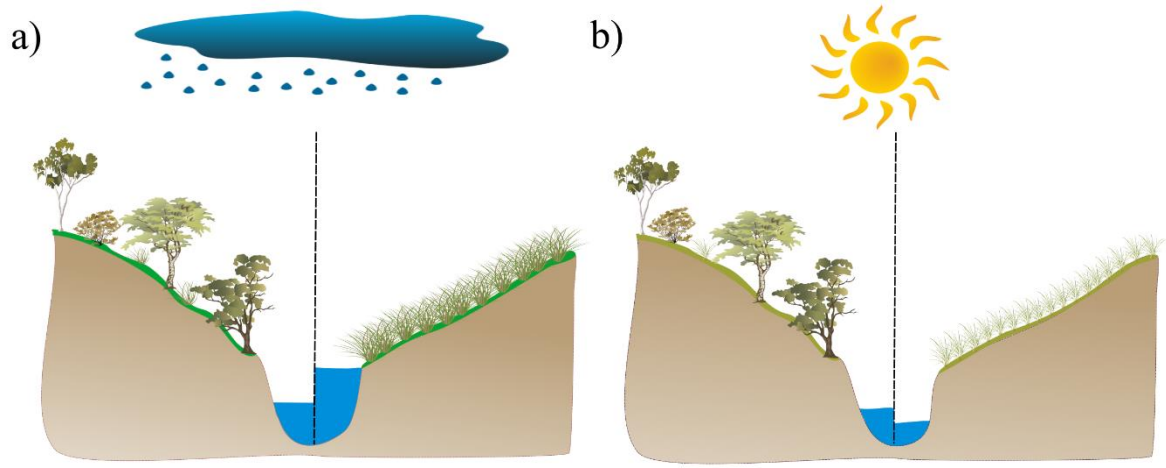


Figura 1. Ilustração do efeito esperado na vazão em resposta a substituição da vegetação nativa por pastagem ou agricultura em microbacias íngremes da transição Cerrado – Amazônia durante os períodos de chuva e seca. Nossas hipóteses preveem: a) maior aumento na vazão durante o período de chuva em microbacias com maior percentual de área convertida; e b) vazão mais baixa em microbacias com maior percentual de área convertida durante o período seco.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Conduzimos esse estudo em oito microbacias dentro da bacia do Rio das Mortes, que ocupa uma área de 600 km² e está localizada no leste do estado de Mato Grosso, na transição entre o Cerrado e a Amazônia, região onde cerca de 46% da vegetação nativa foi convertida para pastagens ou lavouras (Mapbiomas, 2020). A vegetação é composta por um mosaico de tipos vegetacionais, desde formações vegetais típicas do Cerrado como savanas não inundáveis (e.g. Cerrado Típico), inundáveis (e.g. Campos de Murundus), florestas baixas associadas (e.g. Mata de Galeria) ou não (e.g. Cerradão) a cursos d'água, até florestas mais altas, características da transição entre Cerrado e Amazônia (e.g. Florestas Estacionais semideciduais) (Eiten, 1972; Oliveras e Malhi, 2016). Há evidente sazonalidade no clima da região, marcada por períodos seco e chuvoso, com a chuva se concentrando principalmente entre os meses de outubro e abril (Alvares et al., 2013). A precipitação anual nas últimas duas décadas foi 1.600 mm ano^{-1} variando de 1.300 a 2.000 mm ano^{-1} (Funk et al., 2015) e a temperatura média anual é de 24ºC (INMET, 2019).

A variação altimétrica da bacia do Rio das Mortes é de 913 a 183 m, o relevo é predominantemente plano (72%), grande parte das áreas planas se encontram na porção a jusante. Sua porção à montante tem declividades maiores, devido as quebras de relevo entre o Planalto dos Acantilhados e a Depressão do Araguaia (Napolis e Rossete, 2013). A classe de

solo predominante é o Latossolo, seguido por Neossolo e Cambissolo (EMBRAPA, 2018; SEPLAN, 2008). Os latossolos Vermelho-Amarelo são constituídos por solos profundos, bem drenados com textura argilosa e porosidade média. Esse tipo de solo possui boas condições físicas quando associado a relevos planos, fatores que favorecem sua utilização para atividades agrícolas (EMBRAPA, 2018; SEPLAN, 2008). Os Neossolo Litólicos também são comuns na região, os quais são pouco desenvolvidos, rasos, arenosos e com fragmentos de rocha. Esse tipo de solo apresenta alta susceptibilidade a erosão devido ao declive acentuado, perfil cascalhento e pouca profundidade (cerca de 50 cm até a rocha), fatores que limitam a utilização de áreas com a ocorrência desse solo para agropecuária, e os faz altamente indicados para preservação da flora e fauna (EMBRAPA, 2018; SEPLAN, 2008). Os Cambissolos Háplicos geralmente são encontrados sobre relevos montanhosos, com declives acentuados, pouca profundidade, apresentando textura média a cascalhenta e erodibilidade variável (EMBRAPA, 2018; SEPLAN, 2008).

2.2 Seleção das microbacias

Consideramos a inclinação do terreno e a proporção de área convertida para agricultura ou pastagem para a seleção das microbacias (**Tabela 1**). Inicialmente recortamos as microbacias da Base hidrográfica Ottocodificada da Agência Nacional das Águas (ANA) em um raio de 70 km do munícipio de Nova Xavantina - MT. Em seguida, calculamos a inclinação do terreno de cada microbacia pela distância vertical e horizontal entre o ponto mais alto em cada microbacia e o exutório. Nós calculamos a proporção de uso e cobertura da terra para cada uma das microbacias utilizando a base de dados do MapBiomas para o ano de 2019 e observamos que o desmatamento na região teve início nos anos 1980 (MapBiomas, 2020). Utilizamos as informações de inclinação, e proporção de área convertida para gerar um modelo de seleção das microbacias. Este modelo identificou mais de 5 mil microbacias candidatas, e dessas excluímos todas as microbacias com inclinação menor do que 3%.

Tabela 1. Parâmetros utilizados para seleção das microbacias localizadas na transição Cerrado – Amazônia, Mato Grosso, Brasil.

	Produto	Resolução	Fonte
Delimitação da área	Base hidrográfica Ottocodificada da bacia do Rio Tocantins – Araguaia	1:100.000	Agência Nacional das Águas (ANA)
Percentual de uso e cobertura da terra	MapBiomas versão 4.0	30 m	Projeto Anual de Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo no Brasil
Inclinação do relevo	*Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM)	30 m	*United States Geological Survey* (USGS)
Solos	Pedologia	1:250.000	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)

Verificamos que a maior parte das microbacias com área menor do que 10 km² em áreas íngremes apresentava menos de 30% de área convertida ou estavam completamente secas. Por outro lado, as microbacias com área superior a 10 km² apresentavam altas proporções de áreas convertidas concentradas principalmente nas porções mais planas. No fim do período seco (outubro de 2019) nós visitamos aproximadamente 100 microbacias selecionadas pelo modelo, a maior parte delas era intermitente ou apresenta vários represamentos na cabeceira, criados para o fornecimento de água para criação de gado (Macedo et al., 2013). Considerando essas informações de campo, nós evitamos microbacias com represamento, uma vez que isso interfere na vazão dos corpos d'água. Por fim, escolhemos sete microbacias perenes e uma intermitente com área entre 2 e 39 km² e inclinação entre 3,8% e 4,9% (**Tabela 2**; **Figuras 2 e 3**). As microbacias selecionadas apresentam mais de 65% da área concentradas nas classes de relevos ondulados de acordo (>3% de declividade) de acordo com EMBRAPA (1979). A proporção de área em cada classe de declividade pode ser visualizada nos materiais suplementares (**MS 1**). Monitoramos também uma microbacia com inclinação de 1%, para que pudéssemos ter uma referência de vazão em microbacias com baixa inclinação do terreno.

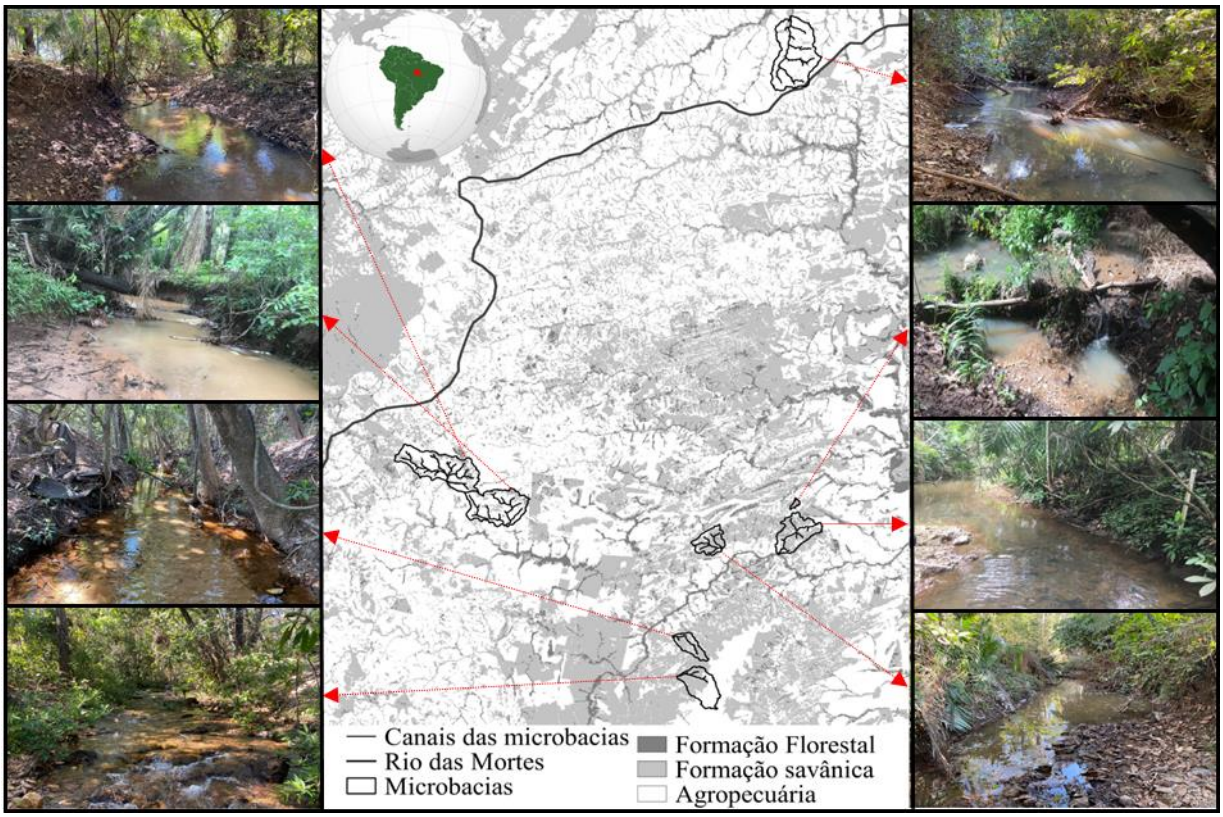


Figura 2. Localização e uso e cobertura em 2019 (MapBiomas versão 6.0) das microbacias selecionadas para monitoramento da vazão e instrumentadas com os sensores de pressão de nível de água (Onset, HOBO U20), na transição Cerrado – Amazônia, Mato Grosso, Brasil.

Tabela 2. Área, inclinação do relevo, tipo de solo predominante e proporção de vegetação nativa em oito microbacias localizadas na bacia do Rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil.

Microbacia	Área (km²)	Inclinação (%)	Solo	Vegetação nativa (%)
AB1	39	1	Latossolo 100%	10
CM1	27.2	4.4	Cambissolo 64%	20
CM2	32.3	4.9	Cambissolo 60%	30
NX4	16	3.8	Latossolo 65%	50
NX2	22.5	4.1	Neossolo 65%	65
NX3	7.4	4.4	Neossolo 96%	80
NX1	2.5	4.1	Cambissolo 95%	80
NX5	8	4.7	Cambissolo 78%	70

2.3 Obtenção dos dados

Utilizamos os dados do produto CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), com resolução diária de 0,05º para quantificar a precipitação entre 2018 e 2021 para cada uma das microbacias (Funk et al., 2015). Calculamos o Índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI, como *proxy* de evapotranspiração) mensalmente

de outubro de 2019 a setembro de 2021 usando cenas do Sentinel-2 através das bandas do vermelho (banda 4 / RED) e do infravermelho próximo (banda 8 / NIR), que apresentam resolução espacial de 10m. Com base na seguinte fórmula:

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$$

O NDVI é usado para quantificar o vigor da vegetação e é útil para entender a densidade da vegetação e avaliar as mudanças na saúde das plantas. Esse índice define valores de -1 a 1, sendo que valores negativos indicam água e nuvens, valores próximos de zero indicam afloramento de rochas e solo nu, e valores próximos a 1 indicam vegetação mais florestada.

Instalamos sensores de pressão de nível (Onset, HOBO U20) programados para registrar a profundidade dos córregos em oito microbacias amostradas a cada hora, entre outubro de 2019 a março de 2022. Mantivemos um sensor de referência medindo a pressão atmosférica, que foi usado para corrigir os dados dos sensores de profundidade dos córregos. No primeiro ano realizamos visitas a cada 15 dias para medir a vazão e registrar a profundidade do leito usando uma régua graduada em centímetros que foi posicionada no tubo que instalamos o sensor. Geramos a vazão líquida instantânea mensal utilizando a medição de velocidade e profundidade da água obtidas a partir de um fluxímetro (modelo Global Water, FP105). Para isso, determinamos a área da seção transversal e a média das velocidades para o cálculo da vazão líquida em cada um dos pontos de coleta, utilizando a equação:

$$Q = A * V$$

onde: Q= vazão (m3.s-1); A= área da seção (m2); e V= velocidade (m.s-1). Desenvolvemos curvas de classificação de fluxo utilizando as medidas de vazão instantânea e a profundidade para transformar os dados de profundidade do leito em vazão a cada hora. Para isso nós testamos as funções *power* e exponencial, e a segunda representou melhor ajuste aos nosso conjunto de dados e foi mantida nas análises subsequentes. Em novembro de 2019 o sensor de uma das microbacias foi furtado e instalamos um novo sensor apenas em janeiro de 2020. Nós utilizamos a função *na.approx* do pacote *zoo* (Achim Zeileis and Gabor Grothendieck, 2005) para preencher o período não amostrado.

2.4 Análises

Para analisar o quanto a vazão é influenciada por mudanças no uso da terra, precipitação, declividade, NDVI e solos utilizamos modelos lineares (hipótese 1). Testamos previamente a correlação entre as variáveis utilizando o fator de inflação de variância (VIF) menor do que 3, através da função *vifstep* do pacote "*usdm"* (Chatterjee e Hadi 2006) e mantivemos as variáveis: percentual de vegetação nativa, precipitação, declividade, NDVI e solo. Com base nestas análises, geramos um modelo global com a vazão em função das variáveis mantidas. Em seguida, realizamos a seleção do melhor modelo de acordo com Critério de Informação da Akaike corrigido – AICc (Zuur et al., 2009). Por fim, verificamos a normalidade dos resíduos do modelo selecionado.

Para verificar se as microbacias com maior área convertida apresentam maiores variações sazonais, ou seja, maior vazão na chuva e menor vazão na seca (hipótese 2) nós construímos regressões lineares entre as médias de vazão diária para os períodos de seca e chuva em cada uma das oito microbacias. Para analisar se o percentual de área convertida promove aumentos nos picos de vazão associados à eventos de grande precipitação (hipótese 3), nós geramos regressões lineares entre os maiores picos de vazão diária (1%) para cada uma das bacias monitoradas e a proporção de área convertida.

Para analisar a influência da cobertura vegetal sobre a geração de fluxo de base e fluxo associada aos eventos de grande precipitação, separamos o fluxo de base (proveniente de águas subterrâneas) do superficial (aumentos na vazão gerado por eventos de precipitação). Para isso, usamos o método de local-mínimo com adaptações (Sloto et al., 1996), que define valores mínimos de descarga em intervalos de 24 horas e máximos baseados em descargas que excedem o limite de flutuações diárias. Logo, um evento de descarga máxima entre duas mínimas é definido como a resposta de descarga aos eventos de precipitação. Definimos os menores valor de vazão dentro do intervalo de 24h, sendo 12 horas antes e depois de cada ponto.

3. RESULTADOS

3.1 Balanço hídrico

Durante o primeiro ano de monitoramento a média de vazão diária (1,6 mm dia^{-1}) para microbacias com mais de 70% de área utilizada para agropecuária foi aproximadamente duas vezes maior do que aquela (0,8 mm dia^{-1}) em microbacias com mais de 50% de vegetação

nativa (**Figura 3** e **Tabela 3**). Também a vazão total anual (572 mm ano-¹) em microbacias com mais de 70% de área convertida para agropecuária foi cerca de duas vezes maior do que a média de vazão anual (274 mm ano-¹) em microbacias com mais de 50% de vegetação nativa.

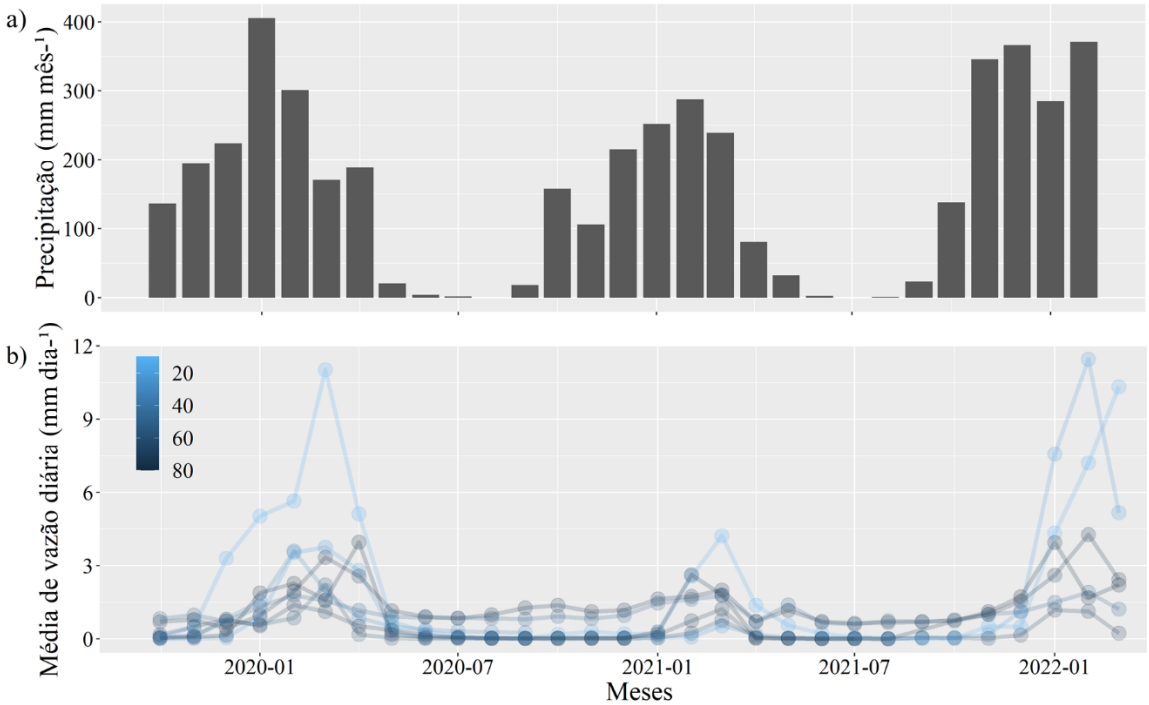


Figura 3. a) Média de precipitação mensal e b) Média de vazão diária em cada uma das microbacias monitoradas na transição Cerrado – Amazônia, Mato Grosso, Brasil. O gradiente em tons de azul é referente ao percentual de vegetação nativa em cada microbacia.

Nossos resultados indicaram ainda que as microbacias com mais de 70% de área convertida são mais vulneráveis ao dessecamento em anos de seca mais severa. Por exemplo, em 2021, a precipitação anual (1.393 mm) foi 17% menor do que a precipitação do ano de 2020 (1.670 mm). Por isso, nós registramos redução média de 72% na vazão anual de microbacias com mais de 70% de área convertida (2020 = 572 mm; 2021 = 159 mm), mas somente de 25% nas microbacias com mais de 50% de vegetação nativa (2020 = 274 mm; 2021 = 206 mm). Essa diferença entre os anos de 2020 (mais chuvoso) e 2021 (menos chuvoso) levou uma redução de aproximadamente 4 vezes na média de vazão diária das microbacias com mais de 70% de área convertida, enquanto nas microbacias com mais de 50% de área nativa essa redução foi de apenas 1,3 vezes.

Tabela 3. Percentual de vegetação nativa, vazão anual (mm ano-¹), precipitação (mm), percentual de precipitação [vazão anual / precipitação (mm)], média de vazão diária (mm dia-¹), mediana de vazão diária (mm dia-¹) para oito microbacias na transição Cerrado - Amazônia, Mato Grosso, Brasil.

	Vegetação nativa	Vazão anual	PPT Precipitação???	Vazão / PPT	Vazão média	Vazão mediana
2020	10	990	1.828	0,53	2,70	0,60
	20	365	1.668	0,21	1,00	0,05
	30	365	1.471	0,22	1,00	0,37
	50	386	1.593	0,24	1,06	0,89
	60	144	1.645	0,08	0,40	0,07
	70	178	1.634	0,10	0,50	0,42
	75	491	1.600	0,30	1,35	0,97
	80	319	1.648	0,19	0,87	0,10
2021	10	302	1.488	0,20	0,83	0,21
	20	32	1.410	0,02	0,01	0,03
	50	375	1.343	0,28	1,03	0,87
	60	42	1.363	0,03	0,11	0,01
	70	72	1.382	0,05	0,20	0,04
	75	414	1.342	0,30	1,13	1,14
	80	161	1.366	0,12	0,44	0,03

Ainda, observamos, para o ano mais seco (2021) que a média de vazão diária das microbacias com mais de 70% de área convertida (0,4 mm dia-¹) foi 66% menor do que o observado para microbacias com mais de 50% de área nativa (0,6 mm/dia-¹). No mesmo ano, a disponibilidade hídrica anual (159 mm/ano-¹) em microbacias com mais de 70% de área convertida foi 77% menor do que aquela (206 mm/ano-¹) registrada em microbacias com área de vegetação nativa superior a 50%.

3.2 Balanço hídrico sazonal

O aumento da vazão em resposta a precipitação em microbacias com mais de 70% de área convertida para agropecuária foi maior do que em microbacias com mais de 30% de área de vegetação nativa. A média de vazão diária em microbacias com mais de 70% de área convertida (2,74 mm dia-¹) foi quase 3 vezes maior do que em microbacias com mais de 50% de área nativa (1,01 mm dia-¹) no período chuvoso de 2020. Consequentemente, durante o período seco as microbacias com maior área convertida (0,24 mm dia-¹) ofereceram menor

disponibilidade hídrica, com média de vazão diária cerca de 2 vezes menor do que as microbacias com mais de 50% de área nativa (0,42 mm dia^{-1})

As microbacias com mais de 70% de área convertida apresentam maiores variações sazonais do que as microbacias com mais de 50% de vegetação nativa, principalmente no ano mais seco de 2021. Por exemplo, durante o período seco nesse ano as microbacias com maior área convertida (0,68 mm dia^{-1}) apresentaram pico de vazão similar aquele das microbacias conservadas (0,66 mm dia^{-1}). No entanto, o volume de água em microbacias com mais de 70% de área convertida reduziu para 50% do volume do ano de 2020 mais chuvoso (0,10 mm/dia^{-1}), enquanto as microbacias com mais de 50% de área nativa apresentam volume similar ao ano anterior (0,40 mm dia^{-1}).

3.3 Efeito do desmatamento na sazonalidade da vazão

Nosso modelo estatístico indicou que o desmatamento, a precipitação (dois meses antes do mês para vazão), o NDVI, a declividade, e o tipo de solo foram importantes preditores para a vazão ao longo do tempo. Também identificamos interações significativas entre desmatamento x precipitação, desmatamento x declividade e declividade x precipitação (**Tabela S2**). Em conjunto, todas estas variáveis explicaram 72% da variabilidade na vazão observada (R^2 = 0,72; **Tabela S3**). Mais especificamente, aumentos no percentual de área convertida causaram aumentos da vazão no período chuvoso, e redução na disponibilidade hídrica no período seco ($p<0,01$; **Figura 3**). No entanto, a intensidade de mudanças na vazão em resposta ao desmatamento parece depender do tipo de solo. Microbacias com solos incipientes e mais rasos, como os Cambissolos, apresentarem baixa vazão no período seco, mesmo em microbacias preservadas. Por outro lado, microbacias em solos mais profundos, como os Latossolos, apresentam maior vazão durante o período seco e significativa redução na disponibilidade de água quando convertidas para pastagem ou agricultura (p = 0,01; **Figura 4**).

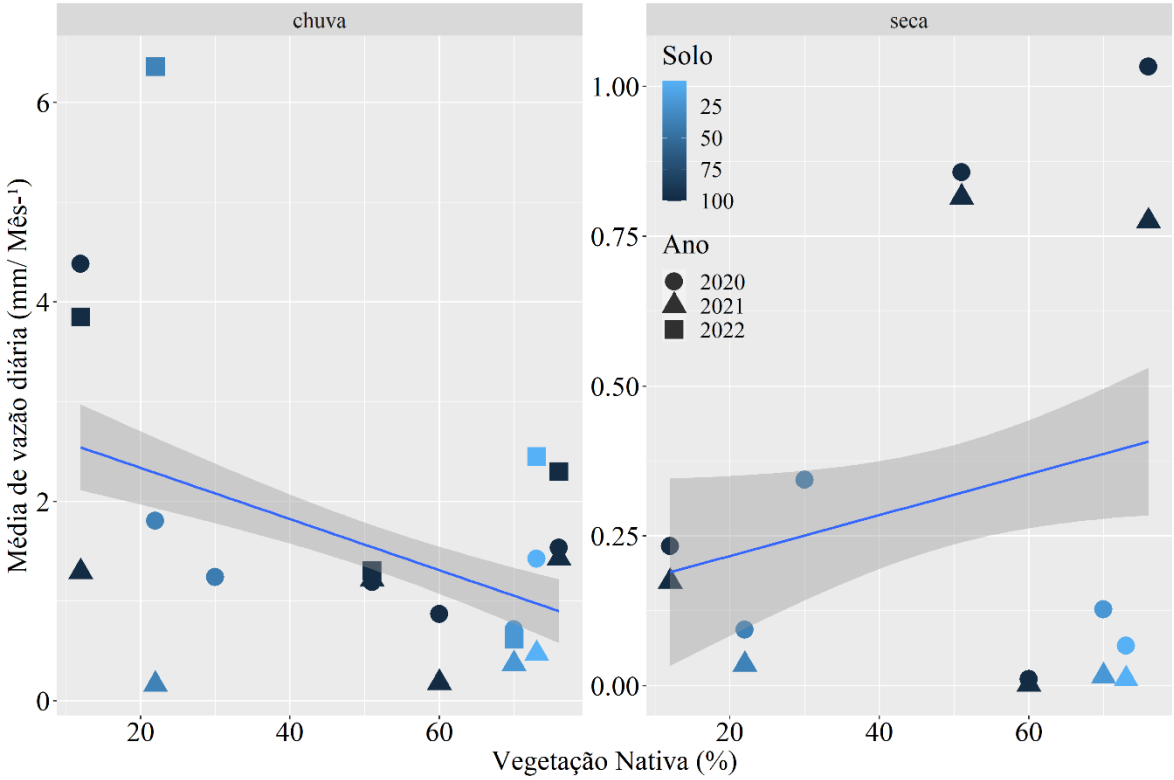


Figura 4. Média de vazão diária para os períodos de seca e chuva em oito microbacias com diferentes percentuais de área convertida na transição Cerrado – Amazônia. Solo = Percentual de latossolo e neossolo por área de cada uma das microbacias. $R^2 = 0,50$, $p < 0,01$.

Microbacias com maior percentual de área convertida apresentaram menor NDVI tanto na seca quanto na chuva, contudo microbacias com percentual semelhante de área convertida também apresentaram considerável variação no NDVI. Nesses casos microbacias com maior NDVI apresentaram vazão mais baixa, tanto no período chuvoso quanto no seco, em relação a microbacias com percentual semelhante de vegetação nativa e menor NDVI ($p<0,01$; **Figura 5**).

Nosso modelo preditivo indicou ainda que quanto maior o percentual de área convertida em microbacias íngremes da transição Cerrado – Amazônia maiores serão os aumentos na vazão diária durante o período chuvoso e menor será a vazão diária durante o período seco. Por exemplo, a redução de 20% de vegetação nativa das microbacias resulta em aumento de 0,5 mm na vazão diária durante o período chuvoso, e redução de 0,2 mm durante a seca (**Figura 6**). Com a substituição de 50% da vegetação nativa em microbacias da região há um acréscimo de até 1,3 mm na vazão diária durante o período chuvoso e uma redução de 0,5 mm durante a seca. No caso mais extremo, a substituição de 90% da vegetação nativa resultou em aumento de até 3 mm durante a estação chuvosa e redução de até 1 mm durante a estação seca.

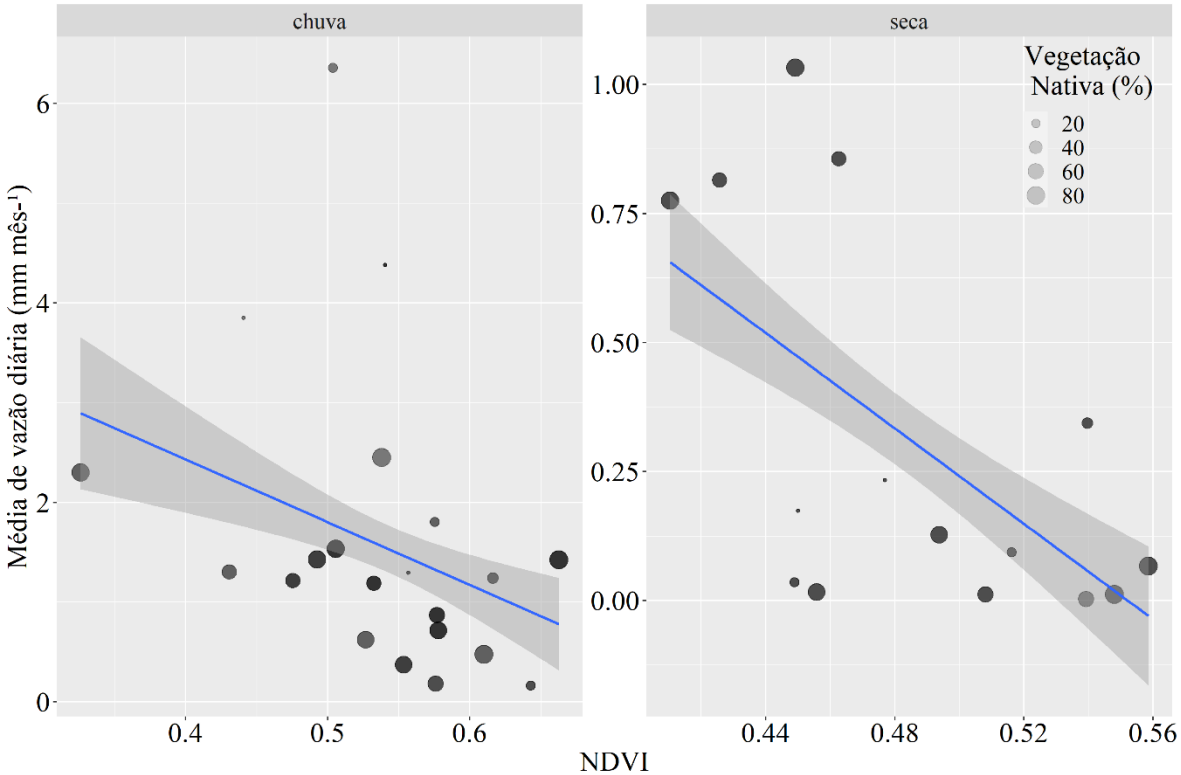


Figura 5. Média de vazão diária em função do Índice de Vegetação por diferença Normalizada (NDVI) para os períodos de seca (abril a setembro) e chuva (outubro a março) no intervalo de tempo de outubro 2019 a março de 2022 em oito microbacias com diferentes percentuais de área convertida na transição Cerrado – Amazônia, Mato Grosso, Brasil. $R^2 = 0{,}51$ e $p < 0{,}01$.

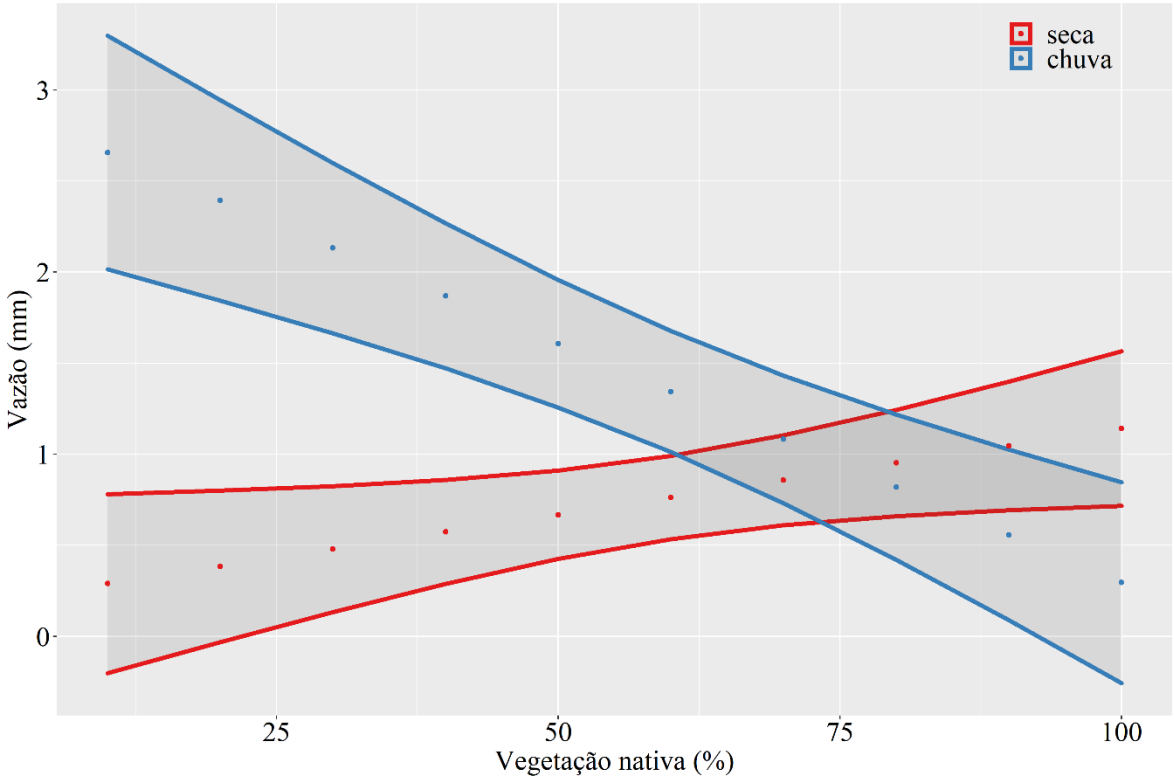


Figura 6. Modelo preditivo para vazão em função do percentual de área coberta por vegetação nativa em oito microbacias na transição Cerrado – Amazônia.

3.4 Análise dos hidrográficos

Os hidrográficos para todas as microbacias monitoradas apresentaram tendências similares, apesar da variação no tamanho das microbacias. Os hidrográficos foram representados principalmente por fluxo de base, com grandes picos durante os eventos de chuva de moderada (>10 mm dia-¹) e alta intensidade (>30 mm dia-¹; **Figura S1**). Os maiores picos de vazão foram observados em microbacias com mais de 70% de área convertida ($p = 0,02$; **Figura 7**) e ocorreram simultaneamente com o mês mais chuvoso, em fevereiro de 2020, março de 2021 e janeiro de 2022. A exceção de duas bacias com 80 e 50% de vegetação nativa, as quais apresentaram picos de vazão com um mês de atraso em 2021 (março) e 2022 (fevereiro) em relação ao mês mais chuvoso. Os hidrográficos apresentaram bastante variação espacial e temporal, com microbacias próximas geograficamente apresentando picos simultaneamente.

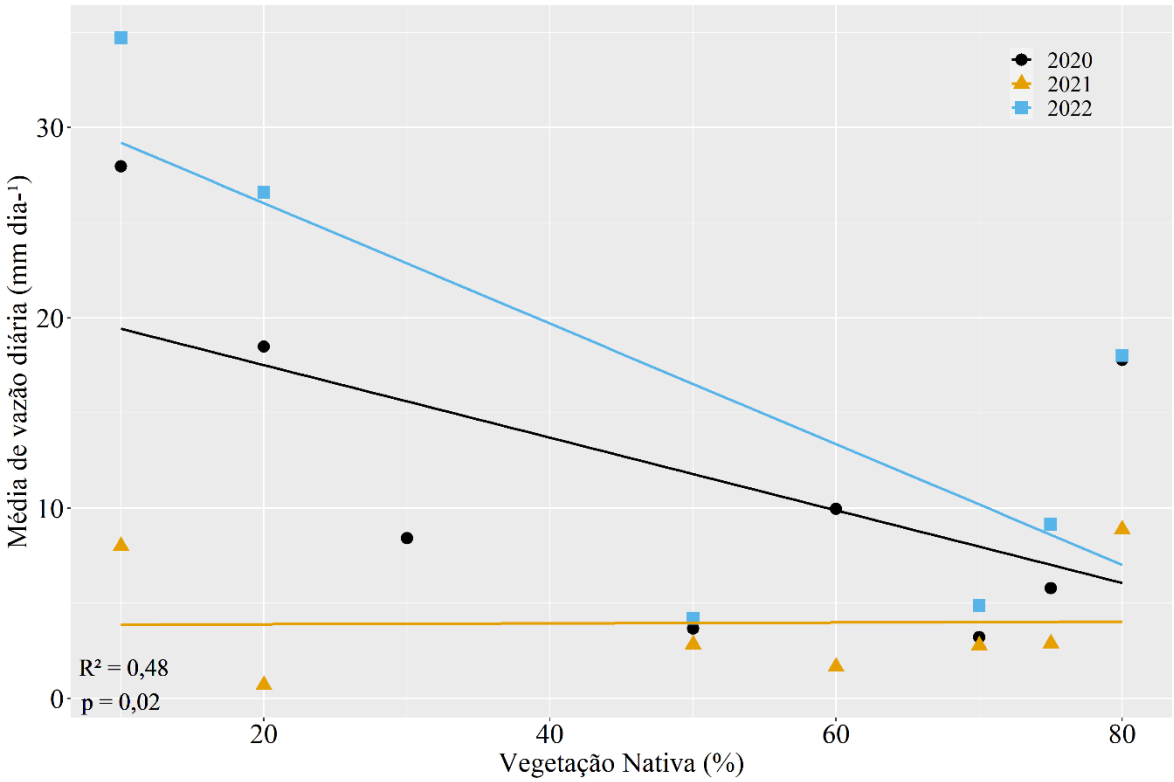


Figura 7. Média de vazão diária (1% dos maiores valores de vazão diária) em relação ao percentual de vegetação nativa em oito microbacias na transição Cerrado – Amazônia. A cor e o formato dos pontos correspondem ao ano hidrológico.

A contribuição dos picos de tempestade durante a estação chuvosa para a vazão total anual foi cerca de 20% em microbacias com até 50% de área coberta por vegetação nativa. Por outro lado, a contribuição desses picos pode chegar a 70% da vazão anual total em microbacias com mais de 60% de área convertida. Por exemplo, os picos de vazão diária durante eventos de chuva de alta intensidade (>30 mm dia-¹) correspondem a 30% da vazão anual em microbacias com mais de 70% da área convertida. Desse modo, apesar de todas as microbacias apresentarem maior parte da vazão concentrada no período chuvoso, nas microbacias com mais de 70% da área convertida a vazão no período seco foi de 10% da vazão anual, enquanto nas microbacias com mais de 50% de área nativa a vazão no período seco representou 30% da vazão anual, mesmo em anos com precipitação reduzida.

4. Discussão

Nesse estudo avaliamos como o desmatamento, as características da vegetação, os solos, e a inclinação afetam a ciclagem hidrológica e disponibilidade hídrica de microbacias

na região de transição Cerrado-Amazônia. Os nossos resultados apontaram que as vazões anuais e diárias em microbacias mais íngremes dependem diretamente do percentual de vegetação nativa, uma vez que estas vazões são sempre maiores em microbacias com maiores índices de conversão da vegetação nativa. Este aumento, no entanto, foi restrito a estação chuvosa. Ao contrário, na estação seca, houve uma redução na disponibilidade hídrica, principalmente em microbacias sob solo profundo. Registramos também considerável variação interanual, as mudanças na vazão foram muito mais evidentes em anos com mais precipitação (2020) do que em anos mais secos (2021). Estes resultados indicam que a ciclagem hidrológica e a disponibilidade de água são fortemente afetadas pelo desmatamento, mesmo em ambientes com vegetação savânica, com aumentos na vazão durante a estação chuvosa, mas importantes reduções na disponibilidade hídrica no período da seca.

Outro resultado notável do nosso estudo indicou que a sazonalidade da vazão nas microbacias estudadas é determinada pela combinação de múltiplos fatores: aumentos na área nativa convertida para agropecuária, na precipitação anual e na declividade do terreno e pela redução do NDVI, bem como pela natureza dos solos, sendo maior em Latossolos (mais permeáveis) e menor em Cambissolos (menos permeáveis). Os resultados descritos acima corroboram nossas três hipóteses: (i) as vazões anual e diária são maiores em microbacias com maior percentual de área convertidas; (ii) há maior sazonalidade na vazão das bacias convertidas, principalmente em anos mais chuvoso; (iii) os picos de vazão durante os eventos de precipitação são maiores em microbacias mais convertidas. As causas e as consequências das mudanças no ciclo hidrológico promovidas pela conversão da vegetação e da sua interação com o clima, relevo e a natureza dos substratos serão discutidas a seguir.

O aumento de cerca de duas vezes na vazão diária e anual de córregos em microbacias com altos percentuais de área convertida para pastagem ou agricultura comparado com as microbacias com maior percentual de vegetação nativa foi consistente com os resultados de outros estudos que mostram aumento na vazão em microbacias convertidas (Anache et al., 2019; Hayhoe et al., 2011; Nóbrega et al., 2017). Isso ocorre por que pastagens e culturas têm taxas evaporativas anuais em até 30% inferiores a vegetação nativa, devido à baixa estatura e aos sistemas radiculares menos desenvolvidos dessas plantas (e.g soja e capim), o que limita o acesso a água armazenada no solo, principalmente durante o período seco (Nóbrega et al., 2017; Oliveira et al., 2014). Entretanto, estudos anteriores realizados na Amazônia e Cerrado apontaram maior vazão em microbacias convertidas tanto no período chuvoso quanto no período seco (Hayhoe et al., 2011; Nóbrega et al., 2017; Tomasella et al., 2009). Isso indica que o impacto da substituição da vegetação nativa na vazão anual e sazonal dos córregos é

dependente tanto das mudanças nas taxas evaporativas quanto da capacidade de infiltração no solo (Bruijnzeel, 2004). Em geral, a vegetação nativa apresenta raízes mais profundas, e por isso, maior capacidade de ciclagem de água comparada com pastagem e culturas agrícolas anuais (Oliveira et al., 2015; Tomasella et al., 2009). Por exemplo, a substituição da vegetação nativa aumentou a densidade, reduziu a porosidade e a capacidade de infiltração em mais de 50% em solos profundos e planos em Mato Grosso, mas ainda assim a capacidade de infiltração do solo excede intensidade das chuvas nesses locais, de forma que a geração de escoamento superficial é extremamente rara (Hayhoe et al., 2011; Neill et al., 2013; Nóbrega et al., 2017).

Estudos anteriores mostraram apenas aumentos na vazão de base em resposta ao desmatamento, isso para microbacias mais planas e com solos que conseguem manter alta capacidade de infiltração após a conversão da vegetação nativa (Hayhoe et al., 2011; Neill et al., 2013; Nóbrega et al., 2017). Isso porque solos profundos, como os latossolos aqui estudados, têm alta capacidade de armazenar grandes quantidades de água e podem distribuir a umidade do solo do período chuvoso para o período seco, até mesmo de anos chuvosos para anos mais secos (Cheng et al., 2017; Tomasella et al., 2008). Assim, a lenta e gradual infiltração da água no solo para microbacias com maior percentual de área nativa reduz a sazonalidade da vazão, bem como sustenta altos índices de vazão durante os meses mais secos do ano. Nossos dados, para bacias com maior declividade (> 4% para 6 das 8 microbacias estudadas), confirmaram aumentos na vazão durante a estação chuvosas, mas consideráveis reduções na estação seca. Isso pode ser atribuído ao fato de que em áreas íngremes utilizadas para agropecuária por várias décadas há declínio acentuado da porosidade e redução da permeabilidade horizontal que favorecem a saturação da camada superficial do solo (Biggs et al., 2006; Descheemaeker et al., 2006).

Assim, o processo temporal que chamamos aqui de “economia hídrica” é quebrado com a substituição da vegetação nativa por culturas anuais ou pastagens em áreas íngremes . Nesses casos, a intensidade das chuvas pode exceder a capacidade de infiltração do solo mais rapidamente do que em ambientes cobertos por vegetação nativa, promover o escoamento superficial da água excedente, e aumento dos picos de vazão. Assim a quantidade de água deixando a microbacia após um evento de chuva excede o ganho em fluxo de base associado a mudanças na evapotranspiração, ao ponto de afetar negativamente a recarga das águas subterrâneas que sustentam o fluxo durante a estação seca (Bruijnzeel, 1989; Qazi et al., 2017; Tomasella et al., 2009) (Bruijnzeel, 1989; Qazi et al., 2017; Tomasella et al., 2009). A substituição da vegetação nativa em áreas íngremes na Índia e na África também levou a

aumentos nos extremos da vazão na estação chuvosa e seca (Qazi et al., 2017; Recha et al., 2012).

Os resultados aqui encontrados são confirmados por modelos preditivos que apontam o Cerrado como um *hot-spot* de extremos na vazão durante os períodos de chuva e seca (Peña-Arancibia et al., 2019; Siqueira et al., 2021). Esses autores mostraram que os cenários envolvendo substituição da vegetação nativa e diminuição na capacidade de infiltração do solo na bacia do Rio Tocantins sugerem que a substituição da vegetação nativa foi a variável mais importante para explicação das mudanças mensais na vazão. Contudo a sazonalidade da vazão, parece também ser modulada por mudanças na capacidade de infiltração do solo, com aumentos na vazão associados a eventos de chuva, antecipação do pico de vazão sazonal (maior aumento na vazão) em dois meses e redução do fluxo de base durante o período seco, mesmo com a correspondente diminuição no uso da água pela vegetação (Peña-Arancibia et al., 2019).

Considerando que as projeções climáticas indicam que a duração e frequência dos eventos de seca são prováveis de aumentar na região, com aumento na duração do período de déficit de água (Lima et al., 2014; Hofmann et al., 2021) e que microbacias com maior percentual de vegetação nativa apresentaram maior vazão de base durante o período seco mesmo em anos com anomalias na precipitação sugere que o papel da vegetação nativa é essencial em promover a retenção e distribuição da água ao longo do ano. No entanto, nosso estudo traz perspectivas inéditas e inovadoras ao mostrarmos uma clara relação de causa e efeito do papel integrado da cobertura da vegetação nativa, do nível de declividade do terreno, das variações interanuais do clima e do tipo de solo sobre o volume mensal e anual e sobre a sazonalidade da vazão. Desse modo, nossos modelos sugerem fortemente que só é possível entender os efeitos da conversão da vegetação nativa da transição Cerrado – Amazônia pela agropecuária sobre o ciclo hidrológicos de microbacias se consideramos a sinergia entre a estrutura da vegetação e as variações espaciais no relevo e nos tipos de solos e temporais no regime de chuvas. Essa pode ser uma das explicações para os resultados aparentemente contrastantes entre aqueles do presente estudo e aqueles de estudos conduzidos em outras microbacias do Brasil.

Implicações

Pequenos córregos são mais ameaçados por ações humanas e podem desaparecer em lugares com alta suscetibilidade a erosão (Lima et al., 2022; Macedo et al., 2018). Assim a substituição da vegetação nativa em microbacias em áreas íngremes da transição Cerrado –

Amazônia aponta o risco de crise hídrica durante o período seco do ano, além de sujeitar essas áreas a degradação do solo. As práticas de desmatamento na região para criação de gado podem causar perda de matéria orgânica, aumento da compactação do solo e erosão (Peña-Arancibia et al., 2019). Fatores que podem levar a baixa produtividade e posterior abandono dessas áreas (dos Santos et al., 2018; Spera et al., 2014).

Além disso, o atual cenário climático para a região é que eventos extremos de seca sejam mais frequentes (Gudmundsson et al., 2021; Paredes-Trejo et al., 2021). Se associarmos esse fenômeno ao fato de que nas microbacias com mais de 70% de área convertidas, a água de anos mais chuvosos estaria menos disponível na estação seca seguinte ou mesmo em anos secos subsequentes, podemos afirmar que capacidade produtiva no futuro será comprometida pela escassez hídrica. Assim, a substituição da vegetação nativa em áreas íngremes pode trazer grandes prejuízos ecossistêmicos e econômicos.

Nesse contexto, a interação das mudanças causadas pelo desmatamento e do clima é uma ameaça para a segurança hídrica e alimentar de pequenos agricultores e a economia regional. Visto que áreas íngremes e com menor aptidão agrícola tendem a ser mais distribuídas em um mosaico de pequenas propriedades rurais (Idol et al., 2011; Ribeiro et al., 2011) e que a substituição da vegetação nativa na transição entre o Cerrado e Amazônia tem o potencial de afetar o volume e a disponibilidade temporal dos recursos hídricos, isso limitará ao acesso a água para pequenos agricultores, os quais tem menos acesso a tecnologias e representam 69% dos produtores do estado, somando 81.635 propriedades pertencentes à agricultura familiar (PCI/MT).

Uma forma de minimizar esses impactos são incentivos governamentais para pequenos proprietários, incluindo pagamento por serviços ambientais para manutenção da qualidade da água e do solo sobre áreas íngremes, apoio técnico e financeiro para restauração da vegetação nativa em áreas críticas e programas educacionais sobre os benefícios da restauração da vegetação (e.g. exploração de produtos florestais não madeireiros e manejo de sistemas agroflorestais) (Idol et al., 2011; Nunes et al., 2019). A luz de nossos resultados, nós sugerimos que as atividades dos pequenos produtores levem em consideração que a produtividade de suas terras depende da manutenção da vegetação nativa em áreas íngremes. Desse modo, nós reforçamos que seja mantido ao menos 50% da vegetação nativa em áreas de Cerrado com inclinação superior a 8%, mesmo que essas não estejam protegidas dentro das reservas legais de áreas de proteção permanente previstas no Código Florestal Brasileiro (Lei Nº 12.651).

5. CONCLUSÕES

Nossos resultados sugerem que a infiltração de água no solo e recarga do lençol freático pode ser comprometida pela substituição da vegetação nativa em áreas íngremes. Destacamos ainda, a importância de estudos que avaliem o efeito do desmatamento na sazonalidade da vazão em microbacias íngremes, pois os altos picos na estação chuvosa e vazão reduzida ou inexistentes na estação seca têm implicações na disponibilidade hídrica que podem estar mascaradas em estudos que observam apenas fluxos anuais. A análise dessas variáveis em conjunto é essencial para um planejamento de restauração da paisagem mais eficiente, visando a identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade, conectividade e conservação dos solos e recursos hídricos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift 22, 711–728. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507

Anache, J.A.A., Wendland, E., Rosalem, L.M.P., Youlton, C., Oliveira, P.T.S., 2019. Hydrological trade-offs due to different land covers and land uses in the Brazilian Cerrado. Hydrology and Earth System Sciences 23, 1263–1279. https://doi.org/10.5194/hess-23-1263-2019

Biggs, T.W., Dunne, T., Muraoka, T., 2006. Transport of water, solutes and nutrients from a pasture hillslope, southwestern Brazilian Amazon. Hydrological Processes. https://doi.org/10.1002/hyp.6214

Bruijnzeel, L.A., 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? Agriculture, Ecosystems & Environment 104, 185–228. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015

Bruijnzeel, L.A., 1989. (DE) FORESTATION AND DRY SEASON FLOW IN THE TROPICS : A CLOSER LOOK Author (s): L . A . Bruijnzeel Stable URL : https://www.jstor.org/stable/43594578 (DE) FORESTATION AND DRY SEASON FLOW IN THE 1, 229–243.

Chaves, J., Neill, C., Germer, S., Neto, S.G., Krusche, A., Elsenbeer, H., 2008. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. Hydrological Processes 22, 1766–1775. https://doi.org/10.1002/hyp.6803

Cheng, Y., Ogden, F.L., Zhu, J., 2017. Earthworms and tree roots: A model study

of the effect of preferential flow paths on runoff generation and groundwater recharge in steep, saprolitic, tropical lowland catchments. Water Resources Research. https://doi.org/10.1002/2016WR020258

Coe, M.T., Costa, M.H., Soares-Filho, B.S., 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River - Land surface processes and atmospheric feedbacks. Journal of Hydrology 369, 165–174. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.043

Costa, M.H., Foley, J.A., 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO2 concentrations on the climate of Amazonia. Journal of Climate 13, 18–34. https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<0018:CEODAD>2.0.CO;2

Crist, E., Mora, C., Engelman, R., 2017. and Biodiversity Protection. Science 264, 260–264.

Curtis, P.G., Slay, C.M., Harris, N.L., Tyukavina, A., Hansen, M.C., 2018. Classifying drivers of global forest loss. Science 361, 1108–1111. https://doi.org/10.1126/science.aau3445

D'Almeida, C., Vörösmarty, C.J., Hurtt, G.C., Marengo, J.A., Dingman, S.L., Keim, B.D., 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. International Journal of Climatology 27, 633–647. https://doi.org/10.1002/joc.1475

D'Almeida, C., Vörösmarty, C.J., Marengo, J.A., Hurtt, G.C., Dingman, S.L., Keim, B.D., 2006. A water balance model to study the hydrological response to different scenarios of deforestation in Amazonia. Journal of Hydrology 331, 125–136. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.027

Davidson, E.A., de Araújo, A.C., Artaxo, P., Balch, J.K., Brown, I.F., C. Bustamante, M.M., Coe, M.T., DeFries, R.S., Keller, M., Longo, M., Munger, J.W., Schroeder, W., Soares-Filho, B.S., Souza, C.M., Wofsy, S.C., 2012. The Amazon basin in transition. Nature 481, 321–328. https://doi.org/10.1038/nature10717

Eiten, G., 1972. The Cerrado Vegetation Of Brazil. The Botanical Review 38, 201–327.

EMBRAPA, 2018. Sistema brasileiro de classificação de solos, Embrapa Solos.

EMBRAPA, 1979. Súmula da X reunião técnica de levantamento de solos (SNLCS, Série Miscelânia, 1). SNLCS, Rio de Janeiro.

Fearnside, P.M., 2016. Brazilian politics threaten environmental policies. Science 353, 746–748. https://doi.org/10.1126/science.aag0254

Ferreira, F.L.V., Rodrigues, L.N., da Silva, D.D., 2021. Influence of changes in land use and land cover and rainfall on the streamflow regime of a watershed located in the transitioning region of the Brazilian Biomes Atlantic Forest and Cerrado. Environmental Monitoring and Assessment 193, 16. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08782-5

Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., Michaelsen, J., 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. Scientific Data 2, 1–21. https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66

Gudmundsson, L., Boulange, J., Do, H.X., Gosling, S.N., Grillakis, M.G., Koutroulis, A.G., Leonard, M., Liu, J., Schmied, H.M., Papadimitriou, L., Pokhrel, Y., Seneviratne, S.I., Satoh, Y., Thiery, W., Westra, S., Zhang, X., Zhao, F., 2021. Globally observed trends in mean and extreme river flow attributed to climate change. Science 371, 1159–1162. https://doi.org/10.1126/science.aba3996

Hayhoe, S.J., NEILL, C., PORDER, S., MCHORNEY, R., LEFEBVRE, P., COE, M.T., ELSENBEER, H., KRUSCHE, A. V., 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. Global Change Biology 17, 1821–1833. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x

Hofmann, G.S., Cardoso, M.F., Alves, R.J.V., Weber, E.J., Barbosa, A.A., de Toledo, P.M., Pontual, F.B., Salles, L. de O., Hasenack, H., Cordeiro, J.L.P., Aquino, F.E., de Oliveira, L.F.B., 2021. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. Global Change Biology 27, 4060–4073. https://doi.org/10.1111/gcb.15712

Idol, T., Haggar, J., Cox, L., 2011. Ecosystem Services from Smallholder Forestry and Agroforestry in the Tropics. p. 209–270. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1309-3_5

INMET, 2019. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa [WWW Document]. URL http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bd mep (acessado 3.2.19).

IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. Cambridge University Press, Geneva, Switzerland. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415416

Lima, Letícia S., Coe, M.T., Soares Filho, B.S., Cuadra, S. V., Dias, L.C.P., Costa, M.H., Lima, Leandro S., Rodrigues, H.O., 2014. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. Landscape Ecology 29, 261–274. https://doi.org/10.1007/s10980-013-9962-1

Macedo, M.N., Coe, M.T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P.M., Neill, C., Walker, W.S., 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences 368, 20120153. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153

Mapbiomas, 2020. Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil [WWW Document]. URL https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-15.127303%2C-51.419045%2C5&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams[territoryType]= (acessado 6.26.19).

Napolis, P.M.M., Rossete, A.N., 2013. Caracterização Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes, in: Cesar Enrique de Melo; Marcia Helena Vargas Manfrinato (Org.), Rio das Mortes Introdução aos Estudos em Ecologia e Conservação. UNEMAT, Cáceres, p. 1–88.

Neill, C., Coe, M.T., Riskin, S.H., Krusche, A. V, Elsenbeer, H., Macedo, M.N., McHorney, R., Lefebvre, P., Davidson, E.A., Scheffler, R., Figueira, A.M. e S., Porder, S., Deegan, L.A., 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences 368, 20120425. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0425

Nóbrega, R.L.B., Guzha, A.C., Torres, G.N., Kovacs, K., Lamparter, G., Amorim, R.S.S., Couto, E., Gerold, G., 2017. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. PLoS ONE 12, e0179414. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179414

Nunes, S., Barlow, J., Gardner, T., Sales, M., Monteiro, D., Souza, C., 2019. Uncertainties in assessing the extent and legal compliance status of riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. Land Use Policy 82, 37–47. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.051

Oliveira, P.T.S. de, Almagro, A., Colman, C., Kobayashi, A.N.A., Rodrigues, D.B.B., Meira Neto, A.A., Gupta, H. V., 2019. Nexus of Water-Food-Energy-Ecosystem Services in the Brazilian Cerrado. Water and Climate - Modeling in large basins 9–35.

Oliveira, P.T.S., Nearing, M.A., Wendland, E., 2015. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. Earth Surface Processes and Landforms 40, 1524–1532. https://doi.org/10.1002/esp.3738

Oliveras, I., Malhi, Y., 2016. Many shades of green: The dynamic tropical forest–savannah transition zones. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 371. https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0308

Panday, P.K., Coe, M.T., Macedo, M.N., Lefebvre, P., Castanho, A.D. de A., 2015. Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. Journal of Hydrology 523, 822–829. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.018

Paredes-Trejo, F., Barbosa, H.A., Giovannettone, J., Lakshmi Kumar, T. V., Thakur, M.K., De Oliveira Buriti, C., 2021. Long-term spatiotemporal variation of droughts in the amazon river basin. Water (Switzerland) 13, 1–26. https://doi.org/10.3390/w13030351

Peña-Arancibia, J.L., Bruijnzeel, L.A., Mulligan, M., van Dijk, A.I.J.M., 2019. Forests as ‘sponges’ and ‘pumps’: Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics. Journal of Hydrology 574, 946–963. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.064

Qazi, N.Q., Bruijnzeel, L.A., Rai, S.P., Ghimire, C.P., 2017. Impact of forest degradation on streamflow regime and runoff response to rainfall in the Garhwal Himalaya, Northwest India. Hydrological Sciences Journal. https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1308637

Recha, J.W., Lehmann, J., Todd Walter, M., Pell, A., Verchot, L., Johnson, M., 2012. Stream discharge in tropical headwater catchments as a result of forest clearing and soil degradation. Earth Interactions 16, 1–18. https://doi.org/10.1175/2012EI000439.1

Rodrigues, J.A.M., Viola, M.R., Alvarenga, L.A., de Mello, C.R., Chou, S.C., de Oliveira, V.A., Uddameri, V., Morais, M.A.V., 2020. Climate change impacts under representative concentration pathway scenarios on streamflow and droughts of basins in the Brazilian Cerrado biome. International Journal of Climatology 40, 2511–2526.

https://doi.org/10.1002/joc.6347

SEPLAN, 2008. Zoneamento Socioeconômico Ecológico do Estado de Mato Grosso.

Silvério, D. V., Brando, P.M., Macedo, M.N., Beck, P.S.A.A., Bustamante, M., Coe, M.T., 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. Environmental Research Letters 10, 104015. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015

Siqueira, P.P., Oliveira, P.T.S., Bressiani, D., Meira Neto, A.A., Rodrigues, D.B.B., 2021. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. Journal of Hydrology: Regional Studies 37, 100931. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100931

Sloto, R. a., Crouse, M.Y., Survey, U.S.G., 1996. HYSEP: A Computer Program for Streamflow Hydrograph Separation and Analysis. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 96-4040 54. https://doi.org/10.3133/wri964040

Song, X.P., Hansen, M.C., Potapov, P., Adusei, B., Pickering, J., Adami, M., Lima, A., Zalles, V., Stehman, S. V., Di Bella, C.M., Conde, M.C., Copati, E.J., Fernandes, L.B., Hernandez-Serna, A., Jantz, S.M., Pickens, A.H., Turubanova, S., Tyukavina, A., 2021. Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. Nature Sustainability 4, 784–792. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z

Spera, S.A., Galford, G.L., Coe, M.T., Macedo, M.N., Mustard, J.F., 2016. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. Global Change Biology 22, 3405–3413. https://doi.org/10.1111/gcb.13298

Spracklen, D. V., Garcia-Carreras, L., 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. Geophysical Research Letters 42, 9546–9552. https://doi.org/10.1002/2015GL066063

Stickler, C.M., Coe, M.T., Costa, M.H., Nepstad, D.C., McGrath, D.G., Dias, L.C.P., Rodrigues, H.O., Soares-Filho, B.S., 2013. Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 110, 9601–6. https://doi.org/10.1073/pnas.1215331110

Tomasella, J., Hodnett, M.G., Cuartas, L.A., Nobre, A.D., Waterloo, M.J., Oliveira, S.M., 2008. The water balance of an Amazonian micro-catchment: the effect of interannual variability of rainfall on hydrological behaviour. Hydrological Processes 22,

2133–2147. https://doi.org/10.1002/hyp.6813

Tomasella, J., Neill, C., Figueiredo, R., Nobre, A.D., 2009. Water and chemical budgets at the catchment scale including nutrient exports from intact forests and disturbed landscapes, in: Amazonia and Global Change. p. 505–524. https://doi.org/10.1029/2008GM000727

Xu, X., Zhang, X., Riley, W.J., Xue, Y., Nobre, C.A., Lovejoy, T.E., Jia, G., 2022. Deforestation triggering irreversible transition in Amazon hydrological cycle. Environmental Research Letters 0–20. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4c1d

Zalles, V., Hansen, M.C., Potapov, P. V., Parker, D., Stehman, S. V., Pickens, A.H., Parente, L.L., Ferreira, L.G., Song, X.P., Hernandez-Serna, A., Kommareddy, I., 2021. Rapid expansion of human impact on natural land in South America since 1985. Science Advances 7, 1–12. https://doi.org/10.1126/sciadv.abg1620

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R, PhD Proposal. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

7. MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Percentual de área em cada uma das classes de declividade de acordo com a classificação da Embrapa, 1979.

	Plano (%)	Suave ondulado (%)	Moderadamente ondulado (%)	Ondulado (%)	Forte ondulado (%)	Montanhoso e escarpado (%)
NX1	26	58	14	2		
NX2	23	35	21	16	5	
NX3	5	21	48	17	6	3
NX4	28	48	13	5	4	
NX5	6	20	41	20	12	1
AB1	51	47	2			
CM1	35	38	15	10	2	
CM2	35	47	13	5		

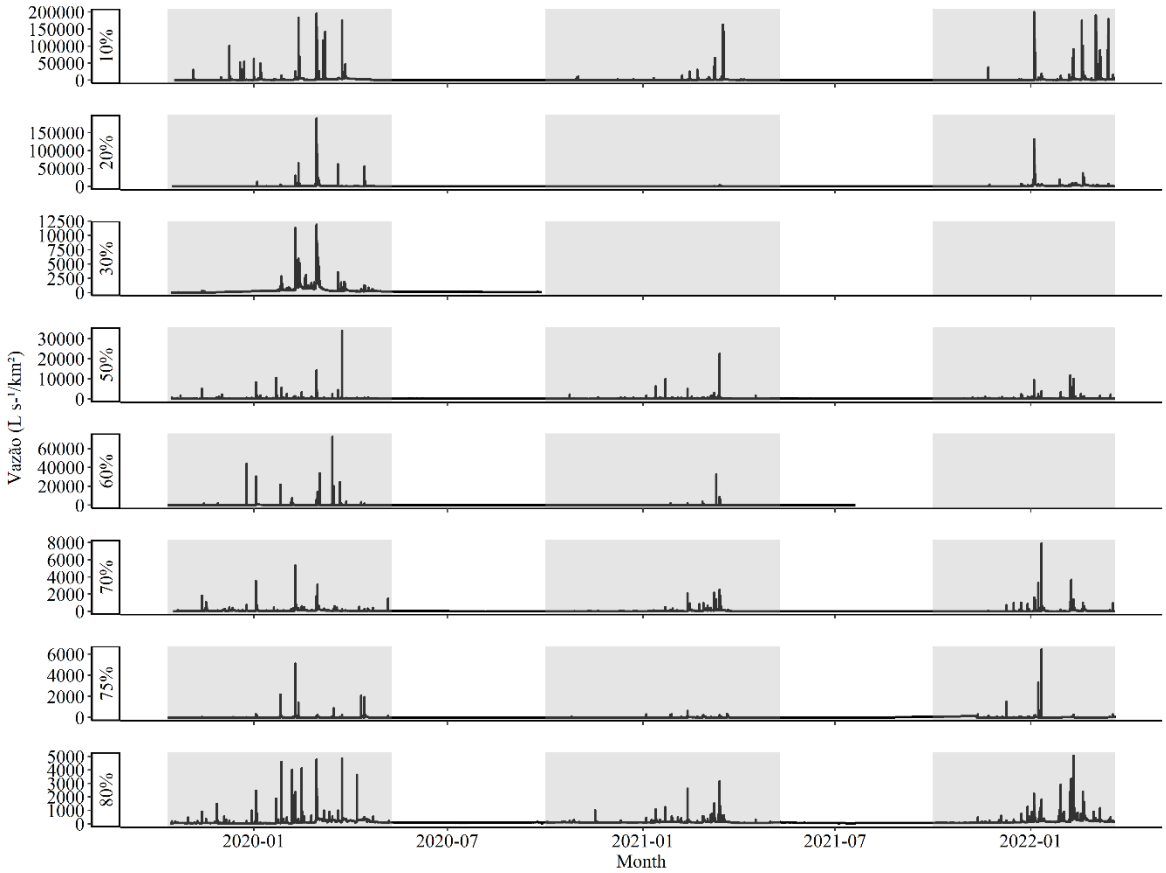
Tabela S2. Seleção de modelos. NDVI = Índice de vegetação de diferença normalizada; Precipitação com dois meses de atraso.

Modelos	Declividade	Vegetação nativa	NDVI	PPT	Solo	Vegetação nativa: Declividade	Vegetação nativa: Precipitação	Declividade: Precipitação	AICc	Peso
1	0.1439	0.0512	-6.3210	0.0338	-0.0051	-0.0058	-0.0002	-0.0015	379.3	0.301
2	0.0762	0.0234	-5.7870	0.0333	-0.0026		-0.0002	-0.0015	380.5	0.162
3	-0.0836	0.0601	-6.5600	0.0306	-0.0054	-0.0058	-0.0003	369.7	380.5	0.161

Tabela S3. Estimativas, erro padrão e valores de *t* e *p* para o melhor modelo. NDVI = Índice de vegetação de diferença normalizada

	Estimativa	**Erro padrão**	**Valor de *t***	**Valor de *p***
Intercepto	0.55	0.70	0.79	0.43
Vegetação nativa	0.05	0.02	3.04	<0,01
Precipitação	0.03	0.00	13.04	<0,01
Declividade	0.14	0.14	1.02	0.31
NDVI	-6.32	0.95	-6.67	<0,01
Solo	-0.01	0.00	-2.36	0.02
Vegetação nativa: Precipitação	0.00	0.00	-4.38	<0,01
Vegetação nativa: Declividade	-0.01	0.00	-1.83	0.07
Precipitação: Declivididade	0.00	0.00	-1.83	0.07

Figura S1. Hidrográficos para as oito microbacias monitoradas entre outubro de 2019 e março de 2022. A área cinza representa o período chuvoso. Observe que cada painel possui um eixo y. As lacunas são os períodos em que os sensores foram furtados.



.

CONCLUSÕES GERAIS

Este estudo mostra que a vegetação nativa florestal e savânica regulam componentes importantes do balanço de água e energia, e que as Unidades de Conservação e Terras Indígenas de Mato Grosso não são apenas importantes reservatórios de biomassa vegetal, mas também fornecem serviços ecossistêmicos vitais pois são capazes de manter temperaturas mais baixas da superfície terrestre, menor albedo e maior evapotranspiração do que áreas convertidas para uso na agropecuária.

Também mostramos que a conversão da vegetação nativa em áreas íngremes da transição Cerrado – Amazônia coloca em risco a segurança hídrica e alimentar de comunidades da região, pois aumenta o déficit hídrico no período seco. Além disso, o aumento predito na frequência de secas da região reforça a necessidade de recuperação e manutenção de vegetação em áreas críticas para garantir a disponibilidade hídrica.

LIMITAÇÕES E CONQUISTAS

A maior limitação para o desenvolvimento da minha tese foi a distância dos meus orientadores. Avançar de forma isolada é um processo lento, e a resolução de dúvidas é mais complexa. Apesar das restrições impostas pela pandemia do Covid-19 nos últimos dois anos, consegui manter meu monitoramento de campo em microbacias da transição Cerrado – Amazônia. A seleção das microbacias foi particularmente difícil, inicialmente cruzei informações de relevo, uso e cobertura da terra e área das microbacias, mas quando visitávamos os locais selecionados os córregos estavam represados ou totalmente secos. Por outro lado, as conversas com os agricultores locais se mostrou muito produtiva, recebi indicações de córregos perenes em suas propriedades e essa interação me ensinou que o conhecimento popular é uma ferramenta valiosa e deve ser levada em consideração para minhas próximas pesquisas. Além do conhecimento que ganhei, conversávamos sobre suas percepções dos impactos de suas atividades na disponibilidade da água dos córregos em que amostrei e ainda recebi financiamento deles para apoiar minha pesquisa em suas propriedades.

Durante o curso do meu doutorado sempre estive aberta a novas oportunidades de aprendizado. Então, em paralelo com as coletas e devido a necessidade de uma série temporal de coletas longa para construção de curva de classificação confiável para os dados dos sensores, surgiu a oportunidade de trabalhar em um projeto de forma remota, quantificando processos ecossistêmicos em TIs e UCs. Isso foi particularmente desafiador, pois tive que buscar mais literatura na área para me familiarizar com as variáveis e com a maior complexidade dos dados e análises. Essa experiencia foi um dos pontos altos do meu doutorado, pois eu tive a oportunidade de desenvolver habilidades de processamento, e sintetize de grandes conjuntos de dados geoespaciais. Esse aprendizado abriu as portas para minha atual bolsa de pesquisa junto ao Instituto Tecnológico Vale.

Também tive a oportunidade de participar de projetos interdisciplinares envolvendo cientistas de diversas áreas e países, o que me ajudou a desenvolver uma forte rede de colaborações nacionais e internacionais (IPAM, UFRA, Woodwell Climate Research Center e Universidade da Califórnia em Irvine). Meu período como pesquisadora visitante no Woodwell Climate Research Center e Universidade da Califórnia em Irvine foi um marco em minha carreira como pesquisadora, pois me oportunizou melhoras na minha

capacidade de comunicação em inglês, e experiência de trabalho com um grupo de pesquisa interdisciplinar.